

**TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**“El jabalí (*Sus scrofa*) en el Parque Nacional El Palmar, Entre  
Ríos: uso de hábitat, dieta, impactos y manejo”**

por

**Magister Sebastián A. Ballari**

**Director/a: Navarro, Joaquín L.  
Co-Director/a: Ojeda, Ricardo A.**

**Lugar de Trabajo**



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES  
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA**

**Córdoba, Argentina**

**2014**

## **COMISIÓN ASESORA**

María Laura Guichón, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA) del Centro Científico Tecnológico CONICET COMAHUE. Sede Junín de los Andes.

Diego E. Gurvich, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y. Naturales, Universidad Nacional de Córdoba - CONICET.

Joaquín L. Navarro, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y. Naturales, Universidad Nacional de Córdoba - CONICET.

## **DEFENSA ORAL Y PÚBLICA**

Lugar y Fecha:

Calificación:

### **TRIBUNAL**

Firma: ..... Aclaración: .....

Firma: ..... Aclaración: .....

Firma: ..... Aclaración: .....

## **Dedicatoria**

A mi familia, amigos y a Coty especialmente, que me acompañan y ayudan  
en este camino que elegí recorrer...

## **Agradecimientos**

En primer lugar quisiera agradecer a mi seres queridos por estar al lado mío de forma incondicional. Por otro lado, quiero agradecer a la gente que, en mayor o menor medida, colaboró para llevar a cabo este trabajo aportando conocimiento, consejos, recomendaciones, equipo y logística: Joaquín Navarro, Aristóbulo Maranta, Guillermo Gil, Ricardo Ojeda, María Noelia Barrios, Gerardo Leynaud, Eugenia Periago, Albina Leche, María Fernanda Cuevas, Martín Nuñez, Claudio Chehebar, Manuel Nores, guardaparques y empleados administrativos del Parque Nacional El Palmar (Pocho, Tatú, Germán, Eliana, Nadia, Estela, Aldo, Cristian, Mónica, etc., etc.). Finalmente, quiero destacar a las instituciones que intervinieron prestando subsidios o lugar de trabajo, posibilitando la realización de esta tesis: Universidad Nacional de Córdoba, CONICET, Centro de Zoología Aplicada, Administración de Parques Nacionales, Estancia Palmar, CENAC (Parque Nacional Nahuel Huapi, APN), Ideawild y The Rufford Foundation

**Publicaciones derivadas de la Tesis****PUBLICACIONES**

Barrios-García M. N. and **S. A. Ballari** 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14:2283-2300.  
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/mam.12015/abstract>

**Ballari S. A.** and M. N. Barrios-García 2014. A review of wild boar (*Sus scrofa*) diet and factors affecting food selection in the native and introduced ranges. *Mammal Review* 44:124-134.  
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/mam.12015/abstract>

**MANUSCRITOS EN REVISIÓN**

**Ballari S. A.**, Cuevas M. F., Cirignoli S. and A. Valenzuela. Using expert opinion based on protected areas managers perceptions to asses exotic wild boar distribution, impacts and management in Argentina. *Biological Invasions*.

**Ballari S. A.**, Cuevas M. F., Ojeda R. A. and J. L. Navarro. Diet and feeding habits of invasive wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of Argentina: composition, seasonal variation and implications on native species. *Acta Theriologica*.

**MANUSCRITOS EN PREPARACIÓN**

**Ballari S. A.** y Barrios-García M. N. Es el jabalí un depredador de nidos terrestres?

**Ballari S. A.**, Valenzuela A.E.J. and C. Anderson. Alien mammals in the Southern Cone

**Índice**

<b>Comisión asesora y evaluadora de tesis</b> .....	<b>i</b>
<b>Dedicatoria</b> .....	<b>ii</b>
<b>Agradecimientos</b> .....	<b>iii</b>
<b>Publicaciones derivadas de la tesis</b> .....	<b>iv</b>
<b>Índice</b> .....	<b>v</b>
<b>Índice de tablas y figuras</b> .....	<b>1</b>
<b>Abreviaturas</b> .....	<b>3</b>
<b>Resumen</b> .....	<b>4</b>
<b>Summary</b> .....	<b>7</b>
<b>Capítulo I. Introducción y objetivos generales. Área de estudio</b> .....	<b>10</b>
Introducción general .....	10
Objetivo general.....	15
Área de estudio .....	15
<b>Capítulo II. Plan de control de mamíferos exóticos invasores en el PNEP</b> .....	<b>21</b>
Introducción .....	21
Objetivos específicos .....	25
Métodos.....	25
Resultados .....	26
Discusión.....	30

<b>Capítulo III. Selección de hábitat.....</b>	<b>34</b>
Introducción .....	34
Objetivos específicos .....	37
Hipótesis y predicciones .....	38
Métodos.....	38
Resultados .....	41
Discusión.....	46
<b>Capítulo IV. Dieta, hábitos alimentarios y estacionalidad.....</b>	<b>49</b>
Introducción .....	49
Objetivos específicos .....	53
Hipótesis y predicciones .....	53
Métodos.....	53
Resultados .....	55
Discusión.....	63
<b>Capítulo V. Posibles impactos de la actual población de jabalí .....</b>	<b>67</b>
Introducción .....	67
Objetivos específicos .....	72
Hipótesis y predicciones .....	72
Métodos.....	73
Resultados .....	76
Discusión.....	80
<b>Capítulo VI. Efectividad en el manejo del jabalí por el monitoreo de impactos y disturbios .....</b>	<b>83</b>
Introducción .....	83
Objetivos específicos .....	84
Hipótesis y predicciones .....	84
Métodos.....	84
Resultados .....	86
Discusión.....	88
<b>Capítulo VII. Conclusiones y recomendaciones de manejo.....</b>	<b>91</b>

<b>Bibliografía.....</b>	<b>97</b>
<b>Anexo I: Planilla de registro de datos de las partidas de caza .....</b>	<b>122</b>
<b>Publicaciones derivadas de la Tesis .....</b>	<b>124</b>



## Índice de Tablas y Figuras

### Tablas

- Tabla 1. Selección de uso de hábitat en función de abundancia relativa de jabalí observada y esperada para los cuatro ambientes en estudio. (pág. 43).
- Tabla 2. Estacionalidad en el uso de hábitat por parte del jabalí en el PNEP (pág. 44).
- Tabla 3. Selección de hábitat en función de las proporciones de rastros observadas y esperadas para palmar, pastizal y cultivo. (pág. 44).
- Tabla 4. Oferta de cultivos durante el período de estudio en el ambiente “cultivo” (pág. 45).
- Tabla 5. Residuos ajustados del test G de independencia. Los valores significativos deben ser  $>1,96$  ó  $<-1,96$ . En negrita se indica el único valor significativo de la tabla. (pág. 45).
- Tabla 6. Tukey-Kramer indicando la comparación por pares de los ítems alimentarios (pág. 57).
- Tabla 7. Dieta de jabalí en el PNEP, basado en el análisis de contenido estomacal expresado en porcentaje en volumen de 107 animales cazados entre Octubre de 2009 y Diciembre de 2011 (pág. 59).
- Tabla 8. Dieta del jabalí en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos, Argentina, basado en el análisis de contenido estomacal expresado en frecuencia de ocurrencia de 107 animales cazados entre Octubre de 2009 a Diciembre de 2011 (pág. 60).
- Tabla 9. Monitoreo de huevos en nidos experimentales de ñandú y rastros encontrados en las trampas de huellas (pág. 78).
- Tabla 10. Monitoreo de los 22 nidos artificiales de tinámidos indicando el rastro de la especie involucrada en la depredación de los huevos (pág. 79).
- Tabla 11. Estudios utilizados para evaluar la depredación de plántulas de palmera yatay (pág. 87).
- Tabla 12. Datos de superficie hozada registrados en el PNEP en el período 2006-2011 (pág. 88).

### Figuras

- Figura 1. Distribución mundial de *Sus scrofa* extraída de Barrios-García y Ballari (2012) (pág. 12).
- Figura 2. Mapa de ecoregiones de Argentina, indicando la ecoregión del Monte y la ubicación del Parque Nacional El Palmar (pág. 17).
- Figura 3. Climograma promedio 1981-2000 (relación 20 mm/3°C). Estación Meteorológica de Concordia, Entre Ríos, Argentina (31° 18'S, 58° 01'O, 38 msnm) (pág. 18).
- Figura 4. Métodos de caza control del PNEP (pág. 26)
- Figura 5. Número de jabalíes cazados acumulados en el período 2006-2011 (pág. 27)
- Figura 6. Número de jabalíes cazados totales en el período 2006-2011 mediante diferentes métodos de caza y horas hombre invertidas en cada año (pág. 27).
- Figura 7. Número de jabalíes cazados y observados desde apostaderos en el período 2006-2011, y horas hombre invertidas para cada año (pág. 28).
- Figura 8. Efectividad (jabalíes cazados/100 hs) de cada método de control en el periodo 2006-2011 indicando el número total de horas invertidas (pág. 29).

- Figura 9. Número de jabalí cazados por sexo durante el periodo 2006-2011 (pág. 29).
- Figura 10. Número de individuos por clase de edad en función de las estaciones. Datos analizados sobre 100 jabalíes cazados en el período 2009-2011. (pág. 30).
- Figura 11. Mapa de vegetación del PNEP (pág. 36).
- Figura 12. Mapa del PNEP con la ubicación de las 6 zonas seleccionadas (pág. 40).
- Figura 13. Mapa ubicando los apostaderos de donde se realiza la caza de control (pág. 42).
- Figura 14. Uso de hábitat de jabalí calculado por datos de caza (pág. 42).
- Figura 15. Rastros de jabalí encontrados durante los relevamientos de parcelas (pág. 45).
- Figura 16. Curva de diversidad y curva de cambios incremental para muestras de contenido estomacal de jabalí. (pág.56).
- Figura 17. Imágenes de la colecta de muestras y análisis de algunos de los ítems alimentarios consumidos por el jabalí en el PNEP (pág. 57).
- Figura 18. Variación estacional de la dieta del jabalí en base al porcentaje en volumen de cada ítem. Entre paréntesis se indica el número de muestras por estación (pág. 61).
- Figura 19. Variación estacional de la dieta del jabalí en base a la frecuencia de ocurrencia de cada ítem (pág. 62).
- Figura 20. Comparación de dieta individuos jóvenes y adultos de jabalí en el PNEP (pág. 63).
- Figura 21. Ñandú (arriba izquierda); perdiz común; colorada; palmera yatay adulta; plántula palmera yatay. (pág. 72).
- Figura 22. Disturbios causados por depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí y por armadillos nativos (pág. 74).
- Figura 23. Nido artificial de ñandú; trampa de huellas cercana a nido artificial de ñandú (derecha arriba); preparación de nido artificial de tinámido; preparación de cámara trampa para monitoreo (pág. 76).
- Figura 24. Porcentaje de plántulas de palmera yatay depredadas acumuladas durante julio 2010 a mayo 2011 (pág. 77).
- Figura 25. Ejemplos de la depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí (pág. 82).
- Figura 26. Nido artificial depredado; registro de ñandú con cámara trampa; registro de peludo; registro de zorro de monte (pág. 80).
- Figura 27. Sitio hozado por jabalí registrado durante los monitoreos (pág. 86).
- Figura 28. Ubicación de las transectas que fueron utilizadas en los relevamientos 2006-2008 y 2010-2011 en palmares del PNEP (pág. 86).
- Figura 29. Superficie hozada (%) en palmares del PNEP durante el período 2006-2011 (pág. 88)

**Abreviaturas (ordenadas alfabéticamente)**

AP Área protegida

APN Administración de Parques Nacionales

AVPs Área Valiosa de Pastizal

ej. Ejemplo

Fig. Figura

h Hora

hs Horas

ha Hectárea

IBA Área de Importancia para la Conservación de las Aves

ind Individuos

IUCN Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

kg Kilogramo

km Kilómetro

km<sup>2</sup> Kilómetro cuadrado

m Metro

m<sup>2</sup> Metro cuadrado

mL Mililitro

p Probabilidad

PCMEI Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores del Parque Nacional El Palmar.

PN Parque Nacional

PNEP Parque Nacional El Palmar

Resol. Resolución

% Porcentaje

♀ Hembra

♂ Macho

## Resumen

Esta tesis aporta al conocimiento de aspectos relevantes de la biología, impactos y manejo del jabalí en Argentina, y más precisamente en el Parque Nacional El Palmar, provincia de Entre Ríos, perteneciente a la ecoregión del Espinal. Este trabajo que ha sido realizado sobre bases científicas sólidas y pretende contribuir con programas aplicados de manejo de ungulados exóticos y en particular de jabalí en Argentina.

Debido a los daños evidentes que el jabalí y otros mamíferos introducidos provocaban en el PNEP se comenzó a ejecutar un Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores cuyo objetivo es disminuir sus poblaciones y minimizar sus efectos negativos mediante la aplicación de diferentes métodos de caza. Como consecuencia del plan de control, fueron cazados una gran cantidad de individuos hasta la actualidad. A partir de los datos colectados de los animales cazados, se pudo determinar la proporción de sexos, que coincide con los datos de poblaciones silvestres en su distribución nativa. Contrariamente la proporción de edades registrada, con alto porcentaje de adultos difiere de estudios previos, sin embargo, se cree que esto puede estar relacionado con sesgos de diversas fuentes.

Se analizaron además aspectos de distribución, uso y selección de hábitat del jabalí en el PNEP. El uso de hábitats presentó similitudes en los métodos de muestreo utilizados. De acuerdo a los datos de caza, el jabalí prefiere ambientes con como bosques de exóticas y los pastizales, evitando palmares y chilcales. En concordancia, según el registro de indicios, el jabalí prefiere pastizales y evita palmares, y además no exhibe una elección marcada por cultivos. Teniendo en cuenta las metodologías utilizados, sus ventajas y limitaciones creo que si bien el registro de caza puede ser una herramienta más confiable, pueden existir sesgos de diversas fuentes que dificulten la interpretación del uso de hábitat por jabalí (ej. área de observación efectiva muy diferente entre ambientes). De igual manera, el registro de indicios puede tener aparejados sesgos en el registro de huellas, por ejemplo, subestimando las mismas en el palmar por su gran cobertura herbácea. El uso de áreas con gran cobertura arbórea, coincidente uno de los registros de caza, ha sido ampliamente registrado en la bibliografía. Esta selección es generalmente explicada por una alta disponibilidad de recursos alimentarios en esos ambientes, sumado a la falta de glándulas sudoríparas en el jabalí lo que genera que esta especie se refugie en ambientes que lo protejan de las altas temperaturas.

Uno de los aspectos relevantes de la biología del jabalí es su dieta. En este estudio se evaluó la composición y estacionalidad de la dieta del jabalí en el PNEP. Se determinó que la especie tiene una dieta amplia, omnívora y principalmente herbívora, dominada por maíz, hojas, aves y frutos. La presencia de maíz, utilizado como cebo para la caza control, es muy representativo en la dieta de los animales cazados pero debe sus implicancias deben tratarse con precaución ya que hay un aporte permanente y abundante de este ítem. La materia animal es abundante en comparación a otras regiones donde la especie es introducida o nativa, y está representada principalmente por palomas, muy abundantes en el área, que se estima fueron consumidas en su mayoría como carroña. La dieta muestra una marcada estacionalidad con énfasis en algunos ítems como los frutos que son consumidos principalmente en verano. Desafortunadamente con los datos de dieta obtenidos en este estudio no pudieron inferirse impactos negativos sobre especies nativas debido a que no se realizó un monitoreo de estas poblaciones ni se midieron la disponibilidad de estos ítems.

Las interacciones del jabalí con especies nativas son muy diversas e incluyen aspectos como competencia y depredación. En este estudio se evaluó la depredación de plántulas de palmera yatay y la destrucción de nidos y consumo de huevos de aves caminadoras. Los daños sobre las especies nativas en estudio no resultaron significativos en base a la población actual de jabalí en el Parque. En el caso de la palmera yatay se registró un número muy bajo de plántulas depredadas, y por otro lado, no se registró la presencia de jabalí destruyendo nidos o consumiendo huevos en nidos experimentales de aves caminadoras. Las evidencias encontradas sugieren que la población actual de jabalí, no representaría una amenaza para las especies nativas en estudio principalmente por acción del PCMEI que estaría minimizando sus impactos negativos sobre la biodiversidad del PNEP.

En último lugar, se evaluó la efectividad del plan de manejo comparando registros actuales y antecedentes bibliográficos en función del monitoreo de impactos y disturbios. De esta manera, se evaluó si los daños producidos sobre plántulas de palmera yatay y las hozadas disminuyeron en el tiempo, por acción del plan de control. La depredación de plántulas y las hozadas mostraron una marcada tendencia a disminuir en el tiempo. El daño a las plántulas parecía ser un buen indicador de la eficiencia del plan de control, ya que exhibió un patrón decreciente en función de los individuos cosechados por el plan, y además representan un daño puntual de fácil registro. Si bien las hozadas han sido utilizadas para el monitoreo de la eficiencia del PCMEI, se ha registrado que este disturbio

puede tener grandes variaciones que dependen de factores como el clima o la disponibilidad de recursos, independientemente del número de individuos que estén involucrados. De este modo, la superficie hozada podría ser un indicador que puede traer aparejado sesgos en la interpretación de eficiencia de un plan de control.

En base a los resultados encontrados en este estudio surgen las siguientes recomendaciones de manejo: 1) control de la arbustificación con plantas nativas y avance de leñosas exóticas con el objetivo de evitar la modificación del hábitat que perjudique a especies nativas y favorezca la presencia y dispersión de mamíferos exóticos; 2) regular la utilización de maíz e implementar la utilización de cebos alternativos para la atracción del jabalí a los sitios de caza con el objetivo de evitar la oferta continua y abundante de maíz como suplemento alimentario artificial; 3) evaluar la relación entre el consumo de frutos y semillas de palmera yatay por parte del jabalí, con el objetivo de evaluar su rol como dispersor o destructor de semillas; 4) continuar y mejorar el monitoreo del plan de control sumando al registro de los monitoreos anuales un indicador de efectividad de plan de como es la depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí; y 5) estudiar los efectos del PCMEI sobre la dinámica poblacional de jabalí (y ciervo axis) con el objetivo de maximizar los esfuerzos de control.

En síntesis, los resultados obtenidos en esta tesis muestran información inédita sobre la biología, impactos y manejo del jabalí en el noreste argentino y el país. Este estudio científico puede ser extrapolado, replicado y comparado en otras regiones del país y el mundo donde esta especie esté presente. En particular, para Argentina, este trabajo provee elementos fundamentales que pueden contribuir a la estructuración de estudios multidisciplinarios que tengan como objetivo el manejo de mamíferos exóticos (en particular para jabalí) y la conservación de la biodiversidad y los procesos ecosistémicos en las áreas naturales protegidas.

## Summary

This thesis contributes to the knowledge of the biology, distribution and impacts of wild boar in Espinal ecoregion, specifically the El Palmar National Park (EPNP), Entre Rios province. It also aims to contribute to management programs of wild boar in Argentina.

Wild boar overturns extensive areas of vegetation to feed on roots, insects and fungi. Due to the obvious damage by boar and other introduced mammals caused in the EPNP, the park administrators began an Invasive Exotic Mammals Control Plan (IEMCP) with objective of reducing their populations and minimize the negative effects. The data collected from hunted animals showed that the sex ratio matches the proportions from wild populations in their native range. Contrary, the age ratio indicated a high percentage of adults, which differs from prior studies, and may be related to various bias sources.

Aspects of distribution, use and habitat selection of wild boar in the EPNP were also analyzed. Habitat use showed similarities according to sampling methods. The hunting records indicated that wild boar prefers environments such as exotic woods and grasslands avoiding yatay palm forest and shrublands. In accordance, the evidence recorded in the field showed that boar prefers grasslands and avoids palm forest, while it did not exhibit a selection for crops. Given the methodologies used and their advantages and limitations, I consider that the hunting data is a more reliable tool but there may be biases from several sources that make it hard the interpretation of habitat use by wild boar. Similarly, the record evidence may have biases related to tracks registry, for example, underestimating them in the palm for its high herbaceous cover. The used of tree cover areas (hunting data) has been widely reported in the literature as a tool to identify habitat use. The selection of forested areas is explained by the high availability of food resources and shelter from high temperatures, given that boar lack of sweat glands.

One of the important aspects of the biology of the wild boar is diet. In this study I examined the composition and seasonality of the wild boar diet in EPNP. Wild boar has an omnivorous and broad diet, dominated by corn, leaves, birds and fruits. The presence of corn, which is used as bait, is very common in hunted animals, but its presence should be treated with caution as there is a continuous and abundant supply of it. Animal matter content was abundant compared to other regions where the species is native or introduced. It was mainly represented by birds, which are abundant in the area, and estimated to be consumed mostly as carrion. The diet showed a strong seasonality with emphasis on some

items, such as fruits in summer. Unfortunately, the available data is not enough to infer negative impacts on native species because there are no measurements on the availability of the different food items in the area.

Wild boar interactions with native species are very diverse, and include aspects such as competition and predation. In this study, I assessed yatay palm seedlings predation, nest destruction, and eggs predation of ground nesting birds. I found that given the current population of wild boar in the Park, the damage on native species was not significant. A very low number of palm yatay seedlings were predated, and none of the nests were destroyed or eggs predated of the experimental ground nest I set up. These findings suggest that the current population of wild boar, would not represent a threat to these native species in the EPNP.

Finally, I assessed the effectiveness of the management plan comparing actual and bibliographic records of impacts and disturbances in the EPNP. Specifically, I assessed whether the damage on yatay palm seedlings and rooting area change over time by action of the control plan. Seedling predation and rooting showed a significant reduction over time. The damage to seedlings appeared to be a good indicator of the efficiency of the control plan, as it exhibited a decreasing pattern in terms of the cumulative number of individuals hunted by the plan, and also represent a distinctive damage. While rooting have been used for monitoring the efficiency of IEMCP, it was found in other studies that this disturbance can have large variations depending on factors such as the weather, and the availability of resources. Therefore, indexes of rooting area could be lead to biases in the interpretation of efficiency of a control plan.

Based on the results found in this study, I suggest the following management recommendations: 1) prevent encroachment and advance of exotic woody plants in order to avoid habitat modification that harms native species and promotes the presence and dispersion of exotic mammals; 2) regulate the use of corn and implement the use of alternative baits in hunting sites in order to prevent continuous and abundant supply of corn; 3) evaluate the relationship between fruit and seed consumption of yatay palm by wild boar, in order to assess its role as seed disperser or destroyer; 4) continue and improve the monitoring of the control plan, recording the yatay palm seedling predation as an indicator of the control plan effectiveness; and 5) study the effects of IEMCP on the population dynamics of wild boar (and axis deer) in order to maximize control efforts.

In summary, the results of this study show new information on the biology, impacts and management of wild boar in northeastern Argentina. This scientific study can be



extrapolated, replicated, and compared to other regions of the country and the world where wild boar is present. In Argentina, this work provides fundamental information that can contribute with other multidisciplinary studies aiming to manage invasive exotic mammals populations (in particular wild boar) and to protect the biodiversity and ecosystem processes of natural protected areas.

# CAPÍTULO I

## INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES.

### ÁREA DE ESTUDIO

#### INTRODUCCIÓN GENERAL

##### **Especies exóticas invasoras en el mundo y en Argentina**

Diversas actividades humanas promueven el movimiento intencional o accidental de especies a través de sus barreras de dispersión naturales provocando el establecimiento y propagación en nuevos hábitats (Vitousek 1997, Kolar y Lodge 2001). El número de estas especies introducidas y establecidas crece anualmente causando efectos negativos en términos ecológicos y económicos (Vitousek 1997). Kolar y Lodge (2001) definen a una “especie invasiva” como una especie no nativa que se dispersa desde el punto de introducción y se convierte en abundante. Algunas de estas especies han demostrado ser altamente nocivas modificando los ecosistemas y poniendo en peligro a especies nativas (Clout y Russell 2007). En particular, Lowe et al. (2000) destaca que existen al menos catorce especies de mamíferos consideradas como algunas de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo.

En general, los centros de investigación e investigadores están mayormente localizados en países desarrollados, influenciando la cantidad de investigaciones de causa y efecto de las invasiones biológicas y también influyendo sobre las estrategias de manejo para controlar este creciente problema (Nuñez y Parchard 2010). Sin embargo, la importancia que representa la enorme diversidad de ambientes y de vida silvestre que albergan países en desarrollo como los ubicados en centro y Sudamérica merecen un interés especial en el manejo de especies exóticas invasoras.

La mayor densidad de mamíferos exóticos en América del Sur se encuentra en las ecoregiones templadas (Novillo y Ojeda 2008). En particular, en Argentina se ha descripto un gran número de mamíferos exóticos, siendo la última introducción exitosa la de la ardilla de vientre rojo (*Callosciurus erythraeus*) hace alrededor de cuatro décadas (Aprile y Chico 1999). En Argentina, los mamíferos exóticos han sido introducidos principalmente para aprovechamiento comercial, destacándose la caza deportiva y la industria pelleta

(Ballari et al. datos no publicados). Muchas de estas especies han demostrado tener numerosos impactos negativos sobre la biodiversidad nativa y los procesos ecosistémicos (Novillo y Ojeda 2008), reportándose su presencia y expansión en muchos parques nacionales (Merino et al. 2009). Una de las especies que ha sido foco de atención desde su introducción es el castor (*Castor canadensis*) que se encuentra presente en Tierra del Fuego (Argentina y Chile) y experimenta actualmente una expansión a territorio continental. El manejo de esta especie tiene un enfoque binacional lo que se tradujo en acuerdos para la erradicación del castor en 2006 y planes para la restauración de los ambientes dañados por esta especie en 2009 (Francis 2012). Además del castor, otras especies que han sido foco de numerosos estudios son la visón (*Neovison vison*), el ciervo colorado (*Cervus elaphus*), la liebre europea (*Lepus europaeus*) y el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). Estos estudios se centran principalmente en aspectos de ecología o impactos y pocos incluyen temáticas de manejo y control de estas especies (Ballari et al. datos no publicados). Una de las especies de mamíferos exóticos invasoras que ha sido descrita en menor medida en Argentina es el jabalí *Sus scrofa* (Navas 1987, Bonino 1995, Novillo y Ojeda 2008, Merino et al. 2009, Pescador et al. 2009, Cuevas et al. 2010, 2013a, 2013b).

### **Sus scrofa: generalidades biología y ecología**

El jabalí pertenece a la Familia Suidae integrada en el Orden Artiodactyla (Rossel et al. 2001). Su rango de distribución nativa se extiende desde Europa del este y la cuenca del Mediterráneo hasta Rusia del este y Japón, a través del Sudeste Asiático (Fig. 1) (Sjarmidi y Gerard 1988). Las diez especies que actualmente componen el género *Sus* se ubican principalmente en Asia, aunque el jabalí euroasiático, *Sus scrofa*, la especie más abundante, exhibe una distribución histórica más amplia, que incluye Europa y el norte de África (Palomo et al. 2007). El jabalí ha sido introducido exitosamente a lo largo de todo el mundo (Fig. 1) (Long 2003). Este fenómeno ocurre desde tiempos remotos debido a la introducción voluntaria (en la mayoría de los casos) por parte del hombre con individuos de la variedad doméstica o resultados de cruces entre jabalíes y cerdos (Rosell et al. 2001). En Europa el jabalí durante las últimas décadas ha experimentado una intensa expansión ampliando su límite de distribución septentrional hasta superar los 65°N, posiblemente debido a la combinación de factores como el éxodo de áreas rurales, cambios en las prácticas agrícolas, reintroducción, falta de depredadores, reducción en la presión de caza, cambios climáticos (Genov 1981a, Sáez-Royuela y Tellería 1986). Esta expansión ha

posibilitado la recolonización de amplias zonas de Europa donde el jabalí se había extinto como Inglaterra, Finlandia o Suecia (Rosell et al. 2001, Palomo et al. 2007).

El tamaño es variable, dependiendo de la latitud y del alimento disponible; en condiciones naturales, los machos llegan a superar los 100 kg, pudiendo alcanzar un peso de hasta 300 kg en la región de los Cárpatos (Baettig 1981, Groves 1981, Rossel et al. 2001). El color del cuerpo varía en tonalidades de gris, marrón, negro, o una mezcla de colores, con colmillos más grandes en machos; orejas ovaladas y orientadas hacia atrás. La especie muestra un marcado dimorfismo sexual, donde las hembras son generalmente de menor tamaño y peso que los machos (Rosell et al. 2001, Long 2003).



**Figura 1.** Distribución mundial aproximada de *Sus scrofa* extraída de Barrios-García y Ballari (2012). La distribución nativa está remarcada en negro, mientras que la distribución exótica (que incluye Argentina) está demarcada en gris. Los círculos grises indican la presencia del jabalí como especie exótica en islas. El símbolo '-' denota la ocurrencia del jabalí en el área con distribución exacta desconocida.

El jabalí es un animal típicamente nocturno y su período de actividad ocurre entre la puesta y la salida del sol (Cugnasse et al. 1987). Es una especie precoz donde las hembras quedan preñadas en su primer o segundo año de vida, a partir de un peso de 30 kg, es prolífica con un tamaño de camada promedio de entre 3-4 jabatos y de corta gestación (120 días) (Palomo et al. 2007). La longevidad del jabalí en condiciones naturales alcanza los 13 años (Brandt 1961). En la mayoría de los casos la proporción de sexos no difiere significativamente de la esperada (1:1) en ninguna clase de edad, con excepción de los individuos más viejos en donde suelen predominar las hembras. Las densidades de las

poblaciones de jabalí son muy variable, pudiendo encontrar en Europa valores que van desde 1 individuo/100 ha a 12,5 individuos/ 100 ha (Rosell et al. 2001).

### **Manejo y control**

Existen diversos métodos de manejo y control de las poblaciones de jabalí que incluyen técnicas letales y no letales, sin embargo su efectividad y aplicabilidad es muy variable (Massei et al. 2011). Por ejemplo, McCann and Garcelon (2008), creen que algunos factores ambientales locales y la duración de los programas son importantes determinantes en el éxito de las campañas de control. Las características propias del jabalí en cuanto a su biología, reproducción y comportamiento, provocan que el manejo y la erradicación de esta especie presente desafíos extremos (Barrios-García y Ballari 2012). Morrison et al. (2007) plantean que a través de la selección, acondicionamiento y/o aprendizaje, el jabalí que sobreviven primeras fases de las campañas de erradicación volviéndose más difíciles de encontrar. Si bien existen estrategias que combinan diversos métodos de manejo que han tenido éxito en controlar y/o erradicar las poblaciones de jabalí, estas han sido principalmente en islas (Geisser y Reyer 2004, Cruz et al. 2005, Barron et al. 2011).

### **Uso de hábitat**

En su distribución nativa el jabalí ocupa una gran diversidad de biomas que incluyen una amplia variedad de hábitats ocupando bosques, matorrales, pastizales, marismas, pantanos, periferias urbanas e incluso se registran indicios de su actividad en pastos subalpinos en altitudes superiores a los 2.400 m (Rosell et al. 2001, Long 2003). Asimismo, su extrema capacidad de adaptación le otorga un alto grado de tolerancia a la presión humana, que le permite obtener alimento en ambientes altamente antropizados como áreas de cultivos (Rosell et al. 2001, Massei y Genov 2004, Palomo et al. 2007).

### **Dieta y hábitos alimentarios**

El jabalí es una especie omnívora, con una dieta de predominancia vegetal y una elevada frecuencia de aparición de materia animal (Palomo et al. 2007). Es un ungulado de hábitos oportunistas y generalistas, que tiende a alimentarse de pocos elementos (estenofagia) abundantes, digeribles y nutritivos. Esto unido a su gran plasticidad ecológica, permite que utilice una amplia variedad de elementos en función de su disponibilidad (Rosell et al. 2001).

El jabalí ha sido estudiado en detalle en numerosas áreas de su distribución nativa y exótica (Genov 1981a, Singer 1981, Hone 2002, Schley y Roper 2003, Massei y Genov 2004, Campbell y Long 2009, Nogueira-Filho et al. 2009). Sin embargo, existen numerosos vacíos de información acerca de cómo las actividades para conseguir alimento de este ungulado altera tanto a la biodiversidad nativa de las áreas donde invade como sus procesos ecosistémicos (Barrios-García y Ballari 2012). Algunos de los impactos relacionados con la dieta incluyen alteración de las propiedades físicas y químicas del suelo, impactos en la regeneración y la reproducción de las plantas, dispersión de semillas exóticas, depredación de animales, destrucción de nidos, daños económicos por destrucción de cultivos y depredación de hacienda (Barrios-García y Ballari 2012).

### **Impactos negativos**

La gran mayoría de los estudios sobre la ecología del jabalí coinciden en que esta especie provoca un impacto significativo sobre las comunidades de plantas y animales (Massei y Genov 2004). Además, debido a su comportamiento alimentario principalmente, el jabalí altera los procesos ecosistémicos a diferentes niveles (Barrios-García y Ballari 2012). Los principales efectos negativos del jabalí incluyen la modificación de las propiedades físico/químicas del suelo, alterando por ejemplo, la descomposición, el pH y el contenido de nutrientes. El impacto sobre las comunidades de plantas incluye efectos negativos sobre el crecimiento, reproducción, cobertura vegetal, riqueza, dispersión y depredación de semillas. En las comunidades animales los impactos principales incluyen la depredación, destrucción de hábitat, competencia e hibridización (Barrios-García y Ballari 2012).

### **El jabalí en Argentina y su presencia en Áreas Protegidas (APs)**

Los primeros ejemplares de jabalí traídos desde Europa y Siberia, fueron introducidos entre 1904 y 1906 por Pedro Luro, quien pobló un coto de 200 ha de su Estancia “San Huberto” en la provincia de La Pampa, con el objetivo de cazar deportivamente la especie, una vez naturalizada (Daciuk 1978, Pescador et al. 2009). Por la caída de los alambrados perimetrales (en forma accidental o intencional) los animales quedaron en libertad donde se vieron favorecidos por las condiciones ambientales y topográficas de la región (Daciuk 1978, Navas 1987). De esta estancia fueron llevados posteriormente algunos ejemplares a la Patagonia donde posteriormente también escaparon colonizando principalmente la región de los Andes. Ambos sitios descriptos fueron los principales centros de dispersión en Argentina (Daciuk 1978, Pescador et al 2009). El

escape de estos animales y su cruce con animales domésticos dio lugar a una enorme variabilidad fenotípica de la especie en estado silvestre (obs. pers.). En particular en el Parque Nacional El Palmar la presencia del jabalí ocurre antes de la creación del parque durante la década de 1950 cuando ingresaron animales que se escaparon del cautiverio de una estancia vecina (Aristóbulo Maranta com. pers.). Merino et al. (2009) indicaba que el jabalí estaba ampliamente distribuido en los parques Nacionales de Argentina. En concordancia, Ballari et al. (en revisión) encontraron que el jabalí está presente en gran parte del territorio argentino, registrándose en al menos 26 áreas protegidas de 12 provincias. Estos resultados indican que el jabalí puede encontrarse distribuido desde el paralelo 72°O en los Andes hasta el 57°O, y ocupando latitudes desde los 28°S a los 43°S. Esta amplia distribución incluye 10 de las 15 ecoregiones terrestres presentes en nuestro país. El impacto negativo del jabalí en áreas protegidas ha sido ampliamente registrado en el mundo (Massei y Genov 2004, Barrios-García y Ballari 2012), sin embargo en Argentina los impactos negativos han sido escasamente estudiados hasta el momento.

## **OBJETIVO GENERAL**

Avanzar con el estudio del jabalí (*Sus scrofa*) en Argentina, estudiando el uso de hábitat, la composición y variación de su dieta, sus posibles impactos sobre especies nativas y finalmente evaluando los esfuerzos de manejo por controlar sus poblaciones en un área protegida, El Parque Nacional El Palmar.

## **ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio se encuentra ubicada en la ecoregión del Espinal en la subregión denominada Distrito del Ñandubay. La ecorregión o provincia del Espinal (perteneciente al Dominio Chaqueño) comprende tres subregiones principales (Figura 2, Cabrera 1971):

- Distrito del Ñandubay: comprende centro y sur de Corrientes, noroeste de Entre Ríos y centro de Santa Fe. La especie predominante es el ñandubay (*Prosopis affinis*).

- Distrito del Algarrobo: comprende centro de Córdoba, parte de Santa Fe y la mitad norte de San Luis. Las especies predominantes son el algarrobo blanco (*Prosopis alba*) y el algarrobo negro (*Prosopis nigra*).
- Distrito del Caldén: comprende este de San Luis, centro de La Pampa y una porción del sur de Buenos Aires. Este distrito está integrado por bosques xerófilos caducifolios, estepas arbustivas y de gramíneas. La especie que se destaca es el caldén (*Prosopis caldenia*).

La región del Espinal abarca una superficie de 329.395 km<sup>2</sup>. El clima es muy variable debido a su extensión siendo cálido y húmedo en el norte, y templado y seco con marcado déficit hídrico hacia el oeste y el sur. La temperatura absoluta puede oscilar desde una mínima absoluta de -14,4°C a una máxima absoluta de 43,4°C. Las épocas de heladas comprenden el periodo de mayo a agosto en Corrientes, Entre Ríos y Santa Fe, mientras que a partir del sur de Córdoba este período se extiende de abril a noviembre (SAyDS 2004). Los suelos en las planicies mal drenadas del norte del Distrito del Ñandubay son hidromórficos con la freática relativamente alta, mientras que en los interfluvios del centro sur se encuentran los planosoles; suelos aluviales y regosoles caracterizan las terrazas que bordean el Río Uruguay. En la parte este del Distrito del Algarrobo se encuentran los planosoles de textura franco-arenosa y arcillo-limosa, con un drenaje que varía de moderado a imperfecto. En la parte central los suelos tienen escaso desarrollo con sólo un horizonte superficial arenoso-franco. En general, se trata de suelos bien drenados con riesgo de erosión eólica. El desarrollo de los suelos es más marcado hacia el sur y la textura deviene más arenosa. En el Distrito del Caldenal los suelos se distinguen por su textura más gruesa, son bien drenados y pobres en materia orgánica (SAyDS 2004). En particular, el Distrito del Ñandubay se caracteriza por los bosques de ñandubay (*Prosopis affinis*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra*). Estos bosques contienen tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo, siendo este último rico en gramíneas. La altura de estas formaciones arbóreas raramente supera los 10 metros.

El Espinal se destaca por la gran dispersión de herbívoros exóticos como la liebre europea (*Lepus europaeus*), el ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y el jabalí (Burkart et al. 1999). Sumado a la amenaza potencial que representan estas especies animales introducidas, existen actualmente cambios a nivel paisaje y de uso de la tierra que incluyen el sobrepastoreo, y el desmonte para desarrollo agrícola y urbano, que ponen en peligro la estabilidad de los ecosistemas nativos (FAO 2008).



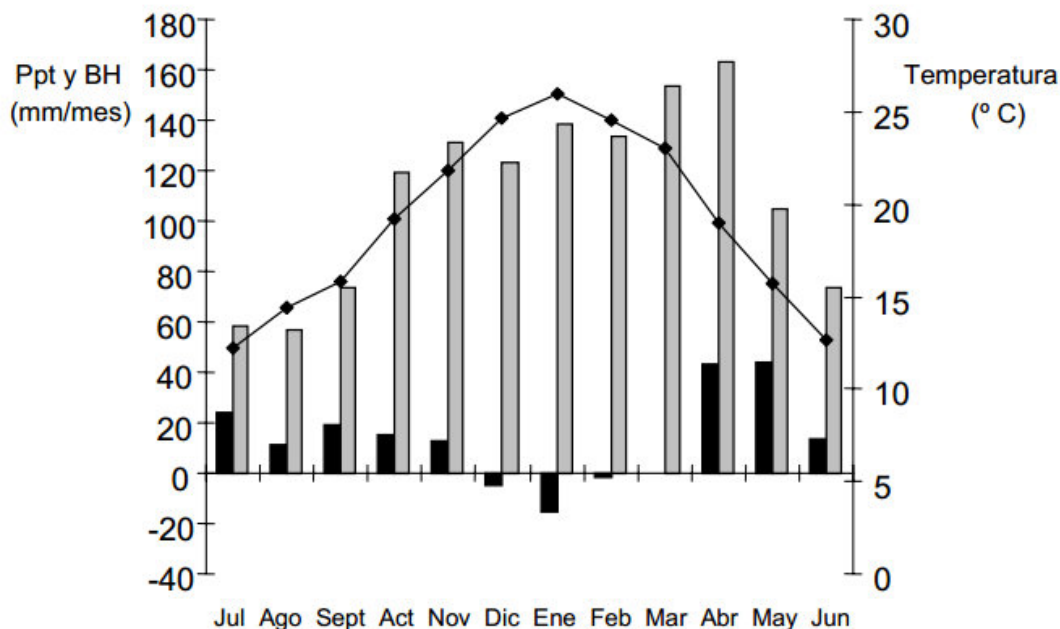


**Figura 2.** Mapa de ecoregiones de Argentina, indicando la ecoregión del Monte y la ubicación del Parque Nacional El Palmar.

### Parque Nacional El Palmar (PNEP)

El Parque Nacional El Palmar (PNEP) está ubicado en el centro-este de la provincia de Entre Ríos (Departamento de Colón), Argentina, sobre la margen derecha del Río Uruguay ( $31^{\circ}55'S$ ;  $58^{\circ}17'O$ ) (Fig. 2). Este Parque tiene una extensión de 8.500 hectáreas y fue creado en el año 1965 (Ley Nacional N° 16.802/65) con el objetivo de conservar el sector de la sabana húmeda mesopotámica que contiene los palmares de *Syagrus yatai* más extensos y densos que existen (Lunazzi 2009). El clima se caracteriza por ser lluvioso y de templado a cálido, húmedo en todas las estaciones, con verano caluroso e invierno sin bajas temperaturas (Fig. 3). Los vientos predominantes son los del noroeste, este y sudeste. Las precipitaciones están distribuidas en forma más o menos uniforme a lo largo del año, con un promedio cercano a los 1.300 mm. Su pico máximo se produce en los meses de primavera y verano y el mínimo en invierno. La humedad relativa media anual es del 75%

y, aunque las precipitaciones son más frecuentes en verano, la estación invernal es más húmeda que la estival, debido al menor período de insolación del invierno.



**Figura 3.** Climograma promedio 1981-2000 (relación 20 mm/3°C). Estación Meteorológica de Concordia, Entre Ríos, Argentina (31° 18'S, 58° 01'O, 38 msnm). Temperatura: línea continua. Precipitación: barras grises. Balance hídrico (BH): barras negras (Extraído de Rolhauser 2002)

### Vegetación del PNEP

El PNEP posee un intrincado mosaico de ambientes característicos. Los tipos de vegetación dominante en este paisaje son los pastizales (con y sin arbustos) y los palmares (Lunazzi 2009). Los bosques de palmera yatay (*Syagrus yatay*) se desarrollan sobre variados sustratos y presentan un patrón agregado en el área (APN 1994). El pastizal, principalmente compuesto por especies de gramíneas y ciperáceas, se encuentra relacionado con los palmares, formando un ecosistema único (palmar-pastizal), que brinda alimento y refugio a particulares especies de animales. Siguiendo las ondulaciones del terreno los bosques de yatay se van raleando hacia las zonas bajas, para dejar paso a sabanas. Los pajonales, son pastizales que crecen en zonas inundables, donde predominan especies de los géneros *Typha*, *Scirpus*, *Andropogon* y *Bromus*, ocurren en terrenos más bajos e inundables, formando ambientes acuáticos que albergan una importante fauna (Gangenova et al. 2012). En el Monte Xerófilo aparecen molles (*Schinus molle*), especies del género *Prosopis* (espinillo y ñandubay) junto a numerosos arbustos. El estrato

arbustivo es discontinuo y está dominado esencialmente por dos especies de chilcas de la familia Asteraceae, *Baccharis medullosa* y *Baccharis dracunculifolia* (Pignataro 2005). En las costas bajas del río Uruguay y los arroyos internos (Palmar y Los Loros) se desarrolla una prolongación de la selva en galería de la Provincia Paranaense (Cabrera 1976) con una fisonomía pluriestratificada y muy rica en especies vegetales. Abundan las enredaderas, lianas y epífitas (como el clavel del aire, género *Tillandsia*), las cuales se encuentran asociadas a distintas especies arbóreas como el arrayán del norte (*Eugenia uniflora*).

### **Fauna del PNEP**

El PNEP posee una riqueza animal muy importante teniendo en cuenta su extensión (Guía Visual de los Parques Nacionales 2005). La ictiofauna cuenta con más de 30 especies en ambientes lóticos y lénticos. Los anfibios presentan alrededor de 18 especies como la ranita trepadora (*Scinax nasica*), el sapito de las cuevas (*Bufo granulatus*), ranas urnero (*Leptodactylus latinasus*), la ranita hocicuda rayada (*Hyla squalirostris*), y el sapo buey o cururú (*Bufo paracnemis*), entre otras. La fauna de reptiles está formada por aproximadamente 31 especies. Entre los ofidios se puede encontrar a la víbora de la cruz o yarará grande (*Bothrops alternatus*), la culebra verde y negra (*Liophis poecilogyrus*), la culebra (*Boiruna maculata*), falsa yarará (*Lystrophis dorbignyi*). El saurio más común es el lagarto overo (*Tupinambis merianae*). Podemos encontrar también a la víbora de cristal (*Ophiodes intermedius*), numerosas especies de lagartijas (*Mabuya dorsivittata*, *Pantodactylus schreibersi* y *Anops kingii*), además de tres especies de tortugas (*Phrynops hilarii*, *Trachmyns dorbignyi*, *Hydromedusa tectifera*) (Guía Visual de los Parques Nacionales 2005).

El área protegida posee una avifauna muy abundante debido a la gran variabilidad de ambientes que incluyen pastizales, arbustales, bosque xerófilo, selva en galería, y palmares de distintas características (Marateo et al. 2009). La lista de aves suma 260 especies con registros u observaciones concretas de menos de 25 años de antigüedad, de las cuales el 68% son residentes, 29 % son ocasionales y 3 % son accidentales. Varias de las especies residentes están consideradas globalmente como amenazados, como el ñandú (*Rhea americana*) y el capuchino corona gris (*Sporophila cinnamomea*) (Marateo et al. 2009). Entre las especies de aves comunes encontramos al inambú colorado (*Rhynchotus rufescens*), la perdiz común (*Nothura maculosa*), la garcita blanca común (*Egretta thula*), el ipacaá (*Aramides ypecaha*), la cotorra común (*Myopsitta monachus*), el jote cabeza negra (*Coragyps atratu*), atajacaminos común (*Hydropsalis brasiliiana*), entre otros.

En materia de mastofauna se registran en el parque más de 35 especies nativas. Es importante destacar la presencia de félidos como el yaguarundí (*Herpailurus yaguaroundi*), el gato montés común (*Oncifelis geoffroyi*), y el gato de pajonal (*Lynchailurus pajeros*), y carnívoros como el zorro de monte (*Cerdocyon thous*) y el hurón menor (*Galictis cuja*). Entre los roedores podemos encontrar al carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) la vizcacha (*Lagostomus maximus*), el coipo (*Myocastor coypus*), el tuco-tuco (*Ctenomys rionegrenses*) y el cuis común (*Cavia aperea*). Los edentados son muy numerosos en el Parque encontrando al peludo (*Chaetophractus villosus*), la mulita grande (*Dasypus novemcinctus*), la mulita pampeana (*Dasypus hybridus*) y el tatú peludo (*Euphractus sexcinctus*). Para finalizar, es importante destacar la presencia del guazuncho o birá (*Mazama gouazoupira*) que representa el único ungulado nativo y de observación no muy frecuente (Guía Visual de los Parques Nacionales 2005).

### **Problemas de conservación en el PNEP**

Uno de los principales problemas de conservación del PNEP es la presencia de especies exóticas vegetales y animales. Dentro de las especies vegetales podemos encontrar, crataegus (*Pyracantha atalantoides*), durazno (*Prunus persica*), ligustro (*Ligustrum lucidum*) y acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*), el paraíso (*Melia azedarach*), este último representa una de las invasiones más extendidas, con múltiples focos en el área, y que ocupa además los palmares que son los ecosistemas de más valor de conservación del área protegida (Ruiz Selmo et al. 2000, Menvielle 2003). Mientras que en las especies animales exóticas están presentes la liebre europea (*Lepus europaeus*), el jabalí europeo (*Sus scrofa*), el ciervo axis (*Axis axis*), y el antílope negro (*Antilope cervicapra*), este último de presencia circunstancial, ya que su último registro en el parque data de 2004 (Gil obs. pers.). El manejo de las poblaciones de estas especies con el objetivo de minimizar los impactos negativos sobre el ecosistema nativo, es de interés prioritario para el PNEP.

## CAPÍTULO II

# PLAN DE CONTROL DE MAMÍFEROS EXÓTICOS

## INVASORES EN EL PNEP

### INTRODUCCIÓN

#### **Antecedentes de manejo y métodos de control**

En todo el mundo, las poblaciones de jabalí están aumentando su número y distribución (Massei et al. 2011). Este fenómeno podría ser debido a diversos factores que incluyen la falta o escasez de depredadores, la introducción ilegal deliberada por cazadores, la expansión de los sectores agrícolas, la reforestación de áreas rurales, reintroducciones, translocaciones y la utilización de suplementos alimentarios (Genov 1981a, Tolleson et al. 1995, Ickes 2001, Wood y Barrett 1979, Geisser y Reyer 2004, Spencer y Hampton 2005, O'Brien 1987). Sumado a esto, en su distribución nativa y exótica el jabalí provoca una variedad de impactos que provocan efectos negativos sobre la biodiversidad, los procesos ecosistémicos y las actividades productivas (Barrios-García y Ballari 2012). En particular, las actividades productivas se ven afectadas por daños a cultivos, consumo de pasturas para ganado, depredación de crías de ganado, transmisión de enfermedades e hibridización (Mackin 1970, Choquenot et al. 1996, Schley y Roper 2003, Gortázar et al. 2007, Barrios-García y Ballari 2012). El aumento poblacional y la expansión del jabalí, sumado a la diversidad de impactos que ocasiona, ha llevado a que esta especie se haya convertido en plaga en muchas partes del mundo. De este modo se ha generado un interés en muchas regiones por desarrollar planes de manejo para controlar sus poblaciones, tratando de minimizar así sus impactos negativos. A lo largo de su distribución se han aplicado diversos métodos de control (letales y no letales) para controlar o erradicar las poblaciones de jabalí o de cerdo salvaje (Choquenot et al. 1996, Campbell y Long 2009, Braga et al. 2010, Massei et al. 2011):

- **Trampas y corrales:** Técnica que utiliza trampas construidas en alambre y/o hierro donde se capturan animales con la ayuda de un cebo. Este es un método efectivo que puede capturar más de un animal, el cual luego puede ser sacrificado o translocado.

