



Life LAMPROPELTIS

PROYECTO LIFE+LAMPROPELTIS (LIFE10 NAT/ES/565)

ACCIÓN C.7: MANUAL PARA EL ANÁLISIS
DE RIESGOS EN EL COMERCIO DE
VERTEBRADOS EXÓTICOS



gesplan



MANUAL PARA EL ANÁLISIS DE RIESGOS EN EL COMERCIO DE VERTEBRADOS EXÓTICOS

ACCIÓN C.7
PROYECTO LIFE+LAMPROPELTIS (LIFE10 NAT/ES/565)

Juan Carlos Rando

Enero de 2014

AGRADECIMIENTOS

Este informe ha sido financiado por la sociedad mercantil pública Gestión y Planeamiento Territorial y Medioambiental, S. A. (GESPLAN). Concretamente corresponde con la Acción C.7 “Realización de un manual para el análisis de riesgos en el comercio de vertebrados exóticos” del Proyecto LIFE LAMPROPELTIS NAT/ES/00565, del programa LIFE, de la Red Natura 2000, del Cabildo de Gran Canaria y del Gobierno de Canarias.

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a los intercambios de información y discusiones que hemos mantenido con los técnicos Ramón Gallo (GESPLAN), Miguel Ángel Cabrera Pérez y Juan Luís Rodríguez Luengo (ambos del Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Canarias). Juan Luís además nos facilitó abundante bibliografía sobre evaluación de riesgos.

Emilio Cuevas y Juan José Rodríguez de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) en Santa Cruz de Tenerife nos permitieron el acceso a datos meteorológicos de Canarias para la obtención de las variables para los análisis de similitud climática.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 El creciente problema de las especies exóticas invasoras	1
1.2 Especies exóticas en islas	3
1.3 El proceso de invasión	5
1.3.1 Vías o vectores de introducción	6
1.3.2 Establecimiento	8
1.3.3 Expansión	10
1.4 Combatiendo a las exóticas	11
1.4.1 Las exóticas invasoras en la legislación	14
2. LOS ANÁLISIS DE RIESGO	16
2.1 Las evaluaciones de riesgos: una herramienta de lucha contra las exóticas	16
2.2 Imprecisiones y factores que pueden condicionar los análisis de riesgos	17
2.3 Modelos de evaluación de riesgos desarrollados en este informe	18
3. MODELOS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD PÚBLICA DE EJEMPLARES CAUTIVOS O ESCAPADOS	20
3.1 Riesgo para la salud pública en caso de ejemplares escapados (RSP1)	20
3.2 Riesgo para la salud pública de ejemplares cautivos (RSP2)	21
3.3 Cálculo del riesgo para la salud pública que representan los ejemplares cautivos o escapados	21
4. MODELOS DE RIESGO PARA MAMÍFEROS Y AVES	22
4.1 Riesgo de establecimiento para mamíferos y aves	22
4.1.1 Factores que afectan al establecimiento de aves exóticas	22
4.1.2 Factores que afectan al establecimiento de mamíferos exóticos	22
4.2 Modelos de evaluación del riesgo de establecimiento para mamíferos y aves	23
4.2.1 Modelo 1 para mamíferos y aves	24
4.2.1 (A) Similitud climática	24
4.2.1 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	30
4.2.1 (C) Rango de distribución mundial	31
4.2.1 (D) Grupo taxonómico	32
4.2.1.1 Cálculo del riesgo de establecimiento	32
4.2.2 Modelo 2 para mamíferos y aves	34
4.2.2 (E) Dieta	34
4.2.2 (F) Hábitat	34
4.2.2 (G) Comportamiento migratorio	34
4.2.2.1 Cálculo del riesgo de establecimiento	35
4.2.3 Modelo 3 para mamíferos y aves	36
4.2.3 (A) Similitud climática	36
4.2.3 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	37
4.2.3 (C) Rango de distribución mundial (mamíferos)	37
4.2.3 (D) Comportamiento migratorio (aves)	37
4.2.3.1 Cálculo del riesgo de establecimiento para mamíferos y aves	38
4.3 Riesgo de plaga para mamíferos y aves exóticos	39
4.3.1 Tipos de impactos causados por las plagas de mamíferos y aves	40
4.3.1.1 Pérdidas relacionadas con la producción agrícola, ganadera y actividades asociadas	40
4.3.1.2 Impactos sobre las especies autóctonas y los ecosistemas	42

4.3.2 Riesgo de plaga para mamíferos y aves	46
4.3.3 Factores que pueden contribuir a la incertidumbre cuando se trata de calcular el riesgo de plaga	50
4.3.4 Estimación cuantitativa de los factores y variables que afectan al cálculo de la probabilidad de que las especies exóticas de mamíferos y aves se conviertan en plaga	51
4.3.4.1 Grupo taxonómico (P1)	52
4.3.4.2 Rango de distribución mundial (P2)	52
4.3.4.3 Dieta y alimentación (P3)	53
4.3.4.4 Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas (P4)	53
4.3.4.5 Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas (P5)	54
4.3.4.6 Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca (P6)	54
4.3.4.7 Similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura (P7)	55
4.3.5 Cálculo del riesgo de plaga para aves y mamíferos exóticos	56
5. MODELOS DE RIESGO PARA ANFIBIOS Y REPTILES	60
5.1 Riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles	60
5.1.1 Factores principales que afectan al establecimiento de reptiles y anfibios	60
5.2 Modelos de evaluación del riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles	61
5.2.1 Modelo 1 para anfibios y reptiles	62
5.2.1 (A) Similitud climática	62
5.2.1 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	63
5.2.1 (C) Rango de distribución mundial	63
5.2.1.1 Cálculo del riesgo de establecimiento	64
5.2.2 Modelo 2 para anfibios y reptiles	65
5.2.2 (A) Similitud climática	65
5.2.2 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	66
5.2.2 (C) Riesgo taxonómico	67
5.2.2.1 Cálculo del riesgo de establecimiento	69
5.2.3 Modelo 3 para anfibios y reptiles	70
5.2.3.1 Variable "prop.especie"	70
5.2.3.2 Variable "Jurisdicción"	71
5.2.3.3 Variable "S climática"	71
5.2.3.4 Variable "efecto aleatorio de Familia"	71
5.2.3.5 Cálculo del riesgo de establecimiento	72
5.3 Riesgo de plaga para anfibios y reptiles	74
5.3.1 Impactos causados por las plagas de anfibios y reptiles	74
5.3.1.1 Competición con las especies nativas por los recursos	74
5.3.1.2 Depredación	75
5.3.1.3 Impactos sobre el funcionamiento de los ecosistemas	76
5.3.1.4 Capacidad de producir lesiones o intoxicaciones	77
5.3.1.5 Enfermedades y parásitos	78
5.3.1.6 Hibridación con la fauna nativa y otros efectos genéticos	78
5.3.1.7 Impactos sociales y económicos	79
5.3.2 Otros factores a considerar en el cálculo de riesgo de plaga para anfibios y reptiles	80
5.3.3 Evaluación del riesgo de plaga para anfibios y reptiles	81

6. MODELOS DE RIESGO PARA PECES DE AGUA DULCE	84
6.1 Factores que afectan al establecimiento de los peces de agua dulce	84
6.1.1 Esfuerzo de introducción (número de eventos de liberación)	84
6.1.2 Similitud climática	85
6.1.3 Éxito en las introducciones en otras regiones geográficas	86
6.1.4 Grupo taxonómico	86
6.1.5 Rango de distribución mundial	86
6.1.6 Otros factores	87
6.2 Modelos de evaluación de riesgos para peces de agua dulce	87
6.2.1 Modelo 1 para peces de agua dulce	88
6.2.1.1 Similitud climática	88
6.2.1.2 Rango de distribución mundial	89
6.2.1.3 Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	90
6.2.1.4 Proporción de introducciones con éxito	90
6.2.1.5 Riesgo taxonómico	91
6.2.1.6 Cálculo de riesgo de establecimiento	92
6.2.2 Modelo 2 para peces de agua dulce	93
6.2.2.1 Valor de la variable "prop.familia"	93
6.2.2.2 Valor de la variable "prop.especie"	94
6.2.2.3 Valor de la variable "efecto aleatorio de Familia"	96
6.2.2.4 Valor de la variable "pro.similitud climática"	96
6.2.2.5 Probabilidad de establecimiento	97
6.2.2.6 Riesgo de establecimiento para peces de agua dulce	98
6.3 Riesgo de plaga para especies exóticas de peces de agua dulce	99
6.3.1 Tipos de impactos causados por las plagas de peces de agua dulce	99
7. CATEGORÍAS DE RIESGO	101
7.1 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de mamíferos y aves	101
7.2 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de anfibios y reptiles	104
7.3 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de peces de agua dulce	105
7.4 Consideraciones sobre las categorías de riesgo propuestas	106
7.5 Categorías de riesgo para las exóticas establecidas en sólo algunas islas	107
7.6 Categorías de riesgo para las especies autóctonas	107
8. REFERENCIAS	109
9. ANEXO I	119
Estaciones meteorológicas y datos climáticos usados en los análisis de similitud climática	
10. SOPORTE INFORMÁTICO (CD)	
 1 Programa CLIMATE	
 2 Hojas de cálculo de los modelos	
 3 Informe (pdf)	
 4 Informe (Word)	

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El creciente problema de las especies exóticas invasoras

Las especies exóticas por definición son aquellas que se encuentran fuera de su rango natural de distribución o de dispersión potencial, y que por tanto han sido trasladadas, voluntaria o involuntariamente, por la acción humana (UICN 2000). Las exóticas invasoras (EEI en adelante) constituyen un subconjunto de éstas, son aquellas que se establecen en ambientes naturales o seminaturales constituyéndose como un factor de cambio y amenaza para la biodiversidad autóctona (UICN 2000). La expansión de estas especies por el Planeta ha seguido los desplazamientos humanos desde hace miles de años. Se pueden destacar dos periodos en la historia donde ha habido una notable crecimiento en la expansión de las EEI; el primero de ellos a partir del Siglo XVI con el nacimiento del colonialismo europeo (Crosby 1988), y el segundo en el Siglo XIX coincidiendo con la Revolución Industrial (Hulme, 2009). Sin embargo, las tasas más altas de introducciones han tenido lugar en las últimas décadas (Figuras 1 & 2) lo que sugiere un cambio radical en las invasiones biológicas (Hulme, 2009; Hulme *et al.* 2009). Actualmente el volumen de importaciones – en continuo aumento- a diferentes regiones puede ser usado como indicador de la introducción de nuevas especies (Levine & D’Antonio 2003), y el Producto Interior Bruto de diversos países o regiones geográficas puede correlacionarse con la riqueza en diversos grupos de especies exóticas (p.e. arañas, aves, plantas, etc.) (ver Hume 2009 y referencias allí mencionadas).