- **Lazos de alambre:** Método que utiliza alambre para crear lazos para capturar al animal en zonas de paso donde el animal es posteriormente sacrificado. Es una técnica económica que puede ser efectiva con bajas densidades, sin embargo, es considerada poco humanitaria y no es recomendable en áreas protegidas.
- **Caza con arma de fuego en tierra:** Método de caza que se desarrolla a pie o en vehículo generalmente con reflectores. Es una técnica que puede implicar una logística compleja que puede ser altamente efectiva y muy selectiva.
- **Caza con perros:** Técnica de caza con arma de fuego o arma blanca donde una jauría de perros persigue al jabalí. Es un método efectivo que puede remover animales en un corto período de tiempo, siendo útil en áreas de difícil acceso.
- **Caza aérea:** Método de caza que implica altos costos (ej. utilización de helicóptero) pero que resulta efectiva en áreas remotas y puede ser altamente selectiva.
- **Cebos venenosos:** Técnica de rápida acción que utiliza cebos (ej. carne) tratados con químicos tóxicos (ej. monofluoroacetato de sodio 1080) y que puede ser usada a gran escala. Puede involucrar inconvenientes que incluyen el envenenamiento a otras especies y problemas en el consumo de la carne.
- **Caza desde apostadero:** Método de caza al acecho desde una estructura elevada que implica el uso de cebo (ej. maíz remojado) para atraer al jabalí al alcance del disparo. Es una técnica que puede ser altamente selectiva.
- **Técnica de judas:** Técnica que utiliza individuos que se capturan y se los equipa con radio-telemetría para localizar los animales con los que se asocian una vez liberados. Puede ser un método efectivo para eliminar individuos remanentes.
- **Control de fertilidad:** Técnica no letal de esterilización química, que ha sido muy discutida debido a sus altos costos y poca efectividad.

La gran mayoría de los programas de erradicación exitosos emplea un enfoque de gestión integrado en el que se llevan a cabo varios métodos de control al mismo tiempo o en secuencia (Choquenot et al. 1993, Massei et al. 2011). Sin embargo, en general muchas de estas técnicas son aplicadas en programas de control que no son exitosos ya que se llevan a cabo de una manera gradual, no se financian adecuadamente y carecen de objetivos claramente establecidos o realistas (Campbell y Long 2009).

### Manejo de jabalí en APs de Argentina

El jabalí actualmente se encuentra presente en más de 26 áreas protegidas de 12 provincias diferentes en Argentina (Ballari et al., en preparación). Debido a sus impactos negativos en estas áreas, se han aplicado diversos métodos de control que incluye principalmente la caza con arma de fuego (desde vehículo o apostadero), caza a caballo con perros y la utilización de trampas. Si bien la mayoría de las APs con presencia de jabalí han aplicado por lo menos un método de control, éstos no han sido llevados a cabo de forma intensiva y sistemática en el marco de un plan de manejo bien consolidado. Uno de los pocos ejemplos de estrategias de gestión aplicadas sistemáticamente en Argentina en torno a los mamíferos exóticos se desarrolla en el Parque Nacional El Palmar, donde durante varios años se han implementado diversos métodos de caza para controlar las poblaciones de los mamíferos introducidos presentes en el área (Ballari et al., en preparación).

### **Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores en el PNEP**

En Argentina el pobre entendimiento de la distribución y ecología de las especies de mamíferos invasores y sus efectos sobre el ecosistema limita el desarrollo de programas de manejo (Merino et al. 2009). Sin embargo, en ocasiones es importante tomar los ejemplos de manejo y control de otras zonas (Estados Unidos y Australia) donde el manejo y control de las poblaciones de mamíferos exóticos invasores es implementado desde hace décadas (Coblentz y Baber 1987, Saunders et al. 1993, Campbell y Long 2009).

Hace una década atrás, en el PNEP se ha señalado que el jabalí depredaba renovales y semillas de yatay, destruía nidadas de aves de nidos terrestres, removía grandes superficies de suelo con sus hozadas, dispersaba semillas de vegetales exóticos invasores y era un potencial transmisor de enfermedades (Lunazzi, et al. 2004, Gil 2008). En el área no existen estudios poblacionales de los mamíferos exóticos que incluyen al jabalí, ciervo axis y antílope negro, de presencia histórica. Sin embargo, en función de los impactos reales y potenciales de estas especies, se puso en marcha la gestión para implementar diferentes estrategias de manejo para disminuir las poblaciones de estas especies y minimizar sus impactos negativos sobre el ecosistema nativo. La caza con fines de control comenzó en los años 1983 para jabalí y en 1996 para ciervo axis. En el año 1996 se elabora y aprueba un plan de control para jabalí, sin embargo, la caza de control se continuó realizando sin seguir un plan sistemático ni continuo. Principalmente se utilizaron vehículos con reflector y fusil, y en menor medida caza con caballos y perros sacrificando al animal con cuchillo, y apostaderos con el uso de cebaderos utilizando arma de fuego; siempre con personal de

la APN. Posteriormente personal del PNEP y de la Delegación Regional del Noroeste Argentino de la APN, elaboraron un nuevo plan de control centrado jabalí, axis y antílope negro, que se aprueba en 2005 (Resol. PD N° 154/05, APN) y se comienza a implementar en 2006. En el momento del planteo del plan de control ya no existían registros recientes de antílope negro dentro de los límites del Parque Nacional, aunque sí en estancias vecinas. Igualmente se lo incluyó como medida precautoria, porque persiste en las estancias vecinas al mismo y de ese modo existía riesgo de re-colonizaciones del área protegida. Los objetivos del Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores son reducir la superficie hizada, reducir el impacto negativo de los jabalíes sobre el reclutamiento de palmeras yatay y mantener esta tendencia en el tiempo, reducir las poblaciones de axis y antílope negro, definir los métodos, económica, social y ecológicamente más convenientes para alcanzar los objetivos anteriores. El PCMEI contempló los siguientes métodos de control con participación de cazadores externos invitados, que son regulados por el PN El Palmar: a) caza a caballo con perros utilizando cuchillo; b) caza desde vehículos con arma de fuego y reflector; c) caza desde apostaderos con arma de fuego y cebaderos; d) caza durante recorridas de rutina con arma de fuego. De estos métodos, sólo la caza de control desde apostaderos utilizando cebaderos fue la técnica más ampliamente utilizada hasta la actualidad (Gil 2008). En muchas poblaciones la caza deportiva es la principal fuente de mortalidad de adultos, y gran parte de la cosecha es selectiva, ya sea a través de reglamentos o por medio de las preferencias del cazador (Fiesta-Bianchet 2007). Sin embargo, en el PNEP la caza control no es selectiva, de este modo todos los animales exóticos objetos del control que son observados mediante cualquier método son cazados sin distinguir edad y sexo (crías, jóvenes, adultos, machos y hembras). La carne producto de los animales cosechados durante la aplicación de los métodos de control en el PNEP es sometida a análisis, para prevenir el contagio de enfermedades zoonóticas. Luego de ser aprobada para su consumo, la carne es repartida entre los cazadores participantes del plan (en compensación por el aporte logístico), el PN y comedores, escuelas y refugios de los pueblos cercanos.

El manejo de los mamíferos introducidos representa una herramienta de conservación de gran importancia que implica una gran capacidad logística y de administración de recursos. Sin embargo, su efectividad y utilidad deben ser monitoreadas regularmente para asegurar el cumplimiento de sus objetivos a largo plazo.



### **Objetivos específicos**

Evaluar la efectividad de los métodos de control de jabalí implementados en el PNEP durante el período 2006-2011 y analizar la proporción de sexos y edad de los individuos cazados.

### **MÉTODOS**

Para analizar los datos poblacionales del jabalí en el PNEP se utilizó la información registrada en las planillas de caza control del PCMEI durante el período 2006-2011. Estas planillas incluyen el registro de cuatro métodos de caza control implementados: caza a caballo con perros, caza en vehículo con reflector, caza en recorridas de rutina y caza desde apostaderos utilizando cebaderos (Fig. 4). Los registros de caza son completados por personal de la APN con colaboración de los cazadores. La información incluye datos como: fecha, sitio de caza, sexo, peso, medidas morfológicas (Anexo I). En base a los datos obtenidos se analizó el número de jabalíes cazados y las horas hombre invertidas con el objetivo de evaluar la efectividad del plan de control. Por otro lado, se evaluó la efectividad de los diferentes métodos de caza implementados por separado. Para esto, se calculó el número de jabalíes cazados cada 100 horas (horas hombre invertidas en cada método para cazar). Esta relación se planteo en función de que existían esfuerzos de caza, representados en horas invertidas, en cada método. Además, se analizó la estructura poblacional de los jabalíes cazados en base a la relación de edades (joven/adulto) estacionalmente en el período 2009-2011 ya que no se contaba con la información necesaria en la planillas de registro de caza durante el período previo. Para clasificar a los individuos en joven o adulto, se consideró como joven a los individuos que presentaban un peso por debajo de los 35 kg (Rosell et al. 2001). Se comparó además la relación de machos y hembras durante el período 2006-2011 utilizando los registros de las planillas de caza para evaluar si existieron diferencias interanuales. Finalmente con el objetivo de estimar un tamaño poblacional, se analizó la información colectada por el método caza desde apostaderos (método aplicado con mayor esfuerzo) evaluando el registro de los animales cazados y observados cada 100 horas invertidas durante el período 2006-2011. Los individuos observados están representados por los animales que fueron observados desde los apostaderos pero no pudieron ser cazados.

### Análisis estadísticos

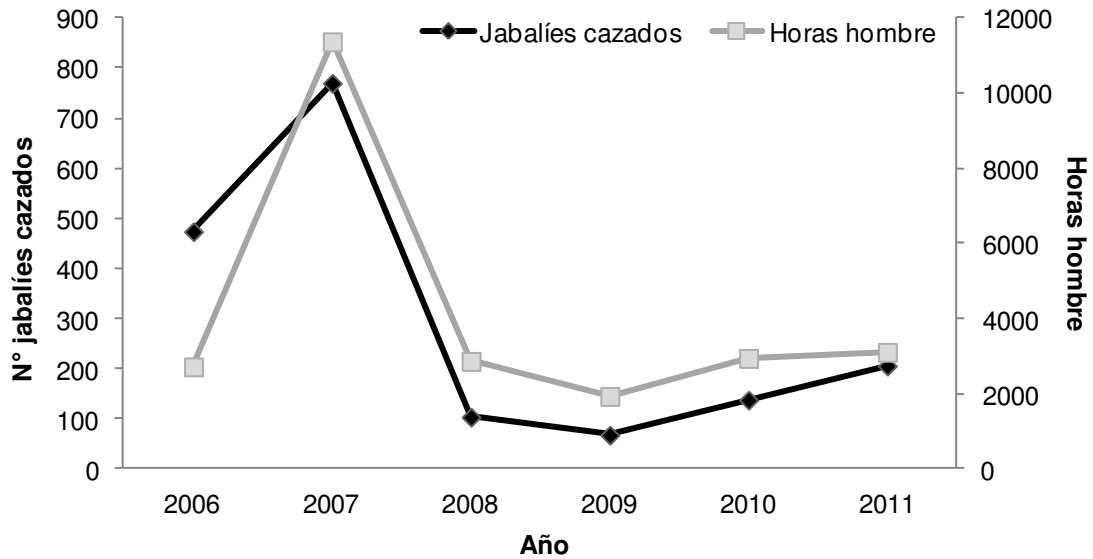
No se realizaron análisis estadísticos. Los datos registrados en este capítulo fueron interpretados de forma descriptiva.



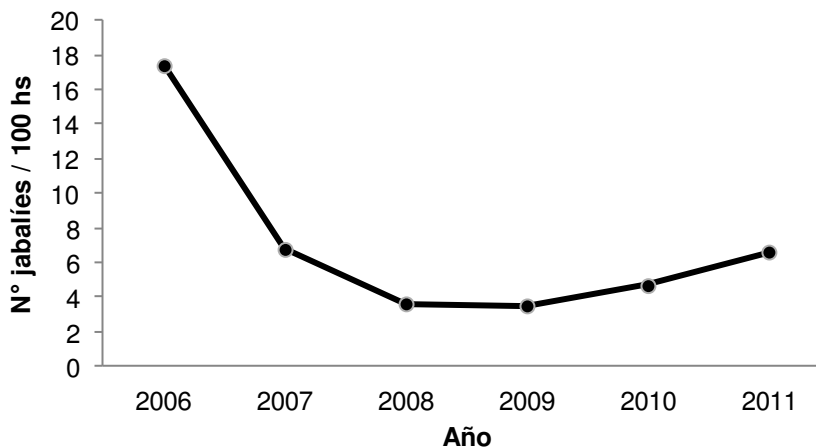
**Figura 4.** Métodos de caza control del PNEP: apostadero en ambiente de palmar (izquierda arriba); caza con caballo y perros (derecha arriba); individuos cazados luego de una jornada (izquierda abajo); registro de datos por personal del PNEP (derecha abajo).

## RESULTADOS

A partir de los registros de PCMEI se ha colectado la información de 6 años de aplicación de caza control, mediante la cual por diversos métodos se removió un total de 1760 jabalíes del PNEP. Siendo el período 2006-2007 el de mayor cosecha alcanzando un 70,7% del total (Fig. 5).



**Figura 5.** Número de jabalíes cazados totales en el período 2006-2011 mediante diferentes métodos de caza y horas hombre invertidas en cada año.



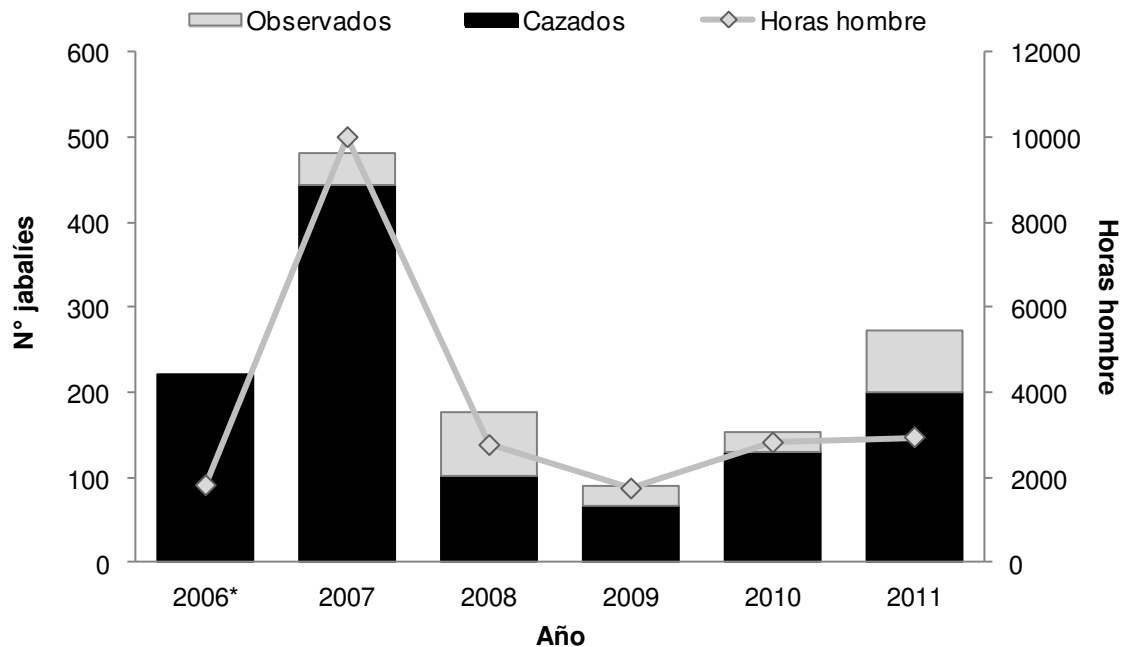
**Figura 6.** Número de jabalíes cazados totales en el período 2006-2011 mediante diferentes métodos de caza y horas hombre invertidas en cada año.

El año de mayor efectividad del PCMEI (jabalí/hora) fue 2006 donde la relación entre jabalíes cazados y horas hombre invertidas fue mayor que en el resto del período (Fig. 6). Esta relación disminuyó hasta 2009 y experimenta un crecimiento en 2010 y 2011.

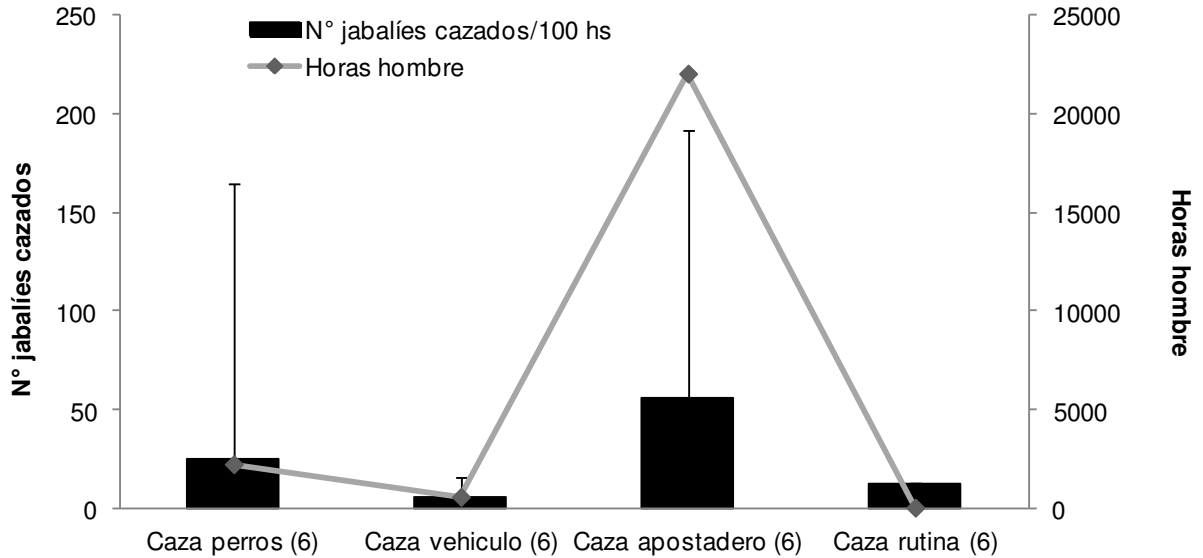
Con el objetivo de obtener una estimación de la abundancia relativa de jabalí se ha recopilado la información de jabalíes cazados y observados desde 2006 con el método de control "caza desde apostaderos" (Fig. 7). Los animales observados representan en promedio un 24,5% del total de los individuos registrados en función del período 2007-2011 (no se contabiliza 2006 ya que no se registraron individuos observados). Los

animales cazados y observados registraron un aumento en relación a las horas invertidas con el método de apostadero en el período 2011. El registro de individuos promedio desde apostaderos fue 232 ( $\pm 137$ ) animales, siendo el período 2006-2007 donde se registró el 50% del total. En el último año de registro (2011) se registró un total de 272 individuos.

En relación a la diversidad de métodos implementados, la caza con apostadero fue la más efectiva en relación al número de jabalíes cazados cada 100 hs (Fig. 8), siendo además el método en el cual se invirtió más horas hombre (2270 hs) y se cazaron más jabalíes (75,6%).

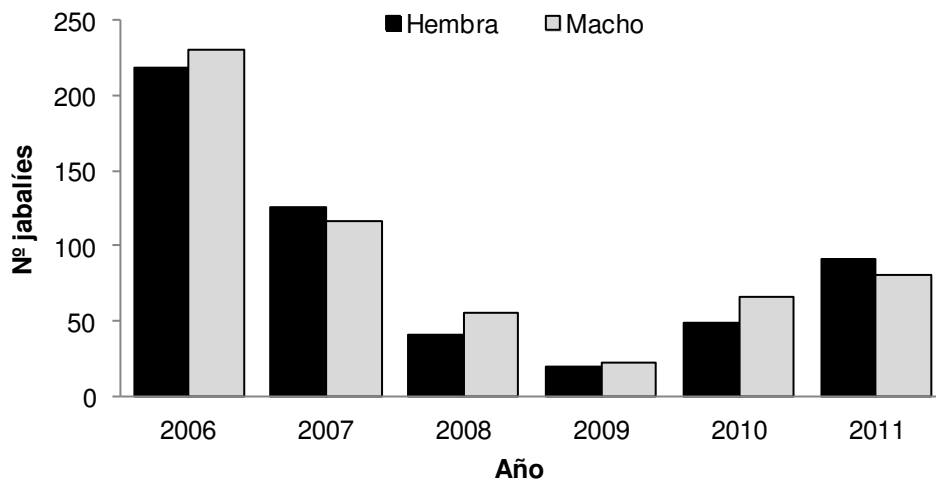


**Figura 7.** Número de jabalíes cazados y observados desde apostaderos en el período 2006-2011, y horas hombre invertidas para cada año. \*no hay registro de individuos avistados en ese año.



**Figura 8.** Efectividad (jabalíes cazados/100 hs) de cada método de control en el periodo 2006-2011 indicando el número total de horas invertidas. Entre paréntesis se indica el N y el error estándar de cada método.

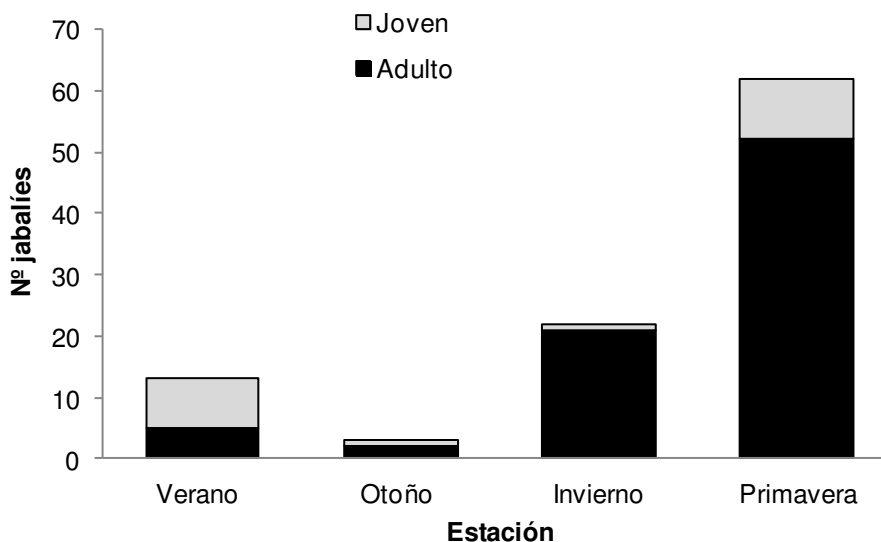
En función de la estructura poblacional y la proporción de sexos de la población del jabalí en el PNEP, se encontró que la relación entre machos y hembras fue prácticamente idéntica ( $1 \text{ ♂} : 0,95 \text{ ♀}$ ), manteniendo esa proporción durante el período analizado (Fig. 9). Se removieron en total 544 hembras y 570 machos, mientras que no pudo determinarse el sexo de los animales restantes.



**Figura 9.** Número de jabalí cazados por sexo durante el periodo 2006-2011.

Finalmente en relación a la estructura de edades, se estimó la edad de 100 individuos que fueron colectados para tomar muestras de contenido estomacal para este

trabajo en el período 2009-2011 (ver capítulo IV). La proporción de edades adulto-joven fue 1:0,25. Es decir que cada 4 animales cazados 1 era joven. Estacionalmente en la relación de edades, el número de adultos cazados fue mayor durante todo el año, con excepción del verano (Fig. 10).



**Figura 10.** Número de individuos por clase de edad en función de las estaciones. Datos analizados sobre 100 jabalíes cazados en el período 2009-2011.

## DISCUSIÓN

Los resultados encontrados en este estudio demuestran que desde la implementación del PCMEI en 2006 se cazó un número creciente de animales en función de las horas hombre invertidas en el plan. Por otro lado, el registro y monitoreo del plan de manejo, aportó información clave para evaluar parámetros poblacionales de los jabalíes en el Parque.

El número de animales removidos en el Parque ha sido considerable durante la implementación del PCMEI, promediando la cosecha total (con todos los métodos de control) de 293 ( $\pm 295$ ) individuos por año (2006-2011). Debido a que no se realizaron estudios poblacionales, se desconoce si el número de animales cosechados son los necesarios para el control de las poblaciones de jabalí. En relación al esfuerzo de control, representado en horas hombre, este fue parejo durante todo el período con excepción del año 2007. En este año en particular, se invirtieron 4 veces más horas hombre en promedio

que en el resto de los años, siendo el año con el mayor número de animales cazados. Este dato podría indicar que si el esfuerzo se intensifica el número de animales cazados podría ser mayor. Sin embargo, este esfuerzo no pudo ser sostenido en el tiempo ya que implica esfuerzos logísticos complejos por lo que esta tendencia no pudo ser comprobada. En relación particular a los diferentes métodos de control la caza desde apostaderos fue la que se aplicó con más esfuerzo, muy por encima de las otras técnicas. Este fenómeno se debió principalmente a que la logística que permite, en el caso de los apostaderos, el ingreso de un número importante de cazadores que cubren una gran variedad de ambientes en un área muy extensa del Parque al mismo tiempo.

Los datos de caza de jabalí pueden servir para estimar otros datos poblacionales, como el tamaño poblacional. En el Parque no existen depredadores naturales del jabalí por lo que la mortalidad de esta especie es debida principalmente por el hombre y sus actividades de control. De este modo, la cosecha de individuos con un esfuerzo constante y representativo del área podría dar un indicativo del tamaño poblacional. Sin embargo, no se contó con las herramientas necesarias para estimar el tamaño poblacional de acuerdo a los datos de caza. En relación a la efectividad del PCMEI, la cosecha de individuos (n° jabalí/hora) disminuye hasta 2009, indicando que luego de 2006 se necesitó invertir una mayor cantidad de horas para cazar el mismo número de individuos (Fig. 6). Esta tendencia se modifica en 2010 y 2011 donde la relación jabalí/hora aumenta, presentando valores similares a 2006, lo que podría indicar que la población experimentó un crecimiento en ese período. Esto puede deberse a una recuperación en la población como consecuencia de un aumento en la tasa de reproducción como estrategia de compensación de la mortalidad. En ese año en particular no existió un fenómeno dentro del Parque que pueda respaldar esta teoría, sin embargo, este aumento aparente en la poblaciones podría deberse a fenómenos que ocurren a nivel regional, donde una gran cantidad de campos desforestan áreas de monte y por otro lado, el reemplazo de áreas agrícolas tradicionales (trigo, soja, etc.) por cultivos forestales de eucalipto, que representa una práctica habitual en estos últimos años (obs. pers.). Estas actividades podrían provocar cambios en el comportamiento del jabalí provocando que la especie busque refugio y/o alimento en el PNEP.

Choquenot et al. (1993) indica que es probable que las poblaciones residuales de jabalíes sobrevivan a los programas de control que emplean las técnicas más tradicionales por separado o en combinación, aun cuando son llevadas a cabo de manera intensiva. En base a esto, y teniendo en cuenta que existe un flujo de animales hacia dentro y fuera del Parque, si bien las técnicas utilizadas hasta el momento han sido efectivas para cazar un

número considerable de animales (en particular, la caza con apostaderos), es esperable que el PNEP deba considerar la utilización de otros métodos alternativos (ej. trampas), en combinación con los existentes que sean enfocados en la búsqueda de los individuos remanentes. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los límites del Parque no son una barrera infranqueable para el jabalí, por lo que sus poblaciones tienen movimientos de emigración e inmigración desde y hacia los campos agrícolas vecinos al norte y al sur. De esta manera, pensar una erradicación total de las poblaciones de jabalí en el área se convierte en una tarea imposible.

Los datos que se obtuvieron del PCMEI brindaron información sobre la población del jabalí en el PNEP. Rosell et al. (2001) indica que generalmente la proporción de sexos no difiere significativamente de la esperada (1:1) en ninguna clase de edad. Durante el análisis de datos de las jornadas de caza control se ha encontrado este mismo patrón, siendo prácticamente iguales las proporciones de machos y hembras durante los seis años de registros. Este patrón sugiere que la caza no fue selectiva en relación al sexo. Contrariamente, la proporción de edades, definidas de acuerdo al peso, presentó cuatro veces más adultos que jóvenes. Este valor es anormal para poblaciones naturales que en general presentan 2/3 de juveniles (Bieber and Ruf 2005). Sin embargo, el valor encontrado en este estudio podría tener sesgos de diversas fuentes. Por un lado, la variabilidad en la maduración en relación al peso y la edad podría generar a priori una clasificación errónea de los individuos (Cellina 2008). Por otro lado, debido a que los animales considerados adultos poseen cuerpos más robustos, estos pueden ser más visibles en el campo dando lugar a mayores posibilidades al momento de acertar un tiro desde lo alto de los apostaderos. Sumado a esto, los individuos más jóvenes durante sus primeros meses de vida poseen una coloración más críptica que les permite mimetizarse con el ambiente dificultando aún más su observación y por ende su caza.

Una financiación estable, personal suficiente, la evaluación de la eficacia, un programa de investigación, la gestión de datos y un monitoreo adecuado son elementos esenciales para un programa completo de control del jabalí (Peine y Farmer 2009). En el caso del PNEP, se ha desarrollado un plan de manejo integral que involucra a personal de la APN, a cazadores deportivos de la región y a vecinos a través de los comedores de la zona, que reciben parte de la carne obtenida. En este sentido, Engeman (2007) sostiene que la financiación para el manejo de jabalí es generalmente limitada y debe ser manejada con precaución, para optimizar la conservación de los recursos naturales nativos. El convenio entre el área protegida y los clubes de caza permite afrontar los altos costos que implica



llevar a cabo un plan de manejo de fauna silvestre de esta magnitud, alcanzar a cumplimentar muchos de sus objetivos y mantenerlo en el tiempo. Algunos autores señalan que cuando la densidad de jabalí es muy baja por acción de un plan de manejo, la estimulación del personal involucrado es a menudo un reto importante y los incentivos financieros, sociales y morales son cruciales para mantener la motivación de los cazadores en la última fase de erradicación de jabalí (Cruz et al. 2005, Massei et al. 2011). Sin embargo, en este caso, donde existen limitaciones económicas, hay que considerar que los incentivos sociales o morales que se puedan otorgar no pueden interferir con los objetivos prioritarios de un área protegida, que incluyen la conservación de la diversidad biológica, el patrimonio natural, cultural y los rasgos paisajísticos.

El PCMEI continua en funcionamiento actualmente con esfuerzos similares a los descritos en este trabajo. Sin embargo, no se han llevado a cabo trabajos específicos que utilicen la información poblacional para ver como es la respuesta de la población de mamíferos introducidas para determinar fehacientemente si los métodos implementados han reducido las poblaciones de jabalí y ciervo axis. Si bien la percepción de los manejadores del Parque es que las poblaciones de jabalí se han reducido considerablemente en número (hecho que no podemos corroborar con este trabajo), la percepción de la población de ciervo axis presenta el caso contrario, ya que se cada vez parece ser más abundante en el área. Este fenómeno debería ser analizado con cuidado, ya que en el caso de que el crecimiento de alguna de las poblaciones de mamíferos exóticos se corrobore, los el plan de control y sus métodos deberían ser reprogramados para cumplimentar los objetivos propuestos por el PCMEI.

## CAPÍTULO III

# SELECCIÓN DE HÁBITAT

### INTRODUCCIÓN

#### **Características ecológicas del jabalí: uso de hábitat, distribución y abundancia de la especie en otras partes del mundo**

La selección de hábitat se podría definir como el proceso mediante el cual los individuos usan u ocupan los hábitats disponibles de una manera no aleatoria (Morris 2003). En particular, en animales, se ha destacado que ocurre la utilización de ciertos tipos de hábitats donde se tiene una mayor probabilidad de supervivencia y/o un mayor éxito reproductivo (Wirtz y Kaiser 1988). En este contexto, la disponibilidad de alimento, la depredación, la densidad poblacional y los factores climáticos son probablemente los elementos más determinantes del uso de hábitat en las especies animales (Wirtz y Kaiser 1988, Morris 2003).

El jabalí es una especie típica de bosque pero que cuenta con una gran plasticidad ecológica que le confiere la capacidad para colonizar nuevos hábitats, como marismas situadas junto al mar o prados subalpinos por encima de los 2.400 msnm (Genov 1981a, Rosell et al. 2001, Herrero 2002). En particular, elementos relacionados con las condiciones ambientales como los patrones de movimiento, la flexibilidad en el uso de hábitat y una alta tasa reproductiva, potencian la capacidad del jabalí para dispersarse y establecerse temporal o permanentemente en nuevas áreas (Dardaillon 1986). Dentro de su rango nativo, particularmente en su sector europeo, el jabalí prefiere utilizar bosques deciduos húmedos de robles y hayas (Genov 1981a). Sin embargo, su extrema capacidad de adaptación le brinda un alto grado de tolerancia a la presión humana, permitiéndole obtener alimento en ambientes agrícolas y establecerse en áreas urbanas periféricas (Rosell et al. 2001). Puntualmente el uso de zonas agrícolas con el objetivo de aprovechar los cultivos como fuente de alimento fue ampliamente registrado en su rango nativo e introducido (Mackin 1970, Macchi et al. 1995, Schley y Roper 2003, Seward et al. 2004). Por su parte, en su rango de distribución no nativo, algunas de sus poblaciones han experimentado una expansión a nuevos hábitats, como su colonización en el desierto templado de la ecorregión del Monte en Argentina (Cuevas et al. 2006, Novillo y Ojeda

2008). Numerosos autores han estudiado la distribución de las poblaciones de jabalí y su selección y uso de hábitats (Barret 1982, Dardaillon 1986, Reyna-Hurtado y Tanner 2005, Schiaffini y Vila 2012). El jabalí se ha registrado en una gran variedad de ambientes, incluso en condiciones extremas, sin embargo, numerosos estudios que se han llevado a cabo a lo largo de su distribución indican que la búsqueda de alimento juega un rol primordial en el uso de hábitat (Genov 1981a, Massei et al. 1996, Friebe y Jodice 2009)

Debido a que el jabalí es una especie principalmente nocturna y elusiva (Abaigar et al. 1994) los métodos de relevamiento mediante conteos directos (censos) son dificultosos y en ocasiones imposibles, por las características del terreno y/o a las capacidades logísticas limitadas. Por este motivo la utilización de rastros o signos (huellas, heces, hozadas, camas, zonas de alimentación, revolcaderos) para evaluaciones de selección de hábitat han sido ampliamente implementados en estudios con jabalí como métodos indirectos (Belden y Pelton 1975, Dardaillon 1986, Barret 1982, Alpe 1995, Welander 2000, Solís-Cámara et al. 2009).

### **Ensamblajes vegetales en el PNEP: distribución, composición y representatividad**

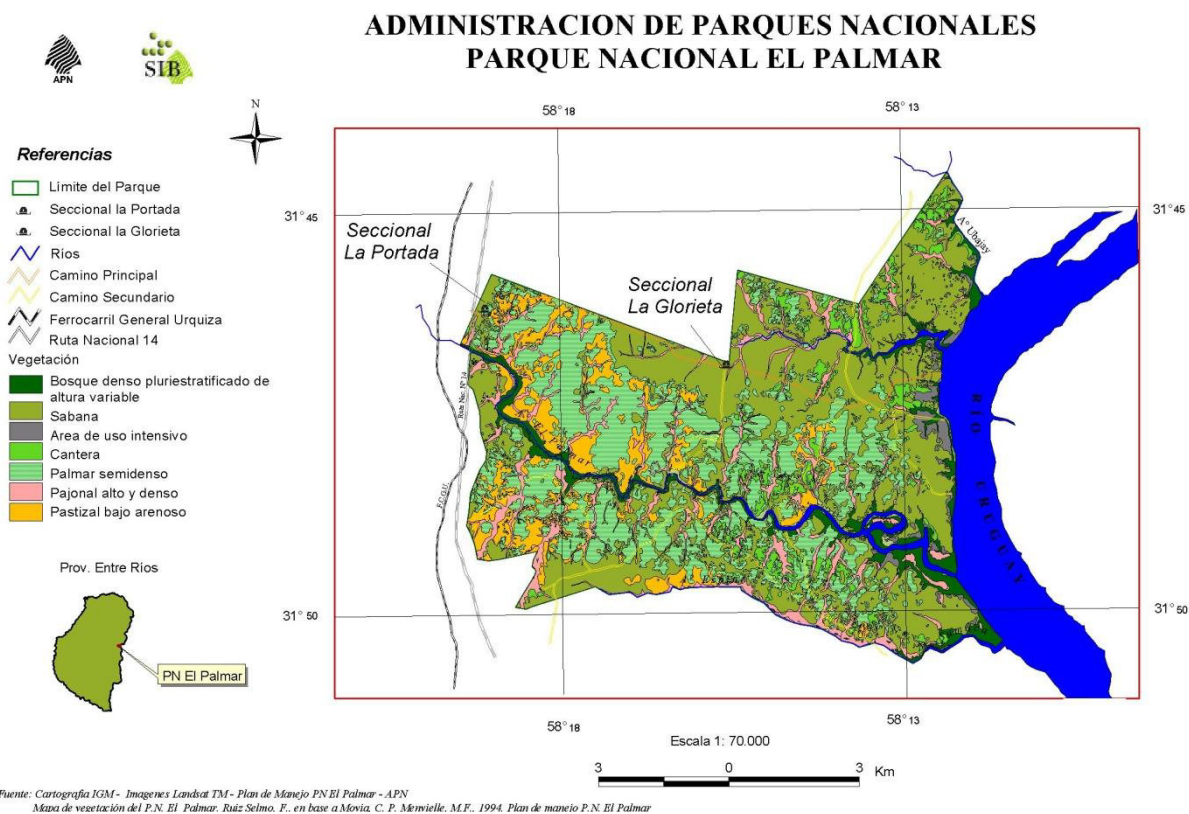
El Parque Nacional El Palmar está conformado por una sabana de tierras altas donde la vegetación presenta un patrón altamente heterogéneo que ofrece hábitats con diferencias en relación a disponibilidad de recursos alimentarios y refugio (Figura 11). Ruiz Selmo et al. (2007) identificaron 7 clases fisonómico-funcionales de vegetación:

- 1) **Psd:** Pastizales densos y semidensos de baja o mediana altura sin especies leñosas donde predominan las gramíneas asociadas a especies herbáceas y ciperáceas.
- 2) **Pa:** Pastizales abiertos, bajos y con alto porcentaje de suelo desnudo que se corresponden mayormente con zonas de antiguas canteras de canto rodado con presencia casi exclusiva de gramíneas.
- 3) **PL-A-P:** Palmares semidensos o abiertos acompañados de arbustos nativos y pastos. Son importantes los estratos bajos de cobertura, lo que indica una alta heterogeneidad de los parches de vegetación.
- 4) **PL-A-L:** Palmares densos y acompañados por leñosas arbustivas y arbóreas. Los estratos de cobertura son más altos, lo que muestra una heterogeneidad de la vegetación un poco menor. Es común la presencia de leñosas exóticas.
- 5) **L-A-P:** Mosaico dominado por arbustos nativos de mediana o baja altura, de los géneros *Baccharis* y *Eupatorium*, acompañados por leñosas arbóreas, pastos o ambos. Alta dominancia en los parches, lo que indicaría una baja diversidad específica. Las

leñosas acompañantes son principalmente nativas (mirtáceas, leguminosas, salicáceas).  
 -(denominado posteriormente chilcal)

- 6) **S:** Fisonomías con estratos de altura de la vegetación medios y altos, principalmente selva en galería. Predominan leñosas nativas como las mirtáceas pero es común la presencia de exóticas en mayor o menor grado.
- 7) **B:** Áreas dominadas por leñosas arbóreas, con estratos de altura medios y altos. Esta clase constituye el bosque xerófilo y presenta las mayores tasas de invasión por leñosas exóticas -*Melia azedarach*, *Pyraacantha atalantoides*, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum*, y *Ligustrum sinense*-(denominado posteriormente bosque de exóticas)

Estas clases de vegetación representan en el PNEP: S (7,4%), B (1,6%), L-A-P (41,6%), Pa (1,3%), PL-A-L (17,2%), PL-A-P (14,9%), Psd (2,9%). El resto de la superficie del Parque es ocupada por áreas poco definidas (12,5%) y sitios con agua permanente o semipermanente (0,5%) (Ruiz Selmo, tesis en preparación).



**Figura 11.** Mapa de vegetación del PNEP realizado por Ruiz Selmo, F. en base a Movia, C. P. Menvielle, M. F. 1994. Fuente Cartografía IGM. Imágenes Landsat TM.

Antes de la creación del Parque, el área era una estancia dedicada en parte a la producción ganadera. La presencia de ganado doméstico habría limitado la acumulación de pastos por lo que la intensidad y frecuencia de los incendios en esa época habría sido baja debido a la escasa disponibilidad de biomasa fácilmente combustible. Luego de la creación del Parque Nacional, la APN excluyó en casi su totalidad al ganado e instauró una política de supresión de incendios, y en consecuencia, los incendios que ocurrieron pese a las actividades de supresión habrían sido de mayor intensidad que los anteriores (Rolhauser 2002). Sin embargo, dentro de los procesos naturales de esta zona, la vegetación de las tierras altas del Parque ha estado históricamente sometida a regímenes de incendios naturales. Estos incendios se producen sobre todo en los meses de verano afectando áreas importantes aproximadamente una vez por década (Biganzoli et al. 2009). Actualmente, planifican "quemadas prescritas" en el PNEP como parte de los proyectos y acciones del Plan de Gestión del Parque cuyos objetivos son el control de las especies vegetales exóticas, la recuperación del pastizal, el retroceso de la arbustificación y la mejora en los ambientes para la fauna nativa.

#### **Antecedentes de abundancia o uso de hábitat del jabalí en el PNEP**

Si bien el jabalí data de la década de 1950 en el área, poco se conoce de los aspectos de uso de hábitat y abundancia relativa de la especie en los diferentes ensambles de vegetación que presenta el área de estudio. Govetto (1999) estimó la abundancia relativa de jabalí a partir de un análisis de heces registradas en cinco ambientes diferentes (arbustal-pastizal, palmar, pajonal, monte semixerófilo y selva en galería). De acuerdo a sus resultados, la densidad de heces en el palmar fue significativamente mayor que en los otros ambientes. En orden decreciente de importancia de acuerdo al registro de heces por hectáreas se destaca el monte semixerófilo, la selva en galería, el arbustal-pastizal y finalmente el pajonal.

#### **Objetivos específicos**

Determinar cuáles son los ambientes más frecuentados por el jabalí en el PNEP en función de su abundancia relativa. En particular, se evaluará: 1) cuáles son los ensambles vegetales que el jabalí selecciona positivamente; y 2) si existe un uso estacional de esos ambientes.

### **Hipótesis y predicciones**

1. Por su plasticidad ecológica, el jabalí utiliza todos los ambientes disponibles del PNEP y áreas agrícolas cercanas. Se espera que se registre la presencia del jabalí en todos los ambientes estudiados ya que la especie usa uniformemente todo el territorio.
2. Por la estrecha relación entre el uso de hábitat y la disponibilidad de alimentos, y sumado a los antecedentes de registro para su distribución nativa e introducida, el jabalí utiliza mayormente áreas de bosque y zonas agrícolas. Se espera que la abundancia relativa del jabalí sea mayor en bosques nativos (palmares) y bosques exóticos (acacia de tres espinas, crataegus, durazno, etc.) del Parque, principalmente durante el verano por el consumo de frutos. Así mismo, se espera que en otoño el jabalí utilice los ambientes agrícolas fuera del Parque, aprovechando los rastrojos de trigo y soja como fuente de alimento.

### **MÉTODOS**

Para establecer el uso de hábitat del jabalí en el PNEP se aplicaron tres tipos de metodología que ofrecen la posibilidad de trabajar con datos de diversas fuentes. Se pensó en el uso de más de una metodología para contrastar los resultados de uso de hábitat estableciendo si existía o no concordancia en los resultados finales. Así mismo, con el uso de tres métodos se aseguró alcanzar objetivos específicos planteados para este capítulo.

#### **Uso de hábitat por datos de caza**

Inicialmente se recolectaron datos del Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores del período junio de 2010 a mayo de 2011. Los datos corresponden a los registros de los jabalí cazados y observados (no cazados) que obtuvieron los cazadores en las jornadas de caza control mediante la modalidad de apostadero (puntos de observación fijos) durante horas de la tarde-noche (luego de las 18 hs). Para estandarizar estos datos y evitar sesgos por diferencia de esfuerzo de muestreo entre apostaderos, se tuvo en cuenta el número de animales (cazados + observados) en función de las horas hombre invertidas en las jornadas de caza. De esta manera, se obtuvo el número de jabalíes cazados y observados por cada 100 horas. Posteriormente, en base a la clasificación realizada por Ruiz Selmo et al. (2007), se reagruparon los ambientes clasificándolos en 4 categorías. Entre paréntesis se coloca cuales de las categorías previamente descriptas se agrupan:

1. **bosque de exóticas:** comprende bosque xerófilo invadido (B)
2. **chilcal:** comprende mosaico de arbóreas, arbustos y pastos (L-A-P)
3. **palmar:** comprende palmares densos con arbustos y arbóreas, palmares semidensos con arbustos y pastos (PL-A-P y PL-A-L)
4. **pastizal:** comprende pastizales abiertos, pastizales densos y semidensos (Psd y Pa)

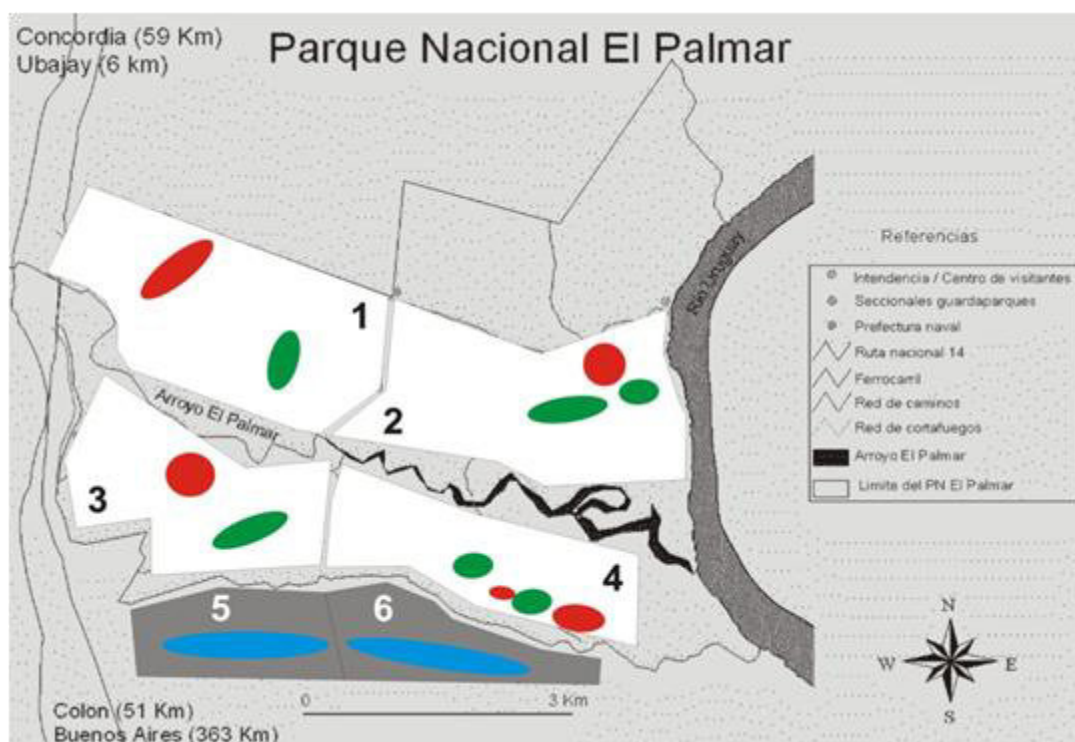
Estos ensamblajes vegetales ocupan 6757,5 ha que corresponden al 79 % del total del área protegida (8500 ha). En estos cuatro ambientes se ubican 26 apostaderos desde donde se registraron las observaciones de jabalí en el período indicado (Fig. 13): bosque de exóticas (7 apostaderos); chilcal (7 apostaderos); palmar (4 apostaderos); pastizal (8 apostaderos). El área de observación efectiva de los 26 apostaderos es de 102,2 ha, lo que representa un total del 1,5% del área de estudio dentro del Parque. Si bien los ambientes analizados presentan diferencias en cuanto la cobertura arbórea y visibilidad, los apostaderos han sido ubicados en sitios elevados con buena visibilidad facilitando el registro de los individuos.

#### **Uso de hábitat por relevamiento de indicios**

A partir de la información obtenida por datos de caza y conociendo la biología del jabalí que le confiere herramientas para explotar ambientes agrícolas en su rango de distribución nativo e introducido (Schley y Roper 2003, Pimentel et al. 2005), se evaluó agregar el estudio de un ambiente agrícola fuera del Parque Nacional. De este modo, con el objetivo de comparar el uso de ambientes dentro y fuera del Parque, se seleccionaron dos ambientes naturales representativos del PNEP que son potencialmente utilizados por jabalí y comprenden más del 36 % (3085,5 ha) de la superficie del área protegida (Ruiz Selmo et al. 2007): **pastizal** y **palmar**. Por otro lado, se analizó un ambiente antropizado: denominado “**cultivo**”, que comprendió un área con producción de soja, trigo y plantaciones de eucalipto para aprovechamiento maderero. Esta zona de dominio privado (Estancia Palmar) se encuentra fuera del Parque y limita con este en su frontera sur (zona 5 y 6, Fig 12). En este sector no se aplican métodos de control para jabalí. A priori se supone que existen movimientos cotidianos diarios entre esta área y el Parque Nacional, dado que los alambrados existentes no representan una barrera infranqueable para el jabalí. El área de estudio se dividió en zonas (Figura 12), seleccionadas por su ubicación geográfica y por su facilidad de acceso en el terreno por la presencia de caminos y sendas. No se utilizó la

clasificación de “zona” para analizar diferencias, ya que esta estratificación se implementó para obtener muestras representativas de toda el área de estudio.

Para determinar el uso de hábitat por parte del jabalí se utilizó un método indirecto registrando rastros. Adaptado de Hone (2002), se utilizaron 180 parcelas (60 por ambiente) de 10 x 2 m (Fig. 12). Estas se dispusieron con una distancia mínima de 50 metros entre una y otra, siendo cada una georeferenciada y marcada en el terreno para su posterior monitoreo. Se marcaron 60 parcelas en pastizales, 60 en palmares y 60 en el área de cultivo. Las parcelas fueron monitoreadas en cinco ocasiones entre junio de 2010 y mayo de 2011 y durante los relevamientos se registró la presencia de huellas, y cualquier otro indicio relacionado con esta especie. El registro de al menos una huella de jabalí sobre la parcela se marcó como parcela con presencia de la especie. Luego de registrar cada indicio se borraba o pisaba el rastro para dejar “limpia” la parcela. En base a lo planteado por Solís-Cámara et al. (2009) y adaptado para este estudio, se determinó la abundancia relativa de cada sitio, como el porcentaje de presencia de rastros en los grupos de parcelas por sitio: a) abundante: presencia de rastros entre 76-100% de las parcelas; b) común: presencia de rastros entre 51-75 % de las parcelas; c) escaso: presencia de rastros entre 26-50 % de las parcelas; d) raro: presencia de rastros entre 0-25 % de las parcelas.



**Figura 12.** Mapa del PNEP con la ubicación de las 6 zonas seleccionadas (1-4 dentro del PNEP, 5-6 fuera del PNEP) con parcelas en pastizales (rojo), palmares (verde) y cultivo (celeste).



### **Censo por recorridas**

Con el objetivo de estimar abundancia relativa de jabalí en los distintos ensambles vegetales del Parque se recorrieron caminos y cortafuegos en cada una de las seis zonas definidas previamente en cada campaña de muestreo (junio 2010, septiembre 2010, diciembre 2010, febrero 2011, mayo 2011). Los recorridos abarcaron entre 4 y 7 km por zona y se realizaron a pie o en un vehículo a baja velocidad (10 km/h), en las primeras horas de la mañana, o últimas de la tarde. Se registraron todos los individuos sobre la línea de marcha y a ambos lados de ésta. Se marcó con GPS el punto de observación de cada individuo o grupo de individuos y se midió la distancia entre el observador y el objetivo establecido, y el ángulo formado entre este segmento y la línea de marcha del observador. Se registró el tipo de ambiente donde se observaron los individuos durante los recorridos, a fin de evaluar la afinidad de estas especies con los diferentes ensambles vegetales que presenta el área. Los muestreos se realizaron en días con buen clima y poco viento, estandarizando así las condiciones meteorológicas de trabajo.

### **Análisis estadísticos**

Para evaluar uso de hábitat por el jabalí con los datos recolectados por relevamiento de indicios y por datos de caza se aplicaron intervalos de confianza de Bonferroni (Neu et al. 1974). Por otro lado, las variaciones estacionales del uso de hábitat fueron evaluadas mediante una prueba G de independencia.

## **RESULTADOS**

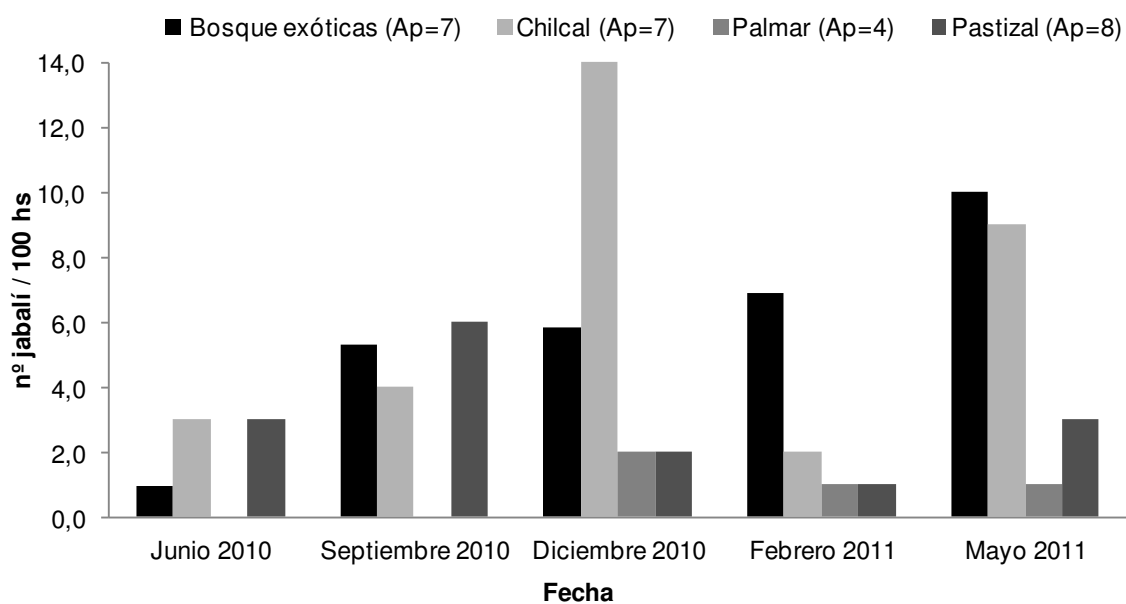
### **Uso de hábitat por datos de caza**

Con los datos de caza provenientes del Plan de Control de Mamíferos Invasores, se calculó la abundancia relativa mensual de jabalí para bosque de exóticas, chilcal, palmar y pastizal (Fig. 13). Se calculó la abundancia relativa de jabalí en los cuatro ambientes en función de los datos registrados en junio 2010, septiembre 2010, febrero 2011 y mayo 2011, en función de los animales cazados y observados, por cada 100 horas de observación (Fig. 14). Durante este período se observó en promedio una abundancia relativa mayor en chilcal 6,4 ind/100hs ( $\pm 5,0$  ind/100hs) y bosque de exóticas

5,8 ind/100hs ( $\pm 3,3$  ind/100hs), y las abundancias relativas fueron menores en pastizal 3,0 ind/100hs (1,9 ind/100hs) y palmar 0,8 ind/100 ( $\pm 0,8$  ind/100hs).



**Figura 13.** Mapa ubicando los apostaderos de donde se realiza la caza de control. En azul se indica la cantidad de jabalíes registrados (cazados y observados) entre junio 2010 y mayo 2011 por apostadero. Los círculos blancos y negros indican los apostaderos sin registro.



**Figura 14.** Uso de hábitat de jabalí calculado por datos de caza. (Ap=X): número de apostaderos por ambiente. Promedio de horas hombre por mes: 248,6 hs ( $\pm 76,6$  hs).

Posteriormente utilizando Intervalos de Bonferroni y teniendo en cuenta la representatividad de cada ambiente en el área de estudio, se encontró que los valores observados para bosque de exóticas y pastizal fueron más altos que los esperados por su disponibilidad a campo, sugiriendo que estos ambientes habían sido seleccionados positivamente (Tabla 1). Contrariamente, el palmar y chilcal mostraron valores observados menores a los esperados sugiriendo que estos ambientes habían sido evitados por el jabalí (Tabla 1).

**Tabla 1.** Selección de uso de hábitat en función de abundancia relativa de jabalí observada y esperada para los cuatro ambientes en estudio. El asterisco (\*) denota las proporciones esperadas que cayeron fuera de los intervalos de confianza de las observadas. El signo “+” destaca el ambiente que fue seleccionado por el jabalí y el signo “-” aquél que fue evitado. Datos de disponibilidad extraídos de Ruiz Selmo (tesis en preparación).

	ha	Abundancia relativa ind/100hs		Proporción			Selección
		Obs	Esp	Obs	Intervalo	Esp	
Bosque exóticas	136	5	0,51	0,20	$0,191 \leq pi \leq 0,225$	0,02	* +
Chilcal	3536	10	13,08	0,40	$0,399 \leq pi \leq 0,433$	0,52	* -
Pastizal	357	4	1,32	0,16	$0,149 \leq pi \leq 0,183$	0,05	* +
Palmar	2728,5	6	10,09	0,24	$0,232 \leq pi \leq 0,267$	0,41	* -

*Referencias:* **obs:** observada; **esp:** esperada; **N° jabalí esp x100hs:** se obtiene multiplicando la cantidad de hectáreas de cada hábitat por el total del jabalíes x 100 hs observados (25) sobre el total de hectáreas que abarcan los hábitats propuestos para el análisis (6757,5 ha). Ej. Pastizal:  $357 \text{ ha} \times 25 / 6757,5 \text{ ha}$ .; **Prop.obs.:** proporción observada =  $N^{\circ} \text{jabalí obs} \times 100 \text{ hs} / \text{total} (25)$ ; **Prop.esp.:** proporción esperada =  $N^{\circ} \text{jabalí esp} \times 100 \text{ hs} / \text{total} (25)$ .

En relación a la estacionalidad del uso se encontró que existe una dependencia significativa entre la época del año y el uso de hábitat determinado por el número de jabalíes cazados y observados cada 100 hs de observación durante las jornadas de control ( $G= 179,75$ ;  $gl=30$ ;  $p<0,05$ ). El bosque de exóticas fue el ambiente preferido en el verano (enero a marzo), contrariamente el palmar en ese período fue mayormente evitado (enero y marzo). El palmar junto con el bosque de exóticas fueron los ambientes más preferidos (3 meses cada uno). El pastizal fue preferido por el jabalí en septiembre y marzo y evitado en diciembre. Contrariamente, el chilcal solo fue preferido solo en el mes de diciembre, y evitado en noviembre y marzo. El mes de agosto fue excluido del análisis debido a que no se realizaron actividades de caza y por lo tanto no se obtuvieron datos de la abundancia relativa de jabalí.

**Tabla 2.** Estacionalidad (Junio 2010 - Mayo 2011) en el uso de hábitat por parte del jabalí en el PNEP indicando los valores de residuos ajustados, estos son los valores que para ser significativos deben ser  $>1,96$  ó  $<-1,96$ . Los valores positivos muestran preferencia por ese ambiente, y por el contrario los valores negativos muestran que el jabalí evita esos ambientes.

	Jun10	Jul10	Sep10	Oct10	Nov10	Dic10	Ene11	Feb11	Mar11	Abr11	May11
Bosque exóticas	-0,79	-1,41	0,19	-0,74	-0,43	-1,30	<b>3,17</b>	<b>2,70</b>	<b>2,09</b>	<b>-2,34</b>	-0,31
Chilcal	0,47	-0,99	-0,90	1,04	<b>-2,27</b>	<b>3,79</b>	-0,04	-1,49	<b>-2,38</b>	-0,02	0,99
Palmar	-1,19	<b>4,60</b>	<b>-2,00</b>	-0,13	<b>2,60</b>	-0,43	<b>-2,33</b>	0,26	<b>-1,99</b>	<b>2,82</b>	-1,73
Pastizal	1,17	-1,21	<b>2,43</b>	-0,37	0,89	<b>-2,69</b>	-1,11	-1,09	<b>2,28</b>	0,00	0,56

### Uso de hábitat por relevamiento de indicios

Durante el período de estudio de junio de 2010 a mayo de 2011 se relevaron las parcelas seleccionadas en las cuatro zonas del Parque y las dos zonas de la Estancia Palmar. Se registró en total la presencia de 306 signos de jabalí, compuestos principalmente por huellas y heces (Fig. 15). La frecuencia de rastros de jabalí presentó diferencias entre los tres ambientes estudiados: pastizal, palmar y cultivo ( $\chi^2= 73,64$ ;  $gl=2$ ;  $p< 0,05$ ).

De acuerdo a los resultados de los Intervalos de Confianza de Bonferroni, que utiliza la disponibilidad de ambientes, el jabalí presentó una selección positiva o negativa en el uso de dos de los tres ambientes analizados. Los ambientes de palmar y pastizal presentaron valores de proporciones esperadas de uso de hábitat fuera de los intervalos de confianza, indicando que el uso observado y el esperado son diferentes. Dentro del Parque, en particular se observa que los ambientes de palmar fueron evitados, mientras que los pastizales por el contrario fueron seleccionados positivamente. Por último, el área agrícola, no presentó una selección marcada, ya que los intervalos de confianza de la proporción observada de uso abarcaron a la proporción esperada (Tabla 3).

**Tabla 3.** Selección de hábitat en función de las proporciones de rastros observadas y esperadas para palmar, pastizal y cultivo. El asterisco (\*) denota las proporciones esperadas que cayeron fuera de los intervalos de confianza. El signo "+" destaca el ambiente que fue seleccionado por el jabalí y el signo "-" los ambiente que fueron evitados. Datos de disponibilidad extraídos de Ruiz Selmo (tesis en preparación) y calculados en base a la cantidad de hectáreas que ocupa cada ambiente sobre el total de 8500 ha del PNEP. La disponibilidad de *cultivo* fue calculado con Google Earth, en base a la superficie estudiada (964 ha).

	Parcelas con rastro			Proporción			Selección
	ha	Obs	Esp	Obs	Intervalo	Esp	
Palmar	2728,5	56	102	0,37	$0,275 \leq pi \leq 0,462$	0,67	* -
Pastizal	357	57	13	0,37	$0,281 \leq pi \leq 0,468$	0,08	* +
Cultivo	964	39	36	0,26	$0,172 \leq pi \leq 0,341$	0,24	

Finalmente se encontró que de acuerdo al análisis de rastros no existe una dependencia entre época del año y el uso de hábitat ( $G=10,14$ ;  $gl=8$ ;  $p>0,05$ ). El área de cultivo dispuso una oferta variada de ítems alimentarios durante el período de estudio (Tabla 4), sin embargo, estacionalmente se destaca únicamente la selección positiva de jabalí por el uso de cultivo en el mes de junio en otoño (Tabla 5).

**Tabla 4.** Oferta de cultivos durante el período de estudio en el ambiente “cultivo”.

Estación	Año	Mes de muestreo	Ítem alimentario
Verano	2010	Febrero	soja
Otoño	2010	Junio	rastrojo de trigo
Invierno	2010	Septiembre	siembra de trigo
Primavera	2010	Diciembre	rastrojo de trigo - soja
Otoño	2011	Mayo	rastrojo de soja

**Tabla 5.** Residuos ajustados del test G de independencia. Los valores significativos deben ser  $>1,96$  ó  $<-1,96$ . En negrita se indica el único valor significativo de la tabla.

	Jun10	Sep10	Dic10	Feb11	May11
Palmar	-1,65	0,82	-0,65	0,93	0,91
Pastizal	-0,79	-0,73	1,59	-0,26	0,24
Cultivo	<b>2,71</b>	-0,09	-1,05	-0,74	-1,28



**Figura 15.** Rastros de jabalí encontrados durante los relevamientos de parcelas: huella (izquierda); heces (derecha).

### **Censo por recorridas**

El censo por recorridas se realizó durante las cinco campañas de muestreo. No obstante, presentó complicaciones durante su desarrollo, principalmente debido a que no se pudo observar los individuos suficientes para realizar los análisis correspondientes. Se registró únicamente la presencia de seis individuos, de los cuales cinco se encontraban en palmares y el restante en pastizal.

## **DISCUSIÓN**

Se ha determinado que para el jabalí, el uso de hábitat está influenciado por factores como la protección y refugio que brindan los ambientes, la disponibilidad de agua, humedad del suelo y la disponibilidad de alimento (Dardaillon 1986, Meriggi y Sacchi 2001, Cuevas et al. 2013b).

En este trabajo fue seleccionado el bosque de exóticas positivamente por el jabalí de acuerdo a los datos de caza, este ambiente se caracteriza por poseer un estrato arbóreo con estratos medios y altos, mientras que los pastizales, también seleccionados favorablemente, son de densidad variable pudiendo presentar alguna leñosa de estrato bajo y son ambientes que predominan las gramíneas. Por otro lado, chilcal y palmares que fueron evitados por los jabalíes, son ambientes de cobertura arbórea variable pero con importantes estratos densos de cobertura media y baja que puede incluir arbustos nativos y leñosas exóticas. En función de los rastros se determinó, en concordancia a los encontrado con los registros de caza, que el jabalí selecciona positivamente los pastizales dentro del Parque, evitando los palmares. Por otro lado, el ambiente agrícola no presentó una selección marcada, sugiriendo que el jabalí lo podría utilizar erráticamente, conformando tal vez un “área de paso” para salir o ingresar al Parque.

Coincidentemente con el dato de selección de bosque de exóticas, dentro de su rango de distribución nativa, el jabalí frecuenta bosques con diferente composición de especies (robles, hayas, castaños) (Meriggi y Sacchi 2001, Herrero et al. 2005, Fonseca 2007). En el PNEP, los ambientes con abundante estrato arbóreo pueden ofrecen sitios de descanso (camas), revolvederos y fuente de alimento (ej. frutos) (obs. pers.). Sin embargo el jabalí en este trabajo no presentó selección positiva por los palmares, que reúnen estas características. En relación a los bosques, se conoce que las altas temperaturas afectan al jabalí, ya que no posee glándulas sudoríparas (Rosell et al. 2001, Dexter 2003). Por este

motivo, aquellos ambientes que carecen de sitios con sombra, debido a una escasa cobertura arbórea, podrían ser evitados por el jabalí, particularmente en los períodos con mayores temperaturas, esto podría explicar la selección de los bosques de exóticas. Este fenómeno fue registrado en Argentina por Cuevas et al. (2013b) en el desierto del Monte donde la selección de hábitats por el jabalí está determinada en gran medida para minimizar su exposición a las altas temperaturas. Además, la selección y uso de bosques por el jabalí ha sido ampliamente registrada en su rango de distribución nativa (Abaigar et al. 1994, Boitani et al. 1994, Fonseca 2007) y en otras regiones donde esta especie es introducida (Bratton 1974; Singer et al. 1981, Schiaffini y Vila 2012). Sin embargo, estos datos no coinciden con la selección positiva por pastizales que se encontró con ambos métodos (caza e indicios). Este ambiente está desprovisto de cobertura arbórea y posee una limitada oferta de alimento durante gran parte del año, en comparación con los bosques de exóticas y palmares.

En cuanto a la toma de datos, es importante resaltar que la utilización de datos de caza podría tener un sesgo en los resultados por diversos factores como el campo visual variable entre los ambientes del Parque y los diferentes observadores. Dada las dificultades logísticas que presenta el muestreo de campo en el PNEP, creo que el censo desde apostaderos puede convertirse en una aproximación válida para el cálculo de abundancias relativas y uso de hábitat, sin embargo, hay que tener en cuenta el sesgo del campo visual efectivo que puede facilitar la visualización de individuos en todas direcciones en pastizales por ejemplo, y contrariamente puede dificultar la visual en ambientes como el bosque de exóticas, chilcales o palmares. Asimismo, la extrapolación de datos y en particular del número de animales observados/cazados a toda la superficie de un ambiente puede sumar otro sesgo en el cálculo de la abundancia relativa o uso de hábitat.

El marcado uso de pastizales, con escasa representatividad en el Parque, plantea interrogantes acerca de la selección por este ambiente. Sin embargo, creo que, además de las limitaciones planteadas para el uso de datos de caza, el uso de este ambiente podría estar siendo sobrestimado con el registro de indicios. En ambientes de palmar los indicios pudieron ser subestimado debido a que el suelo de estos ambientes se encuentra cubierto generalmente por una espesa capa de vegetación baja lo cual podría evitar la visualización correcta de los indicios o bien no permitir que los registros como las huellas queden marcados en el suelo. En el caso del pastizal, un estrato menos denso junto con un suelo arenoso posibilitan la visualización correcta de todos los indicios existentes.

Si bien con el relevamiento de rastros no se encontraron diferencias en el uso estacional de palmar, pastizal y cultivos, se pudo observar que en junio de 2010 apareció un valor significativo, que podría estar indicando la utilización de algún recurso agrícola específico como por ejemplo el rastrojo de trigo durante este período. Los cambios estacionales en el uso de hábitat por jabalí están probablemente relacionados con la fenología de la vegetación y los requerimientos energéticos de la especie (Meriggi y Sacchi 2001, Fonseca 2007). Por ejemplo, Herrero et al. (2005) encontraron en España que la dieta del jabalí está compuesta principalmente por frutos de bosque en los meses de otoño e invierno, sugiriendo que la especie aprovecha estos ambientes de manera estacional de acuerdo a la disponibilidad de alimento. En el presente estudio, y de acuerdo a los datos de caza, se evidenció que el jabalí selecciona positivamente el bosque de exóticas especialmente en verano. Durante este período la oferta de alimento en estos ambientes es elevada debido a la oferta de frutos especies exóticas como el crataegus (*Pyracantha atalantoides*) o el durazno (*Prunus persica*).

En Argentina, el uso y selección de hábitat por jabalí ha sido escasamente estudiado (Cuevas et al. 2006, Narvaez 2006, Schiaffini y Vila 2012). En este capítulo se encontró que el jabalí utiliza los pastizales y los bosques de exóticas evitando chilcales y palmares. En base a la información obtenida, y evaluando las ventajas y las limitaciones metodológicas de las técnicas empleadas para estimar la abundancia relativa y uso de hábitat, el censo desde apostaderos representa una herramienta más confiable que el registro de indicios, principalmente debido a que abarcó una mayor superficie de muestreo y se analizó una mayor cantidad de datos. Sin embargo, dado que la visual está más restringida en algunos ambientes más que en otros (obs. pers.), la abundancia relativa y el uso de hábitat podrían ser relativizados al área de observación efectiva para que los ambientes sean comparables.

Finalmente en relación a la aplicación de estos resultados en el manejo de la especie, Dardaillon (1986) plantea que un programa racional de manejo debería basarse en un vasto entendimiento de los patrones de distribución espacial de los animales. De este modo, dado que el jabalí es una especie exótica invasora que demanda un manejo constante para mantener sus poblaciones controladas, conocer el uso y selección de ambientes es una herramienta clave para su manejo. En este sentido, es necesario que el plan de control de jabalí incluya, como estrategia complementaria, el manejo de los ambientes que esta especie utiliza en el PNEP, y en particular, controlando el avance de leñosas exóticas.



# CAPÍTULO IV

## DIETA, HÁBITOS ALIMENTARIOS Y ESTACIONALIDAD

### INTRODUCCIÓN

#### Aspectos generales de la dieta

El jabalí es una especie que posee una dieta muy flexible, con la extraordinaria capacidad de adaptarse a los alimentos que se encuentran disponibles para establecer poblaciones en cada sitio que coloniza (Genov 1981a, Rosell et al. 2001, Baubet et al. 2004, Irizar et al. 2004). El jabalí es una especie oportunista y omnívora que ingiere de todo tipo de material orgánico e inorgánico, pudiendo en ocasiones ingerir hasta rocas, basura y barro (Schley y Roper 2003, Massei y Genov 2004, Herrero et al. 2005, Hafeez et al. 2011). La dieta del jabalí ha sido ampliamente estudiada en algunos sectores de su distribución nativa como Polonia, Japón, Francia, España y Luxemburgo (Genov 1981a, Asahi 1995, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004, 2005, 2006, Irizar et al. 2004, Cellina 2008). Asimismo, en su rango de distribución exótica se han desarrollado estudios en Nueva Zelanda, Australia, Estados Unidos, Brasil, Chile y Argentina (Challies 1975, Rudge 1976, Everitt y Alaniz 1980, Wood y Roark 1980, Howe et al. 1981, Baber y Coblenz 1987, Thomson y Challies 1988, Choquenot et al. 1996, Taylor y Hellgren 1997, Adkins y Harveson 2006, Desbiez 2007, Skewes et al. 2007, Cuevas et al. 2010). Dependiendo del tipo de hábitat, el jabalí puede llevar a cabo diferentes funciones tróficas en el ecosistema, pudiendo actuar como plaga de cultivos, frugívoro, depredador, destructor de semillas y dispersor de plantas nativas y exóticas, entre otras (Genov 1981b, Geisser y Reyer 2004, Bueno et al. 2011, O'Connor y Kelly 2012). Estas funciones son llevadas a cabo mediante cuatro comportamientos básicos que son propios de la biología del jabalí: 1. pastoreando y forrajeando (alimentándose de pastos, hierbas, tallos, hojas); 2. buscando sobre el suelo (alimentándose de frutos caídos, cuerpos fúngicos, materia animal en forma de carroña, etc.); 3. buscando debajo del suelo *u* “*hozando*” (alimentándose de rizomas, raíces, insectos, lombrices); 4. depredando (alimentándose de vertebrados que son cazados por el jabalí) (Baubet et al. 2004, Thomson y Challies 1988, Wilcox y Van Vuren 2009, Bueno et al. 2011). A la hora de seleccionar

sus alimentos, el jabalí parece no mostrar ninguna preferencia selección marcada, con excepción de la materia vegetal por sobre la animal (Schley y Roper 2003, Massei y Genov 2004, Herrero et al. 2005, Adkins y Harveson 2006, Keuling 2007, Wilcox y Van Vuren 2009). Si bien el jabalí posee una dieta amplia, Herrero et al. (2005) encontraron que el jabalí en España se alimenta de unos pocos tipos de ítems alimentarios (estenofagia) que son altamente digestibles y nutritivos como las bellotas del roble pubescente (*Quercus humilis*).

### **Comportamiento alimentario y composición de la dieta: consideraciones y comparaciones en su rango nativo e introducido**

La dieta del jabalí se compone primariamente de materia vegetal incluyendo bulbos, raíces, hojas, tallos, frutos y semillas (Wood y Roark 1980, Genov 1981a, Baber y Coblenz 1987, Schley y Roper 2003, Baubet et al. 2004, Keuling 2007, Giménez-Anaya et al. 2008), destacándose un mayor volumen de materia vegetal consumido en su rango de distribución nativa (Ballari y Barrios-García 2014). En general el jabalí tiende a ser frugívoro (Wood y Roark 1980, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2005, Desbiez 2007) ya que los frutos representan una importante fuente de energía en períodos de escasez de alimento (Barrett 1978, Belden y Frankenberger 1990, Loggins et al. 2002). Típicamente el consumo de materia animal en la dieta del jabalí ocurre con una alta frecuencia pero con volumen bajo (Howe et al. 1981, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2006, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). Sin embargo, algunos autores sugieren que este volumen escaso de materia animal es un componente esencial en la dieta (Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995). El consumo de materia animal podría estar asociado con una escasez de proteína en el medio ambiente, o podría aumentar su volumen en la dieta cuando otros recursos son escasos (Ballari y Barrios-García 2014). El consumo de materia animal varía de acuerdo a su rango de distribución, siendo más representativo en las áreas donde el jabalí es introducido (Ballari y Barrios-García 2014). En particular, se ha registrado que el jabalí consume una amplia lista de grupos animales que incluye mamíferos (Taylor y Hellgren 1997, Taylor y Uvalde 1999, Skewes et al. 2007, Wilcox y Van Vuren 2009), aves (Challies 1975, Rudge 1976, Herrero et al. 2004, Desbiez 2007, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008, Wilcox y Van Vuren 2009), anfibios y reptiles (Jolley et al. 2010), insectos (Baber y Coblenz 1987, Thomson y Challies 1988, Eriksson y Petrov 1995, Taylor y Hellgren 1997, Herrero et al. 2004), lombrices (Challies 1975, Genov

1981a, Thomson y Challies 1988, Asahi 1995, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Baubet et al. 2004), caracoles (Howe et al. 1981, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2005, Herrero et al. 2006), y crustáceos (Giménez-Anaya et al. 2008). En la mayoría de los casos la ingesta de materia animal está relacionada con el consumo de carroña (Coblentz y Baber 1987, Sáenz de Buruaga 1995, Taylor y Hellgren 1997, Herrero et al. 2005). Sin embargo, en muchas ocasiones el jabalí busca activamente su alimento, tomando a su presa viva (ej. roedores, aves, ranas) (Taylor y Hellgren 1997, Keuling 2007, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008, Wilcox y Van Vuren 2009, Jolley et al. 2010), siendo este comportamiento más frecuente en su rango de distribución introducida (Ballari y Barrios-García 2014). La búsqueda de alimento por parte del jabalí en muchas ocasiones puede traer consecuencias ecológicas y económicas negativas. En muchas ocasiones su dieta incluye especies en peligro o especies clave para el ecosistema como es el caso de la depredación que realiza sobre las tortugas verdes (*Chelonia myda*) y gigantes (*Geochelone elephantopus*) en las Islas Galápagos, Ecuador (MacFarland et al. 1974, Coblentz y Baber 1987). Por otro lado, y especialmente en el rango de distribución nativa, el consumo de cultivos agrícolas provoca pérdidas económicas de consideración (Fournier-Chambrillon et al. 1995, Herrero y Fernández de Luco 2003, Schley y Roper 2003, Chauhan et al. 2009).

### **Factores que afectan la selección de alimento**

La selección de alimento por parte del jabalí está determinada por diversos factores que pueden agruparse en cuatro categorías: 1. disponibilidad de alimento, 2. requerimientos energéticos; 3. variaciones estacionales y 4. variaciones geográficas (Ballari y Barrios-García 2014). Muchos autores resaltan la importancia de la disponibilidad de alimento y los requerimientos energéticos del jabalí (Diong 1982, Massei et al. 1996, Schley y Roper 2003, Geisser y Reyer 2004, Keuling 2007, Cellina 2008, Cuevas et al. 2013a). En Europa, por ejemplo, cuando hay disponibilidad de cultivos o alimentos suplementarios (ej. maíz como cebo de caza) el jabalí puede modificar su comportamiento (ej. dispersión) y alterar su dieta natural, sugiriendo la importancia en la disponibilidad estos alimentos (Eisfeld y Hahn 1998, Schley y Roper 2003, Keuling 2007, Linderoth 2010). Adicionalmente, muchos enfatizan la importancia del consumo estacional y la ubicación geográfica en la composición de la dieta del jabalí (Challies 1975, Genov 1981a, Thomson y Challies 1988, Taylor y Hellgren 1997, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004, Hafeez et al. 2011). Por ejemplo, se ha registrado que el jabalí consume lombrices todo el año, pero en áreas donde los meses del invierno cubren el suelo con nieve el

consumo decrece considerablemente (Genov 1981a, Baubet et al. 2004). De la misma manera, en relación a la ubicación geográfica, se ha reportado que el jabalí varía el consumo de materia animal de acuerdo a la altitud, sugiriendo que el consumo es menor a mayor altitud (Challies 1975, Baubet et al. 2004). En cuando las diferencias en la dieta por edad y sexo pocos son los registros que muestran diferencias (Ballari y Barrios-García 2014).

En el rango nativo, Dardaillon (1986) y Groot Bruinderink y Hazebroek (1996) reportaron una mayor proporción de materia animal y una mayor diversidad de alimentos en los juveniles que en los adultos. Además, los adultos se alimentan de una mayor proporción de partes vegetales subterráneas que hacen los individuos más jóvenes (Dardaillon 1986). Estas diferencias entre las clases de edad se atribuyeron a diferentes requisitos nutricionales o la disponibilidad de alimentos (Dardaillon 1986). En su rango introducido, Wilcox y Van Vuren (2009) encontraron que la depredación de los vertebrados es más pronunciada en hembras que en los machos. La deficiencia de proteínas para hembras cuando se enfrentan con el costo fisiológico de la reproducción es probable que sea un factor importante que influye en la depredación y el consumo de vertebrados (Wilcox & Van Vuren 2009). Sin embargo, la mayor parte de los estudios no mostraron diferencias entre la edad y sexo, tanto en las regiones nativas e introducidas (Wood y Roark 1980, Durio et al. 1995, Loggins et al. 2002, Adkins y Harveson 2006, Skewes et al. 2007).

### **Importancia de los estudios de dieta**

Los jabalíes causan daño a través de sus actividades de forrajeo (Loggins et al. 2002), y estos daños se agravan debido a la amplitud de sus dietas (Wilcox y Van Vuren 2009). Por este motivo los estudios de dieta pueden ofrecer información importante para determinar daños potenciales sobre especies con valor de conservación o valor productivo que son objetivo de pastoreo o depredación. El conocimiento de la dieta y de los comportamientos alimentarios del jabalí puede brindar herramientas sumamente valiosas para predecir cuándo y por qué ciertas comunidades de plantas y animales podrían verse afectadas (Wood y Roark 1980).

### **Antecedentes de dieta del jabalí en el PNEP**

Los estudios que involucran aspectos de la dieta de jabalí en Argentina son escasos y han sido realizados principalmente al oeste del país (Campos y Ojeda 1997, Cuevas et al. 2010, Sanguinetti y Kitzberger 2010, Cuevas et al. 2013a). Para el Parque Nacional El

Palmar se cuenta apenas con un solo registro de composición de dieta obtenido a partir del contenido estomacal de nueve ejemplares cazados (Goveto 1999). Se encontró que los jabalíes se alimentaban de materia vegetal y animal, destacándose la presencia de frutos y hojas de palmera yatay, invertebrados y vertebrados no determinados.

### **Objetivos específicos**

Describir la dieta de jabalí en el Parque Nacional El Palmar. En particular, 1) se analizará su composición y se determinará el uso estacional de cada ítem; 2) se estudiarán las diferencias en la dieta de hembras y machos, y de individuos jóvenes y adultos

### **Hipótesis y predicciones**

1. Por ser una especie omnívora y oportunista el jabalí incorpora a su dieta una amplia lista de ítems alimentarios con una frecuencia y volumen estacional. Se espera que el jabalí consuma, de acuerdo a la disponibilidad estacional en el PNEP, frutos en verano y otoño, hojas y tallos en primavera, bulbos y raíces en invierno.
2. Por su biología y comportamiento alimentario, cada individuo selecciona diferentes ítems alimentarios en función de su género o edad. En particular, se espera que las hembras consuman más ítems animales que los machos por el costo fisiológico de la reproducción, y de la misma manera, se espera que los individuos más jóvenes consuman más materia animal que los adultos por sus requerimientos energéticos.

## **MÉTODOS**

La composición de la dieta y los hábitos alimentarios del jabalí fueron determinados a través de muestras de contenido estomacal de individuos cazados que fueron obtenidas a través del Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores que se desarrolla formalmente en el Parque Nacional El Palmar desde el año 2006. Entre octubre de 2009 y diciembre de 2011 se colectaron 107 muestras del contenido estomacal de sendos individuos. Las muestras correspondieron a 51 machos, 49 hembras. En cuanto a la edad, se clasificaron a los individuos como adultos cuando pesaban más de 35 kg según Rosell et al. (2001). Se obtuvo información para clasificar 97 jabalíes, donde 17 individuos

fueron jóvenes y 80 adultos. El control de la especie no es selectivo por edad ni sexo, por lo que las muestras obtenidas para este trabajo se consideran representativas de toda la población de jabalí del Parque. Para la obtención de las muestras se colectó el estómago de cada animal cazado, al cual se le realizó un corte longitudinal con bisturí, tomándose luego una muestra de 500 ml, y que era conservada en formol 5%. El volumen de cada muestra fue medido con un error de  $\pm 10$  ml. En el laboratorio, con el objeto de remover los jugos gástricos y partículas inidentificables (Wood y Roark 1980), las muestras fueron lavadas con abundante agua, sobre una malla tramada de 1 mm. Las plantas y animales encontrados fueron identificados con la ayuda de colecciones de referencia, guías, claves dicotómicas y consultando a expertos en entomología, botánica y ornitología. El material encontrado en las muestras fue clasificado en 10 categorías principales: **frutos, hojas, semillas, cactus, raíces, suplemento alimentario (maíz), mamíferos, aves, herpetofauna, invertebrados**. Los ítems alimentarios que se determinaron a nivel, grupo, orden, especie o género fueron descriptos en las Tablas 7 y 8. Se usaron dos parámetros principales para evaluar la dieta del jabalí:

1. **Volumen (%)**: El volumen de cada ítem alimentario ( $\geq 1$  ml) fue calculado usando una probeta graduada con agua determinando el desplazamiento ésta al sumergirlo. Posteriormente se calculó el porcentaje de volumen de cada ítem total, por temporada y por muestra.
2. **Frecuencia (%)**: La frecuencia u ocurrencia de cada ítem alimentario fue calculado multiplicando por 100 el número de estómagos con un ítem particular y dividiendo ese valor por el total de muestras de estómagos examinadas.

Los ítems alimentarios con porcentajes de volumen menores que 0,1 ml fueron considerados como traza (volumen despreciable). Durante los análisis se prestó especial interés en determinar la importancia de las especies nativas con valor de conservación.

### **Análisis estadístico**

Con el objetivo de conocer el tamaño de muestra óptimo, se estableció el tamaño de muestra mínima empleando el método de Milanesi et al. (2012). Se calculó el índice de Brillouin ya que es útil cuando la aleatoriedad de la muestra no puede garantizarse (por ejemplo cuando las especies son atraídas diferencialmente al objeto de captura). Se calcula de acuerdo a la ecuación:

$$H_b = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N}$$

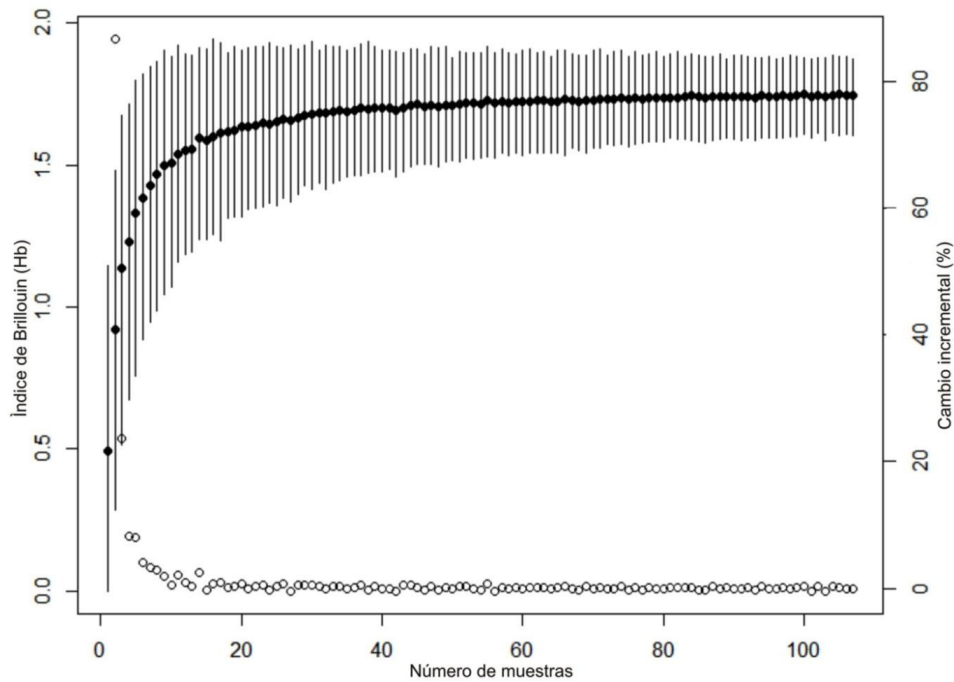
donde  $N$  es el número total de ítems alimentarios registrados en todas las muestras y  $n_i$  es el número de ítems alimentarios en cada categoría (Magurran 1988). El índice varía desde 0 a 4,5. La curva de diversidad se calculó en incrementos de dos muestras tomadas al azar. Se calculó un valor  $H_b$  para cada muestra y fue luego remuestreado 1000 veces para obtener la media y el intervalo de confianza de 95%. La adecuación del tamaño de la muestra se determinó cuando se alcanzó una asíntota de la curva de la diversidad y otra curva calculada a partir del cambio incremental en cada  $H_b$  con la adición de dos muestras más. Ambas curvas se trazaron en función del número de estómagos analizados.

Se determinó la existencia de relaciones significativas entre la variable respuesta (volumen total de contenido estomacal), las distintas variables explicativas (% volumen de cada ítem alimenticio; estación del año) y sus interacciones poniéndola a prueba utilizando modelos lineales generalizados (GLMs por su sigla en inglés). Debido a la naturaleza de la variable respuesta, para la construcción del modelo se consideró una distribución de los errores de Poisson mientras que se utilizó como función de enlace entre las variables respuesta y explicativas, la canónica, de tipo "log". La variable estación se agrupó en tres categorías: verano, otoño-invierno y primavera, ya que se contaba con solo tres muestras de otoño. Para determinar cuáles fueron los términos del modelo global (variables explicativas y sus combinaciones) que resultaban significativos se utilizó el criterio de la prueba de hipótesis considerando significancia con un  $p \leq 0,05$ . Finalmente, para evaluar si existe algún tipo de relación de dependencia entre dos variables categóricas (ítem y estación) en relación a la frecuencia %, se aplicó una prueba  $\chi^2$ . Posteriormente, para explicar las relaciones entre la variable respuesta (volumen total de contenido estomacal) y las variables explicativas (% ítem alimenticio; edad y % ítem alimenticio; sexo) y sus interacciones se volvieron a utilizar GLMs bajo las mismas consideraciones anteriores (distribución Poisson, función de enlace "log"). Para estimar los valores de los parámetros (a través de máxima verosimilitud) y la significancia de las variables explicativas se utilizó el programa estadístico JMP 5.1 (SAS Institute).

## RESULTADOS

### Tamaño de la muestra

Se colectaron un total de 107 muestras de contenido estomacal de jabalí durante el período octubre de 2009 y diciembre de 2011. En esa etapa, la curva de diversidad alcanzó una asíntota y el cambio incremental declinó a  $<1\%$  en  $\geq 17$  muestras (Fig. 16). Este valor indica que el esfuerzo de muestreo realizado en este estudio fue más que adecuado.



**Figura 16.** Curva de diversidad y curva de cambios incremental para muestras de contenido estomacal de jabalí. Medias e intervalos de confianza del 95% obtenidos por remuestreo con reemplazo 1000 veces.

### Composición general de la dieta

El jabalí en el Parque Nacional El Palmar es omnívoro, pero exhibe una clara tendencia hacia la materia vegetal en volumen y frecuencia (Tabla 7 y 8). La composición de la dieta muestra un 81,2% en volumen de materia vegetal (que incluye frutas, hojas, tallos, semillas, raíces y maíz), mientras que la materia animal ocupa un 18,8% en volumen (incluyendo mamíferos, aves, reptiles, anfibios e invertebrados) (Fig. 17). En tanto que la frecuencia de la materia vegetal y animal fue similar (98,1% y 83,2%, respectivamente), la materia vegetal fue más abundante en volumen durante todo el período de muestreo.

Al analizar la importancia de los ítems alimentarios se determinó que existen diferencias significativas en el volumen de los distintos ítems (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 272,2$ ;  $gl=9$ ;  $p<0,001$ ). Las pruebas a posteriori indican que el ítem más consumido es el maíz, seguido por hojas y tallos, y aves y frutos (Tabla 6). La frecuencia de los diversos ítems alimentarios también varió significativamente ( $\chi^2 = 224,6$ ;  $gl=9$ ;  $p<0,001$ ) y de manera similar a los resultados de volumen. Específicamente, un 84,1% de las muestras tenían hojas, un 77,6% tenían maíz, 61,7% invertebrados, un 45,8% semillas y un 44,9% contenían restos de aves.





**Figura 17.** Imágenes de la colecta de muestras y análisis: colecta de estómago en campo (arriba, izquierda); apertura de estómago mostrando porción vegetal y animal consumida bien diferenciadas (arriba, derecha); bandeja en laboratorio separando maíz, frutos de palmera yatay, plumas y larvas de dípteros (abajo, izquierda); bandeja en laboratorio con restos de aves (abajo, derecha).

**Tabla 6.** Tukey-Kramer indicando la comparación por pares de los ítems alimentarios. Diferentes letras indican diferencias significativas. Se indica además el número de muestras, la media y el error estándar del volumen (%).

Item	N		Media %	Error estandar %
Maíz	107	A	41,36	3,78
Hojas y tallos	107	B	20,60	3,06
Aves	107	B C	13,67	2,85
Frutos	107	B C D	12,95	2,74
Raíces	107	C D E	4,49	1,54
Invertebrados	107	D E	4,03	1,23
Semillas	107	E	1,16	0,54
Mamíferos	107	E	1,01	0,33
Cactus	107	E	0,66	0,22
Herpetofauna	107	E	0,07	0,04

En cuanto a las sub-categorías de los principales ítems alimentarios, las hojas y semillas de palmera yatay fueron registradas con valores bajos de volumen y frecuencia. Sin embargo, el volumen de frutos de esta especie fue relativamente alto (11,3%). La otra especie nativa en importancia en cuanto a frutos fue el ubajay (*Hexachlamys edulis*), pero con valores muy bajos (volumen: 2,9%). Cactus nativos, que incluyeron especies del género *Echinopsis* y *Parodia*, exhibieron volúmenes bajos (0,7%), pero aparecieron en una cantidad considerable de estómagos (frecuencia: 27%). En relación a la presencia de plantas exóticas, en la dieta del jabalí se registro la presencia de crataegus, acacia de tres espinas y durazno, que fueron determinadas principalmente por la presencia de frutos. Sin embargo, todas estas especies presentaron valores muy bajos de volumen y frecuencia.

El volumen de materia animal de la dieta estuvo dominado por aves, principalmente de la familia *Columbidae* (13,7%). Los invertebrados presentaron volúmenes bajos (4%), seguidos por mamíferos (1%) y herpetofauna (menos 0,1%). En el caso de los invertebrados, el 95% de este material fue representado por larvas de dípteros, en particular de la familia *Tipulidae* (típulas o zancudos). Finalmente la presencia de materia no orgánica, como rocas, fue despreciable.

**Tabla 7.** Dieta de jabalí en el PNEP, basado en el análisis de contenido estomacal expresado en porcentaje en volumen de 107 animales cazados entre Octubre de 2009 y Diciembre de 2011. Se expresan los valores parciales por estación, media del total de muestras y error estándar (N=107).

Ítem alimentario	% Volumen				
	Verano (20)	Otoño - Invierno (25)	Primavera (62)	Media (107)	Error. est. (107)
<b>Ítems vegetales *</b>	85,9	91,5	72,6	81,2	13,2
<b>Materia vegetal natural</b>	69,3	38,7	32,3	39,8	15,6
Partes expuestas	68,9	35,1	27,9	35,3	15,8
Frutos	50,7	7,4	3,0	12,9	13,2
<i>Syagrus yatai</i> (palmera yatai)	45,5	7,0	tz	11,3	11,7
<i>Hexachlamys edulis</i> (ubajay)	3,6	0,2	2,4	1,2	4,4
<i>Prunus pérsica</i> (durazno)**	1,5	tz	0,0	0,2	2,7
<i>Pyracantha angustifolia</i> (crataegus)**	0,0	tz	0,6	0,1	1,2
<i>Gleditsia triacanthos</i> (acacia 3 espinas)**	0,0	0,1	0,0	tz	0,1
Indeterminado	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2
Hojas y tallos	11,2	19,3	24,2	20,6	10,9
<i>Syagrus yatai</i> (palmera yatai)	0,0	0,0	tz	tz	0,0
Indeterminado (monocotiledoneas)	11,2	19,3	24,2	20,6	10,9
Semillas	0,1	2,8	0,8	1,1	2,0
<i>Syagrus yatai</i> (palmera yatai)	0,1	0,1	0,4	0,2	0,3
<i>Hexachlamys edulis</i> (ubajay)	0,0	0,0	0,1	tz	0,1
<i>Pyracantha angustifolia</i> (crataegus)**	0,0	0,2	0,0	0,1	0,3
<i>Gleditsia triacanthos</i> (acacia 3 espinas)	0,0	tz	0,0	tz	0,0
Indeterminado	0,0	2,5	0,4	0,8	1,9
Cactaceae***	tz	2,4	0,2	0,7	0,6
Partes subterráneas (raíces)	0,5	4,4	5,8	4,5	3,8
<b>Materia vegetal artificial</b>					
<i>Zea mays</i> (maíz)** <sup>1</sup>	23,7	52,8	42,4	41,4	12,5
<b>Materia animal</b>	14,0	8,5	27,4	18,8	12,5
Mamíferos	0,6	1,7	0,9	1,0	1,1
<i>Axis axis</i> (ciervo axis)**	0,6	0,0	tz	0,2	0,7
Roedores	0,0	0,7	0,2	0,2	0,4
Indeterminado	tz	1,0	0,7	0,6	0,8
Aves	11,4	1,6	19,3	13,7	12,4
Columbiformes	11,4	1,5	18,7	13,4	12,4
Passeriformes	0,0	0,0	0,6	0,2	0,9
Plumas	tz	0,1	tz	tz	0,0
Indeterminado	0,0	tz	0,3	0,1	0,4
Herpetofauna	0,0	0,2	0,0	0,1	0,1
<i>Tupinambis sp.</i>	0,0	0,0	0,0	tz	0,1
Anfibios	0,0	0,2	0,0	tz	0,1
Invertebrados	1,8	7,4	3,4	4,0	4,1
Artrópodos	0,0	tz	tz	tz	0,0
Larvas de dípteros (Fam. Tipulidae)	1,8	7,2	3,3	3,8	4,1
Otras larvas de artrópodos	tz	0,2	0,1	0,1	0,1
Caracoles	0,0	tz	0,0	tz	0,0
<b>Ítems no orgánicos (rocas)</b>	0,0	tz	tz	tz	0,0

Referencias: \*incluye maíz; \*\*especies exóticas; \*\*\*incluyendo *Echinopsis sp.* y *Parodia sp.*; tz (traza): menos de 0,1 % volumen; <sup>1</sup>usado como cebo.