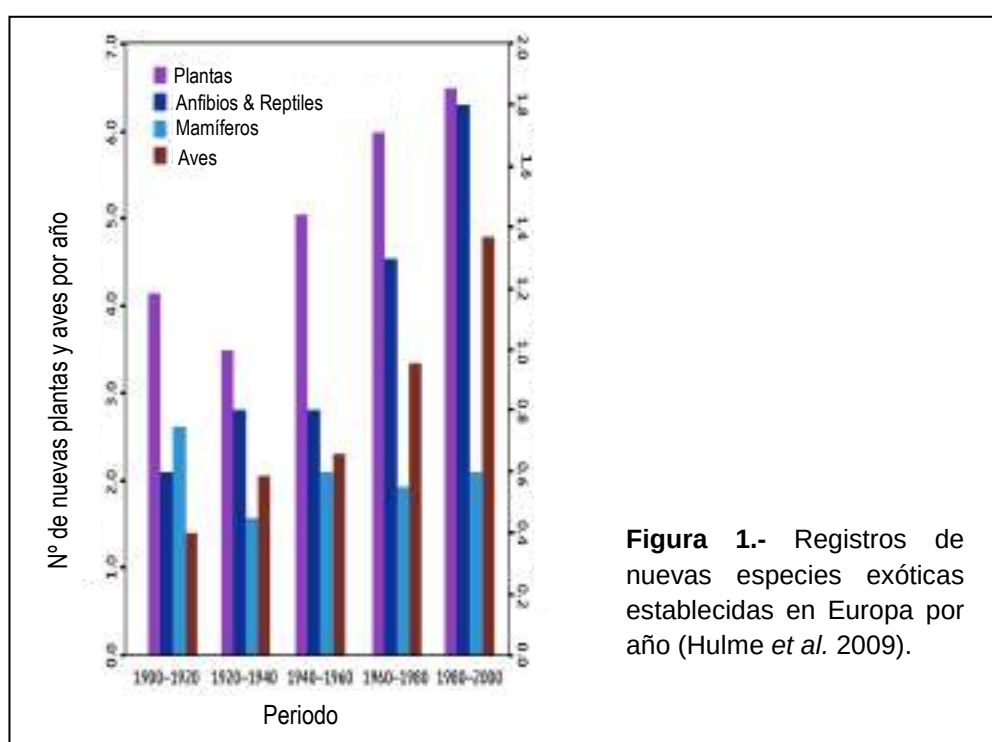


Figura 1.- Registros de nuevas especies exóticas establecidas en Europa por año (Hulme *et al.* 2009).

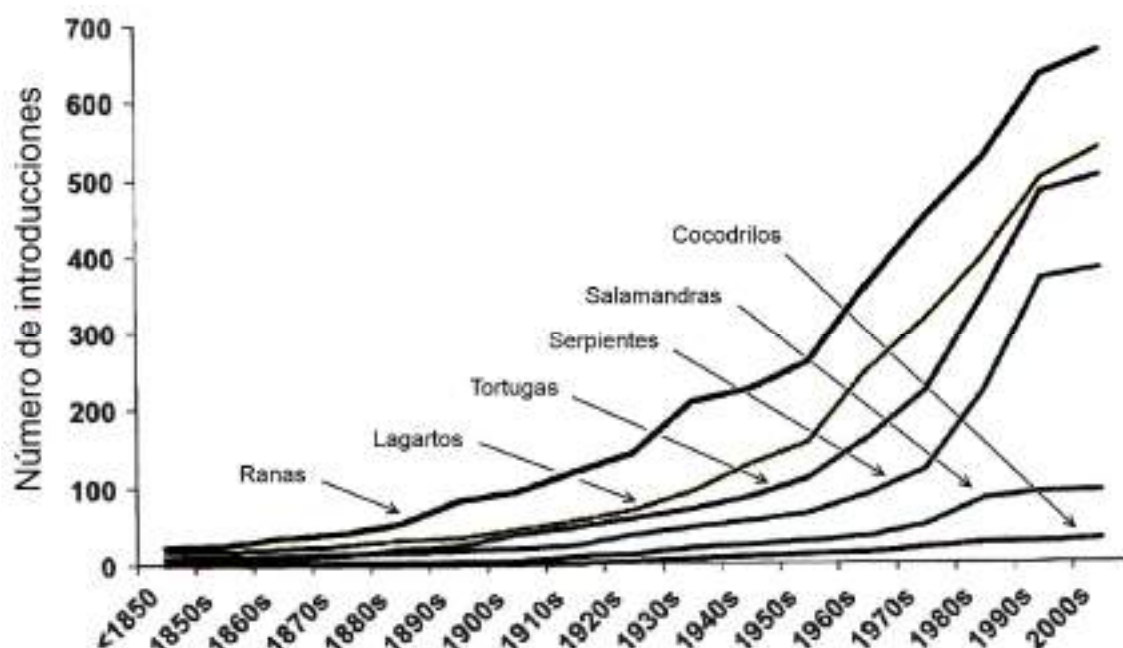


Figura 2.- Crecimiento acumulado en las introducciones de anfibios y reptiles en el Mundo. El descenso de la pendiente al final de la mayoría de las curvas no debe ser interpretado como una disminución en la tasa de introducciones ya que, refleja el denominado periodo de latencia o “time lag” (ver sección 1.3.3 Expansión), periodo en el cual las EEI son menos detectables y por tanto no son mencionadas en los trabajos científicos e informes técnicos (modificado de Kraus 2009).

Las especies exóticas invasoras constituyen una de las mayores amenazas para los ecosistemas naturales. Pueden afectar directamente a la calidad de vida de las personas, su salud, y además causar cuantiosos daños económicos a la agricultura y otras actividades desarrolladas en el medio natural. Las EEI causan un abanico de impactos muy dispares. Entre ellos se encuentran los impactos: (i) sobre la biodiversidad autóctona a través de la depredación, la competencia, y la transmisión de parásitos y enfermedades; (ii) sobre los servicios ofrecidos por los ecosistemas directamente relacionados con la calidad de vida de las personas (agua, producción de alimentos, recursos genéticos, madera, etc.); (iii) sobre la salud humana por ser vectores de enfermedades que afectan al hombre o por ser venenosas; (iv) sobre las actividades económicas ya que pueden provocar daños en las infraestructuras, agricultura, ganadería o el paisaje (European Environment Agency 2012; Boletín Natura 2000 2008; Hulme *et al.* 2009; Vilà *et al.* 2010; Kraus 2009). Usando aproximaciones conservativas, estos daños cada año ascienden a unos 12.000.000.000 de euros en la Unión Europea (European Environment Agency 2012), y a unos 120.000.000.000 de dólares en los Estados Unidos (Pimentel *et al.* 2005). Las perspectivas indican que las invasiones

biológicas se convertirán en un problema aún mayor en el futuro (Lodge *et al.* 2006; Sutherland *et al.* 2008).

1.2 Especies exóticas en islas

Si bien todas las regiones del Planeta han sufrido el impacto de las invasiones biológicas, este problema es especialmente grave en las islas (IUCN 2000). El aislamiento de los ecosistemas insulares ha propiciado la aparición de numerosos endemismos, que a menudo, presentan pequeños rangos de distribución. Esto hace que las islas destaquen como lugares ricos desde el punto de vista de la biodiversidad nativa. Para muchos grupos de seres vivos, las islas contribuyen desproporcionadamente –con respecto a su superficie- al total global de especies (Whittaker & Palacios 2007). El aislamiento, y los procesos de evolución que llevan asociados, han hecho que las especies insulares sean especialmente vulnerables a los depredadores, competidores, patógenos y parásitos exóticos (Hume & Walters 2012; Steadman 2006; Worthy & Holdaway 2002; Flannery & Schouten 2001; Quammen 1997). Esta vulnerabilidad explica que más del 80% de las extinciones de aves y más del 90% de las de reptiles ocurridas desde el año 1600 tuviera lugar en islas, a pesar de que representan menos del 5% de la superficie del planeta (consultar Whittaker & Palacios 2007 y referencias allí mencionadas).

Si bien las causas de este elevado número de extinciones son variadas, en un alto número de casos las especies exóticas invasoras son el agente causante o se encuentran entre ellos. La enorme amenaza que constituyen las EEI para los animales autóctonos es indiscutible ya que, usando los datos de la Lista Roja de las Especies Amenazadas de la UICN Clavero & García-Bertou (2005) ponen de manifiesto que de las 680 especies animales extintas incluidas en esa lista, se mencionan las causas para su desaparición en 170 de ellas (25%), y que de estas últimas en 91 casos (54%) se incluye a las EEI entre las causas de su extinción, y para 34 de estas extinciones (20%) las EEI son el único agente mencionado para su extinción. Otras amenazas como la destrucción de los hábitats o la caza y recolección son citadas en un menor número de extinciones (82 y 77 veces respectivamente). Las Listas Rojas de La UICN indican que, como promedio, durante el último siglo se ha extinguido una especie de ave o de mamífero cada año y que este panorama catastrófico de extinciones se acelerará aún más en un futuro próximo (May 2012). Actualmente, los ecosistemas insulares se encuentran tanto entre

los más afectados por las EEI, como entre los más amenazados (Donlan & Wilcox 2008).

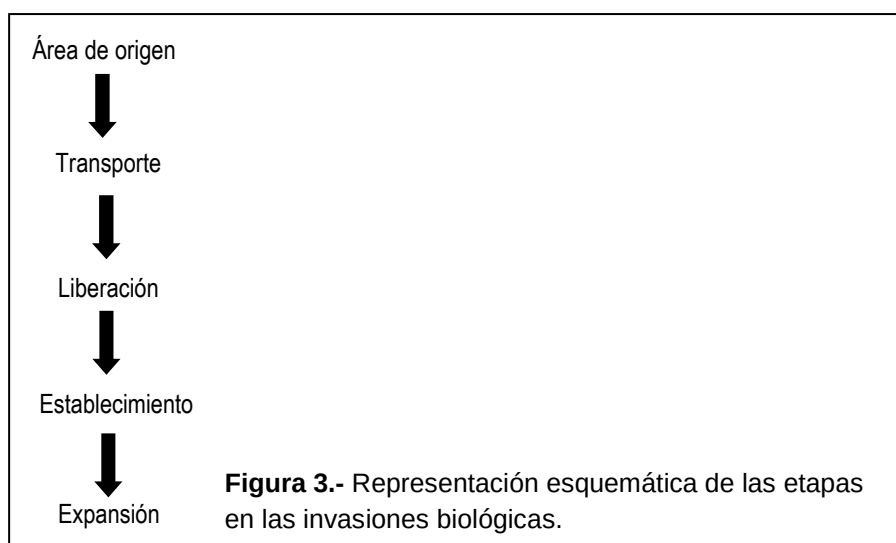
Canarias es un claro ejemplo de este problema mundial. Las primeras exóticas introducidas en el Archipiélago llegaron con los aborígenes hace unos 2000 años. Entre ellas se encontraban las cabras, ovejas, cochinos y ratones (Alcover *et al.* 2009). Entre las especies presentes en yacimientos paleontológicos del Pleistoceno Superior-Holoceno se encuentran 6 especies de aves y 3 de mamíferos todas ellas endémicas y extintas. La desaparición de estas especies, así como la extinción histórica del Ostrero Unicolor (*Haematopus meadewaldoi*), se relaciona con las actividades humanas y las especies exóticas invasoras (Illera *et al.* 2012; Rando *et al.* 2010, 2011, 2012; Rando 2003). Relacionado con este listado de extinciones, se encuentran un alto número de especies actuales que muestran un precario estado de conservación a causa de las actividades humanas y las especies exóticas invasoras. Entre ellas podemos citar a las 3 especies de lagartos gigantes de las islas de El Hierro, La Gomera y Tenerife (*Gallotia simonyi*, *G. bravoana* y *G. intermedia*) incluidas en la categoría de *en peligro de extinción* en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, *para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas*. Estos lagartos sobreviven en enclaves altamente inaccesibles donde la influencia de las especies exóticas invasoras, como los gatos o las ratas, es baja (Mateo & Afonso, 2009; Rodríguez *et al.* 2007; Rando 2002).

Actualmente en Canarias se han registrado más de 1500 especies consideradas introducidas o probablemente introducidas, de ellas unas 800 son animales (vertebrados e invertebrados). Estas especies afectan negativamente al 73% de las especies nativas protegidas prioritarias de gestión, alterando también sus hábitats (Ojeda & Rodríguez 20013). Aunque limitadas, en Canarias se han desarrollado algunas acciones para el control y erradicación de algunas especies exóticas invasoras tales como conejos en determinados islotes, gatos asilvestrados que amenazan poblaciones de lagartos gigantes en La Gomera, El Hierro y Tenerife, aves exóticas establecidas en medios urbanos o rurales, acciones para el control del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*) y el picudo de las palmeras (*Diocalandra frumenti*), etc. (Ojeda & Rodríguez 20013). A los esfuerzos económicos efectuados sobre estas especies, puntuales en la mayoría de los casos, hay que sumar los costes económicos que efectúan periódicamente algunas instituciones (por ejemplo los Cabildos Insulares) para el control de otras exóticas

invasoras, como son las campañas de desratización. En ocasiones algunos cabildos adquieren grandes cantidades de productos rodenticidas con inversiones económicas importantes. Por ejemplo, el Cabildo de Tenerife tan sólo en el año 2009 adquirió 119.000 kg de producto rodenticida con un valor de unos 160.000 euros (J.P.B. Cabildo de Tenerife, comunicación personal). A estos gastos hay que sumar los que se efectúan sobre las especies exóticas invasoras de reciente localización en el archipiélago como es el caso de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) en Gran Canaria. Los trabajos que actualmente se realizan con esta especie cuentan con el apoyo financiero del programa LIFE+ (LIFE+ Lampropeltis NAT/ES/00565) que comenzó en septiembre de 2011 con un presupuesto de 1.025.863 Euros y una duración de 4 años (Cabrera-Pérez *et al.* 2012).

1.3 El Proceso de invasión

El proceso de invasión comprende tres etapas consecutivas: (i) **transporte** a un área nueva y posterior **liberación**. Tanto el transporte como la liberación pueden ser acontecimientos accidentales o intencionados. El transporte puede tener lugar a través de diferentes vías, son las denominadas vías o “vectores de introducción”; (ii) **establecimiento** en una nueva área; (iii) **expansión** en un nuevo territorio a partir de su punto o puntos de introducción (Kraus 2009; Jeschke & Strayer 2005; Lockwood, *et al.* 2005) (Figura 3). Para entender los procesos de invasión, prevenir y tratar de poner freno al creciente problema de las EEI, es necesario entender los factores –biológicos, comerciales, sociales, etc.- que afectan y regulan cada una de estas etapas.



1.3.1 Vías o vectores de introducción

Las vías o vectores de introducción son los medios o mecanismos –accidentales o intencionados- por los cuales las especies son transportadas a nuevas áreas geográficas (Kraus 2009; Hulme *et al.* 2008; Kriesch 2007). Dependiendo de los autores consultados, existen diversas clasificaciones de estas vías. Hulme *et al.* (2008) proponen 6 categorías, basadas en el grado de intervención humana en el proceso: **liberación, escape, contaminantes, polizones, corredores artificiales** y “**sin ayuda**”.

(1) **Liberación:** en esta categoría entrarían las liberaciones intencionadas de EEI, como es el caso de muchas especies cinegéticas, las usadas para efectuar controles biológicos, etc., así como las introducciones que son producto de los escapes accidentales desde jardines, granjas, zoológicos, etc.

(2) **Escape:** Engloba a una variedad de circunstancias que difieren en el grado de intencionalidad humana y eventos imprevistos, como por ejemplo inundaciones que transportan plantas o peces exóticos de un estanque a un río, o una tormenta que produce desperfectos en las instalaciones de un zoológico como consecuencia de los cuales algunos animales son liberados.

(3) **Contaminantes:** un ejemplo claro de esta categoría son las semillas de malas hierbas transportadas en cargamentos internacionales de semillas o granos para la agricultura y ganadería, y que son introducidos en el territorio por las actividades agrícolas o ganaderas. En esta categoría se incluye la introducción de patógenos y parásitos asociados a las especies transportadas. Muchas especies comensales se introducen mediante esta vía (por ejemplo, crustáceos comensales de moluscos que se cultivan). Se trata de una introducción no intencional.

(4) **Polizones:** la llegada y entrada de una EEI puede tener lugar a través de ciertos medios de transporte (barcos, aviones, camiones, coches, etc.), y no estar asociadas a ninguna mercancía o producto determinado.

(5) **Corredores artificiales:** esta vía hace referencia a la introducción de EEI en nuevas áreas siguiendo la construcción de infraestructuras para transporte. Pueden conectar regiones biogeográficas muy diferentes produciendo grandes impactos. Estos corredores artificiales incluyen túneles, puentes y canales entre masas de agua dulce u océanos.

(6) **“Sin ayuda”**: en este caso las EEI llegan a una nueva región geográfica, desde una zona próxima donde había sido introducida previamente por alguna de las cinco vías anteriores, sin intervención humana.

En el caso concreto de anfibios y reptiles Kraus (2009) propone otra clasificación, basada en la información obtenida a partir de los datos de 5745 introducciones, y adaptada a la casuística que presentan estos grupos zoológicos. En este caso se proponen otras 6 categorías que no coinciden con las anteriormente expuestas: **biocontrol**, **mercancías**, **alimentos**, **“intencional”**, **transporte de organismos vivos** (o “nursery trade”), y **comercio de mascotas**.

(1) **Biocontrol**: se refiere a los casos en los que las EEI son transportadas y liberadas a propósito para controlar alguna plaga previamente establecida.

(2) **Mercancías**: relacionado con el transporte accidental de EEI durante el movimiento de mercancías en aviones, barcos, camiones, etc.

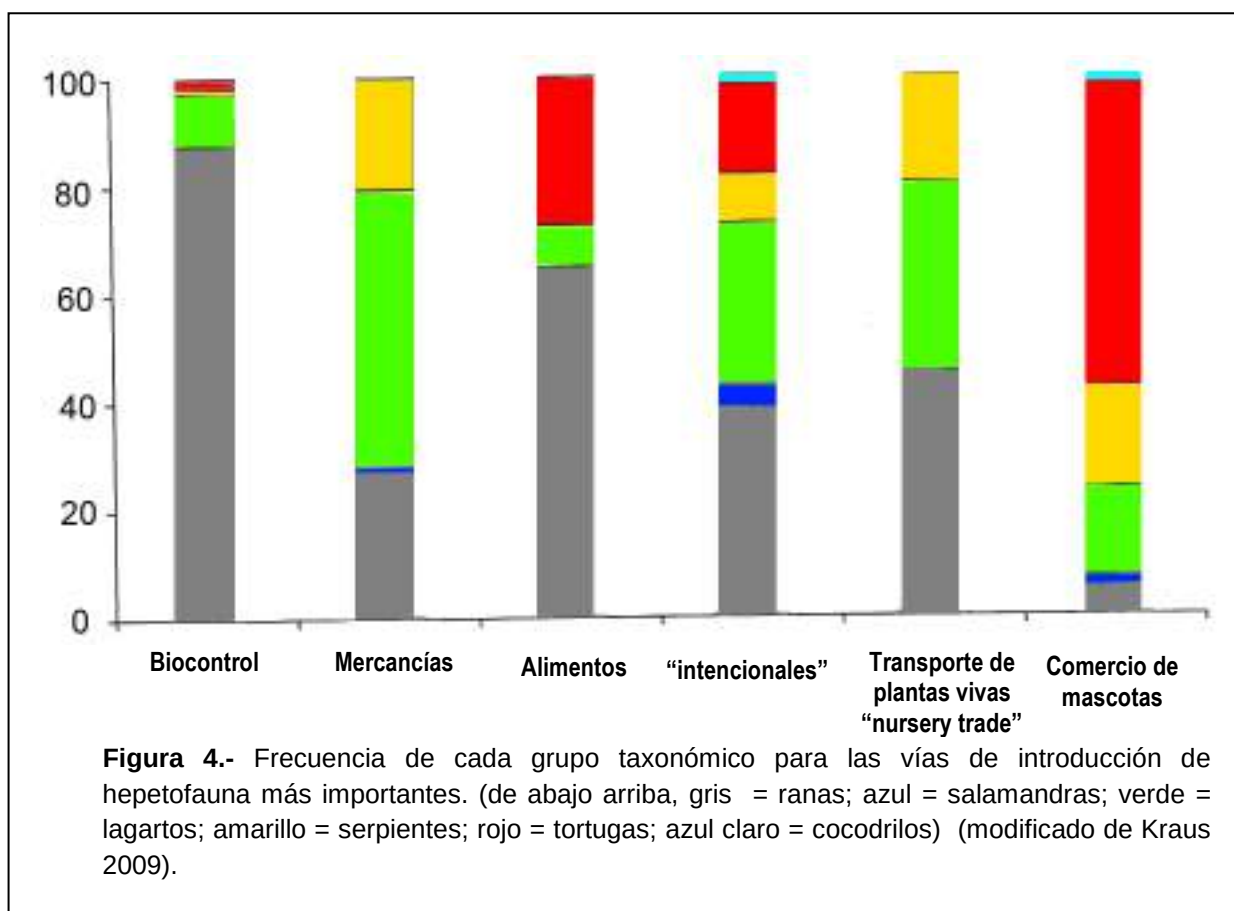
(3) **Alimentos**: hace referencia a las introducciones deliberadas con el objetivo de establecer una nueva fuente de alimento en una nueva región.