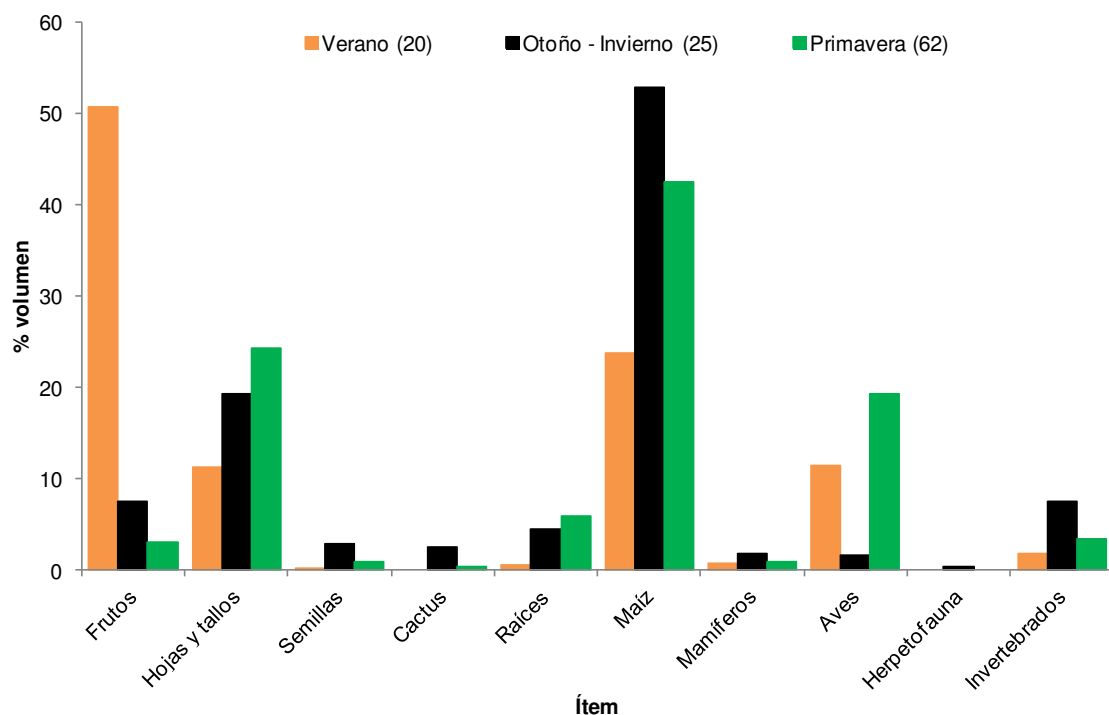
**Tabla 8.** Dieta del jabalí en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos, Argentina, basado en el análisis de contenido estomacal expresado en frecuencia de ocurrencia de 107 animales cazados entre Octubre de 2009 a Diciembre de 2011. Los porcentajes se expresan con valores parciales por estación y ocurrencia total.

Ítem alimentario	% frecuencia de ocurrencia			
	Verano (20)	Otoño - Invierno (25)	Primavera (62)	Ocurrencia (107)
<b>Ítems vegetales *</b>	100	100	96,8	98,1
<b>Materia vegetal natural</b>	100	100	93,5	96,3
Partes expuestas	100	96,0	93,5	95,3
Frutos	80,0	28,8	11,3	28,0
<i>Syagrus yatay</i> (palmera yatay)	65,0	20,0	1,6	17,8
<i>Hexachlamys edulis</i> (ubajay)	10,0	4,0	8,1	7,5
<i>Prunus pérsica</i> (durazno)**	5,0	0,0	0,0	0,9
<i>Pyracantha angustifolia</i> (crataegus)**	0,0	0,0	1,6	0,9
<i>Gleditsia triacanthos</i> (acacia 3 espinas)**	0,0	4,0	0,0	0,9
Indeterminado	15,0	4,0	3,2	5,6
Hojas y tallos	75,0	76,0	90,3	84,1
<i>Syagrus yatay</i> (palmera yatay)	0,0	0,0	1,6	0,9
Indeterminado (monocotiledoneas)	75,0	76,0	90,3	84,1
Semillas	30,0	56,0	46,8	45,8
<i>Syagrus yatay</i> (palmera yatay)	10,0	28,0	30,6	26,2
<i>Hexachlamys edulis</i> (ubajay)	0,0	0,0	9,7	5,6
<i>Pyracantha angustifolia</i> (crataegus)**	0,0	4,0	0,0	0,9
<i>Gleditsia triacanthos</i> (acacia 3 espinas)	0,0	4,0	0,0	0,9
Indeterminado	25,0	32,0	25,8	27,1
Cactaceae***	0,0	52,0	25,8	27,1
Partes subterráneas (raíces)	20,0	68,0	37,1	42,1
<b>Materia vegetal artificial</b>				
<i>Zea mays</i> (maíz)** <sup>1</sup>	65,0	84,0	77,4	77,6
<b>Materia animal</b>	85,0	88,0	82,3	83,2
Mamíferos	10,0	36,0	37,1	31,8
<i>Axis axis</i> (ciervo axis)**	5,0	0,0	3,2	2,8
Roedores	0,0	4,0	4,8	3,7
Indeterminado	5,0	32,0	29,0	25,2
Aves	60,0	36,0	43,5	44,9
Columbiformes	40,0	12,0	32,3	29,0
Passeriformes	0,0	0,0	4,8	2,8
Plumas	20,0	20,0	9,7	12,1
Indeterminado	0,0	4,0	3,2	2,8
Herpetofauna	0,0	8,0	4,8	4,7
<i>Tupinambis sp.</i>	0,0	0,0	4,8	2,8
Anfibios	0,0	8,0	0,0	1,9
Invertebrados	55,0	80,0	56,5	61,7
Artrópodos	15,0	20,0	11,3	14,0
Larvas de dípteros (Fam. Tipulidae)	35,0	60,0	41,9	44,9
Otras larvas de artrópodos	15,0	44,0	29,0	29,9
Caracoles	0,0	4,0	0,0	0,9
<b>Ítems no orgánicos (rocas)</b>	0,0	12,0	1,6	3,7

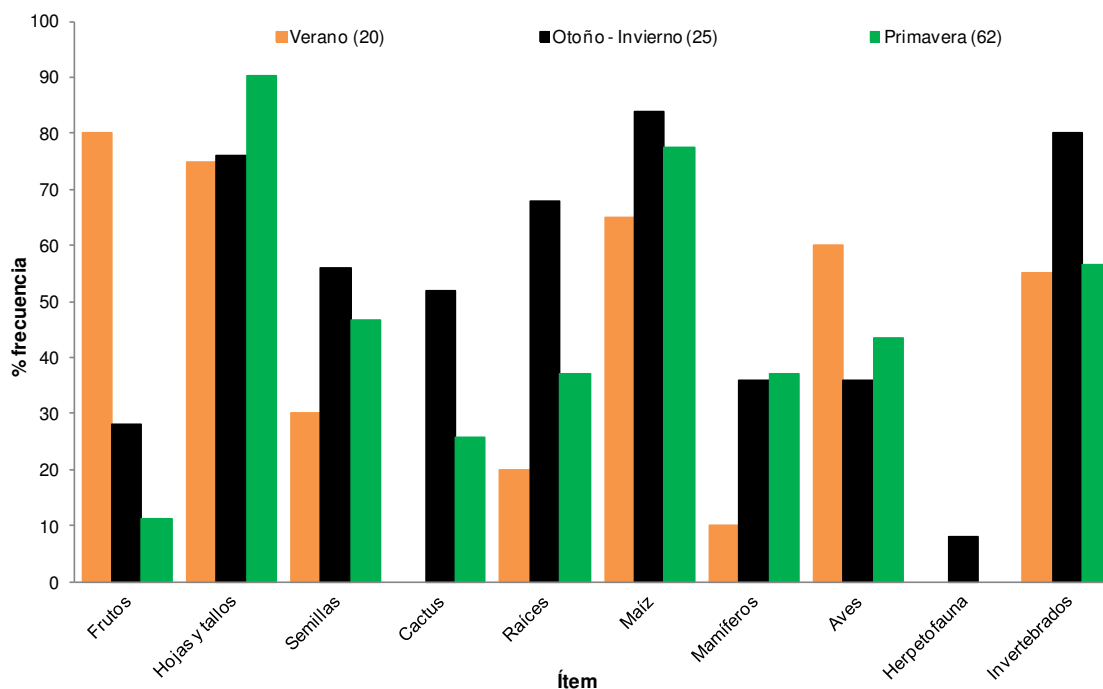
Referencias: \*incluye maíz; \*\*especies exóticas; \*\*\*incluyendo *Echinopsis sp.* y *Parodia sp.*; tz (traza): menos de 0,1 % volumen; <sup>1</sup>usado como cebo.

### Estacionalidad de la dieta

El modelo global explicó el 55,1 % de la variabilidad del sistema (evaluada a partir de la devianza del modelo nulo). Los datos presentaron un buen ajuste al modelo (valor no significativo de p), evaluado a partir de la devianza y  $\chi^2$ . Las variables que dieron significativas en el modelo fueron ítems alimenticios, y la interacción ítem alimenticio-estación, en particular para el ítem aves (Estimador= -1,59; p=0,032; Fig. 18), y para el ítem frutos con un valor marginal (Estimador= -2,7; p=0,061; Fig. 18). En relación al % frecuencia hay dependencia entre la variable ítem y estación ( $\chi^2=55,2$ ; gl=18; p<0,0001, Fig. 19). En relación al volumen, el maíz fue consumido en grandes cantidades en las tres estaciones, sin embargo, se destaca su presencia en otoño-invierno y primavera. Los frutos fueron consumidos mayormente en verano, representados casi exclusivamente por frutos de palmera yatay. Las hojas fueron consumidas durante todo el año, destacando su presencia en primavera y otoño-invierno. El consumo de raíces fue mayormente en otoño-invierno y primavera, mientras que los cactus y las semillas fueron ingeridos casi exclusivamente otoño-invierno. En cuanto a la materia animal, se destaca la presencia de aves exclusivamente en primavera y verano (Fig. 18). En términos de frecuencia el consumo estacional de ítems es más homogéneo. Se destaca la presencia de frutos en verano. Por su parte, el consumo de cactus y raíces mostró una mayor frecuencia en otoño-invierno, siendo en este período importante destacar la presencia de herpetofauna, consumida solamente en este período (Fig. 19).



**Figura 18.** Variación estacional de la dieta del jabalí en base al porcentaje en volumen de cada ítem. Entre paréntesis se indica el número de muestras por estación.

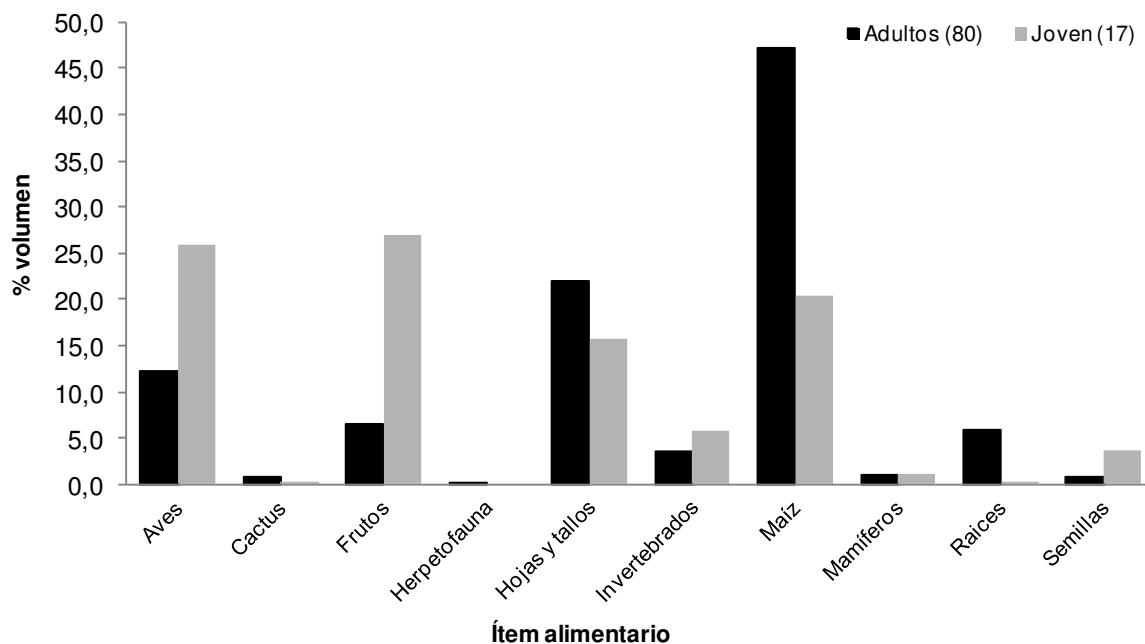


**Figura 19.** Variación estacional de la dieta del jabalí en base a la frecuencia de ocurrencia de cada ítem. Entre paréntesis se indica el número de muestras por estación.

### Diferencias entre edad y sexo

El caso de la edad, el modelo global explicó el 60% de la variabilidad del sistema (devianza del modelo nulo) y los datos presentaron un buen ajuste al modelo (valor no significativo de  $p$ ). Las variables que dieron significativas en el modelo fueron ítems alimenticios y la interacción edad-ítem alimenticio, en particular para el ítem frutos (Estimador=2,87;  $p=0,017$ ; Fig. 20). En relación al % frecuencia la prueba para las variables ítem y edad fue no significativa ( $\chi^2=14,4$ ;  $gl=9$ ;  $p=0,1$ ).

De acuerdo al sexo, el modelo global explicó el 61,2% de la variabilidad del sistema (devianza del modelo nulo) y los datos presentaron buen ajuste al modelo. Las variables que dieron significativas en el modelo fueron los ítems alimenticios, en particular para frutos, aves, herpetofauna, hojas y maíz ( $p<0,0001$ ). En relación al % frecuencia la prueba para las variables ítem y edad fue no significativa ( $\chi^2=6,2$ ;  $gl=9$ ;  $p=0,7$ ).



**Figura 20.** Comparación de dieta individuos jóvenes y adultos de jabalí en el PNEP. Entre paréntesis se indica el número de muestras.

## DISCUSIÓN

La dieta del jabalí en el PNEP exhibe un patrón de alimentación omnívoro, con mayor presencia de materia vegetal. Esta situación es consistente con numerosos estudios realizados en el rango nativo e introducido del jabalí (Wood y Roark 1980, Taylor y Hellgreen 1997, Baubet et al. 2004, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2006, Giménez-Anaya et al. 2008, Cuevas et al. 2010, 2013a). Se identificaron al menos 29 ítems alimentarios diferentes en la dieta del jabalí. Sin embargo, cuatro fueron los ítems predominantes en volumen: maíz, hojas y tallos, aves y frutos. Además, se observó que comúnmente el jabalí se alimenta de pocos ítems al mismo tiempo (generalmente se hallaron dos o tres ítems alimentarios por estómago). De igual manera, en España, Herrero et al. (2006) encontraron que el jabalí muestra una preferencia por alimentarse de pocos elementos. En Europa muchas de las poblaciones de jabalí son altamente dependientes de los productos agrícolas (ej. maíz, alfalfa, trigo), pudiendo encontrarse casos donde su alimentación es enteramente artificial (Herrero et al. 2006). Debido a que en el PNEP el maíz es utilizado en grandes cantidades, su importancia en la dieta del jabalí debe ser tratada con precaución debido a que podría estar siendo sobreestimada. A diferencia de los que ocurre en Europa, en áreas circundantes del Parque no hay producción de cultivos de maíz, descartando que la

presencia en los estómagos de este cereal sea por el consumo fuera del área de estudio. Schley y Roper (2003) plantean, que en el caso específico de jabalí, la práctica generalizada de provisión de alimentos artificiales por parte de los cazadores con el objetivo de atraer jabalíes en áreas específicas puede generar un ambiente de amortiguamiento protegiendo a la especie contra la escasez de alimentos naturales, y por otro lado, puede evitar en ocasiones el daño que producen sobre los cultivos agrícolas. Sin embargo, algunos autores sugieren que los daños a los cultivos no son evitados por el aporte artificial de alimento (Geisser y Reyer 2004, Cellina 2008). En el PNEP, en base a lo planteado por Schley y Roper (2003), el aporte de maíz podría actuar como disuasivo, evitando daños sobre especies nativas; pero por otro lado, podría estar aportando una cantidad abundante y continua de alimento, sirviendo como suplemento alimenticio en los períodos de escasez de los alimentos naturales del jabalí. La palmera yatay es consumida por el jabalí en forma de plántulas, frutos y semillas (Goveto 1999, Lunazzi 2009). Sin embargo, en este estudio se observó que el jabalí sólo aprovecha significativamente los frutos de esta palma nativa, sugiriendo que este es un recurso alimentario clave para este mamífero introducido. En concordancia, algunos autores señalan la importancia del consumo de frutos en la dieta del jabalí, siendo los períodos de fructificación críticos para la especie (Loggins et al. 2002, Herrero et al. 2005). El consumo de cactus fue estacional (mayormente en invierno) y si bien presentó volúmenes bajos de consumo apareció frecuentemente en las muestras. Este grupo vegetal, donde gran número de especies se consideran en peligro de extinción, principalmente por la destrucción del hábitat, tiene requerimientos de hábitat muy estrechos y tamaños poblacionales bajos (Oldfield 1997). De este modo, el consumo de cactus debe ser tomado con precaución y sus poblaciones monitoreadas para evaluar su conservación en el área.

En este trabajo, la materia animal mostró una alta ocurrencia en la dieta. Este dato es consistente con numerosos estudios de dieta, tanto en el rango de distribución nativa del jabalí (Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2006, Giménez-Anaya et al. 2008), como en el introducido (Rudge 1976, Howe et al. 1981, Skewes et al. 2007). Sin embargo, el volumen registrado en este trabajo es superior a lo observado en el rango nativo (~1 a 11%) (Genov 1981a, Dardaillon 1986, Saenz de Buruaga 1995, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2006, Giménez-Anaya et al. 2008). En el rango introducido, y en concordancia con los estudios del rango nativo, diversos estudios encontraron volúmenes escasos de materia animal en la dieta del jabalí (~2 a 7%) (Howe et al. 1981, Taylor y Hellgreen 1997, Adkins y Harveson 2006, Cuevas et al. 2010). Sin embargo, algunos registros en el rango introducido



presentan valores similares o mayores a este estudio (~16 a 33%) (Challies 1975, Chimera et al. 1995, Skewes et al. 2007). La presencia de materia animal podría estar asociada principalmente al consumo de animales muertos (carroña). Sin embargo, la depredación es un comportamiento ocasional donde uno de los grupos más afectados son las aves (Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). En el caso del PNEP, la dieta del jabalí mostró un alto volumen y frecuencia en el consumo de palomas, que son particularmente abundantes en el área desde hace unos años. Sin embargo, este resultado podría estar asociado principalmente al consumo de pichones y adultos que caen de sus nidos en arbustales muy cerrados, que son ambientes muy comunes en el Parque Nacional y con una alta presencia de estas aves (obs. pers.). Sin embargo, no se descarta que el jabalí pueda estar depredando activamente sobre estas especies.

Muchos estudios han señalado que el jabalí tiene una selección de alimento estacional, que está determinada principalmente por la disponibilidad de alimento (Baber y Coblenz 1987, Baubet et al. 2004, Giménez-Anaya et al. 2008). Particularmente, en gran parte del rango nativo, el jabalí desarrolla comportamientos alimentarios y patrones estacionales o interanuales similares (Schley y Roper 2003). Aunque existen diferencias climáticas y topográficas, podemos encontrar patrones comunes entre el área de estudio de este trabajo y la estacionalidad de la dieta de jabalí descrita en su área de distribución nativa e introducida (Ballari y Barrios-García 2014). Por ejemplo, el consumo predominante de frutos en verano y el consumo de hojas en primavera ha sido citado por diversos autores (Wood y Roark 1980, Taylor y Hellgren 1997, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004). Se determinó que el jabalí en el PNEP tiene una dieta estacional. En particular, en relación con el consumo de frutas, en este estudio un claro ejemplo de cómo la disponibilidad de alimentos determina la dieta del jabalí ocurre con la fructificación de la palmera yatay en verano (principalmente en febrero-marzo, Lunazzi 2009). En ese período, el jabalí utiliza estos frutos carnosos altamente nutritivos y muy abundantes, cuya disponibilidad dura hasta entrado el otoño. De igual manera, en Europa, la dieta del jabalí depende fuertemente del periodo de fructificación de especies nativas como los robles (Schley y Roper 2003).

Los requerimientos energéticos de una misma especie pueden variar de acuerdo a la edad o al sexo de los individuos. Por ejemplo, Baber y Coblenz (1987) encontraron que la concepción en hembras de cerdos salvajes depende de la calidad nutricional de la dieta. En el presente estudio no se encontraron diferencias en la dieta en relación al sexo. Estos resultados son consistentes con numerosos estudios que no encontraron diferencias entre la

dieta de machos y hembras de jabalí (Durio et al. 1995, Adkins y Harveson 2006, Skewes et al. 2007). Al igual que con el sexo, algunos autores sugieren que no existen diferencias en la dieta de acuerdo a la edad (Wood y Roark 1980, Loggins et al. 2002). Sin embargo, la dieta de individuos jóvenes y adultos en el PNEP mostró diferencias significativas, lo que podría sugerir que existen variaciones en los requerimientos energéticos de acuerdo a la edad. Por ejemplo, los individuos jóvenes seleccionaron más aves que los adultos, sugiriendo tal vez un alto requerimiento de proteínas, grasas y minerales en su etapa de desarrollo.

El efecto de las especies invasoras puede ser inferido en gran medida por su posición trófica en la comunidad (Skewes et al. 2007). Así, la comprensión de la dieta y las preferencias de los ítems en la dieta de los ungulados introducidos es un paso crucial hacia el modelado de las interacciones tróficas y el manejo de sus impactos (Forsyth et al 2002). En el PNEP el jabalí se alimenta de una gran variedad de especies que incluyen especies nativas y exóticas demostrando su capacidad de adaptación en los ambientes que invade. Si bien en este trabajo se analizó la dieta del jabalí, no se pueden realizar inferencias sobre los impactos de esta especie sobre la biodiversidad nativa. Esto se debe a que no se monitoreo el estado de conservación de las poblaciones de las especies nativas consumidas, ni se midió la disponibilidad de cada ítem ingerido a lo largo del estudio. De este modo aunque el porcentaje de consumo de un ítem sea escaso, este fracción consumida podría tener un efecto negativo de relevancia sobre una especie, un conjunto de especies o un proceso ecosistémico.

# CAPÍTULO V

## POSIBLES IMPACTOS DE LA ACTUAL POBLACIÓN DE JABALÍ

### “EL CASO DE LA PALMERA YATAY Y LAS AVES CAMINADORAS”

#### INTRODUCCIÓN

##### **Impactos del jabalí**

Los mamíferos invasores son capaces de causar cambios radicales a los ecosistemas que invaden, no sólo a través de la extinción de especies presa nativas y alterando las comunidades de plantas, sino también interrumpiendo los patrones de flujo de nutrientes (Clout y Russell 2007). La información disponible demuestra que el jabalí tiene influencia directa sobre los componentes físicos y biológicos de los ecosistemas demostrando su rol de ingeniero ecosistémico. Por este motivo, este suido afecta a las comunidades vegetales y animales y a los procesos ecológicos a diferentes niveles en su rango de distribución nativo e introducido (Barrios-García y Ballari 2012).

##### **Efectos sobre las propiedades del suelo**

A través de sus hozadas, el jabalí altera la estructura y los procesos del suelo, siendo en apariencia similar al tratamiento de labranza que se le realiza al suelo antes de sembrar donde acelera el ciclo de nutrientes y las tasas de descomposición, mientras que la pérdida de nutrientes por lixiviación es mayor (Hendrixet al. 1986). Sin embargo, los efectos producidos por el jabalí difieren según la bibliografía (Barrios-García y Ballari 2012). Muchos autores han indicado que el jabalí afecta el ciclo de nutrientes del suelo, reduce la densidad y mezcla las capas superficiales (Singer et al. 1984, Siemann et al. 2009, Cuevas et al. 2012). Sin embargo, otros estudios no han encontrado evidencias significativas de disturbio en el suelo (Groot Bruinderink y Hazebroek 1996, Cushman et al. 2004, Mitchell et al. 2007, Wirthner et al. 2011). De acuerdo a la información disponible hasta el momento es difícil establecer un acuerdo general sobre los efectos del jabalí sobre las propiedades del suelo (Barrios-García y Ballari 2012).

##### **Efecto sobre las comunidades de plantas**

El efecto directo más evidente de las hozadas de jabalí es la reducción de la cobertura vegetal (Barrios-García y Ballari 2012). Sin embargo, las consecuencias de esta actividad pueden variar en función de las comunidades de plantas produciendo una disminución en la diversidad de especies (Bratton 1974, Kotanen 1995, Hone 2002, Tierney y Cushman 2006, Siemann et al. 2009), en la regeneración (Challies 1975, Lipscomb 1989, Drake y Pratt 2001, Sweitzer y Van Vuren 2002, Mitchell et al. 2007a, Desbiez et al. 2009, Siemann et al. 2009, Busby et al. 2010, Webber et al. 2010) y alterando la composición de especies (Bratton 1974, Siemann et al. 2009), lo que podría llevar a extinciones locales (Recher y Clark 1974, Challies 1975, Singer et al. 1984).

Mientras hoza, el jabalí descalza muchas especies de plantas, sin embargo el daño puede estar dirigido a ciertas especies (Bratton 1974, Challies 1975, Wood y Barrett 1979, Everitt y Alaniz 1980, Baron 1982, Graves 1984, Stone 1985, Coblenz y Baber 1987, Loope et al. 1988, Hone 2002) o ser mayor en las que poseen raíces carnosas o cormos (Bratton 1974, Howe y Bratton 1976, Howe et al. 1981, Graves 1984, Dardaillon 1986, Barrett et al. 1988, Pavlov et al. 1992, Chimera et al. 1995, Jaksic 1998, Adkins y Harveson 2006, Skewes et al. 2007, Cuevas et al. 2010). Otro de los fenómenos asociados al hozado del jabalí es el incremento en la abundancia de plantas exóticas que ha sido descrito por muchos autores (Singer et al. 1984, Stone 1985, Loope et al. 1988, Aplet et al. 1991, Pavlov et al. 1992, Cushman et al. 2004, Tierney y Cushman 2006, Siemann et al. 2009). Sin embargo, no se conoce aún si la composición de la comunidad vegetal exótica es causa o efecto del disturbio provocado por el jabalí (Barrios-García y Ballari 2012).

Otro aspecto del comportamiento del jabalí que puede alterar la composición de la comunidad vegetal es el consumo de frutas y semillas, el cual puede dar lugar posteriormente a la mortalidad o dispersión de semillas (Barrios-García y Ballari 2012). El consumo de frutos ha sido ampliamente descrito para el jabalí (Everitt y Alaniz 1980, Diong 1982, Stone 1985, Coblenz y Baber 1987, Pavlov et al. 1992, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Taylor y Hellgren 1997, Herrero et al. 2005, Solís-Cámara et al. 2008, Desbiez et al. 2009), sin embargo la información sobre la dispersión de las semillas es escasa (Barrios-García y Ballari 2012). Si bien algunos autores han descrito la dispersión de semillas nativas y exóticas por parte de este ungulado (Grice 1996, Lynes y Campbell 2000, Heinken y Raudnitschka 2002, Schmidt et al. 2004), muchos estudios sugieren que el jabalí actúa como un depredador de la mayor parte de las semillas que consume (Rudge 1976, Lott et al. 1995, Campos y Ojeda 1997, Gomez et al. 2003, Sanguinetti y Kitzberger 2010).

### **Efecto sobre las comunidades animales**

Si bien se han descrito muchas interacciones entre el jabalí y el resto de las comunidades animales que incluyen modificación de hábitat, competencia y destrucción de nidos, la depredación ha sido documentada con mayor frecuencia (Barrios-García y Ballari 2012). Este comportamiento ha sido mayormente reportado en su rango introducido y afecta principalmente a especies de mamíferos, aves, anfibios, reptiles e invertebrados (Challies 1975, Wood y Roark 1980, Coblenz y Baber 1987, Pavlov y Edwards 1995, Saniga 2002, Fordham et al. 2006, Means y Travis 2007, Wilcox y Van Vuren 2009, Jolley et al. 2010). Por otro lado, la depredación de huevos, puede resultar crítica para poblaciones de tortugas, iguanas, caimanes o aves caminadoras como codornices y pingüinos (Stegeman 1938, Wood y Barrett 1979, Coblenz y Baber 1987, Pavlov et al. 1992, Campos 1993, Fordham et al. 2006, Desbiez et al. 2009). La modificación del hábitat puede traer consecuencias negativas para especies que viven en el suelo o que son excavadoras de túneles, como las ranas, salamandras, ratones, ardillas y aves caminadoras (Stegeman 1938, Recher y Clark 1974, Singer et al. 1984, van Riper y Scott 2001, Means y Travis 2007, Jolley et al. 2010). Por otro lado, los estudios de competencia por recursos se ha centrado principalmente en especies homólogas nativos de jabalí (ej. pecarí) sin embargo hay discordancias entre los efectos que podría provocar el jabalí (Desbiez et al. 2009, Gabor y Hellgren 2000). Otros ejemplos de competencia sugeridos se han descrito para casuarios en Australia (Crome y Moore 1990), ciervos en Estados Unidos y Argentina (Wood y Barrett 1979, Pérez Carusi et al. 2009), pavos en Estados Unidos (Graves 1984), ardillas y oso negro en Estados Unidos (Wood y Barrett 1979).

### **Otros impactos**

Además de los descritos, los impactos e interacciones que el jabalí ejerce en un ecosistema son muy variados (Barrios-García y Ballari 2012). Se ha señalado que el jabalí se hibridiza con otras especies de suidos (Blouch y Groves 1990, Long 2003); afecta a las comunidades de hongos por micofagia (Fournier-Chambrillon et al. 1995); reduce la cobertura de plantas acuáticas (Arrington et al. 1999, Doupe et al. 2010); altera la calidad del agua (Browning 2008); actúa como plaga de cultivos (Caley 1993, Schley y Roper 2003) y transmite enfermedades al ganado, a animales silvestres y al hombre (Pavlov et al. 1992, Gortázar et al. 2007, Briones et al. 2000).

### **Antecedentes de impacto e interacciones con especies vegetales y animales en el PNEP**

Se ha descrito que la presencia de jabalí podría impactar negativamente a especies de plantas nativas, por depredación, por los disturbios causados por la hozadas, favoreciendo por otro lado la dispersión de plantas exóticas (ej. crataegus, paraíso, acacia de tres espinas y durazno), y siendo un potencial transmisor de enfermedades a fauna nativa y al ser humano (Goveto 1999, Gil 2007). Se ha comprobado la depredación de plántulas por parte del jabalí (Lunazzi 2009), siendo registrado como la principal causa de mortalidad en este estadio de la palmera yatay (Pignataro 2010). En particular, entre el 2002 y 2004, se observó que la mortalidad de las plántulas con hojas divididas fue del 95% como resultado de la depredación (Lunazzi et al. 2004). Por otro lado, en 2006-2007 se detectó una depredación por jabalí de 13 plántulas sobre 45 monitoreadas, alcanzando un 29% (Pignataro 2010). En relación al consumo de frutos y semillas de yatay, Goveto (1999) registró la presencia de estos ítems en la dieta del jabalí, sugiriendo que esta especie funciona como dispersor de semillas de yatay en los meses de abundancia de frutos (febrero-mayo) y como depredador de plántulas en la época en que éstos escasean. Sin embargo, hasta el momento, no existen ensayos de germinación que comprueben que el jabalí es un dispersor efectivo de semillas de palmera yatay.

### **Las especies en estudio, la palmera yatay (*Syagrus yatay*) y las aves caminadoras**

La palmera yatay está declarada especie protegida en la provincia de Entre Ríos (DGRNFyEA, Resolución 228/2007) y representa un emblema para el PNEP (Fig. 20). Es una especie de porte alto y crecimiento lento, monoica, con reproducción sexual con dispersión barócora y zoócora (Rodríguez-Mazzini y Molina Espinosa 2000). Esta palma produce frutos que poseen una pulpa comestible, que contiene por lo general una semilla y atrae a dispersores nativos como el zorro de monte (Dimitri y Rial 1955, Dimitri 1959, Rodríguez-Mazzini y Molina Espinosa 2000). El ciclo de vida se describe en cinco fases: semilla (embrión), plántula con hoja graminoide, plántulas con hoja compuesta, palmeras juveniles ó adultos inmaduros, palmeras adultas reproductivas (Lunazzi 2009). La alteración de las condiciones microambientales por parte de las palmeras adultas, la depredación de plántulas, sumado a la acción de patógenos, son factores que comprometerían la supervivencia de plántulas (Pignataro 2010). En el Parque las palmeras están distribuidas en diferentes ensambles vegetales fisionómicos, que incluyen, la presencia de palmeras en sus diferentes estadios en palmares, pastizales, pajonales, arbustales y en el bosque en galería (Lunazzi 2009). En el Parque, se ha demostrado que el

monitoreo de plántulas (Fig 20) es un buen indicador de la depredación y del impacto sobre las poblaciones de palmera yatay (Lunazzi 2009, Pignataro 2010).

Si bien el PNEP representa una de las áreas protegidas más pequeñas en superficie de nuestro país, alberga una importante biodiversidad de aves, siendo en ese sentido la 10° de las 27 Áreas Protegidas Nacionales existentes hasta 1998 (Chebez et al. 1998). Sumado a esto ha sido categorizada como un Área Valiosa de Pastizal (AVPs) (Bilenca y Miñarro 2004) dentro de los pastizales del río de La Plata y como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (IBA) (Di Giacomo 2005). En particular este parque alberga 260 registros de especies de aves (Marateo et al. 2009). Algunas de estas especies han sido incluidas con alguna categoría de amenaza de conservación. Por ejemplo, las aves caminadoras como el ñandú -*Rhea americana*- (categorizada como “casi amenazada” en las listas rojas de especies amenazadas; IUCN 2009), la perdiz común -*Nothura maculosa*-, y la colorada -*Rhynchotus rufescens*- (ambas en la categoría “preocupación menor”; IUCN 2009) (Fig. 21). Estas y otras aves habitan típicamente pastizales y pajonales del PNEP (Marateo et al. 2009), y colocan sus huevos en nidos sobre el suelo entre septiembre y marzo (Bernardos 2002, Fernández y Rebores 2003) quedando estos potencialmente disponibles para depredadores nativos y exóticos.



**Figura 21.** Ñandú (arriba izquierda); perdiz común (izquierda centro); colorada (izquierda abajo); palmera yatay adulta (derecha arriba); plántula palmera yatay (derecha abajo).

### Objetivos específicos

Evaluar las relaciones interespecíficas entre el jabalí y especies nativas emblemáticas del PNEP como la palmera yatay y las aves caminadoras. En particular, 1) se analizará la depredación de plántulas de palmera yatay en dos ambientes con diferente grado de uso por parte del jabalí; 2) se determinará si existe depredación de jabalí sobre huevos o destrucción de nidos de aves caminadoras en períodos de nidificación e incubación.

### Hipótesis y predicciones

1. Por sus preferencias de hábitat y por la distribución de la palmera yatay en el PNEP el jabalí depreda más plántulas de palmera yatay de hoja dividida en ambientes que selecciona positivamente. Se espera que el jabalí depreda mayor



proporción plántulas de palmera yatay en pastizales que son ambientes seleccionados positivamente.

2. Por sus hábitos alimentarios y composición de la dieta omnívora y oportunista el jabalí consume huevos y/o destruye los nidos de aves caminadoras del PNEP. Se espera que el jabalí se alimente de huevos, y/o destruya nidos terrestres experimentales que simulan nidos de tinámidos.

## MÉTODOS

### Impacto sobre palmera yatay

Los depredadores conocidos de las plántulas y semillas de yatay en el PNEP son el jabalí y especies de armadillos nativos como el peludo grande (*Euphractus sexcinctus*) y la mulita orejuda (*Dasyus hybridus*) (Goveto 1995). Sin embargo, aún se desconoce su papel como dispersores. De los cérvidos exóticos (antílope negro y ciervo axis) y nativos (corzuela parda -*Mazama guazoubira*-) presentes en el área no existen registros de que utilicen a la palmera yatay como un recurso alimenticio. Para evaluar la depredación de plántulas por jabalí se utilizaron las plántulas de yatay que fueron registradas dentro de las parcelas seleccionadas para el relevamiento de indicios de jabalí (ver Capítulo III). Al inicio del estudio (inicio: junio 2010 - finalización: mayo 2011), se contabilizó el total de plántulas de cada parcela, registrándose 118 en ambientes de palmar y 24 en ambientes de pastizal. Estas plántulas fueron monitoreadas durante un año, cada dos o tres meses, determinando su condición -depredada o no depredada- en cada campaña. Gracias a la colaboración de investigadores de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, que cuentan con una vasta experiencia trabajando con palmera yatay, y en base a observaciones de campo, se pudo determinar sobre el terreno la especie causante del daño. Según el grado y tipo de remoción de tierra para consumir la plántula de yatay se determinó si el jabalí o los armadillos nativos fueron los causantes de la depredación (Fig. 22). El jabalí genera con su jeta (hocico) un levantamiento de tierra importante, donde la remoción alcanza más de 30 cm radiales con base a la plántula y no tiene límites muy definidos. Los armadillos nativos, en cambio, generan pozos cónicos alrededor de las plántulas de yatay, de no más de 20 cm de diámetro y con bordes definidos. En el caso que una planta sea atacada por ciervos, las diferencias son evidentes, ya que mientras el ciervo

generalmente ramonea la parte aérea de la planta, el jabalí y los armadillos levantan el suelo y comen la plántula junto con su raíz.



**Figura 22.** Disturbios causados por depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí (izquierda) y por armadillos nativos (derecha).

### **Depredación de huevos o destrucción de nidos de aves caminadoras**

En numerosos estudios se ha demostrado que el monitoreo de nidos experimentales es una herramienta útil y efectiva para evaluar el impacto por depredación de nidadas (King et al. 1999, Buler y Hamilton 2000, Moore y Robinson 2004). En particular se ha registrado que los nidos artificiales pueden ser depredados por diferentes especies de aves, mamíferos y serpientes (Opermanis et al. 2000, Estrada et al. 2002).

En diciembre de 2009 se desarrolló un experimento preliminar en un área de pastizal del PNEP. En esta zona se montaron tres nidos experimentales de ñandú que se construyeron sobre depresiones naturales del suelo, donde se despejó la vegetación, y se colocó material de vegetación natural como brácteas de palmeras, hojas y pastos (Fig. 22) simulando la construcción típica del ñandú (obs. pers.). Los nidos tuvieron un diámetro interno de 160 cm y una profundidad de 5 cm. En cada nido se colocaron 11 huevos de ñandú (33 en total) que fueron facilitados por el Zoológico de Córdoba y por el grupo de investigación del Proyecto Ñandú, a cargo de la Dra. Mónica Martella y el Dr. Joaquín Navarro (Centro de Zoología Aplicada. Universidad Nacional de Córdoba). Alrededor de cada nido se dispusieron cuatro parcelas de 1 x 1 m donde se despejó la vegetación con el fin de que las huellas de los potenciales depredadores pudiesen ser reconocidas en el terreno (“trampa de huellas”, Fig. 22). Durante tres días se monitoreó diariamente el número de huevos restantes y la presencia de huellas. Debido a las condiciones de extremo

calor durante los días del experimento, se determinó un período de 72 horas de monitoreo para evitar la descomposición de los huevos. Este experimento se realizó con el fin de hacer una evaluación preliminar de los depredadores potenciales de las nidadas terrestres y de perfeccionar la técnica con el objetivo de aplicarla posteriormente con un mayor número de nidos.

Posteriormente, existieron dificultades para conseguir más huevos de ñandú que permita construir una mayor cantidad de nidos experimentales. Como consecuencia, se procedió a realizar un experimento con nidos artificiales de tinámidos. Con este fin, se seleccionaron dos áreas de pastizales nativos del PNEP que sirven de refugio potencial de anidación de aves caminadoras, como la perdiz común y perdiz colorada. Durante la temporada de anidación 2011-2012 se dispusieron 22 nidos artificiales en estos ambientes. Los nidos experimentales simulaban puestas de tinámidos, donde se colocaron cinco huevos de color de gallina doméstica (*Gallus gallus domesticus*) y fueron preparados y contruidos con materiales naturales del ambiente (Fig. 23). Los nidos fueron monitoreados por cámaras trampa (Marca: Bushnell y Wildview, Fig. 23) durante 96 hs, período en el cual los huevos no se descomponen (obs. pers.). Asimismo, los nidos, huevos y trampas cámara fueron manipulados usando guantes de látex, para evitar la contaminación con los olores humanos. A partir del monitoreo, registramos la pérdida de huevos por día, e identificamos la diversidad de depredadores y sus patrones de actividad (diurno o nocturno). Un nido era considerado depredado si al menos uno de los huevos era consumido, desplazado hacia otro sitio y dañado, o si el nido era alterado en forma total o parcial.

### **Análisis estadístico**

No se realizaron análisis estadísticos. Los datos registrados en este capítulo fueron interpretados de forma descriptiva.

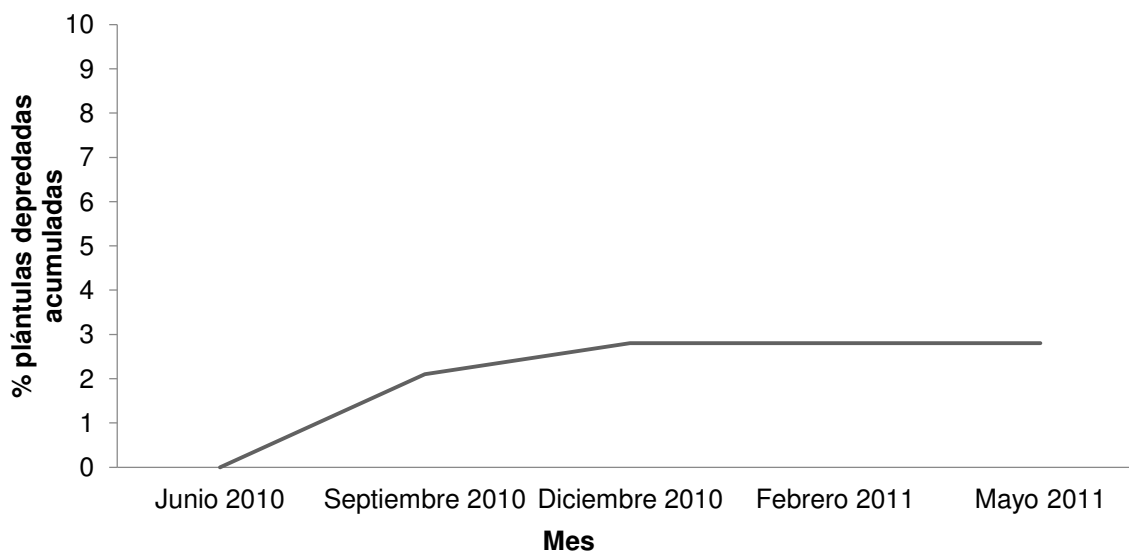


**Figura 23.** Nido artificial de ñandú (izquierda arriba); trampa de huellas cercana a nido artificial de ñandú (derecha arriba); preparación de nido artificial de tinámido (izquierda abajo); preparación de cámara trampa para monitoreo (derecha abajo).

## RESULTADOS

### Supervivencia de plántulas de palmera yatay

Durante el período de estudio se monitorearon un total de 142 plántulas de palmera yatay, de las cuales el 83,1% se encontraba en palmares y las restantes (16,9%) en pastizales. Por el período de un año se registró el porcentaje de plántulas depredadas por jabalí (Fig. 24). Se registró la depredación por jabalí (Fig. 25) de cuatro plántulas (2,8%), siendo tres depredadas en septiembre de 2010 en pastizales y sólo una en diciembre de 2010 en palmares. El porcentaje de depredación en el pastizal fue 12,5% mientras que en el palmar fue 0,8%.



**Figura 24.** Porcentaje de plántulas de palmera yatay depredadas acumuladas durante julio 2010 a mayo 2011. La mortalidad registrada sobre plántulas fue por depredación de jabalí.



**Figura 25.** Ejemplos de la depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí. Descalce de palmera dejando la plántula con las raíces expuestas (Foto: Guillermo Gil, izquierda); consumo hasta la base del estípite de la plántula (derecha).

### Depredación huevos o destrucción de nidos de aves caminadoras

El experimento preliminar con nidos de ñandú registró la depredación por parte de al menos tres especies diferentes. De los tres nidos experimentales, en dos de ellos los huevos fueron depredados o sustraídos del nido totalmente, al cabo de las 72 horas. Considerando que los huevos fuera del nido no tendrían posibilidad de desarrollarse correctamente, se contabilizó como depredado todo huevo retirado del nido aunque no estuviese efectivamente depredado. Se registró la presencia a través de huellas de armadillos, zorro y jabalí (Tabla 9).

**Tabla 9.** Monitoreo de huevos en nidos experimentales de ñandú y rastros encontrados en las trampas de huellas.

Hora	Nido 1 (nº huevos)	Rastros	Nido 2 (nº huevos)	Rastros	Nido 3 (nº huevos)	Rastros
0 hs	11	-	11	-	11	-
24 hs	0	armadillo	11	-	11	-
48 hs	0	-	5	jabalí	11	-
72 hs	0	-	0	zorro	11	-

En relación a los nidos artificiales de tinámidos monitoreados con cámaras trampa, la depredación ocurrió en el 68,2% de los nidos (Tabla 10). Particularmente, en relación a los huevos, el 60% de los 110 inicialmente dispuestos fueron dañados o sustraídos del nido. El zorro de monte (*Cerdocyon thous*) fue el depredador más registrado (62,5%), seguido en menor medida por el quirquincho grande o peludo (*ChaetophRACTUS villosus*) registrado en el 25% de los eventos de depredación, y finalmente el ñandú (*Rhea americana*) con el 12,5% (Fig. 26). Otros depredadores nativos potenciales que habitan el PNEP tales como la urraca (*Cyanocorax chrysops*), lagarto overo (*Tupinambis* sp.) o serpientes, no fueron registrados por las cámaras trampa. En relación a los hábitos de depredación de huevos, el zorro de monte fue registrado sólo durante la noche (nueve casos), mientras que el quirquincho grande fue registrado depredando de noche (tres casos) y de día (un registro), y finalmente el ñandú se observó depredando solo durante el día (tres registros). La tasa de pérdida de huevos por depredación fue variable, mostrando los valores más altos durante el segundo y tercer día luego de la construcción de los nidos (89,4% del total de huevos depredados). Otros animales que fueron registrados durante el monitoreo por cámaras trampa fueron carpinchos (*Hydrochoerus hydrochaeris*), torcazas (*Zenaida auriculata*) y ratones. Si bien se observaron rastros de jabalí en las zonas del experimento, durante el monitoreo la especie no fue registrada depredando nidos artificiales de tinámidos. Finalmente, se destaca en el experimento la depredación de huevos de aves por parte del ñandú, que no tiene precedentes para la especie.

**Tabla 10.** Monitoreo de los 22 nidos artificiales de tinámidos indicando el rastro de la especie involucrada en la depredación de los huevos. La "X" indica que el nido fue depredado. Los rastros solo incluyen las especies involucradas en la depredación de los nidos. s/d: sin dato.

Nº nido	Monitoreo				Rastro
	24 hs	48 hs	72 hs	96 hs	
1					
2		X			s/d
3		X			quirquincho
4					
5					
6	X				roedor
7		X			s/d
8			X		zorro, ñandu
9		X			zorro
10		X			ñandú, zorro
11					
12					
13					
14					
15	X				quirquincho
16	X				zorro
17	X				quirquincho
18		X			zorro
19	X				zorro
20	X				zorro
21	X				quirquincho, zorro
22	X				s/d



**Figura 26.** Nido artificial depredado (izquierda arriba); registro de ñandú con cámara trampa (derecha arriba); registro de peludo (izquierda abajo); registro de zorro de monte (derecha abajo).

## DISCUSIÓN

En este estudio se propuso evaluar las interacciones entre el jabalí y especies nativas con problemas de conservación en el PNEP. Sin embargo, nuestros resultados indican que actualmente no se registran impactos negativos significativos producidos por el jabalí sobre las especies nativas en estudio, la palmera yatay y las aves caminadoras.

La gran mayoría de los estudios sobre la ecología del jabalí concuerdan que existen numerosos impactos negativos de esta especie sobre las comunidades de plantas y animales (Barrios-García y Ballari 2012), sin embargo, existe una sorprendente falta de datos cuantitativos sobre el impacto del jabalí (Massei y Genov 2004). Una de las razones



principales de la expansión del jabalí es su habilidad para adaptarse a diferentes fuentes de alimento (Irizar et al. 2004). Esta característica le permite al jabalí colonizar nuevos territorios que no están adaptados a la presencia e impactos de esta especie introducida. Particularmente en áreas protegidas, los hábitos alimentarios del jabalí pueden comprometer la supervivencia de especies nativas de plantas y animales, así como también alterar el funcionamiento de los procesos ecosistémicos.

El impacto negativo del jabalí sobre el reclutamiento de las plantas se ha reportado comúnmente (Wolf y Conover 2003). Por ejemplo, Desbiez et al. (2009) han señalado que el jabalí arranca las plántulas jóvenes y mastica las raíces de tallo y raíces de la palma brasilera *Atalea phalaterata* sugiriendo que la depredación podría afectar el reclutamiento de esta especie. El rol del jabalí como depredador de plántulas de palmera yatay en el PNEP ha sido descrito previamente (Lunazzi 2009). Sin embargo, en este estudio no hemos encontrado evidencias considerables de depredación. Durante el monitoreo anual de 142 plántulas sólo cuatro fueron depredadas por el jabalí. Al igual que en el caso de los nidos experimentales, el resultado de la escasa depredación de plántulas podría estar relacionado con la baja densidad de jabalí producto del plan de control de mamíferos exóticos que se lleva a cabo en el Parque.

El entendimiento de la interacción planta-animal es clave para dilucidar el papel funcional del jabalí, ya sea como dispersor efectivo o como depredador de las semillas de palmera yatay. Sin embargo, creo que la ocurrencia y la magnitud de algunas de las interacciones que involucran al jabalí con las especies nativas podrían estar relacionadas estrechamente con la densidad de sus poblaciones. Los impactos negativos fueron muy evidentes y la densidad de jabalí muy elevada hace aproximadamente 15 años atrás en el Parque (Goveto 1999, Gil 2008). A raíz de ello, las poblaciones de esta especie introducida han venido siendo sujeto de control mediante diferentes métodos de caza y como resultado, tanto sus poblaciones como sus consecuentes impactos aparentemente han disminuido (Aristóbulo Maranta, com. pers.). De esta manera, así como ocurre en otras regiones, es claro que el manejo y el control de las especies introducidas que se convierten en invasoras es clave para la conservación en ecosistemas nativos.