(4) **“intencional”**: se refiere a las introducciones deliberadas pero que carecen de una motivación concreta, al contrario que el resto de introducciones deliberadas.

(5) **Transporte de plantas vivas** (“nursery trade”): esta categoría hace referencia al comercio de plantas vivas para jardinería o agricultura, y a las especies que pueden transportarse de forma no intencional con ellas (tanto en el sustrato con el que viajan como en la propia planta).

(6) **Comercio de mascotas**: en esta categoría se incluyen tanto liberaciones intencionales como escapes no intencionales de mascotas, ya sea por parte de particulares, o comerciantes.

La Figura 4 muestra los grupos taxonómicos introducidos por alguna de las vías mencionadas anteriormente. En el gráfico se aprecia que cada una de las seis vías posee una combinación diferente de grupos taxonómicos. Así se aprecia que las vías biocontrol y alimentos están dominadas por las ranas, mientras que los lagartos son introducidos principalmente a través de las vías mercancías, “intencionales”, y transporte de plantas vivas.



1.3.2 Establecimiento

El establecimiento o naturalización, es decir, los medios por los cuales una especie establece una población viable en una nueva región a la que previamente había sido transportada, depende de un amplio grupo de factores y circunstancias. Si se pudieran predecir, mediante modelos, las naturalizaciones que tendrían éxito en una región determinada, estos constituirían una potente herramienta para limitar o prohibir la tenencia de estas especies (Kraus 2009). Este es uno de los puntos principales – probabilidad de establecimiento- que tratan de predecir los modelos de evaluación de riesgos (Bomford 1999; Shine *et al.* 2000; Hulme *et al.* 2009).

Si bien no se conocen en detalle todos los parámetros, variables y circunstancias que intervienen en el proceso de naturalización, sí que existen aspectos de especial importancia generales a la mayoría de los casos (Kraus 2009). Quizás el factor más importante determinante del éxito del establecimiento, es la **similitud climática** entre el área de distribución natural –y de las regiones donde ha sido introducida con éxito- de la especie exótica y la nueva región a donde llega (Duncan *et al.* 2001; Forsyth *et al.* 2004;

Bonford *et al.* 2005, 2009; Hayes & Barry 2008). Además para que el establecimiento tenga lugar, las especies invasoras deben contar con **recursos suficientes** para completar su ciclo de vida, como por ejemplo disponer de alimento y espacio, tanto para sobrevivir, como para que la población crezca. El asentamiento se verá favorecido por la **ausencia (o escasez) de depredadores, parásitos, y enfermedades** presentes en su rango natural de distribución (Kraus 2009).

De la misma forma, determinadas invasiones pueden servir para que otras especies invasoras se establezcan en nuevos territorios. Este fenómeno se conoce como “invasional meltdown” o **invasiones encadenadas**. En este caso, el establecimiento previo de una primera especie puede facilitar sinérgicamente una segunda invasión (Simberloff & Von Holle 1999; Simberloff 2006). Un ejemplo de este proceso lo constituye la culebrilla ciega de las macetas *Ramphotyphlops braminus*, especie que no se habría establecido en Hawaii si su fuente de alimento principal –también especies exóticas- no hubiesen sido introducidas con anterioridad (Kraus 2009). Esta especie ha sido introducida recientemente en varias islas del archipiélago canario (López-Jurado *et al.* 2006; Urioste 2008)

Un concepto clave tanto en el éxito del establecimiento como en la siguiente etapa de expansión, es la denominada “presión de propágulos” o **esfuerzo de introducción** (Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009a). El esfuerzo de introducción se puede definir como la frecuencia con la que una especie es liberada en un área, combinando este dato con el número de individuos liberados en cada evento de introducción (Simberloff *et al.* 2013). Las especies que son liberadas con más frecuencia, en más lugares y en un mayor número tienen más éxito en las introducciones (Forsyth & Duncan 2001; Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009a; Kraus 2009 y referencias allí mencionadas). Las liberaciones de un alto número de ejemplares de una especie reducen las posibilidades de extinción por procesos estocásticos, por otro lado la liberación en diferentes lugares incrementa las posibilidades de que la especie sobreviva, en alguna localidad, debido a que ha sido introducida en un hábitat propicio. En el mismo sentido, un mayor número de eventos de introducción, proporciona una mayor diversidad genética -y probablemente fenotípica- a la especie introducida otorgándole por tanto mayores probabilidades de supervivencia (Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009a; Kraus 2009). Sin embargo, existen casos donde el esfuerzo de

introducción ha sido mínimo y tanto el establecimiento como la expansión han sido exitosos (consultar Simberloff 2009a y referencias allí mencionadas).

Otro de los parámetros más usado para tratar de predecir el éxito en el establecimiento y expansión es conocer si una especie ya se ha establecido como EEI en otros lugares. Esta característica se incorpora en la práctica totalidad de modelos de evaluación de riesgo con una gran importancia relativa (Bomford 2003, 2008; Bomford *et al.* 2005, 2009; Koike *et al.* 2006; Baptiste *et al.* 2010; Massam *et al.* 2010).

1.3.3 Expansión

Las poblaciones de especies exóticas, una vez naturalizadas, pueden comportarse de formas muy diferentes. Pueden permanecer con una baja densidad en una única localidad o expandirse rápidamente adquiriendo un amplio rango geográfico y unas densidades muy grandes (Kraus 2009). Zenni & Nuñez (2013) comparando casos de especies que poseen poblaciones invasoras y no invasoras identifican 5 mecanismos asociados con los fracasos en las invasiones: bajo esfuerzo de introducción (presión de propágulos), resistencia abiótica, resistencia biótica, limitado o inapropiado conjunto genético y ausencia de mutualismo. Si la especie exótica una vez establecida no muestra un comportamiento invasivo desde el primer momento, es posible que en un futuro próximo las condiciones ambientales puedan cambiar, que puedan llegar nuevos genotipos capaces de disparar el comportamiento invasor, o que la propia población evolucione y sea capaz de invadir un área geográfica mayor (Zenni & Nuñez 2013). Por estos motivos es muy fácil malinterpretar la amenaza que supone la introducción de una especie exótica en sus estados tempranos de establecimiento. Una especie reconocida como invasora actualmente puede mostrarse como no invasiva en los primeros momentos de su establecimiento (Kraus 2009).

Otro concepto directamente relacionado con los primeros estados de la invasiones es el denominado “*lag time*” o **periodo de latencia**. En este periodo la población de la especie exótica invasora permanece con pocos individuos, con una distribución muy localizada, y con efectos prácticamente inapreciables por un periodo que puede durar décadas. Después de este periodo puede experimentar un crecimiento exponencial tanto en número de individuos como en su rango de distribución con múltiples impactos (Simberloff 2009a; Crooks 2005). Si bien, este fenómeno no se conoce en profundidad, se han aportado algunas explicaciones sobre él: (i) El Efecto

Allee (ver una revisión en Courchamp *et al.* 1999) podría explicar este fenómeno, es decir, determinados comportamientos de la especie invasora fallarían o no tendrían lugar cuando esta está en unos umbrales de densidad muy bajos, lo cual podría conducir a la ausencia de reclutamiento y a su extinción local (Courchamp *et al.* 1999; Simberloff 2009a); (ii) Un ligero cambio en el ambiente puede explicar en ocasiones la repentina expansión de una especie, que encuentra tras este cambio un área muchísima más apropiada para su expansión (Simberloff 2009a); (iii) El periodo de latencia también puede ser explicado por el fenómeno de invasiones encadenadas, es decir, la presencia de dos especies invasoras que se favorecen mutuamente y se expanden, de tal forma que la presencia de ambas es un prerequisite para la invasión (Simberloff & Von Holle 1999; Simberloff 2006, 2009a); (iv) la aparición de nuevas mutaciones en las poblaciones de exóticas establecidas, también podría explicar el periodo de latencia que sería un espacio de tiempo previo a la aparición de estas nuevas mutaciones; (v) el aumento de la variabilidad genética producida por un esfuerzo de introducción constante, con especímenes de orígenes diferentes, podría producir nuevos genotipos mejor adaptados al medio que los iniciales, aumentando las probabilidades de expansión (Simberloff 2009a).

1.4 Combatiendo a las exóticas

Las acciones de lucha contra las exóticas tendrán necesariamente que ir dirigidas a reducir tanto la frecuencia con la que continúan llegando, como a mitigar los impactos y expansión de las ya establecidas (IUCN 2000; Shine *et al.* 2000; Wittenberg & Cock 2001; Simberloff *et al.* 2013).

Dado que la naturaleza irreversible de muchas introducciones las hacen menos propensas a su corrección que muchos otros problemas ambientales (Kraus 2009), se hace imprescindible la prevención como respuesta prioritaria ante el problema de las invasiones biológicas (IUCN 2000; Shine *et al.* 2000; Wittenberg & Cock 2001; Simberloff *et al.* 2013). La detección temprana, la respuesta rápida y el intento de erradicación deberían de aplicarse si la prevención falla. El manejo a largo plazo debería ser la última opción (Simberloff *et al.* 2013; Kraus 2009).

En este sentido, las incertidumbres que surgen a la hora de predecir las invasiones biológicas y sus repercusiones futuras (ecológicas, económicas, sanitarias, etc.) en muchos casos hacen imprescindible adoptar el **principio de precaución** ante la

detección de cualquier introducción, es decir, tratar de erradicar las nuevas exóticas en el momento en el que son detectadas sin necesidad de esperar a que sus efectos adversos sean demostrados (Simberloff *et al.* 2013; Hulme *et al.* 2009; Kraus 2009; IUCN 2000; Shine *et al.* 2000). La postura menos aconsejable -y más perjudicial a largo plazo-, es la inacción en cada una de las etapas de las invasiones biológicas (Simberloff *et al.* 2013; Kraus 2009; IUCN 2000; Shine *et al.* 2000).

Por tanto, las acciones de lucha contra las exóticas deberían de implementarse sistemáticamente, tanto en la prevención así como en todas las etapas involucradas en las invasiones biológicas: transporte y liberación, establecimiento y expansión (Fig 5).

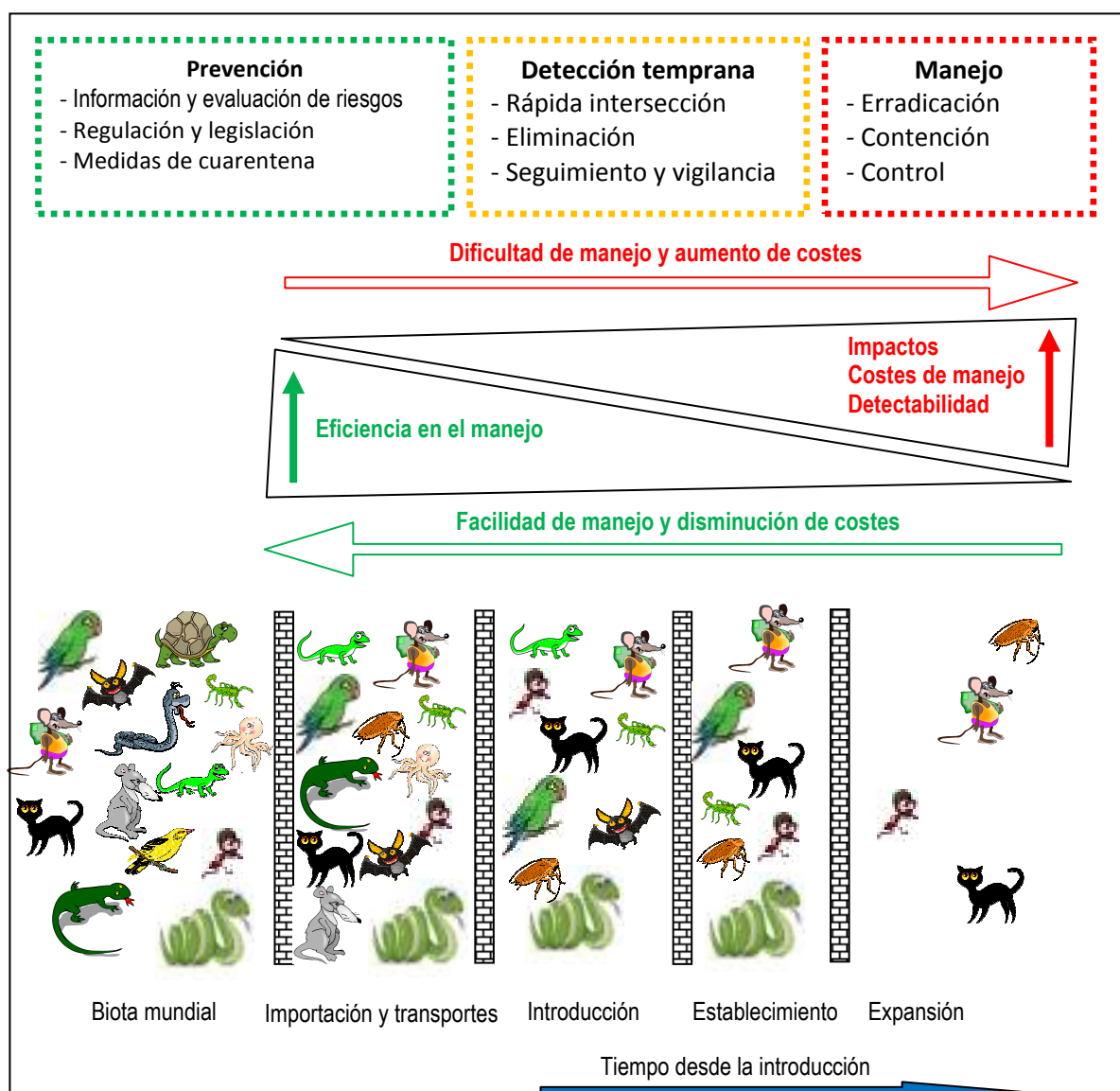


Figura 5.- Representación esquemática de las etapas en las invasiones biológicas y las barreras a atravesar entre cada una de ellas, así como las estrategias de gestión en la lucha contra las exóticas invasoras. La eficacia y viabilidad de una gestión efectiva aumenta en los primeros momentos de la introducción. La dificultad de manejo y los costes económico son mayores en las especies que ya se han expandido. Modificado de Simberloff *et al.* (2013) y (Kraus 2009).

Por cuestiones obvias, es mucho más barato, efectivo, y eficiente desde todos los puntos de vista, la erradicación – o control- de las especies exóticas en las etapas tempranas del proceso de invasión (Hulme *et al.* 2009; Kraus 2009; Simberloff *et al.* 2013) (Figura 5).

La prevención debe abarcar diferentes ámbitos y actuaciones como la evaluación de riesgos, cuarentenas, legislación, etc. En el caso de las introducciones no intencionadas, las inspecciones y/o cuarentenas de mercancías, materiales y contenedores, son necesarias para mantener a las exóticas fuera de las fronteras. Para el caso de los organismos introducidos intencionadamente (mascotas, especies usadas en programas de control biológico, especies explotadas para producir alimentos, especies cinegéticas, etc.) es necesario el desarrollo de modelos de evaluación de riesgos para conocer la probabilidad que tienen de convertirse en exóticas invasoras (Simberloff *et al.* 2013; Kraus 2009).

Para las especies que acaben entrando, es imprescindible una actuación rápida en el momento en que son detectadas por primera vez ya que, esta respuesta rápida es decisiva para prevenir las nuevas invasiones y sus consecuencias. Las respuestas rápidas hacen viables las erradicaciones con bajos presupuestos (Kaiser & Burnett 2010; Hulme *et al.* 2009; Kraus 2009). Otro fuerte argumento a favor de la rápida respuesta y erradicación es que las invasoras que llevan tiempo establecidas pueden causar “sorpresas” cuando son erradicadas, ya que durante el tiempo que han estado establecidas pueden haber creado diferentes tipos de relaciones con las especies nativas u otras invasoras, de tal modo que la erradicación puede tener efectos inesperados (Simberloff *et al.* 2013; Caut 2009; Courchamp *et al.* 2003; Zavaleta *et al.*, 2001). Estos efectos inesperados no aparecen cuando las erradicaciones se realizan rápidamente tras la detección de las exóticas.

Cuando no ha habido intentos de erradicación, o cuando estos han fallado, la única opción restante suele ser el control y/o el manejo a largo plazo. Para las especies que han estado establecidas durante largo tiempo, la erradicación sólo suele ser viable en ámbitos geográficos de pequeña entidad, como por ejemplo islotes de pequeño tamaño (Nicholls 2013; Simberloff 2009b; Howald *et al.* 2007; Nogales *et al.* 2004).

1.4.1 Las exóticas invasoras en la legislación

La LEY 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad aborda en el Capítulo Tercero de su Título III la prevención y control de las especies exóticas invasoras. En su Artículo 61 establece la creación del *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*, que incluirá todas aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. Este Artículo en su punto 3 también indica que la inclusión en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras conlleva la prohibición genérica de su posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior. El punto 5 de este artículo indica explícitamente que se debe prestar especial atención a la vulnerabilidad de los ecosistemas insulares ante la amenaza de las invasiones biológicas “El Ministerio de Medio Ambiente y las Comunidades autónomas, en el marco de la Comisión Estatal del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, elaborarán Estrategias que contengan las directrices de gestión, control y posible erradicación de las especies del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, otorgando prioridad a aquellas especies que supongan un mayor riesgo para la conservación de las fauna, flora o hábitats autóctonos amenazados, **con particular atención a la biodiversidad insular.**”

El Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, establece en su Artículo 1, entre otros objetivos, las medidas necesarias para prevenir la introducción de especies exóticas invasoras y para su control y posible erradicación. Este RD indica la necesidad de acometer análisis de riesgo en su Artículo 5 Procedimientos de inclusión o exclusión de especies.

Este RD menciona también los análisis de riesgo en su CAPÍTULO III Medidas de prevención y de lucha contra las especies exóticas invasoras, concretamente en el punto segundo de su Artículo 8. Medidas de seguimiento general y prevención menciona, “Sólo se autorizará la liberación por vez primera de una especie alóctona no incluida en el catálogo, en el caso de contar con un **análisis de riesgos** favorable y una autorización previa administrativa de la autoridad competente en medio ambiente”.

Los análisis de riesgo se vuelven a mencionar en el Artículo 16. “Contenido de las estrategias de gestión, control y posible erradicación”. Las estrategias tendrán, al menos, el siguiente contenido:

- a. Definición de la especie o especies objetivo y diagnóstico de su problemática.
- b. **Análisis de riesgos.**
- c. Análisis de vías de entrada.
- d. Medidas de actuación y definición de la estrategia a seguir: gestión, control y posible erradicación.
- e. Distribución y abundancia.
- f. Actuaciones de coordinación entre las diferentes administraciones públicas.
- g. Actuaciones de seguimiento de la eficacia de aplicación de la estrategia.
- h. Actuaciones de sensibilización y educación ambiental sobre la problemática de especies exóticas invasoras.
- i. Análisis económico de los costes de la aplicación de la estrategia sobre terceros o instalaciones afectadas de forma involuntaria por la presencia de especies exóticas invasoras.

2. LOS ANÁLISIS DE RIESGOS

2.1 Los análisis de riesgos: una herramienta de lucha contra las exóticas

De acuerdo con el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, los análisis de riesgos se refieren “*a la evaluación científico-técnica de la probabilidad y de las consecuencias (del riesgo) de la introducción y establecimiento de una especie exótica en el medio natural y de las medidas que pueden aplicarse para reducir o controlar esos riesgos*”. Estos análisis o evaluaciones deberían servir como guía para que las administraciones adoptaran las medidas necesarias para tratar de evitar que las especies potencialmente más dañinas se establezcan en un país o área determinada. Estas medidas basadas en la evaluación objetiva de riesgos producen claros beneficios en diversos ámbitos, entre los que se encuentran tanto los económicos como los ecológicos (Keller *et al.* 2007; Schmidt *et al.*, 2012; Simberloff *et al.* 2013; Keller & Springborn 2013; Kumschick & Richardson 2013). De hecho, los países que aplican programas de bioseguridad basados en análisis de riesgos, como Nueva Zelanda o Australia, han logrado reducir significativamente el número de invasiones biológicas en sus territorios (Simberloff *et al.* 2013).

El conocimiento científico sobre las invasiones biológicas es aún insuficiente para hacer predicciones totalmente precisas sobre la capacidad invasiva de todas las especies exóticas, por lo que es imprescindible continuar con su desarrollo para tratar de mejorar sus resultados (Kumschick & Richardson 2013). Sin embargo, las predicciones sobre el riesgo de invasión por especies exóticas basadas en modelos de evaluación de riesgo de rápida y sencilla aplicación, que aunque no totalmente precisos son informativos, y que incluyen factores como la similitud climática, el historial como invasor de las especies o sus parientes cercanos, permiten realizar predicciones que pueden ser usadas para orientar las políticas de gestión y ayudar a la toma de decisiones sobre la importación, tenencia y gestión de las especies exóticas (Duncan *et al.* 2001; Forsyth *et al.* 2004; Bonford *et al.* 2005, 2009; Bomford 2008; Hayes & Barry 2008; Kraus 2009; Kumschick & Richardson 2013).