Numerosos estudios han destacado que las aves caminadoras son uno de los grupos más afectados por el jabalí por depredación y destrucción de nidos principalmente (Challies 1975, Opermanis et al. 2001, Herrero et al. 2004, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). Sin embargo, nosotros no pudimos detectar una depredación significativa por parte del jabalí, cuyos rastros fueron sólo detectados en un nido

experimental de ñandú. Los nidos fueron colocados en pastizales donde hubo registros previos de presencia de jabalí, por lo que se esperaba que al menos parte estos nidos fueran depredados por la especie. La ausencia de depredación en nidos y huevos podría ser explicado por una baja densidad actual de jabalí por acción del PCMEI en el área, la cual posibilitaría que otras especies oportunistas nativas, como los zorros, aprovechen el recurso que representan los nidos de aves caminadoras. Sin embargo, la dinámica poblacional del jabalí no ha sido estudiada hasta el momento, por lo que no se conoce fehacientemente si la densidad del jabalí ha disminuido por acción del plan.

Los resultados de este capítulo, junto con los registros del capítulo IV estarían indicando que el jabalí no estaría provocando efectos negativos significativos actualmente, lo que podría indicar que la acción del PCMEI podría estar minimizando sus impactos negativos sobre la biodiversidad. Asimismo, es importante destacar que si bien el PCMEI parecería tener un éxito importante para controlar los impactos negativos del jabalí, poco se conoce de cómo repercute el plan en la poblaciones de ciervo axis y sus impactos. Un monitoreo del éxito del plan, en particular sobre especies sensibles o de interés para el Parque, debe convertirse en una herramienta de gestión clave para asegurar la conservación de las poblaciones nativas involucradas.

# CAPÍTULO VI

## EFECTIVIDAD EN EL MANEJO DEL JABALÍ POR EL MONITOREO DE IMPACTOS Y DISTURBIOS

### INTRODUCCIÓN

La forma más efectiva de enfrentar a las especies introducidas, es descubrirlas temprano e intentar erradicarlas o al menos contenerlas antes de que se dispersen (Simberloff 2003). La erradicación de jabalí es posible y se ha demostrado en muchas partes del mundo. Sin embargo, la erradicación exige un esfuerzo logísticamente complejo y económicamente intenso (Barrios-García y Ballari 2012). Los programas de manejo y control de jabalí son aplicados comúnmente en áreas donde esta especie es introducida, como Estados Unidos y Australia (Singer 1981, Hone 2002), sin embargo, dentro de su distribución nativa, países como Italia y Polonia utilizan herramientas de manejo para controlar a las crecientes poblaciones de jabalí en Europa (Andrzejewski y Jezierske 1978, Mazzoni della Stella et al. 1995). Choquenot et al. (1996) describen las cuatro etapas claves en un programa de gestión estratégica a nivel local y regional. Estos son: 1) la definición del problema, 2) el desarrollo de un plan de manejo, 3) la ejecución del plan, y 4) el seguimiento y la evaluación del progreso. Siendo fundamental la necesidad de evaluar los costos económicos del programa con el objetivo de evaluar estrategias de control alternativas. En particular, el seguimiento y evaluación del progreso que está representado por la efectividad del plan de manejo puede basarse en muchos criterios, sin embargo, los objetivos de manejo de un programa de control deben establecerse principalmente en términos de reducción de daños en lugar de cambios en el número de jabalíes (Choquenot et al. 1996). Además de cuantificar el impacto del control de la población, el monitoreo también tiene la ventaja de que los administradores pueden ver las consecuencias a largo y corto plazo, por ejemplo, la disminución de los signos de actividad, tales como la alteración del suelo, o el aumento de las especies previamente afectada por la presencia de jabalí (Massei et al. 2011).

Las hozadas de jabalí y la depredación de plántulas de yatay, son dos de los indicios que han sido registrados como impactos negativos en el PNEP desde su introducción en el área (Goveto 1995 Gil 2008). El monitoreo de estos y otros indicios podrían convertirse en

una herramienta de gestión clave para controlar la efectividad del Plan de Control de Mamíferos Exóticos.

### **Objetivos específicos**

Evaluar el éxito y efectividad del Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores llevado a cabo en el PNEP desde 2006. En particular, se analizará si los impactos y disturbios del jabalí han disminuido a partir del inicio del PCMEI.

### **Hipótesis y predicciones**

Por acción del Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores los daños del jabalí son menores actualmente en comparación de los registrados al comienzo del plan. Se espera los impactos y disturbios ocasionados por el jabalí, en particular hozadas y depredación de plántulas de yatay, hayan disminuido en los últimos años en función de la creciente remoción de individuos mediante la caza control.

## **MÉTODOS**

Se utilizaron datos provenientes de investigaciones preliminares en el Parque, registros del PCMEI, y finalmente información recopilada en campo para cumplimentar los objetivos de este capítulo. Se contrastó, por un lado, la información disponible de la mortalidad de plántulas de palmera yatay de hoja dividida por depredación en el período 2002-2011. Los antecedentes fueron extraídos por estudios realizados por investigadores de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Por otro lado, se analizaron los registros de superficie hozada por jabalí en el período 2006-2011. La efectividad del plan de control se interpretó como la disminución en el porcentaje de plántulas depredadas por jabalí, y por otro lado, en función de la disminución de la superficie hozada por esta especie.

### **Efectividad del plan de control**

#### **Depredación de plántulas de palmera yatay**

Se colectó información disponible de estudios previos que describen el porcentaje de depredación por jabalí de plántulas de palmera yatay, realizados durante el período

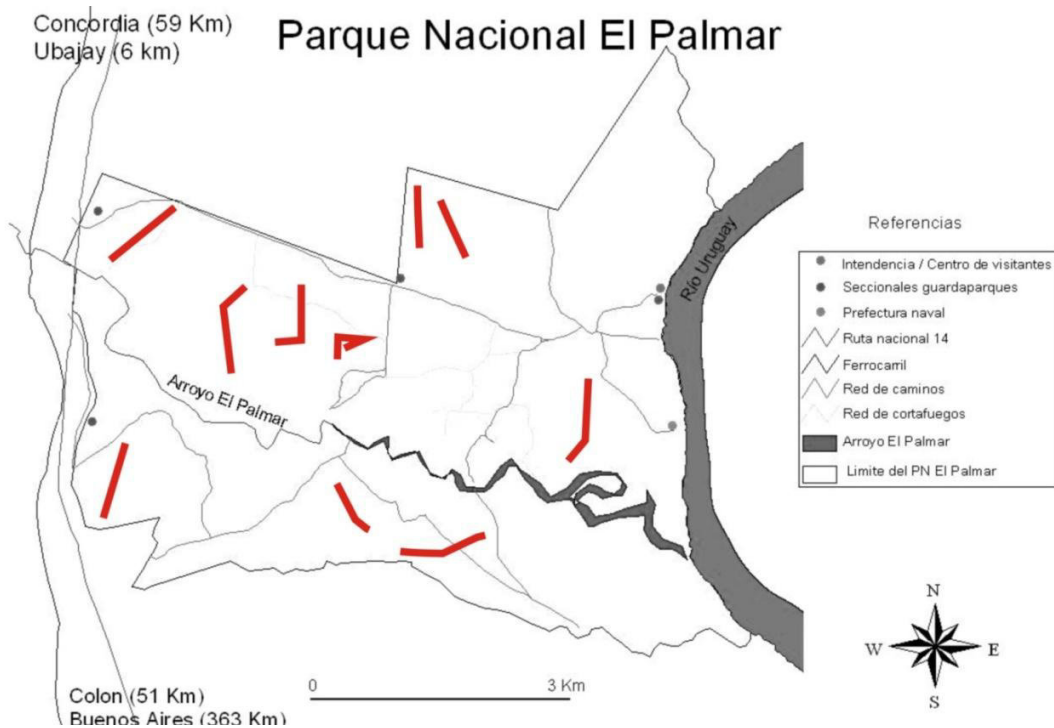
2002-2007, por investigadores de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Se utilizaron además los datos de depredación de plántulas registrados en este trabajo durante el período 2010-2011. En todos los estudios se utilizaron métodos de campo similares que implicaron el monitoreo de la depredación anual por jabalí de plántulas de hoja dividida de palmera yatay en palmares del PNEP. Con los datos disponibles, se evaluó el porcentaje de depredación de plántulas de palmera yatay por jabalí durante el período 2002-2011 con el objeto de evaluar la efectividad del PCMEI.

### **Superficie hozada**

Se recolectó información de la presencia y tamaño de hozadas, que representa el principal disturbio ocasionado por el jabalí (Fig. 27). Se utilizó como antecedente los datos de superficie hozada en ambientes de palmar provenientes de informes internos de la APN durante el período 2006-2008. Con el objetivo de obtener una tendencia en el tiempo del principal disturbio ocasionado por el jabalí se realizó un monitoreo de hozadas durante el período 2009-2011. Estos estudios fueron realizados con metodologías similares, utilizando las mismas transectas en ambientes de palmar (Fig. 28) donde se calculó la superficie de cada hozada fresca de jabalí registrada. Sólo se tuvo en cuenta las hozadas nuevas o frescas, definidas por aquellas que no tuvieran plántulas crecidas, ni que estuvieran alteradas por lluvias o el paso del tiempo. Se evaluó el porcentaje de superficie hozada en palmares durante el período 2006-2011 con el objetivo de determinar la efectividad del PCMEI.



**Figura 27.** Sitio hozado por jabalí registrado durante los monitoreos.



**Figura 28.** Ubicación de las transectas (en rojo) que fueron utilizadas en los relevamientos 2006-2008 y 2010-2011 en palmares del PNEP.

## RESULTADOS

### Mortalidad de plántulas de palmera yatay por depredación

Se colectó un total de cinco registros de mortalidad de plántulas de palmera yatay de hoja compuesta por depredación en el período 2006-2011 (Tabla 11).

**Tabla 11.** Estudios utilizados para evaluar la depredación de plántulas de palmera yatay. Referencia: \*estudios que se superponen en cuanto al año porque se realizaron en áreas diferentes

Año	Fuente	Parcela	Nº plántulas	Período	Mortalidad plántulas (%)
2002-2004	Lunazzi 2009	A	362	3 años	81
2004-2007*	Lunazzi 2009	B	60	4 años	32
2006-2007*	Pignataro 2010	A	45	1 y 1/2 año	31
2010-2011	este estudio	C	142	1 año	3

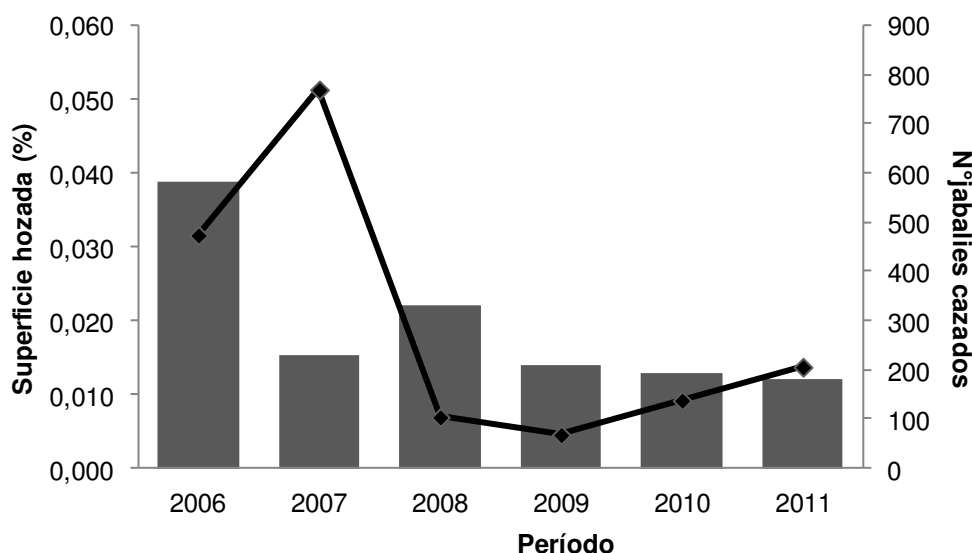
Se determinó que las causas de mortalidad principal en los estudios realizados entre 2002-2007 fue la depredación por animales. En el estudio de 2006-2007 se comprobó que la principal causa de mortalidad de plántulas de hoja compuesta fue el jabalí. Finalmente, en este trabajo, el total registro de plántulas depredadas fue por jabalí. Se observa que la mortalidad de plántulas en el PNEP ha disminuido en el período evaluado. En particular, se destaca que en el último periodo se registró una disminución considerable en la mortalidad de plántulas en relación a los registros previos iniciales.

### Superficie hozada

Se analizó la superficie hozada en las mismas áreas de palmares del PNEP durante el período 2006-2011 (Tabla 12). En base a la información previa recopilada por personal de la APN durante el período 2006-2008, e información obtenida en este estudio (2009-2011) se encontró que la superficie hozada disminuyó considerablemente en el tiempo (Fig. 29). Puntualmente desde 2006 (siendo este primer año de implementación del PCMEI) a 2007 el registro de superficie hozada disminuyó a menos de la mitad. Este período coincide con la etapa del PCMEI donde más jabalíes se cazaron (Fig. 29). Con excepción de 2008 donde se registró una superficie hozada un poco mayor mayor que en 2007, las hozadas disminuyeron levemente hasta el 2011.

**Tabla 12.** Datos de superficie hozada registrados en el PNEP en el período 2006-2011. Referencia: \* Correspondiente a datos de informes internos de APN (Gil 2008); los valores de la columna *Superficie m2* difiere entre años debido a que se realizaron entre 2009-2011 un menor número de transectas.

Período	Año	Superficie m2	Sup. hozada m2	% Sup. hozada	Fuente
Septiembre*	2006	80280	31.29	0,039	Gil 2008
Abril/Septiembre/Diciembre*	2007	108000	16,37	0,015	Gil 2008
Julio*	2008	108000	23.76	0,022	Gil 2008
Octubre	2009	54000	7.75	0,014	este estudio
Junio/Septiembre/Diciembre	2010	60000	7.75	0,013	este estudio
Febrero/Mayo	2011	60000	7.55	0,012	este estudio



**Figura 29.** Superficie hozada (%) en palmares del PNEP durante el período 2006-2011. La línea negra indica el número de jabalíes cazados por año durante la implementación del PCMEI.

## DISCUSIÓN

En este capítulo se encontró que la depredación de plántulas de palmera yatay y superficie hozada, como ejemplos de impactos negativos y disturbios provocados por el jabalí, han disminuido en función del tiempo. El impacto sobre plántulas de palmera yatay ha sido descrito como uno de los impactos negativos más preocupantes del jabalí en el PNEP (Goveto 1995). La mortalidad de plántulas por depredación ha disminuido considerablemente entre 2002 y 2011. Los primeros estudios que evaluaron la depredación



de plántulas de hoja dividida (2002-2007) no diferenciaron los daños que producían el jabalí u otros animales. Principalmente los animales que potencialmente pueden depredar la palmera yatay en este estadio son dos especies de armadillos nativos, el peludo grande (*Euphractus sexcinctus*) y la mulita orejada (*Dasyus hybridus*) (Pignataro 2010). Sin embargo, Pignataro (2010) confirmó que la depredación por animales pequeños (principalmente armadillos nativos), es poco importante (~2%) mientras que la mortalidad natural es mínima (~1%). De esta manera, podemos estimar que la mortalidad de plántulas producto de la depredación en los diferentes períodos es comparable, ya que el jabalí es su principal depredador. De acuerdo a los resultados analizados en el Capítulo II, podemos estimar que la marcada disminución en la mortalidad de plántulas por depredación podría estar relacionada estrechamente con la caza control de jabalí en el área, debido principalmente a la gran cantidad de individuos cazados entre 2006 y 2007.

En relación a la superficie hozada, en el PNEP se registró una disminución de este disturbio en palmares entre 2006-2011, presentando un valor mínimo en 2011. El hozado del jabalí, que altera la estructura y los procesos del suelo, es uno de los disturbios más evidentes de su presencia (Barrios-García y Ballari 2012). En particular, se han descriptos cambios en relación a la densidad, estructura, humedad, ciclo de nutrientes, respiración, mineralización y descomposición (Singer et al. 1984, Moody y Jones 2000, Cushman et al. 2004, Siemann et al. 2009). Además, Barrios-García y Simberloff (2013) han demostrado que los sitios hozados promueven el establecimiento de plantas exóticas. El hozado del jabalí según numerosos autores corresponde a patrones regidos por la disponibilidad de alimento, como por ejemplo, en invierno o principios de primavera cuando las pasturas son escasas (Barrett 1978, Baron 1982). De igual manera, Welander (2000), sugiere que las variaciones en la superficie hozada son un reflejo de la cantidad de alimento preferido disponible, en lugar de una variación en la densidad de la población de jabalí. De igual manera, en el Parque, si bien se estima que la población de jabalí es menor actualmente que al comenzar el PCMEI, la superficie hozada por esta especie podrían no tan estrechamente relacionada con su densidad poblacional en el área, sino que podría ser mejor explicada por la disponibilidad de alimentos que puede variar mensual o anualmente. De este modo creo que un mismo número de jabalíes podría hozar una superficie pequeña o grande, dependiendo de la oferta de alimento tanto en superficie como subterránea. Así, el parámetro de superficie hozada podría tener sesgos al momento de calcular el tamaño de una población o bien, para conocer si una población ha disminuido o aumentado en el tiempo.

Si bien se ha descripto numerosos efectos negativos producidos por la hozadas del jabalí, otros autores han señalado que existen impactos positivos que incluyen un aumento en la diversidad y riqueza de plantas, reemplazo de eventos naturales suprimidos (ej. fuego) o el reemplazo de disturbios por equivalentes ecológicos extintos (ej. oso pardo en California) (Kotanen 1995, Welander 1995, Sweitzer y Van Vuren 2002). Por este motivo, es de vital importancia evaluar no sólo las variaciones existentes en la superficie hozada sino los potenciales impactos positivos o negativos que este disturbio puede tener sobre la biodiversidad y los procesos físico-químicos del suelo en el PNEP.

El contraste temporal de los daños producidos por una especie con objetivos de manejo brinda otros elementos fundamentales que contribuyen a evaluar la efectividad de la gestión (Choquenot et al. 1996). En el PNEP, el registro sostenido en el tiempo de los disturbios y los daños ocasionados por acción del jabalí debe ser una herramienta de gestión permanente, cuyo objetivo primordial sea evaluar la efectividad de los métodos de control implementados en función del cumplimiento de los objetivos propuestos. Finalmente, creo que el monitoreo de efectividad debe ser aplicado a la otra especie de mamífero exótico que incluye el PCMEI, el ciervo axis. Sin embargo, hay muchos vacíos de información sobre esta especie en el PNEP incluyendo sus impactos negativos y su dinámica poblacional.

## **CAPÍTULO VII**

### **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO**

En este trabajo se abordaron aspectos relevantes de la biología, impactos, interacciones y manejo del jabalí en un área protegida con gran valor para la conservación, como es el Parque Nacional El Palmar, en la provincia de Entre Ríos. En particular, estos temas han sido escasamente estudiados en Argentina, y en especial para la ecoregión del Espinal donde existen registros muy escasos y aislados de esta especie que fue introducida en la región hace más de 70 años.

a) Se analizaron datos provenientes del PCMEI para evaluar el número de animales cazados y los principales parámetros poblacionales del jabalí en el PNEP. Se encontró que el número de animales cazados desde la implementación del plan fue muy alto, siendo los dos primeros años los de mejor cosecha. Por otro lado, en el último período analizado (2011) la población pareció experimentar un crecimiento, dado que se cazaron más animales por hora. Sin embargo, las causas probables de este crecimiento no pudieron ser determinadas. En cuanto a los datos poblacionales, la proporción de sexos registrada fue similar a lo hallado en otras áreas de su distribución nativa y exótica. Por otro lado, la proporción de edades, presentó proporciones altas de adultos, lo que difiere de lo encontrado en otros estudios. Sin embargo, estos valores podrían estar sesgados por la metodología implementada para determinar la edad, y por otro lado, el sesgo podría estar relacionado en que los individuos adultos son más fáciles de detectar. Los datos del PCMEI deberían ser analizados en mayor profundidad (no solo para jabalí, sino también para ciervo axis), principalmente para evaluar como es la dinámica poblacional en función de la aplicación de los métodos de control implementados.

b) Se evaluó la selección de hábitats por el jabalí mediante dos técnicas (datos de caza y registro de indicios), y los resultados fueron concordantes para selección positiva de pastizales. Según los datos del PCMEI el jabalí utiliza también sitios con gran cobertura arbórea como los bosques de leñosas exóticas, que son ambientes que pueden ofrecer una alta disponibilidad de recursos, que incluyen frutos de especies exóticas

como crataegus, acacia y durazno. Así mismo, el jabalí, en estos sitios encuentra refugio para sus descansos diurnos, donde se resguarda de las altas temperaturas de esta región, principalmente en primavera y verano (Boitani et al. 1994). Meriggi y Sacchi (2001) en Italia, analizaron la selección de hábitat a diferentes niveles y encontraron que el jabalí mostró diferencias en el uso de hábitat de acuerdo a comportamientos alimentarios o antidepredatorios. En el PNEP el jabalí podría utilizar el bosque no solo para resguardarse de las altas temperaturas y para búsqueda de alimentos, sino también como refugio contra el único “depredador” del jabalí en el área, el hombre. El registro de indicios determinó que el jabalí prefiere el pastizal sobre los palmares. Si bien se ha registrado el uso de pastizales por sobre ambientes como el palmar o chilcal, creo que esta selección podría estar relacionada con un sesgo en el registro de datos, ya que en los palmares las huellas y heces son más difíciles de observar que en los pastizales, y por otro lado, desde apostaderos la visibilidad en pastizales es más favorable que en el resto de los ambientes lo que podría ocasionar una subestimación del uso de estos sitios.

La presencia de bosques en el PNEP está relacionada con procesos antropogénicos. El palmar sufre una arbustificación muy importante con especies nativas que se cree está estrechamente ligada con la política de supresión de incendios y la exclusión del ganado desde la creación del parque (Ciccero y Balabusic 1994). Sumado a esto, la arbustificación con especies exóticas como el paraíso, crataegus, acacia y ligustro contribuyen a crear ambientes cerrados que favorecen no sólo al jabalí sino a otras especies introducidas como el ciervo axis. Asimismo, la arbustificación por nativas y la invasión de leñosas exóticas provocaría una disminución de los pastizales del PNEP (Marateo et al. 2009) que conforman un refugio elemental para especies nativas como el ñandú, la perdiz común y la perdiz colorada.

c) Se describió por primera vez en Argentina la dieta del jabalí mediante análisis de contenido estomacal, tomando una muestra representativa de más de cien individuos por un período de tres años. Se determinó que el jabalí posee una dieta amplia, omnívora, oportunista y principalmente herbívora, con un aporte considerable frutos y hojas. El maíz encontrado en la dieta tiene origen en la incorporación del cebo (maíz remojado), que los cazadores que participan en el PCMEI utilizan para atraer a los animales a la “zona de tiro”. Este ítem presentó un valor muy elevado; sin embargo, su importancia dentro de la dieta del jabalí debe tomarse con precaución. El aporte de este cereal en la dieta es estrictamente artificial, dado que el jabalí no puede obtenerlo fuera

del AP, por no existir plantaciones de maíz en la zona circundante. Sumado a esto, la frecuencia y cantidad de maíz que se coloca por apostadero no está adecuadamente controlada y es utilizada durante casi todo el año. De esta manera, la técnica de cebado con maíz remojado genera una disponibilidad de alimento abundante y constante que podría estar suplementando la dieta de esta especie introducida. Además, otras especies nativas (ej. aves granívoras) podrían modificar su comportamiento alimentario ante la alta disponibilidad de este alimento. El maíz como suplemento alimentario es utilizado como disuasivo en Europa, principalmente para evitar daños a los cultivos (Calenge et al. 2004); sin embargo, ese rol en el PNEP debería ser tema de futuros estudios. La materia animal en la dieta del jabalí del PNEP presentó valores altos en volumen y frecuencia en comparación con otras zonas donde esta especie es invasora. El principal aporte de materia animal proviene de palomas que son muy abundantes en el área. Estas especies son muy comunes en arbustales cerrados del parque por lo que se ven favorecidas también por la creciente arbustificación en el Parque. El jabalí podría estar aprovechando el recurso alimentario que representan estas aves, principalmente por el consumo de cadáveres que son encontrados en el suelo y en grandes números en ciertas zonas del parque (ej. chilcales, obs. pers.). Si bien se ha señalado que el jabalí puede cazar a sus presas, la alta disponibilidad de materia animal por cadáveres de aves podría provocar que el jabalí no esté generando un impacto negativo sobre otros grupos animales sensibles a su depredación como pequeños mamíferos, anfibios, reptiles y aves caminadoras. En concordancia con numerosos estudios se encontró que existe una marcada estacionalidad en la dieta del jabalí en el PNEP. Este fenómeno se evidencia, por ejemplo, por el alto consumo de frutos de palmera yatay en verano. En este sentido, si bien hemos registrado el consumo frutos y semillas de esta especie de palma nativa, se desconoce cuál es el rol del jabalí sobre la dispersión de esta palma nativa. Finalmente se encontraron diferencias en la dieta por edad y no por sexos. La dieta es un elemento importante para tener en cuenta en el manejo de especies exóticas invasoras. Debido a que el jabalí se alimenta de una gran cantidad de ítems vegetales y animales, sus efectos sobre la biodiversidad pueden ser múltiples, ya que al ser un ingeniero ecosistémicos modifica la disponibilidad de alimento para otras especies.

d) Se evaluaron los posibles impactos del jabalí sobre especies nativas vegetales y animales, en relación a la depredación de plántulas de palmera yatay y destrucción de nidos o consumo de huevos de aves caminadoras. Estimo que la población actual de jabalí en el Parque no representa una amenaza considerable para estas especies nativas,

en virtud de los escasos o nulos daños encontrados. El antecedente de depredación de plántulas de palmera yatay de hoja dividida fue registrado con anterioridad en el PNEP; sin embargo, estos datos se remontan a etapas previas o iniciales al PCMEI. De igual manera, la existencia de daños sobre nidos de aves caminadoras era considerado a priori, otro de los impactos distintivos del jabalí en los pastizales del área. Contrariamente, en este estudio, no se registró daño sobre los huevos o nidos experimentales monitoreados. Creo que la baja frecuencia e intensidad de daño registrada en ambos casos podría estar estrechamente relacionada con el efecto de la caza control sobre las poblaciones de jabalí. Por otro lado, teniendo en cuenta que ésta es una especie oportunista cuya dieta está regida principalmente por la disponibilidad de alimentos, la existencia de otras fuentes alimentarias alternativas artificiales o naturales (ej. maíz, palomas) podrían provocar un efecto disuasivo, que podría evitar que el jabalí produzca impactos negativos sobre especies nativas como las estudiadas en este trabajo. Sin embargo, este punto es discutible y requiere de estudios específicos que evalúen estas complejas interacciones, teniendo en cuenta la disponibilidad de las presas y monitoreando la densidad del jabalí en el área.

e) Se evaluó el manejo del jabalí en el PNEP, analizando su efectividad en base registros previos y actuales del área protegida. Se ha descrito cómo los daños sobre plántulas de palmera yatay y disturbios (superficie hozada) producidos por jabalí variaron en el tiempo, principalmente en el periodo 2006-2011. La mortalidad de plántulas de yatay por depredación exhibió una marcada disminución en la última década (~90%). La selección de un indicador de efectividad, como la mortalidad de plántulas de palmera yatay por depredación, es clave para evaluar y monitorear los daños de jabalí, en particular, teniendo en cuenta que esta especie es de valor especial para el PNEP. Estos indicadores toman una importancia superlativa para el monitoreo del éxito de un plan de manejo en el tiempo, cuando existe un acuerdo en que las poblaciones de jabalí plantean serias dificultades logísticas para calcular sus densidades. Al igual que los daños en las plántulas, las hozadas disminuyeron en el tiempo. La actividad de hozar, por parte del jabalí, ocurre principalmente regida por factores extrínsecos, como la disponibilidad de alimento y el clima, que no son constantes en el tiempo. De este modo, una disminución en la densidad de la población de jabalí podría no estar relacionada directamente con una disminución de la superficie hozada. Las variaciones entre e inter temporadas de las hozadas puede convertir a este

disturbio en un indicador poco efectivo a la hora de evaluar un plan de control cuyo objetivo es reducir la poblaciones de jabalí y sus impactos.

Considerando lo expuesto anteriormente, se sugieren las siguientes medidas de manejo que podrían contribuir al conocimiento y manejo de esta especie en nuestro país y en particular en el PNEP:

1. La modificación del ambiente es evidente en la zona de estudio. Si bien existieron esfuerzos previos para controlar este fenómeno, el PNEP debería controlar de forma urgente la arbustificación que está sufriendo el área con especies de plantas nativas, así como también la invasión con plantas leñosas exóticas. Estos procesos generan ambientes con gran cobertura arbórea, que sirven de refugio a especies introducidas como el jabalí y el ciervo axis. Esta modificación del paisaje genera además un perjuicio para especies nativas, por disminución de otros ambientes, como los pastizales, claves para la supervivencia de aves caminadoras nativas como el ñandú.
2. En la dieta del jabalí es evidente la importancia de la incorporación de maíz durante todo el año. Si bien no conocemos cual es el efecto de la incorporación de maíz a la dieta del jabalí y al ambiente, creo que la utilización de maíz como cebo para la caza control tendría que ser regulada, evaluando la cantidad necesaria a ser colocada por apostadero por unidad de tiempo con el objetivo de maximizar la atracción del jabalí al área de caza y, por otro lado, evitando que queden grandes desperdicios de alimento disponibles para esta y otras especies. Asimismo, creo que debería experimentarse la utilización de cebos alternativos (ej. odoríferos, hormonas) para evaluar su aplicación potencial, de modo de ser combinada o reemplazada con la utilización de maíz.
3. La dispersión de semillas de palmera yatay es en parte zoócora. Se ha comprobado que el jabalí es consumidor de frutos y semillas de esta palmera nativa. De este modo, creo importante estudiar la dinámica de interacción entre el jabalí y frutos-semillas, con el objetivo de entender las consecuencias de esta interacción planta-animal, y en particular evaluar los efectos sobre la conservación de la palmera yatay con el objetivo de determinar si el jabalí actúa como dispersor efectivo o como depredador de semillas.

4. El monitoreo en un plan de control es una herramienta fundamental para evaluar la efectividad e implicancias del manejo de especies silvestres. El PNEP debe conservar y mejorar el registro de los animales cosechados, manteniendo además el monitoreo de impactos de las poblaciones de jabalí. Debido a que en este trabajo se estimó que las hozadas pueden dar resultados inexactos sobre la densidad de la población de jabalí y sus efectos, recomiendo que la depredación de plántulas sea incorporado como otro parámetro a medir en los monitoreos anuales realizados por personal de la APN. Recomiendo además evaluar el uso y efectividad de técnicas de control aún no utilizadas (ej. trampas) con el objetivo de maximizar los esfuerzos y remover un mayor número de individuos en el tiempo.
  
5. Tres características de la mortalidad por caza suelen diferir drásticamente de mortalidad natural: la edad, el sexo, y la época del año. Estas diferencias pueden aumentar la productividad de la población, pero también pueden aumentar los efectos de los cambios en la densidad y el clima sobre la tasa de crecimiento de la población (Festa-Bianchet 2007). De este modo, creo que es prioritario para el PNEP el estudio de los efectos del PCMEI sobre la dinámica poblacional de las especies involucradas en el plan (jabalí y ciervo axis) con el objetivo de maximizar los esfuerzos de control, evaluando si los esfuerzos deban enfocarse en una época del año, sobre un sexo o edad determinado.

En síntesis, los resultados obtenidos en esta tesis muestran por primera vez aspectos relevantes sobre la biología, impactos e interacciones del jabalí en el noreste argentino. Además, este trabajo incorpora el análisis de un plan de control de mamíferos introducidos que es novedoso y único en el país. Este trabajo genera información de base y aplicada, que puede ser extrapolable a otras APs y puede ser comparable con otras regiones del mundo donde el jabalí es nativo o ha sido introducido. El jabalí actualmente está presente en gran parte de Sudamérica, y en particular, en el territorio argentino ha invadido una gran cantidad de áreas protegidas. De esta manera, el estudio multidisciplinario y participativo de mamíferos exóticos invasores, como el jabalí, es fundamental para un manejo exitoso, que tenga como objetivo primordial la conservación de la biodiversidad y los procesos ecosistémicos en las áreas protegidas de nuestro país.



## Bibliografía

- Abaigar T., Del Barrio G. y J. R. Vericad 1994. Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. *Mammalia* 58(2):201-210.
- Adkins R. N. y L. A. Harveson 2006. Summer diets of feral hogs in the Davis Mountains, Texas. *The Southwestern Naturalist* 51:578-580.
- Alpe D. 1995. Distribution y density of wild boar (*Sus scrofa*) through tracks survey in the Orsiera Rocciavre Natural Park, Piedemont (Italy). *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:209-210.
- Andrzejewski R. y W. Jezierske 1978. Management of a wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriologica* 23:19-30.
- Aplet G.H., Anderson S. J. y C. P. Stone 1991. Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanoes National Park. *Vegetatio* 95:55-62.
- APN 1994. Plan de Manejo Preliminar del Parque Nacional El Palmar. Administración de Parques Nacionales. Informe Inédito
- Aprile G. y D. Chicco 1999. Nueva especie exótica de mamífero en la Argentina: la ardilla de vientre rojo (*Callosciurus erythraeus*). *Mastozoología Neotropical* 6:7-14.
- Arrington D. A., Toth L. A. y J. W. Koebel 1999. Effects of rooting by feral hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands* 19:535-544.
- Asahi M. 1995. Stomach contents of Japanese wild boar in winter. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:184-185.

- Baber D. W. y B. E. Coblentz 1987. Diet, nutrition, and conception in feral pigs on Santa Catalina Island. *Journal of Wildlife Management* 51:306-317.
- Baettig M. 1981. Contribution à la biologie et écologie du sanglier (*Sus scrofa* L.) dans le canton de Vaud. *Diana* 7(98):251-256.
- Ballari S. A. y M. N. Barrios-García 2014. A review of wild boar (*Sus scrofa*) diet and factors affecting food selection in the native and introduced ranges. *Mammal Review* 44:124-134.
- Ballari S. A., Cuevas M. F., Cirignoli S. y A. Valenzuela. Using expert opinion based on protected areas managers' perceptions to asses exotic wild boar distribution, impacts and management in Argentina (en revisión).
- Baron J. 1982. Effects of feral hogs (*Sus scrofa*) on the vegetation of Horn Island, Mississippi. *The American Midland Naturalist Journal* 107:202-205.
- Barron M. C., Anderson P. A. y J. P. Parkes 2011. 'Ohukani'ohi'a Gon SM III. Evaluation of feral pig control in Hawaiian protected areas using Bayesian catch-effort models. *New Zealand Journal of Ecology* 35:182-188.
- Barrett R. H. 1978. The feral hog on the Dye Creek Ranch, California. *Hilgardia* 46:283-355.
- Barrett R. H. 1982. Habitat preferences of feral hogs, deer, and cattle on a Sierra Foothill Range. *Journal of Range Management* 35:342-346.
- Barrios-García M. N. y D. Simberloff 2013. Linking the pattern to the mechanism: how an exotic mammal promotes plant invasions. *Austral Ecology* 38(8):884-890.
- Barrios-García M. N. y S. A. Ballari 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14:2283-2300.

- Baubet E, Bonenfant C. y S. Brandt 2004. Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16 (nº especial):99-111.
- Belden R. C. y W. B. Frankenberger 1990. Biology of a feral hog population in south central Florida. Pages 231-242 in Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish y Wildlife Agencies.
- Belden R. C. y M. R. Pelton 1975. European wild hog rooting in the mountains of east Tennessee. Proceedings of the 29th Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners.
- Bernardos J. 2002. Evaluación de métodos para el censo de la perdiz común (*Nothura maculosa*) en la provincia de La Pampa. Tesis de Magíster, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- Belden R. C. y M. R. Pelton 1975. European wild hog rooting in the mountains of east Tennessee. Proceedings of the 29<sup>th</sup> Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners.
- Bieber C. y T. Ruf 2005. Population dynamics in wild boar ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* 42:1203-1213.
- Biganzoli F., Thorsten W. y W. B. Batista 2009. Fire-mediated interactions between shrubs in a South American temperate savannah. *Oikos* 118:1383-1395.
- Bilenca D. y F. Miñarro 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 323 pp.
- Blouch R. y C. Groves 1990. Naturally occurring suid hybrid in Java. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 55:270-275.

- Boitani L., Mattei L., Nonis D. y F. Corsi 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* 75(3):600-612.
- Bonino N. 1995. Introduced mammals into Patagonia, southern Argentina: consequences, problems and management strategies. Integrating peoples and wildlife for a sustainable future. *International Wildlife Management Congress*, 1<sup>ro</sup>; Bethesda, Md; Wildlife Society:406-409.
- Braga C., Alexandre N., Fernández-Llario P. y P. Santos 2010. Wild boar (*Sus scrofa*) harvesting using the espera hunting method: side effects and management implications. *European Journal of Wildlife Research*. DOI 10.1007/s10344-010-0373-1.
- Brandt E. 1961. Der wert der keilerwaffen als Alterweiser. *Beitr. Jagd-u. Wildforsch. L, Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wis. Berlin* 37:53-77.
- Bratton S. P. 1974. Effect of european wild boar (*Sus scrofa*) on high-elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 101:198-206.
- Briones V., de Juan L., Sánchez C., Vela A. I. y M. Galka 2000. Bovine tuberculosis and the endangered Iberian lynx. *Emerging Infectious Diseases Journal* 6:189-191.
- Browning C. A. 2008. A preliminary examination of the effects of feral pigs (*Sus scrofa*) on water quality and soil loss within a Hawaiian watershed. University of Hawai'i at Manoa Honolulu, Hawaii.
- Bueno C., Reiné R., Alados C. y D. Gómez-García 2011. Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic y Applied Ecology* 12:125-133.
- Buler J. J. y R. B. Hamilton 2000. Predation of natural and artificial nest in a Southern Pine Forest. *Auk* 117(3):739-747.

- Burkart R., Bárbaro N., Sánchez R. O. y D. A. Gómez 1999. Eco-rregiones de la Argentina, APN, PRODIA, 43 p.
- Busby P. E., Vitousek P. y R. Dirzo 2010. Prevalence of tree regeneration by sprouting and seeding along a rainfall gradient in Hawaii. *Biotropica* 42:80-86.
- Cabrera Á. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14:1-42.
- Cabrera Á. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En Kugler WF (Ed.) *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Tomo 2. 2ª edición. Acme. Buenos Aires. Argentina. Fascículo 1:1-85.
- Calenge C., Maillard D., Fournier P. y C. Fouque 2004. Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *European Journal of Wildlife Research* 50(3):112-120.
- Caley P. 1993. Population dynamics of feral pigs (*Sus Scrofa*) in a tropical riverine habitat complex. *Wildlife Research* 20:625-636.
- Campbell T. A. y D. B. Long 2009. Feral swine damage y damage management in forested ecosystems. *Forest Ecology y Management* 257:2319-2326.
- Campos C. M. y R. A. Ojeda, 1997. Dispersal y germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments* 35:707-714.
- Campos Z. 1993. Effect of habitat on survival of eggs y sex ratio of hatchlings of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Herpetology* 27:127-132.
- Challies C. N. 1975. Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island: status, and effects on vegetation and nesting sea birds. *New Zealand Journal of Zoology* 2:479-490.

- Chauhan N., Kuldeep S. B. y D. Kumar 2009. Human-wild pig conflict in selected states in India and mitigation strategies. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5:189-197.
- Chebez J. C., Rey N. R., Babarskas M. y A. G. Di Giácomo 1998. Las aves de los parques nacionales de la Argentina. Monografía LOLA 12:126 pp.
- Chimera C., Coleman M. C. y J. P. Parkes 1995. Diet of feral goats and feral pigs on Auckland Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 19:203-207.
- Choquenot D., Kilgour R. J. y B. S. Lukins 1993. An evaluation of feral pig trapping. *Wildlife Research* 20:15-22.
- Choquenot D., McIlroy J. y T. Korn 1996. Managing vertebrate pests: feral pigs. Bureau of Resource Sciences, Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Ciccero P. y A. Balabusic 1994. Plan de manejo del Parque Nacional «El Palmar». Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Cellina S. 2008. Effects of supplemental feeding on the body condition y reproductive state of wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg. University of Sussex.
- Clout M. N. y J. C. Russell 2007. The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research* 35:180-184.
- Coblentz B. E. y D. W. Baber 1987. Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galápagos, Ecuador. *Journal of Applied Ecology* 24:403-418.
- Cruz F., Donlan C. J., Campbell K. y V. Carrion 2005. Conservation action in the Galápagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation* 121:473-478.

- Cuevas M. F., Mastrantonio L., Ojeda R. A. y F. M. Jaksic 2012. Effects of wild boar disturbance on vegetation y soil properties in the Monte Desert, Argentina. *Mammalian Biology* 77:299-306.
- Cuevas M. F., Novillo A., Daccar M., Campos C. y R. A. Ojeda. 2006. Ecología del jabalí (*Sus scrofa*) en el desierto del monte. Reunión de la Asociación Argentina de Ecología. Córdoba, 22-24 agosto.
- Cuevas M. F., Ojeda R. A., Dacar M. A. y F. M. Jaksic 2013a. Seasonal variation in feeding habits y diet selection by wild boars in a semi-arid environment of Argentina. *Acta Theriologica* 58:63-72.
- Cuevas M. F., Ojeda R. A. y F. M. Jaksic 2013b. Multi-scale patterns of habitat use by wild boar in the Monte Desert of Argentina. *Basic and Applied Ecology* 14:320-328.
- Cuevas M. F., Novillo A., Campos C. M., Dacar M. A. y R. A. Ojeda 2010. Food habits y impact of rooting behavior of the invasive wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 74:1582-1585.
- Cugnassej M., Teillaud P. y R. Bon 1987. Résultats préliminaires sur l'activité diurne et la structure des groupes de sangliers (*Sus scrofa* L.) dans les Monts de l'Espinouse. *Gibier Faune Sauvage* 4:267-277.
- Cushman J. H., Tierney T. A. y J. M. Hinds 2004. Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecological Applications* 14:1746-1756.
- Crome F. y L. Moore 1990. Cassowaries in north-eastern Queensland: report of a survey and a review and assessment of their status and conservation and management needs. *Australian Wildlife Research* 17:369-385.

- Daciuk J. 1978. Estado actual de las especies de mamíferos introducidos en la subregión Araucana (Rep. Argentina) y grado de coacción ejercido en algunos ecosistemas surcordilleranos. *Anales de Parques Nacionales (Argentina)* 14:105-130.
- Dardaillon M. 1986. Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. *Behavioural Processes* 13:251-268.
- Desbiez A. L. J. 2007. Wildlife conservation in the Pantanal: habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting. University of Kent, Canterbury.
- Desbiez A. L. J., Santos S. A. y A. Keuroghlian 2009. Predation of young palms (*Atalea phalterata*) by feral pigs in the Brazilian Pantanal. *Suiform Soundings* 9:35-39.
- Dexter N. 2003. The influence of pasture distribution, and temperature on adult body weight of feral pigs in a semi-arid environment. *Wildlife Research* 30:75-79.
- Di Giacomo A. G. 2005. Aves de la Reserva El Bagual. En A. G. Di Giacomo y S. Krapovickas (eds.), «Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Provincia de Formosa, Argentina»: 201-465. *Temas de Naturaleza y Conservación, Monografía de Aves Argentinas, 4*. Buenos Aires, 578 pp.
- Dimitri M. J. 1959. Palmeras. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Descripción de las plantas cultivadas*. Parodi, L. R. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires. Pp 182-191.
- Dimitri M. J. y O. R. Rial 1955. La protección y conservación de la naturaleza en la Provincia de Entre Ríos. *Natura* 1:135-152.
- Diong C. H. 1982. Population biology and management of the feral pig (*Sus scrofa* L.) in Kipahulu Valley, Maui. Ph.D. Thesis. University of Hawaii, Honolulu.



- Doupé R. G., Mitchell J., Knott M. J., Davis A. M. y A. J. Lymbery 2010. Efficacy of exclusion fencing to protect ephemeral floodplain lagoon habitats from feral pigs (*Sus scrofa*). *Wetlands Ecology and Management* 18:69-78.
- Durio P., Fogliato D., Perrone A. y N. Tessarin 1995. The autumn diet of the wild boar (*Sus scrofa*) in an alpine valley. Preliminary results. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:180-183.
- Drake D. R. y L. W. Pratt 2001. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small scale physical disturbance. *Biotropica* 33:319-323.
- Eisfeld D. y N. Hahn 1998. Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Abschlussbericht. Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft, Forstzoologisches Institut, Universität Freiburg.
- Engeman R. M., Constantin B., Schwiff S. A., Smith H. T. y J. Woolard 2007. Adaptive and economic management methods for feral hog control in Florida. *Human-Wildlife Conflicts* 1:178-185.
- Eriksson O. y M. Petrov 1995. Wild boars (*Sus scrofa scrofa* L.) around Chernobyl, Ukraine. Seasonal feed choice in an environment under transition: A baseline study. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:171-173.
- Estrada A., Rivera A. y R. Coates-Estrada 2002. Predation of artificial nests in a fragmented landscape in the tropical region of Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 106:199-209.
- Everitt J. y M. Alaniz 1980. Fall and winter diets of feral pigs in south Texas. *Journal of Range Management* 33:126-129.
- Festa-Bianchet M. 2007. Ecology, evolution, economics, and ungulate management. 183-202. En: Fulbright, T. E. and D. G. Hewitt. editors. *Wildlife science: linking ecological theory and management applications*. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

- Food and Agriculture Organization (FAO) 1998. Informe nacional sobre el estado de los recursos fitogenéticos para la agricultura y la alimentación. Argentina. 46 pp.
- Fernández G. J. y J. C. Reboresola 2003. Male parental care in Greater Rheas *Rhea americana* in Argentina. *Auk* 120: 418-428.
- Fonseca C. 2007. Winter habitat selection by wild boar *Sus scrofa* in southeastern Poland. *European Journal of Wildlife Research* 54(2):361-366.
- Fonseca C., Kolečki M., Merta D. y B. Bobek 2007. Use of line intercept track index and plot sampling for estimating wild boar, *Sus scrofa* (Suidae), densities in Poland. *Folia Zoologica* 56:389-398.
- Fordham D., Georges A., Corey B. y B. W. Brook 2006. Feral pig predation threatens the indigenous harvest and local persistence of snake-necked turtles in northern Australia. *Biological Conservation* 133:379-388.
- Forsyth D. M., Coomes D. A., Nugent G. y G. M. J. Hall 2002. Diet and diet preferences of introduced ungulates (Orden: Artiodactyla) in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 29:323-343.
- Fournier-Chambrillon C., Maillard D. y P. Fournier 1995. Diet of wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:174-179.
- Francis R. 2012. *Castor canadensis* Kuhl (North American Beaver). En: *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. Francis, Robert (Editor). Earthscan 460 p.
- Frieber B. A. y P. G. R. Jodice 2009. Home range and habitat use of feral hogs in Congaree National Park, South Carolina. *Human–Wildlife Conflicts* 3(1):49-63.
- Gabor T. M. y E. C. Hellgren 2000. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology* 81:2509-2524.

- Gangenova E., Guzmán A. y F. Marangoni 2012. Diversidad de anfibios anuros del Parque Nacional El Palmar (Provincia de Entre Ríos, Argentina). Cuadernos de herpetología 26 (1):1852-5768.
- Geisser H. y H. U. Reyer 2004. Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management* 68:939-946.
- Genov P. 1981a. Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica* 26:185-205.
- Genov P. 1981b. Significance of natural biocenoses y agrocenoses as the source of food for wild boar (*Sus scrofa* L.). *Ekologia Polska* 29:117-138.
- Gil G. 2007. Monitoreo del plan de control de mamíferos exóticos invasores en el Parque Nacional El Palmar: operatividad, cumplimiento y eficiencia. Primer Informe. Período enero-junio 2006. APN, 19 pp.
- Gil G. 2008. Monitoreo del plan de control de mamíferos exóticos invasores en el Parque Nacional El Palmar. Informe Final. Período 2006-2007. APN, 41 pp.
- Giménez-Anaya A., Herrero J., Rosell C., Couto S. y A. García-Serrano 2008. Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28:197-203.
- Gomez J. M., Garcia D. y R. Zamora 2003. Impact of vertebrate acorn and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management* 180:125-134.
- Gortázar C., Ferroglio E., Hofle U., Frolich K. y J. Vicente 2007. Diseases shared between wildlife and livestock: a european perspective. *European Journal of Wildlife Research* 53:241-256.

- Goveto L. 1995. Avances del proyecto: Manejo de poblaciones de jabalíes en dos parques nacionales. Administración de Parques Nacionales. Informe inédito.
- Goveto L. 1999. Manejo adaptativo de las poblaciones de jabalíes en las áreas protegidas. Administración de Parques Nacionales. Dirección Nacional de Conservación de Áreas Protegidas. Delegación Regional Centro. Informe inédito.
- Goveto, L. 2005. La ocurrencia de fuegos en la sabana del Parque Nacional El Palmar: Evidencias climáticas y florísticas. Tesis para optar al título de Magister Scientiae. Escuela para graduados A. Soriano, Facultad de Agronomía, UBA.
- Graves H. 1984. Behavior y ecology of wild y feral swine (*Sus scrofa*). Journal of Animal Science 58:482-492.
- Grice A. 1996. Seed production, dispersal y germination in *Cryptostegia grandiflora* and *Ziziphus mauritiana*, two invasive shrubs in tropical woodlands of northern Australia. Australian Journal of Ecology 21:324-331.
- Groot Bruinderink G. y E.Hazebroek 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. Forest Ecology and Management 88:71-80.
- Groves C. P. 1981. Ancestors for the pigs: Taxonomy and phylogeny of the genus *Sus* (Technical bulletin Dept. of Prehistory, Research School of Pacific Studies, Australian National University) pp 96.
- Guía Visual Parques Nacionales de la Argentina 2005. OAPNE/APN, Madrid.
- Hafeez S., Abbas M., Khan Z. H. y E. Rehman 2011. Preliminary analysis of the diet of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in Islamabad, Pakistan. Turkish Journal of Zoology 35:115-118.