El objetivo final de las evaluaciones es estimar la probabilidad de que una especie exótica se establezca en un nuevo territorio, así como estimar su potencial para causar daños. En este sentido, las evaluaciones de riesgo tampoco pueden establecer un

“nivel aceptable de riesgo”. ¿Qué riesgo o cantidad de riesgo es aceptable? dependerá de los organismos o instituciones que gestionen estas especies (Bomford 2008).

De la misma forma, es necesario destacar que las especies exóticas sobre las que no se dispone de suficiente información pueden suponer un riesgo en el marco de la gestión y manejo, sobre todo si la falta de “daños demostrados” se usa como base para permitir la entrada de estas especies (Bomford 2008).

En este sentido, y concretamente en el caso de las islas, no podemos olvidar que se trata de territorios con un alto número de especies endémicas muy vulnerables, tanto a competidores como a depredadores. Por estos motivos, los ecosistemas insulares se encuentran tanto entre los más afectados por las EEI, como entre los más amenazados (Donlan & Wilcox 2008). Teniendo en cuenta fenómenos como el periodo de latencia o que los modelos de evaluación de riesgos podrían ser poco precisos en el cálculo de la probabilidad de establecimiento, en el caso de las islas es necesario considerar a todas las exóticas –desde el punto de vista de la gestión- como potencialmente invasoras (Shine *et al.* 2000), sobre todo si han sido detectadas en el medio ambiente desde hace muy poco tiempo.

Por otro lado, también es necesario tener en cuenta el riesgo que supone –para la salud humana- ciertos animales (agresivos, peligrosos o venenosos) tanto cuando se mantienen en cautividad así como en el caso de que se produzcan escapes accidentales.

2.2 Imprecisiones y factores que pueden condicionar los análisis de riesgos

La precisión y consistencia de los análisis de riesgo puede depender en último término de alguno de los siguientes factores o una combinación de los mismos:

- ✓ Metodología empleada
- ✓ La persona o equipo que realiza la evaluación
- ✓ La falta de información sobre las especies evaluadas y sus impactos

Uno de los objetivos de los análisis debería ser reducir la imprecisión y falta de consistencia de las evaluaciones. Un análisis sistemático del historial como invasoras de las especies tratadas, así como el acceso a la información científica sobre las especies evaluadas son piezas claves para tratar de lograr análisis precisos. Por otro lado, la persona o personas que desarrollen la evaluación de riesgos, además de contar con la

formación adecuada, no deben tener conflictos de intereses en relación a las especies evaluadas, es decir, no deben poseer intereses en la obtención de un determinado resultado en el análisis. Para cada especie evaluada se deberá desarrollar una búsqueda de información (bibliografía, bases de datos, aplicaciones informáticas, etc.), así como una consulta a expertos que trabajen los diferentes grupos si fuese preciso. Esta es la única vía para suplir la falta de información existente para algunas especies. La información obtenida puede ser científicamente válida, anecdótica o incluso empírica, y toda ella deberá pasar por el filtro del evaluador, lo que inevitablemente incorporará un componente subjetivo al análisis, que en último término dependerá del evaluador (Bomford 2008).

Se hace imprescindible distinguir claramente lo que es el proceso de evaluación de riesgos de la gestión, manejo y ordenación legal de las especies exóticas. Por ello, es necesario que los análisis se acometan desde una perspectiva totalmente objetiva e independiente, libres de presiones o intereses que puedan afectar a los resultados de las especies evaluadas (Bomford 2008).

2.3 Modelos de evaluación de riesgos desarrollados en este informe

Los modelos que presentamos en este informe deben considerarse como una primera aproximación al riesgo que supone, o supondría, la presencia de las especies evaluadas en Canarias. Deben entenderse como una herramienta dinámica que deberá irse refinando a medida que aumente el conocimiento de las variables y especies evaluadas (datos de nuevas introducciones, rangos de distribución más precisos, mayor cantidad de datos climatológicos, etc.), o hasta que se desarrollen nuevos modelos.

Siguiendo las directrices de la mayoría de los modelos consultados sobre la evaluación de riesgos para vertebrados terrestres (Bomford 2003, 2006, 2008; Bomford *et al.* 2005, 2009; Koike *et al.* 2006; Baptiste *et al.* 2010; Massam *et al.* 2010) la metodología empleada considera variables, datos y aspectos procedentes de diversas fuentes y regiones geográficas. A cada variable o aspecto considerado, en la evaluación de cada especie, se le asignará un valor numérico. El conjunto de variables y aspectos considerados ofrecerá una puntuación final objetiva para cada especie considerada. Posteriormente se establecerán unos umbrales, para las puntuaciones obtenidas, que permitirán clasificar a las especies en categorías de riesgo.

Inspirados en la metodología de Bomford 2003, 2006, 2008; Bomford *et al.* 2005, 2009; y Massam *et al.* 2010, los modelos que se desarrollarán tratarán de calcular las probabilidades de que una especie de vertebrado exótica:

- ✓ Suponga un riesgo para la salud pública tanto si está en cautividad, así como en el caso de que se produzcan escapes accidentales (***riesgo para la salud pública***).
- ✓ Se establezca en el medio natural de Canarias (***riesgo de establecimiento***).
- ✓ Se convierta en una plaga (***riesgo de plaga***).

Aunque no se encuentra recogido en el pliego de condiciones técnicas de este trabajo, desarrollaremos también los modelos correspondientes para peces de agua dulce ya que, si bien no existen grandes cursos permanentes de agua en el archipiélago, sí es posible que estos se asienten en embalses artificiales –los cuales pueden contener fauna y flora autóctona-, en ambientes naturales con agua dulce durante todo el año o incluso en medios anquihalinos, aunque es previsible que por la escasa entidad de estos ambientes en las islas su impacto sea menor que el de los vertebrados terrestres.

Debido a que los modelos de evaluación de riesgos podrían ser poco precisos en el cálculo de la probabilidad de establecimiento, tal y como indican diversos autores (Bomford 2003, 2006, 2008; Bomford *et al.* 2005, 2009; y Massam *et al.* 2010) desarrollaremos varios modelos para cada grupo de vertebrados. El disponer de dos o más evaluaciones para cada especie nos permitirá elegir el resultado más conservativo, reduciendo así los errores derivados de calificar a una especie “con una baja probabilidad de establecimiento”, siendo realmente la capacidad de establecimiento para esa especie en Canarias alta. Es decir, si es posible realizar dos evaluaciones para una especie de reptil, siendo las probabilidades de establecimiento obtenidas “MODERADA” y “ALTA” respectivamente, se deberá calificar a esta especie con una probabilidad de establecimiento “ALTA”.

Una vez obtenidos los resultados de los diferentes modelos para cada especie, será necesario combinarlos para obtener una “categoría de riesgo” única para cada taxón evaluado que facilite la toma de decisiones para su gestión.

3. MODELOS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD PÚBLICA DE EJEMPLARES CAUTIVOS O ESCAPADOS

Presentamos aquí los modelos desarrollados por Bomford (2003, 2006, 2008) y Bomford *et al.* (2005). Se proponen sin modificaciones ya que, hacen referencia al riesgo para la salud pública de ejemplares que se mantienen en cautividad o al riesgo en el caso de que se produzca algún escape accidental. En ningún caso los modelos que se presentan en esta sección tienen relación con poblaciones establecidas en la naturaleza.

Se abordan por separado el riesgo derivado de animales que se encuentran en cautividad y el de ejemplares escapados.

3.1 Riesgo para la salud pública en caso de ejemplares escapados (RSP1)

En este apartado se evalúa el riesgo para las personas en el caso de que se produzca el escape o liberación de algún ejemplar (no los de poblaciones ya establecidas).

La talla de los animales, el comportamiento agresivo, la posesión de grandes garras o dientes, la liberación de toxinas, púas o espinas, etc. deben de considerarse ya que estos atributos podrían causar daños a la gente en caso de liberación. Además, su historial de ataques o comportamientos agresivos deberán tomarse en cuenta. Las especies evaluadas deberán de clasificarse en alguna de las siguientes categorías:

- ✓ Animales que pueden atacar sin ser provocados y/o causar graves heridas que requieren la hospitalización o la muerte. (valoración = **2**)
- ✓ Animales que sin ser provocados pueden causar heridas moderadas (que requieren atención médica), pero que es muy poco probable que causen heridas que requieran hospitalización si no son provocados, o animales que es muy poco probable que realicen un ataque no provocado pero que pueden causar lesiones que requieran hospitalización (o la muerte en casos extremos) si son acorralados o manipulados. (valoración = **1**).
- ✓ El resto de animales que presentan un menor riesgo de daño a las personas (no realizan ataques no provocados causando lesiones que requieran atención médica, o que acorralados o manipulados es poco probable que produzcan lesiones que requieran hospitalización). (valoración = **0**).

3.2 Riesgo para la salud pública de ejemplares cautivos (RSP2)

En este apartado se evalúa el riesgo para la salud pública del uso irresponsable de los productos obtenidos a partir de ejemplares cautivos (por ejemplo toxinas). Se excluye el riesgo del personal que se encarga del cuidado de estos animales.

- ✓ Nulo o muy bajo (altamente improbable o imposible). (valoración = 0)
- ✓ Riesgo moderado (podría producirse pero sin consecuencias serias). (valoración = 1)
- ✓ Riesgo elevado (posible y con consecuencias serias). (valoración = 2)

3.3 Cálculo del riesgo para la salud pública que representan los ejemplares cautivos o escapados

El nivel de riesgo para la salud pública que representan los ejemplares cautivos o escapados, se calcula sumando la puntuación obtenida por cada especie evaluada en los dos apartados anteriores: **RSP = RSP1 + RSP2**

El nivel de riesgo obtenido debe traducirse a rangos de riesgo que faciliten la toma de decisiones sobre las especies evaluadas:

Evaluación obtenida	Riesgo para la salud pública
RSP = 0	NO PELIGROSO
RSP = 1	MODERADAMENTE PELIGROSO
RSP $\geq$ 2	MUY PELIGROSO

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “1 Riesgo para la salud pública” que permite calcular el riesgo para la salud pública de todos los grupos de vertebrados empleando el modelo descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo los cálculos del riesgo para la salud pública para varias especies.

4. MODELOS DE RIESGO PARA MAMÍFEROS Y AVES

4.1 Riesgo de establecimiento para mamíferos y aves

Para poder evaluar este riesgo, es imprescindible conocer que factores condicionan la capacidad para establecerse en cada grupo de vertebrados.