- Heinken T. y D. Raudnitschka 2002. Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121: 179-194.
- Hendrix P. F., Parmelee R. W., Crossley D. A. Jr, Coleman D.C., Odum E. P. y P. M. Groffman 1986. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience* 36:374-380.
- Herrero J. 2002. Adaptación funcional del jabalí *Sus scrofa* L. a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.
- Herrero J., Couto S., Rosell C. y P. Arias 2004. Preliminary data on the diet of wild boar living in a Mediterranean coastal wetland. *Galemys*, 16 (Numero Especial):115-123.
- Herrero J. y D. Fernández de Luco 2003. Wild boars (*Sus scrofa* L.) in Uruguay: scavengers or predators? *Mammalia* 67:485-491.
- Herrero J., García-Serrano A., Couto S., Ortuño V. M. y R. García-González 2006. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 52:245-250.
- Herrero J., Irizar I., Laskurain N. A., García-Serrano A. y R. Garcia-Gonzalez 2005. Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian Journal of Zoology* 72:49-52.
- Hone J. 2002. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biological Conservation* 105:231-242.
- Howe T. D. y S. P. Bratton 1976. Winter rooting activity of the European wild boar in the Great Smoky Mountains National Park. *Castanea* 41:256-264.

Howe T. D., Singer F. J. y B. B. Ackerman 1981. Forage relationships of european wild boar invading northern hardwood forest. *Journal of Wildlife Management* 45:748-754.

<sup>1</sup><http://www.patrimoniounatural.com/HTML/provincias/entrerios/elpalmar/fauna.asp>.  
Consultada el 10 de marzo 2013.

<sup>2</sup>[http://www.parquesnacionales.gov.ar/el palmar](http://www.parquesnacionales.gov.ar/el%20palmar). Consultada 3 abril 2012.

Ickes K. 2001. Hyper abundance of native wild pigs (*Sus scrofa*) in a Lowland Dipterocarp Rain Forest of Peninsular Malaysia. *Biotropica* 33:682-690.

Irizar I., Laskurain N. A., Herrero J. 2004. Wild boar frugivory in the Atlantic Basque Country. *Galemys* 16 (nº especial):125-133.

IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Consultada el 20 de agosto 2012.

Jaksic F. M. 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1427-1445.

Jolley D. B., Ditchkoff S. S., Sparklin B. D., Hanson L. B., Mitchell M. S. y J. B. Grand 2010. Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *Journal of Mammalogy* 91:519-524.

Keuling O. 2007. Sauen als Beutegreifer-Welchen Einfluss kann Schwarzwild auf andere Tierarten ausüben. Pages 45-50 in Proceedings of 13th Austrian hunters meeting, Irdning, Austria.

King D. I., DeGraaf R. M., Griffin C. R. y T. R. Maier 1999. Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? *Journal of Field Ornithology* 70:257-262.

- Kolar C. S. y D. M. Lodge 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16:199-204.
- Kotanan P. M. 1995. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18:190-199.
- Linderoth P. 2010. Energieversorgung und Reproduktion einer Schwarzwildpopulation Wildforschung in Baden-Württemberg. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW), Aulendorf.
- Lipscomb D. J. 1989. Impacts of feral hogs on longleaf pine regeneration. *Southern Journal of Applied Forestry* 13:177-181.
- Loggins R. E., Wilcox J. T., Van Vuren D. y R. A. Sweitzer 2002. Seasonal diets of wild pigs in oak woodlands of the central coast region of California. *California Fish and Game* 88:28-34.
- Long J. L. 2003. Introduced mammals of the world: their history distribution and influence. CSIRO, Collingwood. Victoria. Australia.
- Loope L. L., Hamann O. y C. P. Stone 1988. Comparative conservation biology of oceanic archipelagoes: Hawaii and the Galápagos. *Bioscience* 38:272-282.
- Lott R., Harrington G., Irvine A. y S. McIntyre 1995. Densitydependent seed predation and plant dispersion of the tropical palm *Normanbya normanbyi*. *Biotropica* 27:87-95.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. y M. De Poorter 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. ISSG, Auckland, New Zealand, [http://www.issg.org/database/species/reference\\_files/100English.pdf](http://www.issg.org/database/species/reference_files/100English.pdf). Consultada el 10 de diciembre de 2011.

- Lunazzi M. 2009. Estructura y dinámica poblacional de la palmera *Butia yatay* en la sabana del Parque Nacional El Palmar: análisis en la escala de stand. Tesis para optar al título de Magister Scientiae. Escuela para graduados A. Soriano, Facultad de Agronomía, UBA.
- Lunazzi M. Pignataro A. G. y W. B. Batista 2004. Cambios en la densidad y distribución espacial de plántulas en una población de *Butia yatay*. Acta de la II Reunión Binacional de Ecología. Argentina.
- Lynes B. y S. Campbell 2000. Germination y viability of mesquite (*Prosopis pallida*) seed following ingestion and excretion by feral pigs (*Sus scrofa*). *Tropical Grasslands* 34:125-128.
- MacFarland C. G., Villa J. y B. Toro 1974. The Galápagos giant tortoises (*Geochelone elephantopus*) Part I: Status of the surviving populations. *Biological Conservation* 6:118-133.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M. y F. A. Bazzaz 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, y control. *Ecological Applications* 10(3):689-710.
- Mackin R. 1970. Dynamics of damage caused by wild boar to different agricultural crops. *Acta Theriologica* 15:447-458.
- Magurran A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall, London.
- Massei G., Genov P. y B. Staines. 1996. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 41:307-320.
- Marateo G., Povedano H. y J. Alonso 2009. Inventario de las aves del Parque Nacional El Palmar, Argentina. *Cotinga* 31:47-60.



- Massei G. y P. V. Genov 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16 (n° especial):135-145.
- Massei G., Roy S. y R. Bunting 2011. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human-Wildlife Interactions* 5:79-99.
- Mazzoni della Stella R, Calovi F. y L. Burrini 1995. The wild boar management in a province of the Central Italy. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:213-216.
- McCann B. E. y D. K. Garcelon 2008. Eradication of feral pigs from Pinnacles National Monument. *Journal of Wildlife Management* 72:1287-1295.
- Means D. B. y J. Travis 2007. Declines in ravine-inhabiting dusky salamanders of the southeastern US Coastal Plain. *Southeastern Naturalist* 6:83-96.
- Menvielle M. F. 2003. La invasión de *Melia azedarach* (paraíso) en las sabanas del Parque Nacional El Palmar. Efectos de un único pulso de fuego. Tesis de Maestría. FAUBA. Pp 130.
- Meriggi A. y O. Sacchi 2001. Habitat requirements of wild boars in the northern Apennines (N Italy): A multi-level approach. *Italian Journal of Zoology* 68:47-55.
- Merino M. L., Carpinetti B. N. y A. M. Abba 2009. Invasive mammals in the National Park System of Argentina. *Natural Areas Journal* 29(1):42-49.
- Milanesi P, Meriggi A. y E. Merli 2012. Selection of wild ungulates by wolves *Canis lupus* (L. 1758) in an area of the Northern Apennines (North Italy). *Ethology Ecology & Evolution* 24:81-96.
- Mitchell J., Dorney W., Mayer R. y J. McIlroy 2007. Ecological impacts of feral pig diggings in north Queensland rainforests. *Wildlife Research* 34:603-608.

- Moody A. y J. A. Jones 2000. Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California. *Applied Soil Ecology* 14:269-281.
- Moore R. P. y W. D. Robinson 2004. Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology* 85:1562-1567.
- Morris D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136:1-13.
- Movia C. y M. F. Menvielle 1994. Mapa de vegetación del P.N. El Palmar. En: Plan de Manejo del P.N. El Palmar. Administración de Parques Nacionales. Argentina.
- Narváz M. 2006. Uso de hábitat en la reserva Parque Luro por ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y jabalí (*Sus scrofa*). Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de La Pampa.
- Navas J. R. 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales Zoología*, Tomo XIV.
- Neu C. W., Beyers C. R. y J. M. Peek 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- Nogueira-Filho S. L. G., Nogueira S. S. C. y J. M. V. Fragoso 2009. Ecological impacts of feral pigs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 18:3685-3686.
- Novillo A. y R. A. Ojeda 2008. The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions* 10:1333-1344.
- Núñez M. A. y A. Parchard 2010. Biological invasions in developing y developed countries does one model fit all? *Biological Invasions* 12:707-714.

- Oldfield S. 1997. Cactus and Succulent Plants - Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Cactus and Succulent Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK 10+212 pp.
- O'Brien P. 1987. Socio-economic y biological impact of the feral pig in New South Wales: an overview y alternative management plan. *The Australian Rangeland Journal* 9(2):96-101.
- O'Connor S.-J. y D. Kelly 2012. Seed dispersal of matai (*Prumnopitys taxifolia*) by feral pigs (*Sus scrofa*). *New Zealand Journal of Ecology* 36:228-231.
- Opermanis O., Mednis A. y I. Bauga 2001. Duck nests and predators: interaction, specialisation y possible management. *Wildlife Biological* 7: 87-96.
- Palomo L. J., Gisbert J. y J. C. Blanco 2007. Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Madrid, Spain: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM, SECEMU.
- Pavlov P. y E. Edwards 1995. Feral pig ecology in Cape Tribulation National Park, North Queensland, Australia. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3:148-151.
- Pavlov P., Crome F. y L. Moore 1992. Feral pigs, rainforest conservation y exotic disease in north Queensland. *Wildlife Research* 19:179-193.
- Peine J. D. y J. A. Farmer 1990. Wild hog management program at Great Smoky Mountains National Park. *Proceedings Vertebrate Pest Conference* 14:221-227.
- Pérez Carusi L. C., Beade M. S., Miñarro F., Vila A. R., Giménez-Dixon M. y D. N. Bilencia 2009. Relaciones espaciales y numéricas entre venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) y chanchos cimarrones (*Sus scrofa*) en el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. *Ecología Austral* 19:63-71.

- Pescador M., Sanguinetti J., Pastore H., y S. Peris 2009. Expansion of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) in the andean region, argentinean patagonia. *Galemys* 21 (nº especial):121-132.
- Pignataro A. G. 2005. Heterogeneidad de la vegetación de la sabana de *Butia yatay* en la escala de stand: influencia de las palmeras adultas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Pignataro G. 2010. Controles de la regeneración de la palmera *Butia yatay* en el Parque Nacional El Palmar. Magíster Scientiae - Área: Recursos Naturales. Escuela para Graduados Alberto Soriano Facultad de Agronomía.UBA.
- Pimentel D., Zuniga R., y D. Morrison 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52:273-288.
- Fernández. G. J. y J. C. Rebores 2003. Male parental care in greater rheas (*Rhea americana*) in Argentina. *The Auk* 120(2):418-428.
- Recher H. F. y S. S. Clark 1974. A biological survey of Lord Howe Island with recommendations for the conservation of the island's wildlife. *Biological Conservation* 6:263-273.
- Reyna-Hurtado R. y G. W. Tanner 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676-685.
- Rodríguez-Mazzini R. y B. Molina Espinosa. 2000. El zorro de monte (*Cerdocyon thous*) como agente dispersor de semillas de palma. Documentos de trabajo N° 30, PROBIDES 2407, Uruguay.
- Rolhauser A. 2002. Las comunidades de *Butia yatay* en el Parque Nacional El Palmar. Trabajo de Intensificación, Facultad de Agronomía, UBA.

- Rosell C., Fernández-Llario P. y J. Herrero 2001. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13:1-25.
- Rudge M. 1976. A note on the food of feral pigs (*Sus scrofa*) of Auckland Island. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 23:83-84.
- Ruiz Selmo F. E. Dinámica espacial de la invasión por especies leñosas exóticas en los ecosistemas de sabana del Parque Nacional El Palmar. FAUBA. Tesis Doctoral. Doctorado en la Escuela para Graduados. Universidad de Buenos Aires (inédito).
- Ruiz Selmo F. E., Menvielle M. F., Scopel A. L. y P. Minotti 2000. Monitoring the invasion of woody exotic species in the «El Palmar» National Park (Argentina) using remote sensing. 85th Annual Meeting of the Ecological Society of America. Snowbird, USA.
- Ruiz Selmo F., Minotti P., Scope A. y M. Parimbelli 2007. Análisis de la heterogeneidad fisonómico-funcional de la vegetación del Parque Nacional El Palmar y su relación con la invasión por leñosas exóticas. Teledetección, hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional 257-263. Editorial Martin.
- Sáenz de Buruaga M. 1995. Alimentación del jabalí (*Sus scrofa castilianus*) en el norte de España. *Ecología* 9:367-386.
- Sáez-Royuela C. y J. L. Tellería 1986. The increased population of the wild boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review* 16:97-101.
- Sanguinetti J. y T. Kitzberger 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biological Invasions* 12:689-706.
- Saniga M. 2002. Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51:205-214.

- Saunders G., Kay B. y H. Nicol 1993. Factors affecting bait uptake and trapping success for feral pigs (*Sus scrofa*) in Kosciusko National Park. *Wildlife Research* 20:653-665.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS) 2004. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe regional Espinal.
- Seward N. W., VerCauteren K. C., Witmer G. W. y R. M. Engeman 2004. Feral swine impacts on agriculture and the environment. *Sheep & Goat Research Journal* 19:34-40.
- Scandura M., Iacolina L. y M. Apollonio 2011. Genetic diversity in the European wild boar *Sus scrofa*: phylogeography, population structure and wild x domestic hybridization. *Mammal Review* 41:125-137.
- Schiaffini M. I. y A. R. Vila 2012. Habitat use of the wild boar, *Sus scrofa* Linnaeus 1758, in Los Alerces National Park, Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 47(1):11-17.
- Schley L. y T. J. Roper 2003. Diet of wild boar, *Sus scrofa*, in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33:43-56.
- Schmidt M., Sommer K., Kriebitzsch W. U., Ellenberg H. y G. von Oheimb 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research* 123:167-176.
- Siemann E., Carrillo J. A., Gabler C. A., Zipp R. y W. E. Rogers 2009. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 258:546-553.

- Simberloff D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* 5:179-192.
- Singer F. J. 1981. Wild pig populations in the National Parks. *Journal of Environmental Management* 5:263-270.
- Singer F. J., Swank W. T. y E. E. C. Clebsch 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 48:464-473.
- Sjarmidi A. y J. Gerard 1988. Autour de la systématique et la distribution des suidés. *Italian Journal of Zoology* 22: 415-448.
- Skewes O., Rodriguez R. y F. M. Jaksic 2007. Trophic ecology of the wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. *Revista Chilena De Historia Natural* 80:295-307.
- Solís-Cámara A. B., Arnaud-Franco G., Álvarez-Cárdenas S., Galina-Tessaro P. y J. J. Montes-Sánchez 2009. Evaluación de la población de cerdos asilvestrados (*Sus scrofa*) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México *Tropical Conservation Science* 2:173-188.
- Spencer P. B. S. y J. O. Hampton 2005. Illegal translocation y genetic structure of feral pigs in Western Australia. *Journal of Wildlife Management* 69:377-384.
- Stegeman L. R. C. 1938. The European wild boar in the Cherokee National Forest, Tennessee. *Journal of Mammalogy* 19:279-290.
- Stone C. P. 1985. Alien animals in Hawaii's native ecosystems: toward controlling the adverse effects of introduced vertebrates. En: Stone CP, Scott JM (eds) *Hawaii's Terrestrial Ecosystems. Preservation y Management*. Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu, HI, pp 251-297.
- Sweitzer R. A. y D. H. Van Vuren 2002. Rooting and foraging effects of wild pigs on tree regeneration and acorn survival in California's oak woodland ecosystems. *USDA Forest Service General Technical Report*: 219-231.

- Taylor R. B. y E. C. Hellgren 1997. Diet of feral hogs in the western South Texas Plains. *The Southwestern Naturalist* 42:33-39.
- Taylor R. B. y T. Uvalde 1999. Seasonal diets and food habits of feral swine. Pages 58-66 in *Proceedings of the First National Feral Swine Symposium*, Ft. Worth, Texas.
- Tierney T. A. y J. H. Cushman 2006. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. *Biological Invasions* 8:1073-1089.
- Thomson C. y C. Challies 1988. Diet of feral pigs in the podocarp-tawa forests of the Urewera Ranges. *New Zealand Journal of Ecology* 11:73-78.
- Tolleson D. R., Pinchak W. E., Rollins D. y L. J. Hunt 1995. Feral hogs in the rolling plains of Texas: perspectives, problems, and potential. En: *Wildlife damage management, internet center for great plains wildlife damage control workshop proceedings*. University of Nebraska, Lincoln, pp 124-128.
- van Riper C. III y J. Scott 2001. Limiting factors affecting Hawaiian native birds. *Studies in Avian Biology* 22:221-233.
- Vitousek P, D Antonio CM, Loope LL, Rejmanek M, Westbrooks R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21:1-16.
- Webber B. L., Norton B. A. y I. E. Woodrow 2010. Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree. *Austral Ecology* 35:423-434.
- Welander J. 1995. Are wild boars a future threat to the Swedish flora? *Journal of Mountain Ecology* 3: 165-167.



- Welander J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology (London)* 252:263-271.
- Wilcox J. T. y D. H. Van Vuren 2009. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. *Journal of Mammalogy* 90:114-118.
- Wirthner S., Frey B., Busse M. D., Schutz M. y A. C. Risch 2011. Effects of wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting on the bacterial community structure in mixed-hardwood forest soils in Switzerland. *European Journal of Soil Biology* 47:296-302.
- Wirtz P. y P. Kaiser 1988. Sex differences y seasonal variation in habitat choice in a high density population of Waterbuck, *Kobus ellipsiprymnus* (Bovidae). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 53:162-169.
- Wolf T. y M. R. Conover 2003. Feral pigs and the environment: an annotated bibliography. Berryman Institute Publication 21. Utah State University, Logan, USA and Mississippi State University, Starkville, USA.
- Wood G. W. y D. N. Roark 1980. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 44:506-511.
- Wood G. W. y R H. Barrett 1979. Status of wild pigs in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 7:237-246.

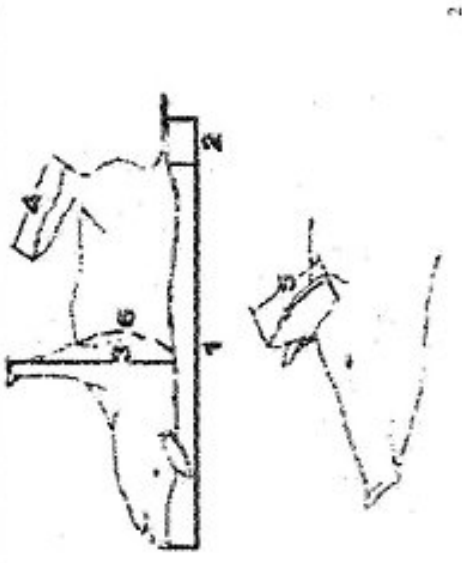
**Anexo I: Planilla de registro de datos de las partidas de caza**

**PLANILLA 1. REGISTRO DE DATOS DE LAS PARTIDAS DE CAZA** Plan de control de mamíferos exóticos/invasores en el Parque Nacional "El Palmar"

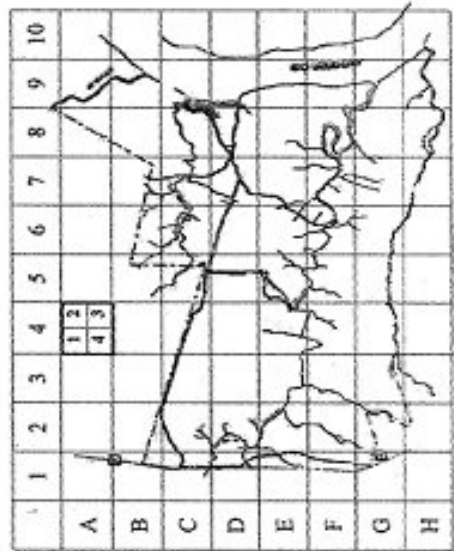
Datos de la actividad:  
 Modalidad: A. B. C. D. E. F. Responsable: \_\_\_\_\_ Fecha: \_\_\_\_\_  
 Hora inicio: \_\_\_\_\_ Hora final: \_\_\_\_\_ Tiempo extra: \_\_\_\_\_  
 Personal: Vol: \_\_\_\_\_ Brig.: \_\_\_\_\_ CA: \_\_\_\_\_ Otros APN: \_\_\_\_\_ Terceros: \_\_\_\_\_  
 N° y tipo de perros de APN: \_\_\_\_\_  
 N° y tipo de armas y municiones gastadas que no impactaron: \_\_\_\_\_  
 Efectos no deseados: \_\_\_\_\_  
 Observaciones: \_\_\_\_\_

Datos de las actividades:

Encuentro	Especie (N° preciso)	Hora inicio	Punto GPS Ubicación precisa	Sexo	Municiones usadas	Arma	Disparó	Métodos corporales						Ambiente					
								Grupo						Ambiente					
1								1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6



**Modalidad de caza:** A: Caza con perros de terceros; B: Caza con perros de la APN; C: Caza desde vehículos con arma de fuego y reflector; D: Caza con cobardes; E: Caza con corrales-trampa; F: Caza durante recorridos de rutina.  
**Métodos corporales:** 1: Largo total (sin cola); 2: Largo cola (vertical); 3: Altura a la cruz; 4: Largo garfio derecho; 5: Largo oreja derecha; 6: Circunferencia torácica.  
**Grupo:** Indicar cuántos individuos había en el lugar de captura; I: Indeterminados; M: Machos; H: Hembras; J: Jóvenes; C: Crías.  
**Ambiente:** Sólo de donde salió Pz. Pastizal; Pt: Palmar; B: Bosque; Pj: Pajonal.



**PLANILLA 1. REGISTRO DE DATOS DE LAS PARTIDAS DE CAZA****INSTRUCTIVO PARA LLENAR PLANILLAS DE PARTIDAS DE CAZA**

Llenar estas planillas cada vez que se sale a cazar o de recorrida de rutina, aunque no se capturen ejemplares.

**Fecha:** De la partida de caza.

**Modalidad:** Marcar con una X la que corresponda.

**Responsable:** Nombre del responsable de la partida.

**Llenó planilla:** Nombre del que llenó la planilla.

**Hora inicio:** Del periodo neto dedicado a la caza, o sea, cuando si aparece un animal se puede intentar cazarlo.

**Hora final:** Del periodo neto dedicado a la caza (idem anterior).

**Tiempo extra:** Horas y minutos que el personal de APN dedica específicamente a esta actividad, preparación o culminación de la partida, antes o después del periodo neto dedicado a la caza (por ejemplo: cuando se va a buscar o ensillar los caballos, cuando se sale de la seccional para encontrarse con los cazadores externos, cuando vuelve a la casa u oficina, luego de procesar los animales capturados, o de soltar los caballos, etc.).

**Km recorridos:** Para las modalidades C: Caza desde vehículos con arma de fuego y reflector y F: Caza durante recorridas de rutina, medidos con el odómetro del vehículo.

**Tramos recorridos:** Para las modalidades C: Caza desde vehículos con arma de fuego y reflector y F: Caza durante recorridas de rutina, hacer referencia al nombre del tramo de camino (letra, iniciales, etc.) que se le asigne en un mapa de referencia confeccionado para tal fin. Si no se recorre el tramo en su totalidad, aclarar por ejemplo: la ½ norte, 2/3 del SO, etc.

**Personal:** Cantidad de cada una de las categorías de personal. En Otros APN, aclarar qué relación hay.

**Nº y tipo de perros de APN/externos:** Cantidad de cada raza.

**Nº y tipo de armas y municiones usadas sin lograr presa:** Tipo de arma y cantidad y tipo de munición disparada que no impactó en el animal.

**Efectos no deseados:** Describir, por ejemplo, un carpincho herido por perro, discusión con cazador y Gpque. etc.

**Observaciones:** Otros datos que se consideren de importancia que no vayan en otros ítems.

**Datos de los ejemplares:** Si durante la partida o recorrida de rutina no se observa ni se caza ningún animal, sólo aclarar aquí "NINGUNO". Si se observan animales pero no se cazan, rellenar lo que corresponda.

**Encuentro:** Nº del encuentro con un individuo o grupo de jabalíes o ciervos dentro de la misma partida.

**Especie (Nº precinto):** Especificar jabalí o axis y, si fue cazado, el Nº de precinto colocado al cráneo, entre paréntesis.

**Herido:** Si el animal huyó herido marcar aquí una X.

**Hora:** Del avistaje o muerte del animal.

**Punto GPS, ubicación precisa:** Coordenadas del GPS en Gauss Krugger con datum Campo Inschaupe. Distancia en km o metros por un camino, cortafuego, sendero, etc. o en línea recta desde un punto identificable, si es necesario señalar dirección respecto al norte estimada (por ejemplo: SO, SO-O) o con brújula en grados.

**Sexo:** Del individuo cazado o herido, usando las mismas siglas que para el Grupo.

**Fetos:** Cantidad observada al abrir el útero, si no hay poner cero.

**Disparó:** Nombre del que disparó para cazar o herir al animal.

**Arma:** Tipo de arma usada para matar o herir al animal.

**Municiones usadas:** Cantidad, calibre y tipo de municiones usadas para matar o herir al animal.

**Medidas corporales:** Del animal cazado, según referencias.

**Grupo:** Cantidad de cada tipo de animal que componían el grupo observado o acompañante al muerto o herido, no incluir estos últimos.

**Ambiente:** Marcar en que tipo de ambiente se observó por primera vez al individuo o grupo, se haya cazado o no.

**Publicaciones derivadas de la tesis:**

Barrios-García M. N. and **S. A. Ballari** 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14:2283-2300.

**Ballari S. A.** and M. N. Barrios-García 2014. A review of wild boar (*Sus scrofa*) diet and factors affecting food selection in the native and introduced ranges. *Mammal Review* 44:124-134.

# Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review

M. Noelia Barrios-Garcia · Sebastian A. Ballari

Received: 5 December 2011 / Accepted: 17 April 2012 / Published online: 29 April 2012  
© Springer Science+Business Media B.V. 2012

**Abstract** Wild boar are now present on all continents except Antarctica and can greatly affect community structure and ecosystem function. Their destructive feeding habits, primarily rooting disturbance, can reduce plant cover, diversity, and regeneration. Furthermore, predation and habitat destruction by boar can greatly affect animal communities. Effects of wild boar on fungi and aquatic communities are scarcely studied, and soil properties and processes seem more resistant to disturbance. Wild boar also affect humans' economy as they cause crop damage and transmit diseases to livestock and wildlife. In this review, we found that most of the published literature examines boar effects in their introduced range and little is available from the native distribution. Because most of the research describes direct effects of wild boar on plant communities and predation on some animal communities, less is known about indirect effects on ecosystem function. Finally, predictive research and information on ecosystem recovery after

wild boar removal are scarce. We identified research gaps and urge the need to lower wild boar densities. Identifying commonalities among wild boar impacts on native ecosystems across its introduced range will help in the design of management strategies.

**Keywords** Rooting · Disturbance · Feral pig · Wild hog

## Introduction

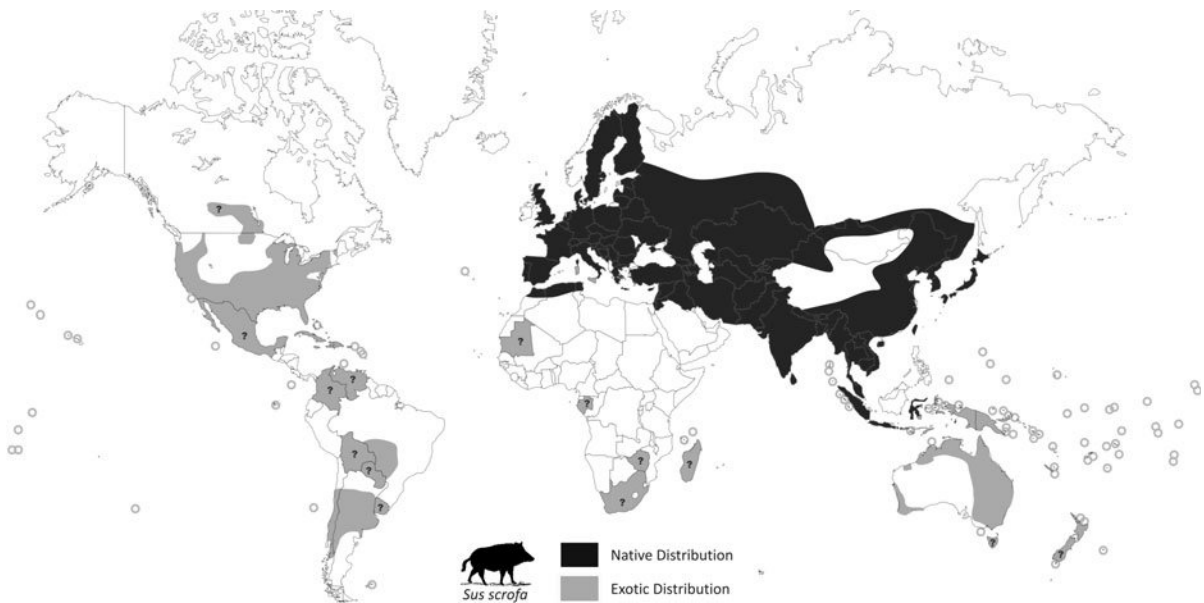
Wild boar (also known as feral pig or wild hog, *Sus scrofa*), native to Eurasia, are now present on all continents except Antarctica, and many oceanic islands (Long 2003; Fig. 1), making boar one of the most widely distributed mammals in the world (Massei and Genov 2004). Wild boar are one of the oldest recorded intentional mammal introductions by humans, as early explorers released them for bush meat throughout the world (Courchamp et al. 2003; Long 2003). However, more recent introductions are motivated by commercial hunting (Courchamp et al. 2003; Long 2003).

Part of the success and impact of wild boar introductions is related to the biology of the species. Wild boar are fecund and reproduce vigorously (Wood and Barrett 1979; Coblenz and Baber 1987; Pavlov et al. 1992; Taylor et al. 1998; Rosell et al. 2001); and

---

M. N. Barrios-Garcia (✉)  
Department of Ecology and Evolutionary Biology,  
University of Tennessee, 569 Dabney Hall, Knoxville,  
TN 37996, USA  
e-mail: mbarrios@utk.edu

S. A. Ballari  
Departamento de Diversidad Biológica y Ecología,  
Universidad Nacional de Córdoba-CONICET, Avenida  
Vélez Sársfield 299, 3er. Piso, 5000 Córdoba, Argentina  
e-mail: sebastianballari@gmail.com



**Fig. 1** Worldwide distribution of *S. Scrofa*. The species native range demarked in *black* and introduced range in *gray*. *Gray circles* indicate the islands where *S. scrofa* have been introduced. (?) denotes occurrence but unknown distribution

the wide native distribution of wild boar, Eurasia and North Africa, suggests they are pre-adapted to a wide range of environmental conditions (Baskin and Danell 2003). Additionally, wild boar have a highly plastic diet, feeding opportunistically on many plants and animals, which can vary greatly by geographic location or season (Stegeman 1938; Genov 1981; Baubet et al. 2004). Non-human predation of wild boar is limited in the native and introduced range because of low predator abundances, natural predator population declines, or intentional removal of predators by humans (Tolleson et al. 1995; Ickes 2001; Massei and Genov 2004). Furthermore, introduced boar populations are aided through illegal stocking by hunters (Wood and Barrett 1979; Spencer and Hampton 2005) and expansion of agriculture (O'Brien 1987), which promote the spread of their populations in nearly every region where they have been introduced.

Although wild boar have been studied in great detail in some of the native and introduced ranges (Table 1; Western Europe: Schley and Roper 2003; Massei and Genov 2004; Australia: Hone 2002; USA: Singer 1981; Campbell and Long 2009; Nogueira-Filho et al. 2009), gaps remain in the knowledge of their effects not only in other locations but also in the understanding of how they alter ecosystem processes and functions. Here we review and synthesize the

literature on wild boar effects in their native and introduced ranges, and we identify knowledge gaps and research needs. It should be noted that we used literature on wild boar in the introduced ranges where the feral populations resulted from crossings with domestic pigs. Therefore, some characters might differ between the native and introduced populations.

### Negative effects

To feed on belowground plant parts, fungi, and invertebrates, wild boar overturn extensive areas of soil vegetation (Baubet et al. 2003; Cushman et al. 2004). This habit not only directly affects above- and belowground components of the communities but also indirectly affects other organisms by physically changing habitat characteristics and modifying resource availability (Jones et al. 1994, 1997; Vitousek et al. 1997; Crooks 2002). Because the rooting behavior has marked ecosystem-level effects, wild boar are considered ecosystem engineers (Vitousek 1990; Jones et al. 1994; Crooks 2002; Hone 2002). Variation in rooting occurrence is reported among communities and vegetation types (Howe and Bratton 1976; Baron 1982; Graves 1984; Coblenz and Baber 1987; Barrett et al. 1988; Mitchell et al. 2007b,

**Table 1** Summary of wild boar effects on ecosystems with study area, type of evidence, reported effect and representative references

Impact	Study area	Type of evidence	Effect	Representative references
Soil				
Physical properties				
Bulk density	Introduced	Descriptive	–	Singer et al. (1984)
Soil texture	Introduced	Experimental	0	Cushman et al. (2004), Tierney and Cushman (2006)
Soil moisture	Introduced	Experimental	0	Moody and Jones (2000), Mitchell et al. (2007a)
Chemical properties				
pH	Introduced	Experimental	0	Moody and Jones (2000)
Nutrient content	Introduced	Descriptive/ experimental	0/+/-	Singer et al. (1984), Moody and Jones (2000)
Biological properties				
N mineralization	Introduced	Experimental	+/0	Cushman et al. (2004), Siemann et al. (2009)
Soil respiration			?	
Decomposition			?	
Plant communities				
Plant growth	Introduced	Descriptive/ experimental	+/-	Lacki and Lancia (1986), Siemann et al. (2009)
Survival	Introduced	Experimental	–	Mitchell et al. (2007a)
Reproduction			?	
Regeneration	Native/ introduced	Descriptive/ experimental	–	Ickes et al. (2001), Sweitzer and Van Vuren (2002)
Plant cover	Introduced	Descriptive/ experimental	–	Singer et al. (1984)
Species diversity	Introduced	Descriptive/ experimental	–	Bratton (1975), Hone (2002)
Seed				
Predation	Introduced	Experimental	+	Lott et al. (1995), Sanguinetti and Kitzberger (2010)
Dispersal endozoochory	Native/ introduced	Descriptive	Native & invasive sp.	Lynes and Campbell (2000), Heinken et al. (2002)
Dispersal ectozoochory	Native	Descriptive	+	Heinken and Raudnitschka (2002)
Animal communities				
Predation				
Invertebrates	Introduced	Descriptive	–	Challies (1975), Taylor and Hellgren (1997)
Vertebrates	Introduced	Descriptive	–	Coblentz and Baber (1987), Jolley et al. (2010)
Effects on pop dynamics			?	
Habitat and nest destruction	Introduced	Descriptive	–	van Riper and Scott (2001)
Competition	Native/ introduced	Descriptive/ experimental	-/0	Focardi et al. (2000), Desbiez et al. (2009)
Hybridization	Native	Descriptive	–	Blouch and Groves (1990), Long (2003)

**Table 1** continued

Impact	Study area	Type of evidence	Effect	Representative references
Fungi community				
Mycophagy	Native/introduced	Descriptive	Occurs	Fournier-Chambrillon et al. (1995)
Dispersal	Native/introduced	Descriptive	?/+/-	Genard et al. (1988)
Aquatic communities				
Plant community				
Plant cover	Introduced	Descriptive/ experimental	-	Arrington et al. (1999), Doupé et al. (2010)
Species diversity	Introduced	Descriptive/ experimental	+/-/0	Arrington et al. (1999)
Animal community				
Predation				
Invertebrates	Introduced	Descriptive/ experimental	+/-/0	Kaller and Kelso (2006), Doupé et al. (2010)
Vertebrates	Native/introduced	Descriptive	-	Genov (1981)
Dispersal				
Plants	Native/introduced	Descriptive/ experimental	Invasive sp.	Setter et al. (2002)
Invertebrates	Native	Descriptive	+	Vanschoenwinkel et al. (2008)
Water quality and chemistry				
Nutrients	Introduced	Descriptive/ experimental	+/0	Browning (2008), Doupé et al. (2010)
Effect on communities				
Other impacts				
Wallowing			?	
Rubbing trees	Introduced	Descriptive	-	Stegeman (1938), Graves (1984)
Nest building	Native	Descriptive	-	Ickes et al. (2005)
Wastes	Introduced	Speculative	?	Cuddihy and Stone (1990)
Economic				
Crops	Native/introduced	Descriptive	-	Genov (1981), Caley (1993), Schley and Roper (2003)
Husbandry	Introduced	Descriptive	-	Pavlov and Hone (1982), Fordham et al. (2006)
Disease transmission				
Livestock	Native/introduced	Descriptive	Occurs but no information on consequences	Pavlov et al. (1992), de la Fuente et al. (2004)
Wildlife				Wood and Barrett (1979), Gortázar et al. (2007)
Humans				Gee (1982), Briones et al. (2000)

Solís-Cámara et al. 2008; Pescador et al. 2009). Nevertheless, some have suggested that rooting can be predicted by environmental factors (e.g. soil moisture, slope, tree density, understory cover; Bratton 1975; Coblentz and Baber 1987; Hone 1988).

#### Effects on soil properties

Wild boar rooting directly alters soil structure and processes; however, few studies explore the influence of wild boar on soil properties. The rooting



disturbance could be comparable to tillage treatment in agroecosystems. The agricultural literature indicates that tillage increases nutrient cycling and decomposition rates, while nutrient loss through leaching is greater in tillage than no tillage (Hendrix et al. 1986). However, the research available on the consequence of rooting on soil processes shows contrasting results. In the introduced range, in the Great Smoky Mountains National Park (GSMNP), USA, Singer et al. (1984) found that rooting disturbance thoroughly mixed and reduced the depth of the upper soil horizons (i.e., layers O1, O2, A1, and A2) and decreased bulk density, although with no significant effects in sediment yield. Relative to undisturbed areas, disturbed soils had lower Ca, P, Mg, Mn, Zn, Cu, H, and N concentrations and cation exchange capacity (Singer et al. 1984). However,  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$  were greater in rooted soil, indicating boar activity altered N-transformation processes (Singer et al. 1984). Similarly, Siemann et al. (2009) found that rooted plots in pine-hardwood forest in the USA had accelerated nitrogen mineralization rates and consequently lower C:N ratios. In contrast, Cushman et al. (2004), Tierney and Cushman (2006), and Moody and Jones (2000) found no evidence that wild boar rooting disturbance affected soil texture, pH, moisture, organic matter, or nitrogen mineralization rates in grasslands and oak woodlands of California. Likewise, Mitchell et al. (2007a) found no significant effects of wild boar digging on litter biomass or soil moisture in Australian rainforest. To date no measurements of wild boar disturbance on decomposition rates or microbial activity are available. Alternatively, it could be suggested that rooting disturbance effects will vary with plant communities (e.g., grasslands vs. forests) and time since disturbance as changes might fade as time proceeds. However, the limited number of studies across communities (1 rainforest, 1 evergreen forest, 2 deciduous forests and 1 grasslands) and the lack of measurements across time (but see Tierney and Cushman 2006) preclude this analysis.

In the native range, data are also scarce and inconsistent. Groot Bruinderink and Hazebroek (1996) found no effect of rooting on soil horizon depths, soil pH, organic matter, and  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$  contents in the Netherlands. Mohr et al. (2005) simulated soil disturbance by wild boar and obtained similar results in Germany. However, they found that artificial disturbance decreased potassium and

magnesium content and microbial activity. The reduction of microbial activity could result from direct disturbance of soil structure and microclimate or indirect reduction of saprophagous arthropod abundance (Mohr et al. 2005). However, to date there are no studies on the cascading effect that soil fauna predation might have on soil processes. Furthermore, Risch et al. (2010) in Switzerland found no effect of rooting on soil temperature, but a significant increase in soil respiration and microbial and fine root biomass, and a decrease in soil moisture. Nevertheless, the effects of rooting on microbial and fine root biomass disappeared 2 years after the initial rooting event, suggesting that soils recover to their pre-rooting condition (Risch et al. 2010). Lastly, Wirthner et al. (2011) found no significant effect of rooting on microbial biomass carbon or soil bacterial community structure, diversity, richness and evenness. The absence of studies in other locations and idiosyncratic results of the few studies available prevent general agreement on wild boar effects on soil properties.

#### Effects on plant communities

The most obvious direct effect of rooting by wild boar is the reduction in plant cover. In the introduced range, the extent of rooting varies depending on the season (Baron 1982; Sierra 2001), but this activity can reduce as much as 80 % of understory cover (Singer et al. 1984). Although wild boar are omnivorous, plant matter comprises the majority of their diet (Everitt and Alaniz 1980; Chimera et al. 1995; Adkins and Harveson 2006; Cuevas et al. 2010). The consequences of this activity vary with plant community, but generally rooting decreases species diversity (Bratton 1975; Kotanen 1995; Hone 2002; Tierney and Cushman 2006; Siemann et al. 2009) and regeneration (Challies 1975; Lipscomb 1989; Drake and Pratt 2001; Sweitzer and Van Vuren 2002; Mitchell et al. 2007a, Desbiez et al. 2009; Siemann et al. 2009; Busby et al. 2010; Webber et al. 2010) and alters species composition (Bratton 1974; Siemann et al. 2009), which could lead to local extirpation of species (Recher and Clark 1974; Challies 1975; Singer et al. 1984).

While rooting, wild boar dig up plants of several species; however, damage may affect specific species (Bratton 1974; Challies 1975; Wood and Barrett 1979; Everitt and Alaniz 1980; Baron 1982; Graves 1984;

Stone 1985; Coblenz and Baber 1987; Loope et al. 1988; Hone 2002) or be greater on species with fleshy roots or corms (Bratton 1974; Howe and Bratton 1976; Howe et al. 1981; Graves 1984; Dardaillon 1986; Barrett et al. 1988; Pavlov et al. 1992; Chimera et al. 1995; Jaksic 1998; Adkins and Harveson 2006; Skewes et al. 2007; Cuevas et al. 2010). The consequences for plant fitness are barely explored, with contrasting results. Lacki and Lancia (1986) argue that disturbance may benefit the growth of some plant species, while Siemann et al. (2009) found that disturbance decreases plant height growth. Mitchell et al. (2007a) reported the only records on the effects of rooting on seedling survival and plant biomass in Australian rainforests, where rooting decreased seedling survival but had no effect on plant biomass. Further, nothing is known about the effect of rooting on other plant fitness traits such as flower production and seed set.

Some plant communities are more resilient to disturbance by wild boar. Baron (1982) found that in areas where the vegetation is adapted to frequent disturbances, the original plant cover recovers within 6 months to a year after disturbance. Similarly, Kotanen (1995) observed that species richness in California coastal prairie returned to undisturbed control levels within a year following rooting disturbance. Predicting where rooting is likely to occur and the effects it might have appears contingent on the biology and disturbance history of the affected plant community; however, forecasting damage would aid the design of management strategies.

One of the main concerns about rooting is the fact that soil disturbance by wild boar is associated with increased abundance of exotic plant taxa. Although rooting creates a mosaic of disturbed and undisturbed vegetation patches that constitute safe sites for colonization by both native and exotic plants, many studies have reported an increase of exotic abundance (Singer et al. 1984; Stone 1985; Loope et al. 1988; Aplet et al. 1991; Pavlov et al. 1992; Cushman et al. 2004; Tierney and Cushman 2006; Siemann et al. 2009). It is unknown, however, whether exotic plant community composition is the cause or an effect of rooting disturbance. The increased abundance of exotic species may result from localized soil disturbance, or alternatively wild boar may be drawn to areas with higher abundances of exotic species (Aplet et al. 1991). Research on the mechanism behind this pattern

is rare. Changes in light availability, nutrient availability, or seed dispersal are some of the possible explanations, but only some of these variables have been tested in isolation, so no general conclusion can be reached.

Another aspect of wild boar behavior that may alter plant community composition is fruit and seed consumption (endozoochory), which may subsequently lead to mortality of the seed. In the introduced range, fruit consumption by wild boar has been documented mainly through the presence of fruit in stomach contents (Wood and Barrett 1979; Everitt and Alaniz 1980; Diong 1982; Stone 1985; Coblenz and Baber 1987; Pavlov et al. 1992; Taylor and Hellgren 1997; Solís-Cámara et al. 2008; Desbiez et al. 2009), but information on seed dispersal is scarce. Grice (1996) and Lynes and Campbell (2000) found that wild boar in Australia disperse seeds of the exotic plant species *Prosopis pallida*, *Cryptostegia grandiflora* and *Ziziphus mauritiana*. However, research conducted in other introduced ranges showed that wild boar act as seed predators, damaging most if not all of the seeds consumed (Rudge 1976; Lott et al. 1995; Campos and Ojeda 1997; Gomez et al. 2003; Sanguinetti and Kitzberger 2010). Similar conclusions were drawn by Siemann et al. (2009), as they found that seedlings with large seed mass were twice as abundant in fenced plots as in controls. Epizoochory (the dispersal of seeds attached to the animal's fur) has not been studied in the introduced range and, together with endozoochory, might be key in explaining the association between rooting disturbance and exotic plant species presence.

In the native range, wild boar diet consists of ~90 % plant matter (Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Baubet et al. 2004; Herrero et al. 2004; Giménez-Anaya et al. 2008), and boar also prefer specific plant species (Dardaillon 1986; Herrero et al. 2004) as well as specific plant parts, such as bulbs (Dardaillon 1986; Baubet et al. 2004). Rooting frequency seems to vary by plant community type (Dardaillon 1986; Groot Bruinderink and Hazebroek 1996; Welander 2001), and some authors detect seasonal variation (Genov 1981; Dardaillon 1986; Abaigar et al. 1994; Focardi et al. 2000; Welander 2001), though others do not (Groot Bruinderink and Hazebroek 1996). In the Netherlands, rooting also negatively affected regeneration of some native species, but no differences were detected for other species

(Groot Bruinderink and Hazebroek 1996). In Malaysia, wild boar reduced tree recruitment, stem density, and species richness in an enclosure experiment (Ickes et al. 2001). Ickes et al. (2001) also found that rooting reduced plant growth by 50 percent in trees between 1 and 7 m tall; however, they found no effect on smaller trees, or on tree mortality in any size class. Studies comparing the effect of wild boar rooting on plant communities in the native and introduced range as well as more information from the native range will help to assess if wild boar impacts differ among ranges and if native plant communities are more resilient to boar disturbance.

Depending on the season, in the native range fruits can comprise up to 60–90 % of boar stomach content (Fournier-Chambrillon et al. 1995; Irizar et al. 2004; Herrero et al. 2005). Acorns are the main target, but as in the introduced range little is known concerning the fate of ingested seeds. In Germany, endozoochory and epizoochory of native and exotic species were documented for boar, but the number of viable seeds in the feces was the lowest compared to feces of three other native mammals, while epizoochory had a greater role in long distance dispersal than did dispersal by roe deer (Heinken et al. 2002; Heinken and Raudnitschka 2002; Schmidt et al. 2004). Dispersal by wild boar is an important mechanism for native species such as *Juncus effusus*, *Urtica dioica* and *Betula pendula* (Heinken and Raudnitschka 2002; Schmidt et al. 2004) as well as for exotics such as *Poa pratensis* (Heinken and Raudnitschka 2002; Schmidt et al. 2004).

#### Effects on animal communities

In their introduced range, predation, nest and habitat destruction, and resource competition with other animals are the primary ways wild boar can affect native animal communities (Long 2003; Cruz et al. 2005), but predation is most often documented. Depending on the ecosystem and the season, animal matter can constitute up to ~30 % of wild boar diet (Challies 1975; Baron 1982; Diong 1982; Chimera et al. 1995). Wilcox and Van Vuren (2009) hypothesized that protein deficiency in the summer and fall might be an important factor influencing animal predation rates. Nevertheless, wild boar seem to prey on anything without much preference. They are reported to prey on soil meso- and macrofauna, reducing their abundances between 40 and 90 %

(Howe et al. 1981; Singer et al. 1984; Pavlov and Edwards 1995). Species consumed include insect larvae, beetles, snails, centipedes, and earthworms (Stegeman 1938; Recher and Clark 1974; Challies 1975; Everitt and Alaniz 1980; Wood and Roark 1980; Howe et al. 1981; Baron 1982; Diong 1982; Graves 1984; Singer et al. 1984; Coblenz and Baber 1987; Pavlov et al. 1992; Pavlov and Edwards 1995; Tolleson et al. 1995; Taylor and Hellgren 1997; Coleman et al. 2001; Sierra 2001; Skewes et al. 2007; Solís-Cámara et al. 2008; Desbiez et al. 2009). Predation also affects all vertebrates: amphibians, reptiles, mammals, and birds and it is mostly documented by the presence of animal remains in stomach contents (Stegeman 1938; MacFarland et al. 1974; Challies 1975; Rudge 1976; Wood and Roark 1980; Howe et al. 1981; Coblenz and Baber 1987; Cruz and Cruz 1987; Pavlov and Edwards 1995; Tolleson et al. 1995; Taylor and Hellgren 1997; Rollins and Carroll 2001; Saniga 2002; Schaefer 2004; Fordham et al. 2006; Means and Travis 2007; Wilcox and Van Vuren 2009; Jolley et al. 2010). Furthermore, egg predation can be critical for endangered populations of reptiles such as tortoises (Fordham et al. 2006), iguanas (Wood and Barrett 1979), caimans (Campos 1993), and ground-nesting birds including quail and penguins (Stegeman 1938; Challies 1975; Coblenz and Baber 1987; Pavlov et al. 1992; Tolleson et al. 1995; Desbiez et al. 2009).

Compared to predation, habitat degradation and nest destruction are less explored. To date, we know that feeding by wild boar can destroy habitat for tunneling and ground-dwelling animals, such as frogs, salamanders, voles, chipmunks, and birds (Stegeman 1938; Recher and Clark 1974; Singer et al. 1984; van Riper and Scott 2001; Means and Travis 2007; Jolley et al. 2010). Furthermore, trampling increases soil compaction, which adversely affect microarthropod communities. The only study conducted on this subject shows that litter-dwelling animals increased tenfold in recovered forest areas (in enclosures), with springtails (Collembola) being the most responsive group (Vtorov 1993). Even though soil microarthropods are important components of soil formation processes, little is known about the effect of wild boar on them.

Most resource competition studies focus on native counterparts of boar, e.g. peccaries (*Tayassu tajacu*), but competition is suggested for other species. For peccaries, some argue that their niche does not overlap

that of boar (Desbiez et al. 2009), while others demur (Ilse and Hellgren 1995; Gabor and Hellgren 2000; Sicuro and Oliveira 2002). Gabor and Hellgren (2000) found the peccary population in sites lacking boar had 5–8-fold higher densities, suggesting competitive displacement. Suggested competition, due to diet overlap, has been reported with cassowaries in Australia (Crome and Moore 1990), deer in the USA and Argentina (Stegeman 1938; Wood and Barrett 1979; Everitt and Alaniz 1980; Wood and Roark 1980; Graves 1984; Taylor and Hellgren 1997; Pérez Carusi et al. 2009), raccoon and opossum in Tennessee (Stegeman 1938), turkey in the USA (Wood and Barrett 1979; Graves 1984), squirrels and black bear in the US (Wood and Barrett 1979), cranes in the USA (Everitt and Alaniz 1980), and terrestrial vertebrates in California, USA (Sweitzer and Van Vuren 2002).

In their native range, wild boar also feed on species from all animal groups: invertebrates, amphibians, reptiles, mammals and birds (Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Baubet et al. 2003; Schley and Roper 2003; Baubet et al. 2004; Herrero et al. 2004, 2005, 2006; Irizar et al. 2004; Mohr et al. 2005; Herrero et al. 2006; Giménez-Anaya et al. 2008). Additionally, nest predation was recorded in wetlands in Spain (Giménez-Anaya et al. 2008). Although animals are a minor component of wild boar diet (<10 % of stomach content) (Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Baubet et al. 2004; Irizar et al. 2004), they are consumed throughout the year, suggesting they are an essential food item (Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Rosell et al. 2001). Other wild boar consequences, such as habitat and nest destruction, and competition with animal communities in their native range have been largely unexplored. The only research conducted on competition with small mammals was in Italy, where wild boar actively searched for buried acorns (Focardi et al. 2000).

Another threat to native animals imposed by wild boar is hybridization. In Java, hybridization between *S. verrucosus*, an endemic species, and wild boar has been documented. While the exact implications of these hybrids are unknown, they pose a potentially serious threat to the survival of *S. verrucosus* (Blouch and Groves 1990). Similarly, in Africa there is some evidence of hybridization between wild boar and the African bushpig (*Potamochoerus porcus*) (Long 2003). Another example of this phenomenon occurs

in New Guinea, where wild boar populations in Ceran and some of the smaller islands in the Molucca appear to be hybrids between introduced stocks of *S. scrofa* and the native *S. celebensis* (Long 2003).

### Effects on fungi

Although fungi are reported as part of wild boar diet in the introduced (Wood and Roark 1980; Baron 1982; Skewes et al. 2007) and native ranges (Genov 1981; Genard et al. 1988; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Baubet et al. 2004; Herrero et al. 2004, 2005), little is known about overall effects on fungus populations. Wild boar are trained to detect truffles, as they have an excellent sense of smell. However, the role of wild boar as fungivores has rarely been documented. According to Skewes et al. (2007), fungi occur in wild boar diets more frequently in the introduced range (~60 %) than in the native range (~30 %), but this proportion varies seasonally in both ranges (Wood and Roark 1980; Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Baubet et al. 2004). Genard et al. (1988) hypothesized that wild boar might disseminate hypogeous fungal spores necessary for forest regeneration and that this activity may favor the genetic mixing of spatially separated fungus populations.

### Effects on aquatic communities

Relative to the amount of research available on wild boar impacts on terrestrial communities, their effect on aquatic communities has received little attention. Rooting by wild boar may affect aquatic communities similarly to terrestrial communities, by altering aquatic plant and animal community composition, changing water quality and chemistry, and dispersing plants, animals, and diseases or pathogens to isolated systems. In the introduced range, wild boar are reported to decrease macrophyte cover in lagoons (Doupé et al. 2010) and marshes (Arrington et al. 1999) but increase plant species richness (Arrington et al. 1999). Wild boar diet includes seaweed (Challies 1975; Chimera et al. 1995), aquatic plants (Everitt and Alaniz 1980), and aquatic invertebrates, such as clams, mussels, and crayfish (Wood and Roark 1980; Fordham et al. 2006). Doupé et al. (2010) found no effect on fish and macroinvertebrate composition when comparing fenced and unfenced lagoons. In streams

in the USA, Kaller and Kelso (2006) reported a negative effect of wild boar on collecting and scraping aquatic insects and an increased abundance of stream pathogens and gastropods. Finally, there is evidence that wild boar promote invasion by dispersing a woody weed (*Annona glabra*) invading wetlands in Australia (Setter et al. 2002).

Wild boar activity has been found to alter water quality and chemistry, although the direction of the changes varies among sites. In the USA, Singer et al. (1984) reported nitrate content doubled in rooted streams, and in Australia, Doupé et al. (2010) found higher turbidity, anoxic conditions, and enhanced acidity in lagoons. Furthermore, Doupé et al. (2010) found no effect on nutrient content (i.e., N and P). Similarly, a study in a Hawaiian watershed showed that only total suspended solids increased in response to wild boar activity but that the amount of runoff, total dissolved solids, and nutrient content did not change (Browning 2008). In contrast, Dunkell et al. (2011) found that rooting by wild boar in Hawaii decreased runoff but had no effect on total suspended solids.

In the native range boar use marshes throughout the year (Dardaillon 1986), feed on *Juncus*, crab, fish, amphibians, and birds (Genov 1981; Herrero et al. 2004, 2006; Giménez-Anaya et al. 2008), and can disperse freshwater invertebrate taxa including rotifers, cladocerans, copepods, and ostracods (Vanschoenwinkel et al. 2008). Unfortunately, no data are available from the native range on the effect of wild boar on water chemistry, and to date there are no records of the consequences of changes in water chemistry on the associated animal and plant communities, both in the introduced and native ranges.

#### Other disturbances

While rooting behavior by boar has the widest range of community impacts, wallowing, rubbing trees, and nest building can also be important. Wallowing provides boar protection from insects and parasites and assists with thermoregulation (Graves 1984; Heinken et al. 2006; Campbell and Long 2009). After wallowing, the animal will find a tree to rub against, which is suspected to remove parasites (Graves 1984; Campbell and Long 2009) or potentially to be simply a

comfort behavior (Graves 1984). Nest-building occurs prior to giving birth when female boar harvest vegetation to build a mound under which they deliver their young (Ickes et al. 2001). Most of the literature available on the effect of these behaviors comes from the native range. Wallows are typically found in moist sites, such as edges of flooded areas, muddy beds of canals or marshes (Dardaillon 1986), and rubbing trees are generally located very close to wallows (Dardaillon 1986; Heinken et al. 2006; Campbell and Long 2009). Boar might show a preference for tree species to rub on, but evidence is limited (Dardaillon 1986). Both wallowing and rubbing trees have been found as important passive dispersal vectors of invertebrates and seeds (Heinken et al. 2006; Vanschoenwinkel et al. 2008), even for plant species with no features favoring this type of dispersal (Heinken et al. 2006). Boar prefer nest areas with abundant plant cover that are near water (Dardaillon 1986; Fernández-Llario 2004) and could cause substantial changes in tree community composition (Ickes et al. 2003; Ickes et al. 2005). Wild boar in the Malaysian rain forest snap or uproot an average of 267 woody saplings to build a single nest (Ickes et al. 2005). This behavior affects on average 244 m<sup>2</sup> of understory area and causes an estimated 29 % of the observed tree mortality of saplings 1–2 cm dbh (Ickes et al. 2005).

The only records of wallowing and tree rubbing in the introduced range are in the southeastern USA and New Zealand (Stegeman 1938; McIlroy 1989). Wild boar wallows were found near the upper ends of the higher cove forests, in shaded, cool, and wet places, and creek beds (Stegeman 1938; McIlroy 1989). The wallowing habit was continuous throughout the year in the USA (Stegeman 1938) and more seasonal in New Zealand (McIlroy 1989). As in the native range, wallowing was closely associated with rubbing (Stegeman 1938; McIlroy 1989). Interestingly, in the USA there was a clear preference for *Pinus rigida* for rubbing, although nothing is known about the effect rubbing might have on the species (Stegeman 1938; Graves 1984). Future research should evaluate wallowing and rubbing behavior further, and nest-building in other areas of the introduced range.

Another feature of wild boar that has received little attention is the consequence of wild boar wastes. These are very conspicuous in places such as in Hawaii, where nutrient limitation is an important

influence on plant community composition. Cuddihy and Stone (1990) reported that wild boar activities increased N influx and diminished the adaptive advantage of native species over exotics. However, this hypothesis is untested.

#### Economic consequences: crop and husbandry damage

Wild boar can damage crops and husbandry, causing significant economic losses. In the USA alone, wild boar crop damage cost is estimated to be \$800 million/year (Pimentel et al. 2005). In the introduced range wild boar feed and root on different crops such as cereal, sorghum, maize (Kilham 1982; Caley 1993), pasture (Desbiez et al. 2009), and pine plantations (Wood and Barrett 1979; Lipscomb 1989). According to Mayer et al. (2000), the most widespread and costliest forest damage by wild boar is depredation of planted pine seedlings, primarily longleaf pine (*Pinus palustris*), slash pine (*P. ellioti*), loblolly pine (*P. taeda*), and pitch pine (*P. rigida*). Predation by wild boar has also been found to reduce production and harvest of lambs (Pavlov et al. 1981; Pavlov and Hone 1982) and turtles (Fordham et al. 2006).

Boar damage of crops seems to be worse in the native range, where 37–88 % of a wild boar's diet is agricultural plants (Genov 1981; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Herrero et al. 2004, 2006; Giménez-Anaya et al. 2008). The most affected crop is maize (corn), but acorns, beechnuts, chestnuts, pine seeds, olives, cereal grains, sunflower seeds, wheat, barley, alfalfa, oil palm trees fruit, sugarcane, grapes, and potatoes are also damaged (Genov 1981; Dardaillon 1986; Fournier-Chambrillon et al. 1995; Ickes 2001; Schley and Roper 2003; Calenge et al. 2004; Herrero et al. 2004, 2006; Giménez-Anaya et al. 2008). Crops provide an extremely rich food source with minimal foraging effort (Caley 1993); indeed, Wilson (2004) found damage mainly occurred in fields adjacent to woodlands. Furthermore, crop residues (stubble) left after harvesting provide a continuing food source that wild boar exploit (Caley 1993). Supplementary feeding is suggested as a way to mitigate crop and vineyard damage (Andrzejewski and Jezierski 1978; Calenge et al. 2004), but some studies show no effects of supplementation on crop damage or when comparing stomach contents (Groot Bruinderink et al. 1994; Geisser and Reyer 2004). However, it seems that

natural resources are sometimes preferred over cultivated plants. For example, Mackin (1970) and Genov (1981) found that crop damage decreased when acorn crops were high.

Hybridization with domestic pigs may have economic consequences in the native and introduced ranges (Waithman et al. 1999; Koutsogiannouli et al. 2010). However, little is known about the effect of hybrids on meat production or populations of free-ranging hybrids.

#### Transmission of diseases and zoonoses

Wild boar are reservoirs of a number of viral and bacterial diseases as well as parasites (Rosell et al. 2001; Baubet et al. 2003; de la Fuente et al. 2004; Gortázar et al. 2007; Ruiz-Fons et al. 2008). Many of these diseases and parasites pose a risk to humans, livestock, and wildlife and can be transmitted by direct contact with wild boar or their feces, or by eating contaminated food or uncooked boar meat. Boar-borne diseases have economic costs including livestock mortality, disease control, and eradication programs (Gee 1982; Pavlov et al. 1992; Gortázar et al. 2007; Ruiz-Fons et al. 2008).

Some diseases of great concern for human health include brucellosis, leptospirosis, *Escherichia coli* (Browning 2008), trichinellosis (Pavlov et al. 1992; Pavlov and Edwards 1995), tuberculosis (Gortázar et al. 2007), toxoplasmosis (Antolova et al. 2007), Japanese encephalitis virus (Bradshaw et al. 2007), and tick-borne diseases (de la Fuente et al. 2004). Diseases that affect livestock and wildlife include brucellosis, tuberculosis (Gortázar et al. 2007), classical swine fever (Wood and Barrett 1979), porcine parvovirus (Ruiz et al. 2009), Aujeszky's disease virus—pseudorabies—(Murray and Snowdon 1976; Höfle et al. 2004), triquinellosis (Gortázar et al. 2007), African swine fever, swine erysipelas (Risco et al. 2011), salmonellosis (Vengust et al. 2006), and foot and mouth disease (Murray and Snowdon 1976; Gee 1982). Other diseases that can be carried and transmitted to domestic animals include swine fever, swine influenza, vesicular stomatitis, vesicular exanthema, and swine vesicular disease (Pavlov et al. 1992).

There is much speculation about the potential danger posed by wild boar as carriers and transmitters of disease to native wildlife, but little is known about the consequence of disease transmission by wild boar.

The only exception is bovine tuberculosis, which was found to be transmitted from wild boar to brushtail possums (*Trichosurus vulpecula*) in New Zealand. In the native range, in Spain, bovine tuberculosis is present in wild boar, red deer (*Cervus elaphus*), and Iberian lynx (*Lynx pardina*), indicating a common source of infection (Briones et al. 2000).

Lastly, wild boar are implicated in the spread of dieback disease (*Phytophthora cinnamomi*), a soil-borne plant pathogen. Li et al. (2010) show that *P. cinnamomi* spores can survive passage through the gut, while Kliejunas and Ko (1976) recovered spores from soil particles from boar hoofs in Hawaii.

#### Indirect effects and unexpected interactions

Wild boar are involved in complex interactions with direct and indirect effects on the biological and physical components of the environment. However, information from both the introduced and native ranges on indirect effects is scarce.

In the introduced range, wild boar may indirectly affect bird communities by reducing the availability of food resources. For example, in Hawaii the foraging behavior of boar negatively affect native birds by reducing the abundance and amount of nectar produced by understory plants, such as *Rubus hawaiiensis* (Stone 1985). Also, wild boar can alter native species interaction dynamics. In the USA, Henry (1969), found reduced egg predation by snakes in areas where wild boar were present. Wild boar may drive off or prey on native predators, especially snakes, and thus decrease native predator populations. However, wild boar seem to replace native predators, given that total predation is neither reduced nor increased. This may explain why turkey and grouse maintain populations in areas where wild boar have been introduced (Henry 1969). Additionally, wild boar may indirectly affect disease transmission. Lease et al. (1996) found correlations between wild boar activity and the abundance and distribution of mosquitoes (*Culex* sp.), which are vectors of diseases such as avian pox and malaria. Boar rooting activity creates new breeding habitats for mosquito larvae, which can increase their abundance. These diseases have devastating effects on the endemic Hawaiian avifauna (Warner 1968).

Furthermore, boar may be involved in invasional meltdown in Hawaii, where presence of an exotic

earthworm, *Pontoscolex corethurus*, provides extra animal protein increasing boar populations to extreme levels (Diong 1982). Additionally, Diong (1982) reported that exotic earthworms aggregate under wild boar wastes where nutrient availability is higher. However, to date, no one has studied this interaction. Finally, in their introduced range wild boar alter the structure of food webs. For example, in the California Channel Islands (USA) Roemer et al. (2002) showed a unique multiple interaction between three native species and wild boar. Abundant wild boar subsidized the golden eagle (*Aquila chrysaetos*) population, which drove the island fox (*Urocyon littoralis*) to near extinction through hyperpredation, and indirectly caused an increase in island skunks (*Spilogale gracilis*) by means of competitive release (Roemer et al. 2002). This example highlights that future research should consider indirect interactions of wild boar, as this type of interaction could have unpredictable consequences.

On the other hand, the only record of indirect effects of wild boar within the native range involves dispersal facilitation. In France, wild boar ingest earthworms and dung beetles infested by lung and stomach nematodes, contributing to the dispersal of these parasites (Humbert and Henry 1989).

#### Positive effects

Although most research on wild boar in their introduced range reports negative effects on native ecosystems, some positive aspects of boar introduction should be acknowledged. In some cases wild boar are prey items for native animals, such as Florida panthers (*Puma concolor coryi*), bobcat (*Lynx rufus*), and dingoes (*Canis familiaris*) (Stegeman 1938; Woodall 1983; Maehr et al. 1990). In addition, Kilham (1982) and Baber and Morris (1980) reported cleaning-feeding symbioses with birds, in which the Florida scrub jay (*Aphelocoma coerulescens*) and common crow (*Corvus brachyrhynchos*) have been observed to forage on wild boar ectoparasites.

Rooting disturbance by wild boar can be a substitute for natural disturbances. For example, Kotanen (1995) suggested that boar can help maintain the native component of species richness by creating habitat for native species, replacing the effects of natural wildfires, which are effectively suppressed in

several areas. Everitt and Alaniz (1980) suggest rooting is beneficial to native wildlife because early-successional plants are found in rooted sites and provide food for wildlife that feed on these species. Similarly, it has been argued that wild boar are the ecological equivalent of the regionally extinct grizzly bear (*Ursus arctos*) in California, USA, where some intermediate level of acorn foraging and rooting disturbance may replace the activities of grizzly bears in oak woodland ecosystems (Sweitzer and Van Vuren 2002). Moreover, Arrington et al. (1999) found that wild boar rooting can increase plant-defined micro-habitat diversity.

In the neotropics, wild boar contribute to the preservation of native wildlife. Native species such as peccaries (*Tayassu* sp.), deer (*Mazama* sp.), tapir (*Tapirus terrestris*), and capybara (*Hydrochaeris hydrochaeri*) are hunted and are an important source of animal protein or economic income (Desbiez 2007). However, in the Brazilian Pantanal wild boar are acting as a replacement hunting target, releasing native wildlife from over-harvesting (Desbiez 2007). Wild boar are also appreciated as an economic resource, for both recreational hunting and meat production. In the USA, wild boar hunting has surpassed deer hunting in popularity (Tolleson et al. 1995), with more than 75,000 individuals harvested in 1 year in Florida alone (Wood and Barrett 1979). Furthermore, as chronic wasting disease is spreading in deer, wild boar hunting is likely to increase in popularity. In Australia, commercialization of wild boar meat provides significant income for depressed rural communities (O'Brien 1987). However, a negative aspect of boar hunting is the creation of incentives to maintain, rather than eradicate, the populations (O'Brien 1987; Zivin et al. 2000).

## Eradication

Owing to their general biology, reproduction, and behavior, wild boar eradication and management present an extreme challenge. Morrison et al. (2007) indicate that wild boar rapidly recover from population reduction. Furthermore, through selection, conditioning, and/or learning, wild boar that survive early phases of eradication campaigns become more difficult to find (Morrison et al. 2007). Successful eradication examples have taken place on islands where potential for recolonization is low, or in small areas

where wild boar-proof fences have been erected (Choquenot et al. 1996). Examples include: Santiago Island—Galapagos, Ecuador (Cruz et al. 2005), Santa Cruz Island—Galapagos, Ecuador (Parkes et al. 2010), fenced preserves of Hawaii, USA (Barron et al. 2011), Annadel State Park—CA, USA (Barrett et al. 1988), Santa Catalina—CA, USA (Schuyler et al. 2002), Pinnacles National Monument—CA, USA (McCann and Garcelon 2008), Santa Rosa Island—CA, USA (Lombardo and Faulkner 1999). Ambitious, but largely unsuccessful reduction programs were conducted across the USA in Great Smoky Mountains National Park, Hawaii Volcanoes National Park, Haleakala National Park, and Canaveral National Seashore (Singer 1981). Based on estimated population sizes in these areas, management programs probably harvested less than 10 % of the population, or far below the annual increment (Singer 1981).

There are many techniques for management, control, and eradication of wild boar. These include hunting and harvesting, aerial baiting and shooting, snaring, poisoning, trapping, the judas pig technique, and fencing (Barrett et al. 1988; McIlroy 1989; Wilcox et al. 2004; Cruz et al. 2005; McCann and Garcelon 2008; Vidrih and Trdan 2008; Braga et al. 2010; Parkes et al. 2010). Local environmental factors and program duration are important determinants of the success of the campaigns (McCann and Garcelon 2008). It is difficult to compare techniques directly between programs, as some aim for control and others for eradication (McCann and Garcelon 2008).

Eradication of wild boar is possible and has been demonstrated in many parts of the world. However, eradication requires logistically complex and economically intense efforts. In many cases, eradication occurs only with a combination of two or more techniques (Geisser and Reyer 2004; Cruz et al. 2005; McCann and Garcelon 2008). Afterwards, strict control efforts are necessary to prevent future recolonization or reintroduction, and monitoring is needed to assess ecosystem response to eradication.

## Discussion

This review analyzes the current knowledge of the impact of wild boar in their introduced and native ranges. Direct effects of wild boar on plant and animal communities are most commonly reported and



identified. Overall, wild boar alter plant communities by decreasing plant cover, diversity, and regeneration, whereas animal communities are affected by predation and habitat destruction. Effects of wild boar on fungi and aquatic ecosystems are known to occur, but little is available to allow a general conclusion. Soil properties and processes seem to be more resistant to rooting disturbance or alternatively it might take longer for soil to show wild boar effects. The research available shows that wild boar directly influence the physical and biological components of an ecosystem, demonstrating their role as ecosystem engineers.

### Research needs

Although wild boar have been studied for several decades worldwide, we have identified many gaps in information where research is needed. Surprisingly, we found limited information on wild boar effects in their native range, and most was related to crop damage. Limited knowledge of effects on natural native systems made it particularly complicated to compare effects between both ranges (Hierro et al. 2005). It seems that some impacts might differ among ranges—e.g. fungus consumption is greater in introduced ranges than in native ranges (Skewes et al. 2007). However, the scarcity of information from either range prevents us from identifying significant differences among ranges.

Most research in the introduced range has been conducted in the absence of pre-invasion data or by comparing already disturbed and undisturbed areas (Bratton 1974; Cushman et al. 2004; Doupe et al. 2010), making it difficult to accurately determine effects of wild boar on ecosystems. Future research should compare intact or uninvaded areas to those damaged, or alternatively, comparisons of disturbed and undisturbed patches should take place after experiments have been set up in undisturbed areas. Otherwise, it is hard to know if wild boar are the cause or the consequence of certain ecosystem changes, such as changes in plant community composition (Aplet et al. 1991).

Much of the information available is descriptive or anecdotal, and most comes from technical, government, or wildlife reports. For example, analysis of boar stomach contents describes predation on birds, but little is known about the effect on bird populations. Furthermore, the lack of manipulative experiments

also reduces the possibility of assessing effects of wild boar on native ecosystems. For example, we know wild boar prey on earthworms but do not know the consequences of decreased earthworm abundance on soil properties and nutrient cycles. Moreover, we found that wild boar create intricate biological relationships, generating multiple interactions with the environment in which all ecosystem components are altered. Therefore, future research should integrate wild boar impacts in a whole-ecosystem approach, where both direct and indirect effects are evaluated.

We found no predictive studies (but see Hone 1995). As researchers have done for other large mammals (e.g. deer, Côté et al. 2004), it would be helpful to identify indicators of ecosystem degradation and use them to define a threshold at which ecosystem functioning is affected. This will allow the prediction of future damage. Furthermore, accurately forecasting wild boar damage will help to design sound management strategies.

Lastly, little is known about ecosystem recovery after wild boar removal or eradication. Vtorov (1993) found that fencing and removal of wild boar can restore soil microarthropod communities in 7 years. Further, Cole et al. (in press) found a six-fold increase in plant cover after 16 years of wild boar removal, while Donlan et al. (2007) reported an increase of over an order of magnitude in the density of the endemic Galapagos rail (*Lateranillus spilonotus*) after wild boar eradication on Santiago Island. Finally, Taylor et al. (2011) reported significant increases in seedling density, soil macroinvertebrates, and leaf litter cover, but no effect on soil pH, invertebrate diversity, vegetation diversity, and tree density following wild boar exclusion for 12 years. Knowing if communities will be able to recover and how long it will take is also crucial for the design of management strategies.

### Conclusion

Although the effects of wild boar have been studied in several areas where they have been introduced, further research is needed. Given the influence of wild boar on community structure and ecosystem function, it is necessary to assess the consequences of their interaction with native ecosystems and their long-term effects. Understanding how wild boar damage varies across introduced ranges and in comparison to the

native range will help with the design and prioritization of management plans. Overall our review clearly shows that wild boar alter all components of ecosystems thus providing strong arguments for wild boar control. In the light of ecosystem recovery after wild boar removal we believe that management plans should aim to lower wild boar densities or when possible to eradicate the populations (e.g. islands or fence preserves).

**Acknowledgments** The authors thank Mariano Rodríguez-Cabal, Sara Kuebbing, Martin A. Nuñez, Daniel Simberloff, and two anonymous reviewers for thoughtful comments on previous versions of this manuscript.

## References

- Abaigar T, Del Barrio G, Vericad J (1994) Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a Mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. *Mammalia* 58:201–210
- Adkins RN, Harveson LA (2006) Summer diets of feral hogs in the Davis Mountains, Texas. *Southwest Nat* 51:578–580
- Andrzejewski R, Jezierski W (1978) Management of a wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theologica* 23:309–339
- Antolova D, Reiterová K, Dubinsky P (2007) Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in wild boars (*Sus scrofa*) in the Slovak Republic. *Ann Agric Environ Med* 14:71
- Aplet GH, Anderson SJ, Stone CP (1991) Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanos National Park. *Vegetatio* 95:55–62
- Arrington DA, Toth LA, Koebel JW (1999) Effects of rooting by feral hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands* 19:535–544
- Baber DW, Morris JG (1980) Florida scrub jays foraging from feral hogs. *Auk* 97:202
- Baron J (1982) Effects of feral hogs (*Sus scrofa*) on the vegetation of Horn Island, Mississippi. *Am Midl Nat* 107:202–205
- Barrett R, Goatcher B, Gogan P, Fitzhugh E (1988) Removing feral pigs from Annadel State Park. *Trans West Sect Wildl Soc* 24:47–52
- Barron MC, Anderson PA, Parkes JP, ‘Ohukani’ohi’a Gon SM III (2011) Evaluation of feral pig control in Hawaiian protected areas using Bayesian catch-effort models. *New Zealand Journal of Ecology* 35:182–188
- Baskin LM, Danell K (2003) Ecology of ungulates: a handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia. Springer, Berlin
- Baubet E, Ropert-Coudert Y, Brandt S (2003) Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar (*Sus scrofa* scrofa L.). *Wildl Res* 30:179–186
- Baubet E, Bonenfant C, Brandt S (2004) Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16:99–111
- Blouch R, Groves C (1990) Naturally occurring suid hybrid in Java. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 55:270–275
- Bradshaw CJA, Field IC, Bowman DMJS, Haynes C, Brook BW (2007) Current and future threats from non-indigenous animal species in northern Australia: a spotlight on World Heritage Area Kakadu National Park. *Wildl Res* 34:419–436
- Braga C, Alexandre N, Fernández-Llario P, Santos P (2010) Wild boar (*Sus scrofa*) harvesting using the espera hunting method: side effects and management implications. *Eur J Wildl Res* 56:465–469
- Bratton SP (1974) Effect of European wild boar (*Sus scrofa*) on high-elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. *Bull Torrey Bot Club* 101:198–206
- Bratton SP (1975) The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on gray beech forest in the Great Smoky Mountains. *Ecology* 56:1356–1366
- Briones V, de Juan L, Sánchez C, Vela AI, Galka M (2000) Bovine tuberculosis and the endangered Iberian lynx. *Emerg Infect Dis* 6:189
- Browning CA (2008) A preliminary examination of the effects of feral pigs (*Sus scrofa*) on water quality and soil loss within a Hawaiian watershed. University of Hawai’i at Manoa Honolulu, Hawaii
- Busby PE, Vitousek P, Dirzo R (2010) Prevalence of tree regeneration by sprouting and seeding along a rainfall gradient in Hawai’i. *Biotropica* 42:80–86
- Calenge C, Maillard D, Fournier P, Fouque C (2004) Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *Eur J Wildl Res* 50:112–120
- Caley P (1993) Population dynamics of feral pigs (*Sus Scrofa*) in a tropical riverine habitat complex. *Wildl Res* 20:625–636
- Campbell TA, Long DB (2009) Feral swine damage and damage management in forested ecosystems. *For Ecol Manag* 257:2319–2326
- Campos Z (1993) Effect of habitat on survival of eggs and sex ratio of hatchlings of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *J Herpetol* 27:127–132
- Campos CM, Ojeda RA (1997) Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *J Arid Environ* 35:707–714
- Challies CN (1975) Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island: status, and effects on vegetation and nesting sea birds. *N Z J Zool* 2:479–490
- Chimera C, Coleman MC, Parkes JP (1995) Diet of feral goats and feral pigs on Auckland Island, New Zealand. *N Z J Ecol* 19:203–207
- Choquenot D, McIlroy J, Korn T (1996) Managing vertebrate pests: feral pigs. Bureau of Resource Sciences, Australian Government Publishing Service, Canberra
- Coblentz BE, Baber DW (1987) Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Gapagos, Ecuador. *J Appl Ecol* 24:403–418
- Cole RJ, Litton CM, Koontz MJ, Loh RK (in press) Vegetation recovery 16 years after feral pig removal from a wet Hawaiian forest. *Biotropica*
- Coleman M, Parkes JP, Walker KJ (2001) Impact of feral pigs and other predators on macro-invertebrates, D’Urville Island. Conservation Advisory Science Notes No. 345, Dept. of Conservation, Wellington
- Côté SD, Rooney TP, Tremblay JP, Dussault C, Waller DM (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:113–147

- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol Rev* 78:347–383
- Crome F, Moore L (1990) Cassowaries in north-eastern Queensland: report of a survey and a review and assessment of their status and conservation and management needs. *Aust Wildl Res* 17:369–385
- Crooks JA (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97:153
- Cruz JB, Cruz F (1987) Conservation of the dark-rumped petrel (*Pterodroma phaeopygia*) in the Galapagos Islands, Ecuador. *Biol Conserv* 42:303–311
- Cruz F, Donlan CJ, Campbell K, Carrion V (2005) Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biol Conserv* 121:473–478
- Cuddihy LW, Stone CP (1990) Alteration of native Hawaiian vegetation. Cooperative National Park Resources Studies Unit, Honolulu
- Cuevas MF, Novillo A, Campos C, Dacar MA, Ojeda RA (2010) Food habits and impact of rooting behavior of the invasive wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. *J Arid Environ* 74:1582–1585
- Cushman JH, Tierney TA, Hinds JM (2004) Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecol Appl* 14:1746–1756
- Dardaillon M (1986) Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. *Behav Process* 13:251–268
- de la Fuente J, Naranjo V, Ruiz-Fons F, Vicente J, Estrada-Peña A, Almazán C, Kocan KM, Martín MP, Gortázar C (2004) Prevalence of tick-borne pathogens in ixodid ticks (Acari: Ixodidae) collected from European wild boar (*Sus scrofa*) and Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) in central Spain. *Eur J Wildl Res* 50:187–196
- Desbiez ALJ (2007) Wildlife conservation in the Pantanal: habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting. University of Kent, Canterbury
- Desbiez ALJ, Santos SA, Keuroghlian A, Bodmer RE (2009) Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *J Mammal* 90:119–128
- Diong CH (1982) Population biology and management of the feral pig (*Sus scrofa* L.) in Kipahulu Valley, Maui. University of Hawaii, Honolulu
- Donlan CJ, Campbell K, Cabrera W, Lavoie C, Carrion V, Cruz F (2007) Recovery of the Galapagos rail (*Laterallus spilnotus*) following the removal of invasive mammals. *Biol Conserv* 138:520–524
- Doupe RG, Mitchell J, Knott MJ, Davis AM, Lymbery AJ (2010) Efficacy of exclusion fencing to protect ephemeral floodplain lagoon habitats from feral pigs (*Sus scrofa*). *Wetlands Ecol Manag* 18:69–78
- Drake DR, Pratt LW (2001) Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small scale physical disturbance. *Biotropica* 33:319–323
- Dunkell DO, Bruland GL, Evensen CI, Litton CM (2011) Runoff, sediment transport, and effects of feral pig (*Sus scrofa*) exclusion in a forested Hawaiian Watershed. *Pac Sci* 65:175–194
- Everitt J, Alaniz M (1980) Fall and winter diets of feral pigs in south Texas. *J Range Manag* 33:126–129
- Fernández-Llario P (2004) Environmental correlates of nest site selection by wild boar *Sus scrofa*. *Acta Theriologica* 49:383–392
- Focardi S, Capizzi D, Monetti D (2000) Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *J Zool* 250:329–334
- Fordham D, Georges A, Corey B, Brook BW (2006) Feral pig predation threatens the indigenous harvest and local persistence of snake-necked turtles in northern Australia. *Biol Conserv* 133:379–388
- Fournier-Chambrillon C, Maillard D, Fournier P (1995) Diet of wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *J Mt Ecol (Ibex)* 3:174–179
- Gabor TM, Hellgren EC (2000) Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology* 81:2509–2524
- Gee R (1982) Australia and exotic animal diseases. *Aust Vet J* 59:11–13
- Geisser H, Reyer HU (2004) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *J Wildl Manag* 68:939–946
- Genard M, Lescouret F, Durrieu G (1988) Mycophagie chez le sanglier et hypothèses sur son rôle dans la dissémination des spores de champignons hypogées. *Can J Zool* 66:2324–2327
- Genov P (1981) Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica* 26:185–205
- Giménez-Anaya A, Herrero J, Rosell C, Couto S, García-Serrano A (2008) Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28:197–203
- Gomez JM, Garcia D, Zamora R (2003) Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *For Ecol Manag* 180:125–134
- Gortázar C, Ferroglio E, Höfle U, Frölich K, Vicente J (2007) Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *Eur J Wildl Res* 53:241–256
- Graves H (1984) Behavior and ecology of wild and feral swine (*Sus scrofa*). *J Anim Sci* 58:482
- Grice A (1996) Seed production, dispersal and germination in *Cryptostegia grandiflora* and *Ziziphus mauritiana*, two invasive shrubs in tropical woodlands of northern Australia. *Aust J Ecol* 21:324–331
- Groot Bruinderink G, Hazebroek E (1996) Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *For Ecol Manag* 88:71–80
- Groot Bruinderink G, Hazebroek E, Van Der Voot H (1994) Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *J Zool* 233:631–648
- Heinken T, Raudnitschka D (2002) Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121:179–194
- Heinken T, Hanspach H, Raudnitschka D, Schaumann F (2002) Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. *Phytocoenologia* 32:627–643
- Heinken T, Schmidt M, Von Oheimb G, Kriebitzsch WU, Ellenberg H (2006) Soil seed banks near rubbing trees

- indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. *Basic Appl Ecol* 7:31–44
- Hendrix PF, Parmelee RW, Crossley DA Jr, Coleman DC, Odum EP, Groffman PM (1986) Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience* 36:374–380
- Henry VG (1969) Predation on dummy nests of ground-nesting birds in the southern Appalachians. *J Wildl Manag* 33:169–172
- Herrero J, Couto S, Rosell C, Arias P (2004) Preliminary data on the diet of wild boar living in a Mediterranean coastal wetland. *Wild Boar Res* 2002:115–123
- Herrero J, Irizar I, Laskurain NA, García-Serrano A, García-González R (2005) Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian J Zool* 72:49–52
- Herrero J, García-Serrano A, Couto S, Ortuño VM, García-González R (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur J Wildl Res* 52:245–250
- Hierro JL, Maron JL, Callaway RM (2005) A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J Ecol* 93:5–15
- Höfle Ú, Vicente J, Fernández de Mera IG, Villanúa D, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Gortázar C (2004) Health risks in game production: the wild boar. *Galemys* 16:197–206
- Hone J (1988) Feral pig rooting in a mountain forest and woodland—distribution, abundance and relationships with environmental variables. *Aust J Ecol* 13:393–400
- Hone J (1995) Spatial and temporal aspects of vertebrate pest damage with emphasis on feral pigs. *J Appl Ecol* 32:311–319
- Hone J (2002) Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biol Conserv* 105:231–242
- Howe TD, Bratton SP (1976) Winter rooting activity of the European wild boar in the Great Smoky Mountains National Park. *Castanea* 41:256–264
- Howe TD, Singer FJ, Ackerman BB (1981) Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. *J Wildl Manag* 45:748–754
- Humbert J, Henry C (1989) Studies on the prevalence and the transmission of lung and stomach nematodes of the wild boar (*Sus scrofa*) in France. *J Wildl Dis* 25:335
- Ickes K (2001) Hyper abundance of Native Wild Pigs (*Sus scrofa*) in a Lowland Dipterocarp Rain Forest of Peninsular Malaysia I. *Biotropica* 33:682–690
- Ickes K, Dewalt SJ, Appanah S (2001) Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. *J Trop Ecol* 17:191–206
- Ickes K, Dewalt SJ, Thomas SC (2003) Resprouting of woody saplings following stem snap by wild pigs in a Malaysian rain forest. *J Ecol* 91:222–233
- Ickes K, Paciorek CJ, Thomas SC (2005) Impacts of nest construction by native pigs (*Sus scrofa*) on lowland Malaysian rain forest saplings. *Ecology* 86:1540–1547
- Ilse LM, Hellgren EC (1995) Resource partitioning in sympatric populations of collared peccaries and feral hogs in southern Texas. *J Mammal* 76:784–799
- Irizar I, Laskurain NA, Herrero J (2004) Wild boar frugivory in the Atlantic Basque Country. *Galemys* 16:125–133
- Jaksic FM (1998) Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodivers Conserv* 7:1427–1445
- Jolley DB, Ditchkoff SS, Sparklin BD, Hanson LB, Mitchell MS, Grand JB (2010) Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *J Mammal* 91:519–524
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373–386
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1997) Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78:1946–1957
- Kaller MD, Kelso WE (2006) Swine activity alters invertebrate and microbial communities in a coastal plain watershed. *Am Midl Nat* 156:163–177
- Kilham L (1982) Cleaning/feeding symbioses of common crows with cattle and feral hogs. *J Field Ornithol* 53:275–276
- Kliejunas J, Ko W (1976) Dispersal of *Phytophthora cinnamomi* on the island of Hawaii. *Phytopathology* 66:457–460
- Kotanen PM (1995) Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18:190–199
- Koutsogiannouli EA, Moutou KA, Sarafidou T, Stamatis C, Mamuris Z (2010) Detection of hybrids between wild boars (*Sus scrofa scrofa*) and domestic pigs (*Sus scrofa f. domestica*) in Greece, using the PCR-RFLP method on melanocortin-1 receptor (MC1R) mutations. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 75:69–73
- Lacki MJ, Lancia RA (1986) Effects of wild pigs on beech growth in Great Smoky Mountains National Park. *J Wildl Manag* 50:655–659
- Lease JK, Dusek RJ, Atkinson CT (1996) Feral pig control is effective in reducing mosquito populations. In: Hawaii conservation conference, Hawaii
- Li A, Williams N, Adams P, Fenwick S, Hardy GESJ (2010) The spread of *Phytophthora cinnamomi* by feral Pigs. In: 5th IUFRO phytophthora diseases in forests and natural ecosystems, Auckland and Rotorua
- Lipscomb DJ (1989) Impacts of feral hogs on longleaf pine regeneration. *South J Appl For* 13:177–181
- Lombardo CA, Faulkner KR (1999) Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Rosa Island, Channel Islands National Park, California. In: Proceedings of the 5th California islands symposium, pp 300–306
- Long JL (2003) Introduced mammals of the world: their history distribution and influence. CSIRO, Collingwood
- Loope LL, Hamann O, Stone CP (1988) Comparative conservation biology of oceanic archipelagoes: Hawaii and the Galapagos. *Bioscience* 38:272–282
- Lott R, Harrington G, Irvine A, McIntyre S (1995) Density-dependent seed predation and plant dispersion of the tropical palm *Normanbya normanbyi*. *Biotropica* 27:87–95
- Lynes B, Campbell S (2000) Germination and viability of mesquite (*Prosopis pallida*) seed following ingestion and excretion by feral pigs (*Sus scrofa*). *Trop Grasslands* 34:125–128
- MacFarland CG, Villa J, Toro B (1974) The Galápagos giant tortoises (*Geochelone elephantopus*) Part I: status of the surviving populations. *Biol Conserv* 6:118–133
- Mackin R (1970) Dynamics of damage caused by wild boar to different agricultural crops. *Acta Theriologica* 15:447–458
- Maehr DS, Belden RC, Land ED, Wilkins L (1990) Food habits of panthers in southwest Florida. *J Wildl Manag* 54:420–423

- Massei G, Genov P (2004) The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16:135–145
- Mayer JJ, Nelson EA, Wike LD (2000) Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. *Ecol Eng* 15(Supplement 1):S79–S85
- McCann BE, Garcelon DK (2008) Eradication of feral pigs from Pinnacles National Monument. *J Wildl Manag* 72:1287–1295
- McIlroy JC (1989) Aspects of the ecology of feral pigs (*Sus scrofa*) in the Murchison area, New Zealand. *N Z J Ecol* 12:11–22
- Means DB, Travis J (2007) Declines in ravine-inhabiting dusky salamanders of the southeastern US Coastal Plain. *Southeast Nat* 6:83–96
- Mitchell J, Dorney W, Mayer R, McIlroy J (2007a) Ecological impacts of feral pig diggings in north Queensland rainforests. *Wildl Res* 34:603–608
- Mitchell J, Dorney W, Mayer R, McIlroy J (2007b) Spatial and temporal patterns of feral pig diggings in rainforests of north Queensland. *Wildl Res* 34:597–602
- Mohr D, Cohnstaedt LW, Topp W (2005) Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biol Biochem* 37:693–700
- Moody A, Jones JA (2000) Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California. *Appl Soil Ecol* 14:269–281
- Morrison SA, Macdonald N, Walker K, Lozier L, Shaw MR (2007) Facing the dilemma at eradication's end: uncertainty of absence and the Lazarus effect. *Front Ecol Environ* 5:271–276
- Murray M, Snowdon W (1976) The role of wild animals in the spread of exotic diseases in Australia. *Aust Vet J* 52:547–554
- Nogueira-Filho SLG, Nogueira SSC, Fragoso JMV (2009) Ecological impacts of feral pigs in the Hawaiian Islands. *Biodivers Conserv* (in press)
- O'Brien P (1987) Socio-economic and biological impact of the feral pig in New South Wales: an overview and alternative management plan. *Rangel J* 9:96–101
- Parkes JP, Ramsey DSL, Macdonald N, Walker K, McKnight S, Cohen BS, Morrison SA (2010) Rapid eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Cruz Island, California. *Biol Conserv* 143:634–641
- Pavlov P, Edwards E (1995) Feral pig ecology in Cape Tribulation National Park, North Queensland, Australia. *J Mt Ecol* 3:148–151
- Pavlov P, Hone J (1982) The behaviour of feral pigs, *Sus scrofa*, in flocks of lambing ewes. *Wildl Res* 9:101–109
- Pavlov P, Hone J, Kilgour R, Pedersen H (1981) Predation by feral pigs on Merino lambs at Nyngan, New South Wales. *Aust J Exp Agric Anim Husband* 21:570–574
- Pavlov P, Crome F, Moore L (1992) Feral pigs, rainforest conservation and exotic disease in north Queensland. *Wildl Res* 19:179–193
- Pérez Carusi LC, Beade MS, Miñarro F, Vila AR, Giménez-Dixon M, Bilenca DN (2009) Relaciones espaciales y numéricas entre venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) y chanchos cimarrones (*Sus scrofa*) en el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. *Ecología Austral* 19:63–71
- Pescador M, Sanguinetti J, Pastore H, Peris S (2009) Expansion of the introduced Wild Boar (*Sus scrofa*) in the Andean region, Argentinean Patagonia. *Galemys* 21:121–132
- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52:273–288
- Recher HF, Clark SS (1974) A biological survey of Lord Howe Island with recommendations for the conservation of the island's wildlife. *Biol Conserv* 6:263–273
- Risch AC, Wirthner S, Busse MD, Page-Dumroese DS, Schütz M (2010) Grubbing by wild boars (*Sus scrofa* L.) and its impact on hardwood forest soil carbon dioxide emissions in Switzerland. *Oecologia* 164:773–784
- Risco D, Llario P, Velarde R, García W, Benítez J, García A, Bermejo F, Cortés M, Rey J, de Mendoza J (2011) Outbreak of swine erysipelas in a semi intensive wild boar farm in Spain. *Transbound Emerg Dis* 58(5):445–450
- Roemer GW, Donlan CJ, Courchamp F (2002) Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proc Nat Acad Sci* 99:791–796
- Rollins D, Carroll JP (2001) Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. *Wildl Soc Bull* 29:39–51
- Rosell C, Fernández-Llario P, Herrero J (2001) El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13:1–25
- Rudge M (1976) A note on the food of feral pigs (*Sus scrofa*) of Auckland Island. *Proc NZ Ecol Soc* 23:83–84
- Ruiz V, Bersano J, Brandão P, Gregori F, Soares R, Villalobos E, Richtzenhain L (2009) Identification of Porcine parvovirus from wild boars by partial sequencing of the VP-2 coding gene. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia* 61:1218–1221
- Ruiz-Fons F, Segales J, Gortazar C (2008) A review of viral diseases of the European wild boar: effects of population dynamics and reservoir role. *Vet J* 176:158–169
- Sanguinetti J, Kitzberger T (2010) Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biol Invasions* 12:689–706
- Saniga M (2002) Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zool* 51:205–214
- Schaefer T (2004) Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird Study* 51:170–177
- Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar, *Sus scrofa*, in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev* 33:43–56
- Schmidt M, Sommer K, Kriebitzsch WU, Ellenberg H, von Oheimb G (2004) Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *Eur J For Res* 123:167–176
- Schuyler P, Garcelon D, Escover S (2002) Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) on Santa Catalina island. IUCN, p 274
- Setter M, Bradford M, Dorney B, Lynes B, Mitchell J, Setter S, Westcott D, Jacob H, Dodd J, Moore J (2002) Pond apple are the endangered cassowary and feral pig helping this weed to invade Queensland's Wet Tropics? In: Jacob HS, Dodd J, Moore JH (eds) 13th Australian weeds conference: weeds "threats now and forever?". Plant Protection Society of Western Australia Inc, Perth, pp 173–176
- Sicuro FL, Oliveira LFB (2002) Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian Pantanal wetland: an ecomorphological view. *J Mammal* 83:207–217
- Siemann E, Carrillo JA, Gabler CA, Zipp R, Rogers WE (2009) Experimental test of the impacts of feral hogs on forest

- dynamics and processes in the southeastern US. For Ecol Manag 258:546–553
- Sierra C (2001) El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Composición de su dieta, estado reproductivo y genética. Revista de Biol Trop 49:1147–1157
- Singer FJ (1981) Wild pig populations in the National Parks. Environ Manag 5:263–270
- Singer FJ, Swank WT, Clebsch EEC (1984) Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. J Wildl Manag 48:464–473
- Skewes O, Rodriguez R, Jaksic FM (2007) Trophic ecology of the wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. Revista Chilena De Historia Natural 80:295–307
- Solis-Cámara AB, Arnaud-Franco G, Álvarez-Cárdenas S, Galina-Tessaro P, Montes-Sánchez JJ (2008) Evaluación de la población de cerdos asilvestrados (*Sus scrofa*) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México. Trop Conserv Sci 2:173–188
- Spencer PBS, Hampton JO (2005) Illegal translocation and genetic structure of feral pigs in Western Australia. J Wildl Manag 69:377–384
- Stegeman LRC (1938) The European wild boar in the Cherokee national forest, Tennessee. J Mammal 19:279–290
- Stone CP (1985) Alien animals in Hawaii's native ecosystems: toward controlling the adverse effects of introduced vertebrates. In: Stone CP, Scott JM (eds) Hawaii's Terrestrial Ecosystems. Preservation and Management. Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu, HI, pp 251–297
- Sweitzer RA, Van Vuren DH (2002) Rooting and foraging effects of wild pigs on tree regeneration and acorn survival in California's oak woodland ecosystems. USDA Forest Service General Technical Report: 219–231
- Taylor RB, Hellgren EC (1997) Diet of feral hogs in the western South Texas Plains. Southwest Nat 42:33–39
- Taylor RB, Hellgren EC, Gabor TM, Ilse LM (1998) Reproduction of feral pigs in southern Texas. J Mammal 79:1325–1331
- Taylor DL, Leung LKP, Gordon IJ (2011) The impact of feral pigs (*Sus scrofa*) on an Australian lowland tropical forest. Wildl Res 38:437–445
- Tierney TA, Cushman JH (2006) Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. Biol Invasions 8:1073–1089
- Tolleson DR, Pinchak WE, Rollins D, Hunt LJ (1995) Feral hogs in the rolling plains of Texas: perspectives, problems, and potential. In: Wildlife damage management, internet center for great plains wildlife damage control workshop proceedings. University of Nebraska, Lincoln, pp 124–128
- van Riper C III, Scott J (2001) Limiting factors affecting Hawaiian native birds. Stud Avian Biol 22:221–233
- Vanschoenwinkel B, Waterkeyn A, Vandecaetsbeek T, Pineau O, Grillas P, Brendonck L (2008) Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean wetlands. Freshw Biol 53:2264–2273
- Vengust G, Valencak Z, Bidovec A (2006) A serological survey of selected pathogens in wild boar in Slovenia. J Vet Med Ser B 53:24–27
- Vidrih M, Trdan S (2008) Evaluation of different designs of temporary electric fence systems for the protection of maize against wild boar (*Sus scrofa* L., Mammalia, Suidae). Acta agriculturae Slovenica 91:343–349
- Vitousek PM (1990) Biological invasions and ecosystem processes - towards an integration of population biology and ecosystem studies. Oikos 57:7–13
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. Science 277:494–499
- Vtorov IP (1993) Feral pig removal: effects on soil microarthropods in a Hawaiian rain forest. J Wildl Manag 57:875–880
- Waithman JD, Sweitzer RA, van Vuren D, Drew JD, Brinkhaus AJ, Gardner IA (1999) Range expansion, population sizes, and management of wild pigs in California. J Wildl Manag 63:298–308
- Warner RE (1968) The role of introduced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna. Condor 70:101–120
- Webber BL, Norton BA, Woodrow IE (2010) Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree. Austral Ecol 35:423–434
- Welander J (2001) Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. J Zool 252:263–271
- Wilcox JT, Van Vuren DH (2009) Wild pigs as predators in oak woodlands of California. J Mammal 90:114–118
- Wilcox J, Aschehoug E, Scott C, Van Vuren D (2004) A test of the Judas technique as a method for eradicating feral pigs. Trans West Sect Wildl Soc 40:120
- Wilson CJ (2004) Rooting damage to farmland in Dorset, southern England, caused by feral wild boar *Sus scrofa*. Mammal Rev 34:331–335
- Wirthner S, Frey B, Busse MD, Schütz M, Risch AC (2011) Effects of wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting on the bacterial community structure in mixed-hardwood forest soils in Switzerland. Eur J Soil Biol 47:296–302
- Wood GW, Barrett RH (1979) Status of wild pigs in the United States. Wildl Soc Bull 7:237–246
- Wood GW, Roark DN (1980) Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. J Wildl Manag 44:506–511
- Woodall PF (1983) Distribution and population dynamics of dingoes (*Canis familiaris*) and feral pigs (*Sus scrofa*) in Queensland, 1945–1976. J Appl Ecol 20:85–95
- Zivin J, Hueth BM, Zilberman D (2000) Managing a multiple-use resource: the case of feral pig management in California rangeland. J Environ Econ Manag 39:189–204

## REVIEW

## A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges

Sebastián A. BALLARI\* *Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Universidad Nacional de Córdoba-CONICET, Avenida Vélez Sársfield 299, 3er. Piso, Córdoba 5000, Argentina.*

*E-mail: sebastianballari@gmail.com*

M. Noelia BARRIOS-GARCÍA‡ *Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Tennessee, 569 Dabney Hall, Knoxville Tennessee 37996, USA. E-mail: mbarrios@utk.edu*

### Keywords

feral pig, foraging, predation, rooting, scavenging

\*Correspondence author.