4.1.1 Factores que afectan al establecimiento de aves exóticas

En las aves existe una relación directa positiva entre la similitud climática –entre las zonas de distribución natural y naturalizada y los nuevos territorios donde son introducidas- y la probabilidad de establecimiento (Duncan *et al.*, 2001; Bomford 2008). Por otro lado, la probabilidad de éxito en las introducciones de aves está fuertemente correlacionada con el éxito de las introducciones en otras áreas geográficas (Brooke *et al.* 1995; Duncan *et al.*, 2001; Bomford 2008). Sin duda, existen más factores que afectan al éxito del establecimiento de las aves, como es el caso del esfuerzo de introducción (Cassey *et al.* 2005). De hecho (Bomford 2008) encuentra que el esfuerzo de introducción (número de eventos de liberación), la similitud climática y el éxito de las introducciones en otras regiones geográficas son los factores que afectan significativamente al éxito de introducciones en Nueva Zelanda. Muchos otros factores y variables se han tratado de relacionar con el éxito en las introducciones de aves, pero sólo ha quedado demostrada de una forma amplia, una relación directa con las variables mencionadas anteriormente (Hayes and Barry 2008):

- ✓ Esfuerzo de introducción
- ✓ Similitud climática
- ✓ Éxito de las introducciones en otras regiones.

Además, Forsyth *et al.* (2004) encuentra que las especies establecidas exitosamente no muestran un comportamiento migratorio. Por otro lado, Bomford (2008) indica que 16 especies de aves migratorias que fueron introducidas en Nueva Zelanda, fallaron en su establecimiento, por lo que concluyen que las especies migrantes tienen un menor éxito de establecimiento que las sedentarias.

4.1.2 Factores que afectan al establecimiento de mamíferos exóticos

Un estudio realizado con ungulados introducidos en Nueva Zelanda, aunque con un tamaño muestral reducido, halló una relación positiva entre el éxito en las

introducciones y el esfuerzo de introducción, es decir, las especies que se establecieron contaron con un mayor número de animales liberados (Forsyth & Duncan 2001).

Utilizando datos de diversas regiones geográficas Forsyth *et al.* (2004) y Bomford (2008) encuentran relación entre el éxito en el establecimiento de mamíferos y las siguientes variables:

- ✓ Esfuerzo de introducción
- ✓ Similitud climática
- ✓ Éxito en la introducciones en otras regiones geográficas
- ✓ Distribución geográfica

Hayes & Barry (2008) usando datos de diversos estudios y áreas geográficas encuentran una relación entre el éxito de establecimiento de mamíferos exóticos y la similitud climática, el éxito en la introducciones en otras regiones geográficas y el rango de distribución mundial.

Adicionalmente, Bomford (2008) encontró una relación entre la disponibilidad de hábitats adecuados y el éxito en las introducciones de mamíferos a Nueva Zelanda.

4.2 Modelos de evaluación del riesgo de establecimiento para mamíferos y aves

A continuación, expondremos la metodología aplicable para el cálculo cuantitativo de cada uno de los factores o variables que determinan la probabilidad de establecimiento de mamíferos y aves.

Basándonos en los trabajos previos de Bomford (2008, 2006, 2003) y Massam (2010) desarrollaremos 3 modelos para calcular la probabilidad de establecimiento tanto de mamíferos como de aves. En ambos introduciremos modificaciones para tratar de adaptarlo al archipiélago canario.

Los primeros 2 modelos (Modelo 1 y 2) se basan en los datos sobre las introducciones de estos grupos a Australia (Duncan *et al.* 2001, Bomford 2003, 2006; Forsyth *et al.* 2004). El primero es un modelo de 4 factores que se encuentran fuertemente ligados al éxito en el establecimiento en Australia (Duncan *et al.* 2001; Forsyth *et al.* 2004), el segundo incorpora además otros tres factores que según Bomford (2003; 2006) están ligados con el éxito en el establecimiento. El Modelo 3 se basa en datos de mamíferos y aves introducidos en Nueva Zelanda (Duncan *et al.* 2001, Bomford 2003, 2006; Forsyth *et al.* 2004), con algunas modificaciones.

Los modelos presentados ofrecen como resultado la probabilidad de que una especie se establezca (luego traducida a unos valores de riesgo de establecimiento), y no ofrecen información sobre la capacidad de extenderse después del establecimiento. Los factores que determinan la expansión pueden ser diferentes a los que determinan el establecimiento (Duncan *et al.* 2001, Kolar & Lodge 2001, Forsyth *et al.* 2004), aunque altas similitudes climáticas suelen indicar una alta probabilidad de expansión (Bomford 2008) siempre y cuando existan hábitats (naturales o artificiales) que permitan esta expansión.

Proponemos la aplicación de los tres modelos a las especies evaluadas, y la elección del resultado más conservativo si existiese discrepancia en el resultado obtenido en cada uno de los tres modelos aplicados a la evaluación para cada especie.

4.2.1 Modelo 1 para mamíferos y aves

Este modelo se basa en el cálculo de los siguientes factores y variables.

4.2.1 (A) Similitud climática

En los apartados anteriores hemos comprobado que el grado de similitud climática – entre las zonas de distribución natural y naturalizada y los nuevos territorios donde son introducidas las especies exóticas- constituyen uno de los mejores indicadores para calcular la probabilidad de establecimiento, de cualquier grupo de vertebrados, en un nuevo territorio.

Algunos modelos calculan esta similitud comparando el clima de la región de origen y de destino en base a la clasificación mundial de climas (Zalba *et al.* 2007; Baptiste *et al.* 2010; Kelly *et al.* 2013). Esta metodología permite clasificar –de una forma semi-cuantitativa y poco precisa- las similitudes climáticas únicamente en 4 categorías: **muy alta, alta, moderada o nula**. Dado que la similitud climática, tal y como hemos expuesto, constituye uno de los mejores indicadores para tratar de predecir la probabilidad de establecimiento teniendo por ello un peso elevado en los modelos de evaluación de riesgo, en este informe hemos optado por un cálculo cuantitativo de la similitudes climáticas. Para ello proponemos el uso del programa CLIMATE del Bureau of Rural Sciences (2006). Este software, así como una versión más reciente online del mismo CLIMATCH (Crombie *et al.* 2008; Bureau of Rural Sciences, Australia; disponible en <http://www.brs.gov.au/climatch>) son usados por multitud de investigadores e evaluadores (entre ellos Bomford 2008, 2006, 2003; Bomford *et al.*

2009; Massam 2010) para establecer índices de similitud climática entre dos regiones geográficas situadas en cualquier parte del Planeta. Para ello usa datos de más de 9000 estaciones meteorológicas repartidas por todo el Mundo y recogidas en el archivo “worlddata_all.txt”. Seis de las estaciones meteorológicas incluidas por defecto en los archivos de estos programas se encuentran en Canarias (3 en Gran Canaria y 3 en Tenerife).

Estos programas calculan las similitudes climáticas en base a 16 variables (8 relacionadas con la temperatura y otras 8 con la precipitación) (Tabla 1).

Tabla 1.- Variables usadas por los programas CLIMATCH y CLIMATE para calcular las similitudes climáticas entre regiones geográficas

Parámetros de temperatura (°C)	Parámetros de precipitación
Media anual	Media anual
Mínima del mes más frío	Media del mes más húmedo
Máxima del mes más cálido	Media del mes más seco
Amplitud media	Coeficiente de variación ($DS/\bar{X}$)
Media del trimestre más frío	Media del trimestre más frío
Media del trimestre más cálido	Media del trimestre más cálido
Media del trimestre más húmedo	Media del trimestre más húmedo
Media del trimestre más seco	Media del trimestre más seco

Para el cálculo de las similitudes se puede hacer uso de todas las variables mencionadas anteriormente (Tabla 1), o se pueden seleccionar manualmente sólo algunas de ellas. Por otro lado, se puede hacer uso de diversos algoritmos para realizar un análisis de similitudes entre los que se encuentran: “euclidean” y “closest standard score”. El segundo establece un índice de similitud para cada estación en base a las variables climatológicas que se encuentren más próximas entre los dos grupos de estaciones que estemos comparando, y el primero calcula un índice de similitud para cada estación en la región destino basado en la distancia euclídea mínima en un espacio de 16 dimensiones definido por las variables ambientales entre cada estación meteorológica de Canarias, por ejemplo, y otras situadas en cualquier parte del mundo y que se encuentran dentro del rango de distribución de la especie que estamos evaluando (Crombie *et al.* 2008; Bomford *et al.* 2009).

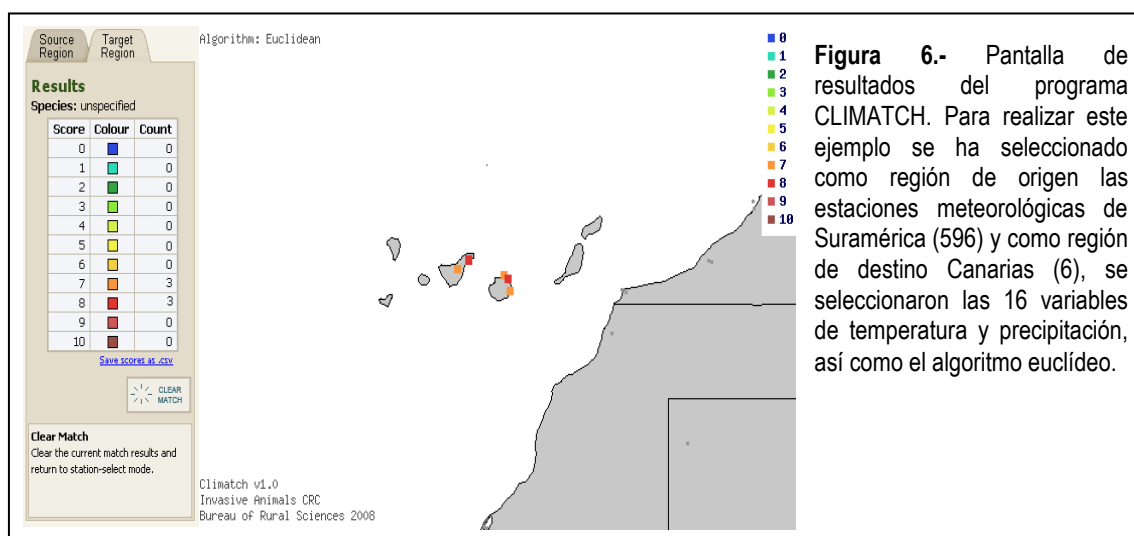
Para la evaluación de riesgos de este informe proponemos el uso de las 16 variables (temperatura y precipitación), así como del algoritmo “euclidean” para el cálculo de las similitudes climáticas de otras regiones geográficas y Canarias, tal y como hacen diversos estudios sobre evaluaciones de riesgos en otras regiones geográficas (Bomford 2008, 2006, 2003; Bomford *et al.* 2009; Massam 2010).