‡Present address: Department of Zoology, University of British Columbia #4200–6270 University Boulevard, Vancouver, BC V6T1Z4, Canada.

Submitted: 6 February 2013

Returned for revision: 25 April 2013

Revision accepted: 2 August 2013

Editor: KH

doi:10.1111/mam.12015

### ABSTRACT

1. The wild boar *Sus scrofa* is an omnivore with one of the largest geographical ranges of all species. However, no synthesis exists on its diet, feeding behaviour and factors affecting food selection in its native and introduced ranges.

2. A literature review and a test of effect size revealed significant differences in wild boar diet composition in native and introduced ranges. Wild boar diet is dominated by plant material (~90%) in both ranges, but animal matter and fungi are consumed in greater proportions in the introduced range than in the native range. Food items frequently include agricultural crops (especially in the native range) and endangered animal species (especially in the introduced range). Energy requirements, food availability, and seasonal and geographical variations are major factors influencing food selection by wild boar. These factors may also interact with human activities (e.g. agricultural crops, supplementary feeding) to influence diet composition further.

3. Dietary studies should be more rigorous and consistent across ranges to allow better comparisons. A detailed study of diet in combination with seasonal patterns of habitat use could provide key information such as target species and susceptible habitats on which management efforts should focus.

### INTRODUCTION

Wild boars *Sus scrofa* have highly plastic diets, and their ability to adapt to diverse foods has allowed them to establish populations in almost every location where they have been introduced (Genov 1981a, Rosell et al. 2001, Baubet et al. 2004, Irizar et al. 2004). Wild boars are opportunistic omnivores feeding on all types of organic matter and sometimes on inorganic materials like stones, mud and plastic (Schley & Roper 2003, Massei & Genov 2004, Herrero et al. 2005, Hafeez et al. 2011). The diet of the wild boar has been well studied in some parts of its native range (Genov 1981a, Asahi 1995, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004, 2005, 2006, Irizar et al. 2004, Cellina 2008) and its introduced range (Challies 1975, Rudge 1976, Everitt & Alaniz 1980, Wood & Roark 1980, Howe et al. 1981, Baber & Coblentz

1987, Thomson & Challies 1988, Chimera et al. 1995, Taylor & Hellgren 1997, Adkins & Harveson 2006, Desbiez 2007, Skewes et al. 2007, Cuevas et al. 2010, Cuevas et al. 2013), but there are no syntheses or comparisons between native and introduced ranges in terms of diet composition and feeding behaviour.

Depending on the habitat type, wild boars may carry out different trophic functions, acting as crop pests, frugivores, predators, destroyers of seed banks and plant dispersers (Genov 1981b, Geisser & Reyer 2004, Bueno et al. 2011, O'Connor & Kelly 2012). These functions are carried out through four main feeding behaviours: browsing and grazing (grasses, herbs, stems, leaves), foraging on the ground (fruits, fungi, animal matter), rooting (rhizomes, roots, invertebrates), and predation (vertebrates; Thomson & Challies 1988, Baubet et al. 2004, Wilcox & Van Vuren 2009, Bueno et al. 2011). Overall, wild boars seem to show

no particular foraging preference except for plant matter over animal matter (Schley & Roper 2003, Massei & Genov 2004, Herrero et al. 2005, Adkins & Harveson 2006, Keuling 2007, Wilcox & Van Vuren 2009). However, some authors emphasize their preference for a few items: stenophagy (Herrero et al. 2006). For example, Herrero et al. (2005) found that wild boars feed on a few abundant preferred items that are highly digestible and nutritious, such as acorns from the downy oak *Quercus humilis*.

Studies of the diet composition are important to determine target species, food categories (plant vs. animal matter) and seasonal variation, which may allow prediction of when and why certain plant or animal communities might be impacted (Wood & Roark 1980). Determining diet composition can aid in understanding how wild boars use different ecosystems and consequently in identifying their role in the food web (Baubet et al. 2004). The aim of this study is to compare the diet and feeding patterns of wild boars in their native and introduced ranges, with special emphasis on introduced ranges, because these environments are not adapted to support the species (Barrios-García & Ballari 2012, Spatz & Mueller-Dombois 1972, Nogueira-Filho et al. 2009). By means of a literature review, we also assess how variation in food availability, habitat use and behavioural patterns is reflected in the diet. Understanding feeding habits in combination with seasonal patterns of space and habitat use may inform management plans.

## METHODS

We conducted a literature search for articles using the keywords 'diet', 'feed\*', 'wild boar' and '*Sus scrofa*' in the search engine ISI Web of Knowledge and also checked the references cited in all papers we found. We set the search for studies between 1970 and 2013 and included studies referring to wild boar, feral pigs and hybrids.

The literature search yielded 145 studies, of which 78 were relevant to wild boar diet (Appendix S1). Thirty-nine studies were conducted in the native range and 39 in the introduced

range. The majority of the studies were focused on descriptive aspects of diet such as diet composition and feeding habits ( $n = 45$ , Fig. 1). Many studies were focused on impacts such as predation, damage to plant species, habitat degradation and crop damage ( $n = 31$ ), or on processes or patterns such as rooting and seed dispersal ( $n = 20$ ). Only 12 studies were on nutritional aspects of the diet, and six were on management aspects.

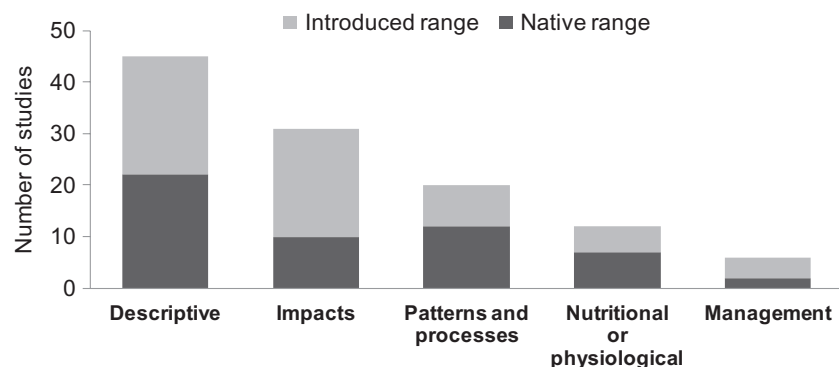
To determine the relative contribution of food items in the native and introduced ranges, we used the log-response ratio. We extracted data from 36 studies in which the dietary composition was listed in terms of frequency and percentage stomach volume of plant and animal matter as well as fungi (Appendix S2). The response ratio was calculated as  $\ln(X_N/X_I)$ , where  $X_N$  is the mean of the response variable in the native range, and  $X_I$  is the mean of the response in the introduced range of wild boar (Hedges et al. 1999, Osenberg et al. 1999). A response ratio of 0 (or if the confidence intervals overlaps 0) indicates that wild boar diet does not differ between the ranges. A positive response ratio indicates that the diet includes the item in a greater proportion in the native range, whereas a negative response ratio indicates a greater use of the food item in the introduced range.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Importance of plant matter

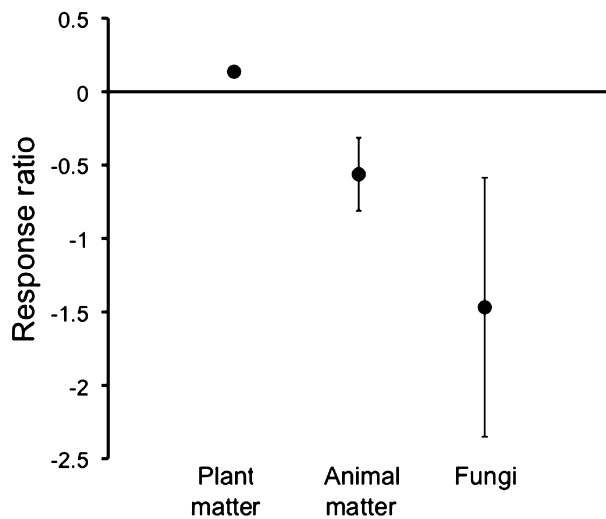
Wild boar diet in both native and introduced ranges consists primarily of plant matter including bulbs, roots, aerial parts, fruits and seeds (Briedermann 1976, Wood & Roark 1980, Genov 1981a, Baber & Coblenz 1987, Schley & Roper 2003, Baubet et al. 2004, Keuling 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). The response ratio indicates that the volume of plant matter consumed is slightly greater in the native range than in the introduced range (Fig. 2).

In the native range, the frequency and volume of plant matter are very high, 99% and 93%, respectively



**Fig. 1.** Main objectives of wild boar studies used in this review (a single study could have more than one objective).





**Fig. 2.** Response ratios of food items in the diets of wild boars in their native and introduced ranges. A positive ratio indicates a greater use of a food item in the native range; a negative ratio indicates a greater use in the introduced range. Symbols represent means; bars show 95% confidence intervals.

(Appendix S2). Herrero et al. (2005) found that above-ground parts of plants comprise up to 71% of the volume, whereas below-ground parts comprise 24% of the volume. Authors disagree about the importance of below-ground plant parts. On the one hand, Eriksson and Petrov (1995) in the Ukraine found that the diet contains little leaf material and lots of roots (35%), whereas on the other hand, Genov (1981a) and Irizar et al. (2004) argue that roots and bulbs are of no importance as foods. The ratio of above-ground to below-ground plant material in the diet is determined by the season (see 'Factors affecting food selection' below). Wild boars eat fruits and seeds (Durio et al. 1995, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2005), which provide a great source of energy during periods of food scarcity (Barrett 1978, Belden & Frankenberger 1990, Loggins et al. 2002). For example, in France, acorns of holly oak *Quercus ilex* were found in 90% of sampled stomachs (Fournier-Chambrillon et al. 1995).

Wild boars may act as seed dispersers (endozoochory and epizoochory) or simply as seed predators (Campos & Ojeda 1997, Heinken & Raudnitschka 2002, Schmidt et al. 2004, Sanguinetti & Kitzberger 2010, Dovrat et al. 2012). In the native range, Herrero et al. (2006) found that wild boars are not important seed dispersers because the seeds they consume are too large to avoid damage during digestion. Similarly, Dovrat et al. (2012) found that although wild boars can disperse seeds (mostly introduced plants), few of them survive, whereas Wiedemann et al. (2009) showed that maize seeds found in wild boar faeces retain their germina-

tion capacity only in extremely rare cases. In contrast, other authors show that seed dispersal by wild boars is important for both native and introduced plants (Heinken & Raudnitschka 2002, Schmidt et al. 2004, Matías et al. 2010, O'Connor & Kelly 2012).

In the introduced range, plant matter occurs in 99% of the samples, whereas the volume is slightly smaller than in the native range (87%, Fig. 2, Appendix S2). Some authors emphasize the importance of leaf intake. For example, Chimera et al. (1995) in New Zealand found that leaves of *Anisotome antipoda* were the largest single food item, and in the Galapagos Islands (Ecuador), forbs appeared to be highly preferred over grasses (Coblentz & Baber 1987). Similarly, in Texas, USA, Everitt and Alaniz (1980) found that forbs make up more of the diet (56%) than any other classes of food items. Fruits are also important in the introduced range; in Brazil, Desbiez (2007) found that fruit fibres make up approximately 60% of wild boar faecal samples. Fruits were also found to be important food items in the USA (Wood & Roark 1980) and in New Zealand (Thomson & Challies 1988). Roots comprise ~17% of volume, less than fruits, forbs and grasses (Wood & Roark 1980, Thomson & Challies 1988).

The role of wild boars as seed predators or dispersers in the introduced range is debated. In the Brazilian Pantanal, Desbiez (2007) showed that the weight of crushed seeds never exceeds the weight of intact seeds in the stomach, indicating that wild boars effectively transport and disperse native seeds. By contrast, Campos and Ojeda (1997) and Sanguinetti and Kitzberger (2010) found that wild boars eat and destroy seeds of the shrub *Prosopis flexuosa* and the tree *Araucaria araucana* in Argentina.

### Importance of animal matter

Typically, wild boars consume animal matter frequently but at low total volume (Appendix S2, Howe et al. 1981, Hahn & Eisfeld 1998, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2006, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). All authors highlight the low proportion of animal matter, but some emphasize its importance as an essential dietary component (Fournier-Chambrillon et al. 1995, Sáenz de Buruaga 1995). For example, Fournier-Chambrillon et al. (1995), Keuling (2007), and Wilcox and Van Vuren (2009) argue that though the proportion of animal food is low, the importance of this type of food should not be underestimated given its high digestibility. In the USA, animal matter rarely exceeds 2% of the diet but occurs in 94% of stomachs (Howe et al. 1981), suggesting that animal matter is required for the species. In their native range, Herrero et al. (2006) in Spain found that wild boars feed on a variety of terrestrial arthropods, which are energetically rewarding. In contrast, Genov (1981b) indicated that in Poland, animal

food is not important in the wild boar diet. The consumption of animal matter could be associated with a scarcity of protein in the environment or could augment the diet when other resources are scarce. For example, some authors have indicated that, because acorns are deficient in protein, wild boar may supplement an acorn diet with animal matter (Barrett 1978, Belden & Frankenberger 1990, Loggins et al. 2002). More research is needed to test this hypothesis.

The importance of animal matter in terms of volume varies (Fig. 2). In the native range, the volume of animal matter is generally low, ranging from 1 to 16%. By contrast, in the introduced range, values range from 2% to more than 33%, two times more than in the native range (Fig. 2, Appendix S2). Animal items in both ranges include mammals (Taylor & Hellgren 1997, Taylor & Uvalde 1999, Skewes et al. 2007, Wilcox & Van Vuren 2009), birds (Challies 1975, Rudge 1976, Herrero et al. 2004, Desbiez 2007, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008, Wilcox & Van Vuren 2009), amphibians and reptiles (Jolley et al. 2010), insects (Baber & Coblentz 1987, Thomson & Challies 1988, Eriksson & Petrov 1995, Taylor & Hellgren 1997, Herrero et al. 2004), earthworms (Challies 1975, Genov 1981a, Thomson & Challies 1988, Asahi 1995, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Baubet et al. 2004), snails (Howe et al. 1981, Irizar et al. 2004, Herrero et al. 2005, 2006), and crustaceans (Giménez-Anaya et al. 2008). Furthermore, wild boars may select a few items in large numbers. For example, Wilcox and Van Vuren (2009) found in the USA that California voles *Microtus californicus* were the dominant prey species, totalling 109 individuals and occurring in more than one-third of all stomachs (104 samples). The prevalence of multiple vertebrates per stomach suggested that they are not eaten only occasionally (Wilcox & Van Vuren 2009). Although the bulk of animal matter is usually composed of birds and mammals, the presence of invertebrates (such as myriapods, insect larvae and snails), especially earthworms, is remarkable in the native and introduced range, and they are probably eaten because of their high protein content (Wood & Roark 1980, Genov 1981b, Thomson & Challies 1988, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Massei et al. 1996, Baubet et al. 2004, Irizar et al. 2004).

### Predator or scavenger?

Scavenging is a widespread phenomenon in vertebrate animal communities. In particular, facultative scavenging is common (DeVault et al. 2003, Selva et al. 2003). Wild boars can be predators that opportunistically consume carrion (facultative scavengers, Wilson & Wolkovich 2011), although the overall relative proportion of scavenged vs. preyed-upon vertebrate foods in wild boar diets is fre-

quently unknown (Taylor & Hellgren 1997, Taylor & Uvalde 1999) because it is often impossible to know whether an animal was killed or ingested as carrion (Wood & Roark 1980).

In the introduced range, wild boars search for prey, and most vertebrates found in stomachs are taken alive (Wilcox & Van Vuren 2009). Prey include rodents, deer, birds, snakes and frogs (Schneider 1975, Taylor & Hellgren 1997, Rollins & Carroll 2001, Skewes et al. 2007, Wilcox & Van Vuren 2009, Jolley et al. 2010), as well as livestock (Pavlov et al. 1981, Pavlov & Hone 1982, Choquenot et al. 1997). This predatory behaviour seems to be more severe on islands where a variety of species is affected (Challies 1975, Coblentz & Baber 1987, Cruz & Cruz 1987). However, some researchers emphasize the importance of carrion, such as carcasses of cows, brushtail possums *Trichosurus vulpecula* and deer because it comprises a major portion of the animal matter in the diet (Rudge 1976, Everitt & Alaniz 1980, Thomson & Challies 1988, Desbiez 2007). Additionally, it is believed that carrion cannibalism is common (Coblentz & Baber 1987, Thomson & Challies 1988, Taylor & Hellgren 1997). In the native range, Selva (2004) found that the wild boar, usually acting in groups, is one of the most important scavengers in the forests of eastern Poland. Likewise, in Spain, wild boars eat carrion of the European roe deer *Capreolus capreolus* and badger *Meles meles* (Sáenz de Buruaga 1995, Herrero et al. 2005), and are predators of ground-nesting birds (Nyenhuys 1991, Keuling 2007, Giménez-Anaya et al. 2008) and amphibians (Carretero & Rosell 1999).

### Other food items

Wild boar diet often contains other uncommon food items at low frequency and volume (1–7% of volume, Appendix S2). These items include biological material such as algae, fungi and garbage, as well as inorganic material including plastic and stones.

In the native range, fungi are present in the diet occasionally and are generally reported in low frequency and volume (Genov 1981a, Groot Bruinderink et al. 1994, Sáenz de Buruaga 1995, Baubet et al. 2004). However, Fournier-Chambrillon et al. (1995) found a high frequency of fungi, and Hohmann and Huckschlag (2005) found a high proportion by weight of hart's truffle *Elaphomyces granulatus*. Inorganic items such as stones are regularly ingested by wild boar, but in low proportion and perhaps accidentally (Sáenz de Buruaga 1995).

In the introduced range, there are very few records of the consumption of fungi, but overall fungus consumption is significantly greater than in the native range (Fig. 2). In Chile, Skewes et al. (2007) found that fungi are common in stomachs (65%, mainly hypogeous forms). Similarly, Wood

and Roark (1980) in the USA found fungi during all seasons and at relatively high frequencies, and in New Zealand, there are records of the presence of toadstools (Challies 1975). In New Zealand, two species of seaweed have also been found in wild boar stomachs (Challies 1975, Chimera et al. 1995). Items such as garbage and stones are not common in wild boar diets in the introduced range (Henry & Conley 1972, Taylor & Hellgren 1997).

### Effects of wild boars on conservation and endangered species

Wild boars frequently consume endangered or keystone species; however, because estimates of population abundance are unavailable for many species, the impact such predation might have is unknown (Baber & Coblenz 1987, Chimera et al. 1995). Ground-nesting birds are one of the groups most affected by predation and nest destruction (Challies 1975, Opermanis et al. 2001, Herrero et al. 2004, Skewes et al. 2007, Giménez-Anaya et al. 2008). In the native range, eggs and young of the purple gallinule *Porphyrio porphyrio* in Spain are part of the wild boar's diet (Herrero et al. 2004, Giménez-Anaya et al. 2008), whereas in the UK, Purger and Meszaros (2006) found that the wild boar could be the main cause of loss of nests of ferruginous ducks *Aythya nyroca*. In the introduced range, the yellow-eyed penguin *Megadyptes antipodes* and the Auckland Island prion *Pachyptila desolata* are two of the species most commonly consumed by the wild boar (Challies 1975). Skewes et al. (2007) in Chile emphasize the high frequency of endemic birds *Scelorchilus rubecula* and *Pteroptochos tarnii* in wild boar stomachs.

Predation on reptiles has been reported in the Galápagos (Ecuador), where the reproductive success of the green sea turtle *Chelonia myda* and the giant land tortoise *Geochelone elephantop* is severely reduced by the wild boar (MacFarland et al. 1974, Coblenz & Baber 1987), as well as in Australia, where predation by the wild boar is reducing the survival of the northern snake-necked turtle *Chelodina rugosa* (Fordham et al. 2006). Predation on amphibians has also been reported in the introduced range, where wild boars threaten eastern spadefoot toad *Scaphiopus holbrookii* populations (Jolley et al. 2010), and in the native range, where vulnerable *Salamandra salamandra* are eaten (Irizar et al. 2004). Overall, it is expected that as wild boar populations continue to grow and spread, threats to native wildlife will also increase (Massei & Genov 2004).

### Supplemental feeding and agricultural damage

Wild boars are considered an agricultural pest in many countries because of their preference for crops and because

their feeding behaviour can severely damage crops (Fournier-Chambrillon et al. 1995, Hahn & Einfeld 1998, Herrero & Fernández de Luco 2003, Schley & Roper 2003, Chauhan et al. 2009). Agricultural products are important components of wild boar diet in western Europe (Schley & Roper 2003), where food selection varies depending on the occurrence of different crops or by positive selection of certain crops over others (Genov 1981a, Schley & Roper 2003, Schley et al. 2008).

In their native range, wild boars depend heavily on agricultural products and are well adapted to crop changes (Schley & Roper 2003, Herrero et al. 2006). For example, Herrero et al. (2006) reported that agricultural crops comprise almost 90% of the volume of the stomach contents of wild boars. Agricultural plants in the Mediterranean are consumed year-round, but primarily during summer and autumn when their nutritional value is highest (Genov 1981a, Herrero et al. 2006, Cellina 2008, Giménez-Anaya et al. 2008) or when the availability of natural foods becomes unpredictable (Fournier-Chambrillon et al. 1995). Furthermore, cultivated crops such as maize *Zea mays* (in winter), oats *Avena sativa* (autumn and winter), rye *Secale cereale* (winter), wheat *Triticum* spp. (winter), sugar beet *Beta vulgaris* (autumn and winter), rice *Oryza* spp., barley *Hordeum vulgare*, alfalfa *Medicago sativa*, sorghum *Sorghum* spp. and potatoes *Solanum tuberosum* (spring) are used by wild boars (Genov 1981a, Herrero et al. 2006, Madsen et al. 2010).

In the introduced range, wild boars cause crop damage, but it is reported less often than in the native range. In the USA, wild boars consume large quantities of crops (wheat, sorghum, barley, oilseeds, sugar cane *Saccharum* spp., oats and maize) and tree seedlings (Lipscomb 1989, Mayer et al. 2000), causing serious damage (Seward et al. 2004). Furthermore, wild boars cause economic losses by preying on livestock such as newborn lambs *Ovis aries* and goats *Capra hircus* (Moulik 1954, Rowley 1970, Pavlov et al. 1981, Beach 1993) as well as game birds such as bobwhite quail *Colinus virginianus*, woodcock *Scolopax rusticola*, capercaillie *Tetrao urogallus* and hazel grouse *Bonasa bonasia* (Nyenhuus 1991, Tolleson et al. 1995, Saniga 2002, Schley & Roper 2003).

Supplemental feeding consists of providing additional food for wild animals for different purposes: dissuasive feeding, baiting, massive feeding and vaccination among others (Cellina 2008). There is speculation about the role of supplemental food in the wild boar diet; it can attract wild boars to hunting grounds or prevent crop damage, but it may also help maintain wild boar populations when natural resources are scarce. Indeed, some authors working in the native range found that supplemental food comprises more of the diet than some natural resources. For example, Baubet et al. (2004) in the French Alps found that maize

(8%) is more important than humus (6%), forest fruits (7%), animal matter (1%) and fungi (1%). Hahn and Eisfeld (1998) found that supplemental food (mainly maize) plays a key role throughout the year, and Cellina (2008) reported that supplemental food constituted up to 55% of the stomach contents. Similarly, Fournier-Chambrillon et al. (1995) found that maize can account for one-third of the annual diet and is eaten constantly throughout the year except in winter. In contrast, in the introduced range, there are no accurate records of the importance of supplemental food in wild boar diets.

### Factors affecting food selection

Several factors determine what food resources wild boars use, and these can be grouped into four categories relating to: food availability, energy requirements, seasonal variations and geographical variations.

Several authors agree that wild boar diet is determined by food availability and energetic requirements (Diong 1982, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Massei et al. 1996, Schley & Roper 2003, Geisser & Reyer 2004, Keuling 2007, Cellina 2008, Schley et al. 2008, Cuevas et al. 2013). For example, Massei et al. (1996), in a Mediterranean coastal area, found strong dependence on energy-rich food throughout the range, irrespective of the habitat and latitude. Moreover, they found that wild boar diet depends on the availability of food items which are not necessarily related to seasons, and they suggested that season could not be used to predict wild boar diet. In Europe, when supplementary food or crops are available, wild boars may modify their behaviour (e.g. dispersion, home range size) and distort their regular diet (e.g. when mast is available), which may give an inaccurate impression of their food selection (Eisfeld & Hahn 1998, Schley & Roper 2003, Keuling 2007, Linderoth 2010). In the introduced range, food availability and energy requirements are also reported as important factors that determine diet. For example, the availability of fruits has been reported as a key resource of the diet of the wild boar in environments such as rainforests and islands (Baber & Coblentz 1987, Desbiez 2007).

Several authors showed that food selection varies with seasons and geographical location (Challies 1975, Genov 1981a, Thomson & Challies 1988, Taylor & Hellgren 1997, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004, Hafeez et al. 2011). For example, rooting is used when above-ground resources are scarce (e.g. in winter and early spring; Scott 1973, Barrett 1978, Baron 1982). In the native range, above-ground plant parts are important in the spring when new shoots of herbs are most luxuriant (Baubet et al. 2004). Fruits are consumed throughout the year but more predominantly in summer (Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2004). In Europe, wild boars consume a large number

of agricultural food items, particularly in summer and autumn (Briedermann 1976, Genov 1981a, Hahn & Eisfeld 1998, Wilson 2004, Herrero et al. 2006, Cellina 2008, Giménez-Anaya et al. 2008). Earthworms are also consumed year-round, but consumption decreases significantly in the winter months because of the snow cover (Genov 1981a, Baubet et al. 2004). In the introduced range, above-ground vegetable parts are consumed mostly in spring when grasses sprout and are tender (Wood & Roark 1980, Taylor & Hellgren 1997). Fruits are consumed throughout most of the year except in spring (Wood & Roark 1980, Baber & Coblentz 1987, Thomson & Challies 1988, Taylor & Hellgren 1997), and, as in Europe, acorns are one of the main foods during winter and autumn (Scott 1973, Everitt & Alaniz 1980, Wood & Roark 1980, Loggins et al. 2002, Solís-Cámara et al. 2008).

In both native and introduced ranges, geographical variation represented mainly by altitudinal gradients and differences in precipitation may also determine some aspects of food selection by the wild boar. For example, consumption of animal matter may depend on altitude (Challies 1975, Baubet et al. 2004), and pastures may be avoided in abnormally dry years (Everitt & Alaniz 1980).

### Age and sex differences

A few records show dietary differences between ages and sexes of wild boars. In the native range, Dardaillon (1986) and Groot Bruinderink and Hazebroek (1996) reported a greater proportion of animal matter and greater diversity of food in juveniles than in yearlings and adults. Also, yearlings and adults eat larger proportions of rice and below-ground plant parts than do juveniles (Dardaillon 1986). These differences between age classes were attributed to different nutritional requirements or food availability (Dardaillon 1986). In the introduced range, Wilcox and Van Vuren (2009) found that predation of vertebrates is more pronounced in females than in males. Protein deficiency for females facing the physiological cost of reproduction is likely to be an important factor influencing predation on vertebrates (Wilcox & Van Vuren 2009). However, most of the reviewed studies showed no differences between age and sex in both the native and introduced ranges (Wood & Roark 1980, Durio et al. 1995, Loggins et al. 2002, Adkins & Harveson 2006, Skewes et al. 2007).

### CONCLUSION

Wild boars are generalist feeders with a highly plastic diet that contributes to their wide geographical distribution (Barrios-García & Ballari 2012, Baubet et al. 2004, Herrero et al. 2006, Nogueira-Filho et al. 2009). In this review, we found significant differences in the diets of wild

boars in their native and introduced ranges, though feeding behaviours including browsing and grazing, rooting, and preying seem to be similar in both ranges. We identified four factors that influence food selection: food availability, energy requirements, seasonal variation and geographical variation. This information in combination with knowledge of seasonal patterns of space and habitat use may help inform the design of management plans.

Animal matter and fungi were eaten in greater proportions in the introduced range than in the native range, whereas the opposite occurred with plant matter. This pattern might be explained partly by evolution. In the native range, animal species co-evolved with wild boars over thousands of years and developed strategies to avoid competition or predation. By contrast, in the introduced range, animal species are not adapted to the presence and feeding habits of wild boars and may therefore be more susceptible to predation. Similarly, plants in the native range may be adapted to the feeding behaviour of wild boars (rooting) for their establishment and development. Indeed, Welander (1995) showed that in Sweden, rooting enhances plant diversity and richness. Although rooting in the introduced range could replace suppressed natural events (e.g. wildfires; Kotanen 1995) or extinct ecological equivalents (e.g. *Ursus arctos* in California; Sweitzer & Van Vuren 2002), most studies show negative effects of rooting on plant species (Bratton 1975, Challies 1975, Singer et al. 1984, Hone 2002, Tierney & Cushman 2006), suggesting that plants are not adapted to wild boar disturbance.

As well as seasonal and geographic variation, energy requirements and food availability are major factors influencing wild boar diet in the introduced and native range. Energy requirements may drive wild boar behaviour and reproduction. For example, protein is essential in wild boar diet, and a deficiency can trigger higher animal predation rates, particularly in females facing the physiological cost of reproduction (Wilcox & Van Vuren 2009). Food availability is determined by environmental parameters (e.g. mast and climate) as well as by human activities (e.g. supplemental feeding and agricultural crops). Nevertheless, wild boars seem to adapt their diet to whatever is available (Challies 1975, Wood & Roark 1980, Cellina 2008). For example, wild boars rely strongly on acorns in good mast years but diversify their diet during poor mast years (Briedermann 1976, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Massei et al. 1996). Availability not only influences the diet and feeding habits of wild boar but may also alter other features such as population dynamics, habitat use, dispersal, reproduction and interactions with other species (Massei et al. 1996, Bieber & Ruf 2005). For example, some authors suggested that under food scarcity, resource competition may occur between the wild boar and other mammals (Wood & Roark 1980, Massei et al. 1996).

Dietary studies should be more rigorous and consistent across ranges to allow better comparisons. The implications of some studies on wild boar diet should be treated with caution because of low sample sizes (Schley & Roper 2003) or because they are limited to certain times of the year. Furthermore, the frequency or volume of certain food items in the diet could be underestimated because the analysis of faeces may be less accurate than the evaluation of stomach contents, in which foods are preserved better. Moreover, the fast digestion of soft tissues (4–5 hours; Guerin et al. 2001) may result in underestimated volumes. Finally, Wood and Roark (1980) found that the use of some woody plants may be underestimated, as wild boars may chew the roots, swallow the sap and starches, and reject the woody tissue. The quality of wild boar diet studies could be improved by: (i) increasing the number of samples (many studies reported results based on fewer than 10 samples); (ii) reporting both frequency and volume values for food items; and (iii) assessing seasonal differences in wild boar diet based on food availability.

The effect of an invasive species can largely be inferred by its trophic position in the community (Skewes et al. 2007). Therefore, understanding what wild boars eat and how, when and where they feed is critical to the delineation of management and control plans in both ranges. Our findings suggest that animal species in the introduced range are at greater risk, both by virtue of being naïve and because they are consumed in a greater proportion than in the native range. A detailed study of diet could provide key information such as target species and susceptible habitats on which management efforts should focus.

## ACKNOWLEDGMENTS

We thank Mariano Rodríguez-Cabal for assistance with the test of effect sizes, and Daniel Simberloff and two anonymous reviewers for comments that improved the quality of the manuscript.

## REFERENCES

- Adkins RN, Harveson LA (2006) Summer diets of feral hogs in the Davis Mountains, Texas. *The Southwestern Naturalist* 51: 578–580.
- Asahi M (1995) Stomach contents of Japanese wild boar in winter. *Journal of Mountain Ecology* 3: 184–185.
- Baber DW, Coblenz BE (1987) Diet, nutrition, and conception in feral pigs on Santa Catalina Island. *Journal of Wildlife Management* 51: 306–317.
- Baron J (1982) Effects of feral hogs (*Sus scrofa*) on the vegetation of Horn Island, Mississippi. *American Midland Naturalist* 107: 202–205.

- Barrett RH (1978) The feral hog on the Dye Creek Ranch, California. *Hilgardia* 46: 283–355.
- Barrios-García MN, Ballari SA (2012) Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14: 2283–2300.
- Baubet E, Bonenfant C, Brandt S (2004) Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16: 99–111.
- Beach R (1993) Depredation problems involving feral hogs. In: Hanselka CW, Cadenhead JF (eds) *Feral Swine: A Compendium for Resource Managers*, 67–75. Texas Agricultural Extension Service, Texas Animal Damage Control Service, Texas Parks and Wildlife Department, Texas, USA.
- Belden RC, Frankenberger WB (1990) Biology of a feral hog population in south central Florida. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*: 231–242.
- Bieber C, Ruf T (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* 42: 1203–1213.
- Bratton SP (1975) The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on gray beech forest in the Great Smoky Mountains. *Ecology* 56: 1356–1366.
- Briedermann L (1976) Ergebnisse einer Inhaltsanalyse von 665 Wildschweinemägen. *Zoologische Garten* 46: 157–185.
- Bueno C, Reiné R, Alados C, Gómez-García D (2011) Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic and Applied Ecology* 12: 125–133.
- Campos CM, Ojeda RA (1997) Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments* 35: 707–714.
- Carretero MA, Rosell C (1999) *Salamandra salamandra* (fire salamandra) predation. *Herpetological Review* 30: 161.
- Cellina S (2008) *Effects of Supplemental Feeding on the Body Condition and Reproductive State of Wild Boar (Sus scrofa) in Luxembourg*. PhD thesis, University of Sussex, UK.
- Challies CN (1975) Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island: status, and effects on vegetation and nesting sea birds. *New Zealand Journal of Zoology* 2: 479–490.
- Chauhan N, Kuldeep SB, Kumar D (2009) Human wild pig conflict in selected states in India and mitigation strategies. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 189–197.
- Chimera C, Coleman MC, Parkes JP (1995) Diet of feral goats and feral pigs on Auckland Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 19: 203–207.
- Choquenot D, Lukins B, Curran G (1997) Assessing lamb predation by feral pigs in Australia's semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology* 34: 1445–1454.
- Coblentz BE, Baber DW (1987) Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. *Journal of Applied Ecology* 24: 403–418.
- Cruz JB, Cruz F (1987) Conservation of the dark-rumped petrel (*Pterodroma phaeopygia*) in the Galapagos Islands, Ecuador. *Biological Conservation* 42: 303–311.
- Cuevas MF, Mastrantonio L, Ojeda RA, Jaksic FM (2012) Effects of wild boar disturbance on vegetation and soil properties in the Monte Desert, Argentina. *Mammalian Biology* 77: 299–306.
- Cuevas MF, Novillo A, Campos C, Dacar MA, Ojeda RA (2010) Food habits and impact of rooting behavior of the invasive wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 74: 1582–1585.
- Cuevas MF, Ojeda RA, Dacar MA, Jaksic FM (2013) Seasonal variation in feeding habits and diet selection by wild boars in a semi-arid environment of Argentina. *Acta Theriologica* 58: 63–72.
- Dardaillon M (1986) Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. *Behavioural Processes* 13: 251–268.
- Desbiez ALJ (2007) *Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting*. PhD thesis, University of Kent, Canterbury, UK.
- DeVault TL, Rhodes JOE, Shivik JA (2003) Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102: 225–234.
- Diong CH (1982) *Population Biology and Management of the Feral Pig (Sus scrofa L.) in Kipahulu Valley, Maui*. PhD thesis, University of Hawaii, Honolulu, USA.
- Dovrat G, Perevolotsky A, Ne'eman G (2012) Wild boars as seed dispersal agents of exotic plants from agricultural lands to conservation areas. *Journal of Arid Environments* 78: 49–54.
- Durio P, Fogliato D, Perrone A, Tessarin N (1995) The Autumn diet of the wild boar (*Sus scrofa*) in an alpine valley. Preliminary results. *Journal of Mountain Ecology* 3: 180–183.
- Eisfeld D, Hahn N (1998) Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Abschlussbericht. Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft, Forstzoologisches Institut, Universität Freiburg.
- Eriksson O, Petrov M (1995) Wild boars (*Sus scrofa scrofa* L.) around Chernobyl, Ukraine. Seasonal feed choice in an environment under transition: a baseline study. *Journal of Mountain Ecology* 3: 171–173.
- Everitt J, Alaniz M (1980) Fall and winter diets of feral pigs in south Texas. *Journal of Range Management* 33: 126–129.
- Fordham D, Georges A, Corey B, Brook BW (2006) Feral pig predation threatens the indigenous harvest and local persistence of snake-necked turtles in northern Australia. *Biological Conservation* 133: 379–388.
- Fournier-Chambrillon C, Maillard D, Fournier P (1995) Diet of wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *Journal of Mountain Ecology* 3: 174–179.
- Geisser H, Reyer HU (2004) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management* 68: 939–946.
- Genov P (1981a) Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica* 26: 185–205.

- Genov P (1981b) Significance of natural biocenoses and agrocenoses as the source of food for wild boar (*Sus scrofa* L.). *Ekologia Polska* 29: 117–138.
- Giffin J (1978) Ecology of the feral pig on the island of Hawaii. State of Hawaii, Department of Land and Natural Resources, Division of Fish and Game.
- Giménez-Anaya A, Herrero J, Rosell C, Couto S, García-Serrano A (2008) Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28: 197–203.
- Groot Bruinderink G, Hazebroek E (1996) Wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71–80.
- Groot Bruinderink G, Hazebroek E, Van Der Voot H (1994) Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *Journal of Zoology* 233: 631–648.
- Guerin S, Ramonet Y, LeCloarec J, Meunier-Salaün M, Bourguet P, Malbert C (2001) Changes in intragastric meal distribution are better predictors of gastric emptying rate in conscious pigs than are meal viscosity or dietary fibre concentration. *British Journal of Nutrition* 85: 343–350.
- Hafeez S, Abbas M, Khan ZH, Rehman E (2011) Preliminary analysis of the diet of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in Islamabad, Pakistan. *Turkish Journal of Zoology* 35: 115–118.
- Hahn N, Eisfeld D (1998) Diet and habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in SW Germany. *Gibier Faune Sauvage* 15: 595–606.
- Hedges LV, Gurevitch J, Curtis PS (1999) The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80: 1150–1156.
- Heinken T, Raudnitschka D (2002) Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121: 179–194.
- Henry VG, Conley RH (1972) Fall foods of European wild hogs in the southern Appalachians. *Journal of Wildlife Management* 36: 854–860.
- Herrero J, Couto S, Rosell C, Arias P (2004) Preliminary data on the diet of wild boar living in a Mediterranean coastal wetland. *Wild boar research* 2002: 115–123.
- Herrero J, Fernández de Luco D (2003) Wild boars (*Sus scrofa* L.) in Uruguay: scavengers or predators? *Mammalia* 67: 485–491.
- Herrero J, García-Serrano A, Couto S, Ortuño VM, García-González R (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 52: 245–250.
- Herrero J, Irizar I, Laskurain NA, García-Serrano A, García-González R (2005) Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian Journal of Zoology* 72: 49–52.
- Hohmann U, Huckschlag D (2005) Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. *European Journal of Wildlife Research* 51: 263–270.
- Hone J (2002) Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biological Conservation* 105: 231–242.
- Howe TD, Singer FJ, Ackerman BB (1981) Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. *Journal of Wildlife Management* 45: 748–754.
- Irizar I, Laskurain NA, Herrero J (2004) Wild boar frugivory in the Atlantic Basque Country. *Galemys* 16: 125–133.
- Jolley DB, Ditchkoff SS, Sparklin BD, Hanson LB, Mitchell MS, Grand JB (2010) Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *Journal of Mammalogy* 91: 519–524.
- Keuling O (2007) Sauen als Beutegreifer-Welchen Einfluss kann Schwarzwild auf andere Tierarten ausüben? 13. Österreichische Jägertagung, 13. und 14. Februar 2007 Raumberg-Gumpenstein, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Irdning 45–50.
- Kotani PM (1995) Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18: 190–199.
- Linderth P (2010) Energieversorgung und Reproduktion einer Schwarzwildpopulation. In: Pegel M, Linderth P (eds) *Schwarzwildseminar Schwäbische Bauernschule Bad Waldsee*, 6–12. Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf – Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei – Wildforschungsstelle Aulendorf, Aulendorf, Austria.
- Lipscomb DJ (1989) Impacts of feral hogs on longleaf pine regeneration. *Southern Journal of Applied Forestry* 13: 177–181.
- Loggins RE, Wilcox JT, Van Vuren D, Sweitzer RA (2002) Seasonal diets of wild pigs in oak woodlands of the central coast region of California. *California Fish and Game* 88: 28–34.
- MacFarland CG, Villa J, Toro B (1974) The Galápagos giant tortoises (*Geochelone elephantopus*). Part I: status of the surviving populations. *Biological Conservation* 6: 118–133.
- Madsen P, Gamborg C, Lund DH, Thorsen BJ, Raulund-Rasmussen K (2010) Erfaringer med vildsvineforvaltning i Sverige og Tyskland. 8779034772, Skov og Landskab, LIFE, Københavns Universitet.
- Massei G, Genov P (2004) The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16: 135–145.
- Massei G, Genov P, Staines B (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 41: 307–320.
- Matias L, Zamora R, Mendoza I, Hódar JA (2010) Seed dispersal patterns by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. *Restoration Ecology* 18: 619–627.
- Mayer JJ, Nelson EA, Wike LD (2000) Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. *Ecological Engineering* 15: S79–S85.
- Moulk G (1954) Observations on mortality amongst lambs in Queensland. *Australian Veterinary Journal* 30: 153–171.
- Nogueira-Filho SLG, Nogueira SSC, Fragoso JMV (2009) Ecological impacts of feral pigs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 18: 3685–3686.

- Nyenhuis H (1991) Feindbeziehung zwischen Waldschneepfe (*Scolopax rusticola* L.), Raubwild und Wildschwein (*Sus scrofa* L.). *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 162: 174–180.
- O'Connor S-J, Kelly D (2012) Seed dispersal of matai (*Prumnopitys taxifolia*) by feral pigs (*Sus scrofa*). *New Zealand Journal of Ecology* 36: 228–231.
- Opermanis O, Mednis A, Bauga I (2001) Duck nests and predators: interaction, specialisation and possible management. *Wildlife Biology* 7: 87–96.
- Osenberg CW, Sarnelle O, Cooper SD, Holt RD (1999) Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics, and models. *Ecology* 80: 1105–1117.
- Pavlov P, Edwards E (1995) Feral pig ecology in Cape Tribulation National Park, North Queensland, Australia. *Journal of Mountain Ecology* 3: 148–151.
- Pavlov P, Hone J (1982) The behaviour of feral pigs, *Sus scrofa*, in flocks of lambing ewes. *Wildlife Research* 9: 101–109.
- Pavlov P, Hone J, Kilgour R, Pedersen H (1981) Predation by feral pigs on Merino lambs at Nyngan. New South Wales. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 21: 570–574.
- Purger JJ, Meszaros LA (2006) Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International* 16: 309–316.
- Rollins D, Carroll JP (2001) Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. *Wildlife Society Bulletin* 29: 39–51.
- Rosell C, Fernández-Llario P, Herrero J (2001) El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13: 1–25.
- Rowley I (1970) Lamb predation in Australia: incidence, predisposing conditions, and the identification of wounds. *Wildlife Research* 15: 79–123.
- Rudge M (1976) A note on the food of feral pigs (*Sus scrofa*) of Auckland Island. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 23: 83–84.
- Sáenz de Buruaga M (1995) Alimentación del jabalí (*Sus scrofa castilianus*) en el norte de España. *Ecología* 9: 367–386.
- Sanguinetti J, Kitzberger T (2010) Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biological Invasions* 12: 689–706.
- Saniga M (2002) Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51: 205–214.
- Schley L, Dufrêne M, Krier A, Frantz AC (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European Journal of Wildlife Research* 54: 589–599.
- Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar, *Sus scrofa*, in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33: 43–56.
- Schmidt M, Sommer K, Kriebitzsch WU, Ellenberg H, von Oheimb G (2004) Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research* 123: 167–176.
- Schneider E (1975) Mäuse im Magen eines Wildschweines (*Sus scrofa* L.). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 21: 190–192.
- Scott C (1973) *Seasonal Food Habits of European Wild Hogs (Sus scrofa) in the Great Smoky Mountains National Park*. MSc thesis, University of Tennessee, USA.
- Selva N (2004) *The Role of Scavenging in the Predator Community of Białowieża Primeval Forest (E Poland)*. PhD thesis, University of Sevilla, Spain.
- Selva N, Jedrzejewska B, Jedrzejewski W, Wajrak A (2003) Scavenging on European bison carcasses in Białowieża primeval forest (eastern Poland). *Ecoscience* 10: 303–311.
- Seward NW, VerCauteren KC, Witmer GW, Engeman RM (2004) Feral swine impacts on agriculture and the environment. *Sheep & Goat Research Journal* 19: 34–40.
- Singer FJ, Swank WT, Clebsch EEC (1984) Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 48: 464–473.
- Skewes O, Rodriguez R, Jaksic FM (2007) Trophic ecology of the wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. *Revista Chilena De Historia Natural* 80: 295–307.
- Solis-Cámara AB, Arnaud-Franco G, Álvarez-Cárdenas S, Galina-Tessaro P, Montes-Sánchez JJ (2008) Evaluación de la población de cerdos asilvestrados (*Sus scrofa*) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México. *Tropical Conservation Science* 2: 173–188.
- Spatz G, Mueller-Dombois D (1972) Succession patterns after pig digging in grassland communities on Mauna Loa, Hawaii. Honolulu (HI): Island Ecosystems IRP, U.S. International Biological Program. International Biological Program Technical Report, 15.
- Sweitzer RA, Van Vuren DH (2002) *Rooting and Foraging Effects of Wild Pigs on Tree Regeneration and Acorn Survival in California's Oak Woodland Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report: 219–231.
- Taylor RB, Hellgren EC (1997) Diet of feral hogs in the western South Texas Plains. *The Southwestern Naturalist* 42: 33–39.
- Taylor RB, Uvalde T (1999) Seasonal diets and food habits of feral swine. Pages 58–66 in *Proceedings of the First National Feral Swine Symposium*, Ft. Worth, Texas, USA.
- Thomson C, Challies C (1988) Diet of feral pigs in the podocarp-tawa forests of the Urewera Ranges. *New Zealand Journal of Ecology* 11: 73–78.
- Tierney TA, Cushman JH (2006) Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. *Biological Invasions* 8: 1073–1089.
- Tolleson DR, Pinchak WE, Rollins D, Hunt LJ (1995) Feral hogs in the rolling plains of Texas: perspectives, problems, and potential. Pages 124–128 in *Wildlife Damage Management, Internet Center for Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings*, University of Nebraska, Lincoln, USA.
- Tucak Z (1996) Results of the investigations of the stomach contents of 155 wild boar (*Sus scrofa* L.) in the unfenced



- portion of the forest hunting reserve Belje in Baranja. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 42: 165–172.
- Welander J (1995) Are wild boars a future threat to the Swedish flora? *Journal of Mountain Ecology* 3: 165–167.
- Wiedemann S, Lutz B, Albrecht C, Kuehn R, Killermann B, Einspanier R, Meyer HH (2009) Fate of genetically modified maize and conventional rapeseed, and endozoochory in wild boar (*Sus scrofa*). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 74: 191–197.
- Wilcox JT, Van Vuren DH (2009) Wild pigs as predators in oak woodlands of California. *Journal of Mammalogy* 90: 114–118.
- Wilson CJ (2004) Rooting damage to farmland in Dorset, southern England, caused by feral wild boar *Sus scrofa*. *Mammal Review* 34: 331–335.
- Wilson EE, Wolkovich EM (2011) Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 129–135.
- Wlazelko M, Łabudzki L (1992) Über die Nahrungskomponenten und die trophische Stellung des Schwarzwildes im Forschungsgebiet Zielonka. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 38: 81–87.
- Wood GW, Roark DN (1980) Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 44: 506–511.

## SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found in the online version of this article at the publisher's web-site.

**Appendix S1.** References relevant to wild boar diet found in the literature search.

**Appendix S2.** References used in this review to assess and compare wild boar diet in the native and introduced range.