De esta forma, para realizar un análisis con CLIMATCH al acceder al programa:

- ✓ En el icono de herramientas  (match settings) se deben seleccionar las 16 variables, así como marcar “euclidean” como algoritmo. En este apartado podemos indicar el nombre de la especie para la cual estamos realizando el análisis en el apartado “species”.
- ✓ En la pestaña “Source región” en el apartado “Data set” se debe seleccionar “world stations”. Usando cualquier de las herramientas habilitadas para ello, en “select station” se debe seleccionar el rango de distribución natural de la especie para la cual se realiza el análisis así como el rango de distribución en el que se encuentra naturalizada. Una vez seleccionadas, en la parte inferior de la pantalla, se muestra el número de estaciones seleccionadas de la región de origen.
- ✓ En la pestaña “target región” en el apartado “Data set” se debe seleccionar nuevamente “world stations”. Usando cualquier de las herramientas habilitadas para ello en “select station”, se deben seleccionar las islas Canarias. En la parte inferior de la pantalla, se muestra el número de estaciones seleccionadas, en este caso 6.
- ✓ Para realizar el análisis se debe pulsar en el icono “Run match”.

El resultado del análisis se muestra con una paleta de colores en la que aparecen puntuaciones (score) y resultados (count) de similitud climática (Figura 6). Las puntuaciones que se pueden obtener van de 0 a 10, siendo nula la similitud climática en el primer caso y total en el segundo. Al 0 le corresponde el color azul, a 5 el amarillo, a 8 el rojo, para acabar con 10 a quien le corresponde un tono de marrón (Figura 6). Cada estación de la región receptora (de Canarias en nuestro caso) recibirá una puntuación de similitud climática que irá de 0 a 10. En cada fila de la columna “count” aparecerá el número de estaciones de la región receptora asociada a un color y a una puntuación determinada. La suma de la columna “count” deberá ser igual a 6 ya que, es el número de estaciones disponibles en Canarias. De esta forma, multiplicando las

correspondientes puntuaciones de cada celda “count” por su correspondiente “score” y sumando el total podemos obtener un valor para la similitud climática entre la región seleccionada y Canarias. Este resultado podrá variar entre 0, en el caso de que la similitud climática sea nula para todas las estaciones, y 60 en el caso de que las estaciones meteorológicas de Canarias presenten los mismos valores que las estaciones de la región fuente para las variables consideradas. En este último caso la similitud climática será total. Para el ejemplo de la Figura 6, el valor para la similitud climática (SC) se calculará de la siguiente forma: $SC = (7 \times 3) + (8 \times 3) = 45$



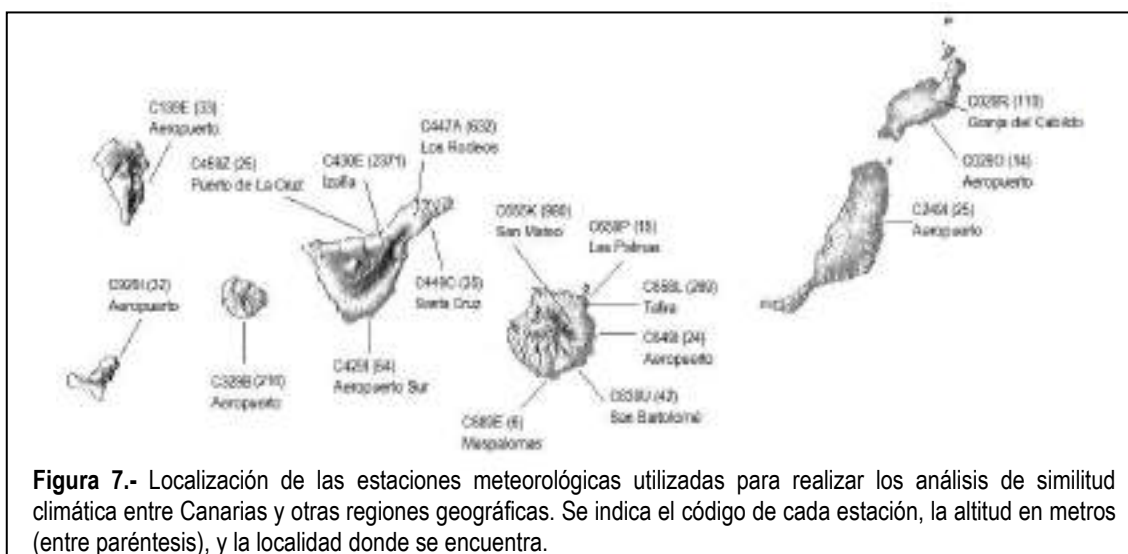
Si realizamos esta comparación (Suramérica vs. Canarias) con CLIMATE seleccionando las 16 variables así como el algoritmo euclídeo, si bien la interfaz y el modo en que se seleccionan los datos en este programa son diferentes, el resultado es idéntico. Para realizar las comparaciones climáticas entre Canarias y cualquier otra región del Planeta recomendamos el uso del programa CLIMATE en lugar de CLIMATCH por dos motivos:

(i) El programa CLIMATCH funciona exclusivamente on-line (<http://www.brs.gov.au/climatch>) por lo que es posible que en determinados momentos y por diferentes causas, no esté disponible, lo que puede impedir la realización de evaluaciones de riesgos en determinados momentos. Como ejemplo podemos mencionar que durante la realización de este informe este programa dejó de funcionar el 11 de septiembre de 2013. Tras contactar, a través de los formularios habilitados, con sus gestores en el Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences) para comunicar esta situación, el

programa estuvo inoperativo durante más de un mes comenzando nuevamente a funcionar el 14 de octubre de 2013. Esto no ocurre con el programa CLIMATE que sí permite su instalación en el ordenador del evaluador junto a todos los archivos de referencia para realizar los análisis.

(ii) Al contrario que a CLIMATCH a CLIMATE sí se le pueden incorporar datos de más estaciones meteorológicas. Esto permite realizar los análisis de similitudes climáticas con más de 6 estaciones meteorológicas para Canarias, lo que da más fiabilidad a los análisis realizados.

Para tratar de afinar los resultados obtenidos en los análisis de similitud climática, hemos obtenido las 16 variables de la Tabla 1 para 17 estaciones meteorológicas en Canarias, a partir del acceso a los datos de estas estaciones facilitado por el personal de la oficina de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) en Santa Cruz de Tenerife, concretamente Emilio Cuevas y Juan José Rodríguez. Estas 17 estaciones abarcan las islas principales del archipiélago, así como diferentes orientaciones y altitudes (Figura 7). La mayoría de las estaciones abarca datos de series temporales superiores a 10 años, correspondiendo la mayoría de ellos al periodo 1981-2012. En el Anexo I se ofrecen los datos meteorológicos de estas 17 estaciones. En la carpeta “Programa Climate” en el soporte digital de este informe se entrega el programa CLIMATE, las instrucciones para su instalación, así como el manual de usuario con las indicaciones necesarias para su utilización todo ello en un archivo “.zip”. En esta misma carpeta “Programa Climate” se entrega el archivo “canarias17.clm” necesario para realizar las comparaciones climáticas entre Canarias y otras regiones geográficas con los datos de las 17 estaciones del archipiélago.



Si repetimos el análisis anterior donde comparamos Suramérica con Canarias, pero esta vez usamos los datos obtenidos de estas 17 estaciones meteorológicas y el programa CLIMATE, el valor de similitud climática obtenido es de 91.

Los valores numéricos obtenidos para la similitud climática deberán categorizarse en índices de similitud climática (ISC). Para ello proponemos los siguientes valores umbrales:

Valor de similitud climática obtenido con el programa CLIMATE	Índice de similitud climática (ISC)
0-60	BAJO (0)
61-85	MODERADO (2)
86-105	ALTO (4)
106-130	MUY ALTO (6)
≥ 131	EXTREMO (8)

Teniendo en cuenta el resultado del ejemplo anterior, donde el valor de la similitud climática es de 91, el índice de similitud climática sería 4, es decir, ALTO. Si como región de origen se usa el área de distribución natural de la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*), el resultado obtenido es 88, por lo que el índice de similitud climática sería 4 (ALTO). Cuando se seleccionan estaciones de una región muy diferente a Canarias desde el punto de vista climatológico, por ejemplo si seleccionamos una región de Asia Central (con más de 150 estaciones), el valor obtenido para la similitud climática es 5, siendo el índice de similitud climática 0 (BAJO).

Para que el cálculo del índice de la similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de Bomford (2008), es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar en un grado (2 unidades) el resultado del cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25. Teniendo en cuenta esta consideración, habría que modificar el resultado del ejemplo anterior correspondiente a la ardilla moruna, es decir, incorporando esta corrección el índice de similitud climática sería $4+2 = 6$, MUY ALTO en lugar de ALTO ya que, el número de estaciones disponibles en la región de origen es tan sólo 19.

4.2.1 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas

En este apartado consideraremos las especies con “éxito en las introducciones” como aquellas que presentan poblaciones libres en el medio sin la intervención o alimentación humana, aunque persistan en lugares altamente alterados por la acción humana. Si una población se ha establecido en la naturaleza, y posteriormente ha sido erradicada del área de introducción, se deberá contabilizar como un “éxito en la reintroducción” para los cálculos de este apartado (Bomford, 2003; 2008).

Para calcular los valores de este apartado, introduciremos una modificación en relación a los modelos de (Bomford, 2003; 2008). Esta investigadora establece los valores de este apartado de la siguiente forma:

- ✓ Sin poblaciones establecidas en otras regiones = 0
- ✓ Especies con poblaciones introducidas exclusivamente en islas de pequeño tamaño ($< 50.000 \text{ km}^2$) = 2
- ✓ Especies con poblaciones introducidas en islas de gran superficie ($> 50.000 \text{ km}^2$) y continentes = 4

Si bien todas las regiones del Planeta han sufrido el impacto de las invasiones biológicas, este problema es especialmente grave en las islas (IUCN 2000). Es necesario tener en cuenta que actualmente las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008), ya que el aislamiento, y los procesos de evolución que llevan asociados, han hecho que las especies insulares sean especialmente vulnerables a los depredadores, competidores, patógenos y parásitos exóticos (Hume & Walters 2012; Steadman 2006; Worthy & Holdaway 2002; Flannery & Schouten 2001; Quammen 1997). Por todo ello, a los efectos de asignar valores en esta parte del análisis, siendo conservativos en este cálculo y teniendo en cuenta que esta es una variable clave en el cálculo de la probabilidad de establecimiento, se hace necesario asignar la máxima puntuación (4) a aquellas especies que presenten poblaciones exóticas en islas de pequeña superficie, ya que la probabilidad de establecimiento en islas pequeñas –como es el caso de Canarias– es en principio, mayor que en islas de gran extensión o continentes (Bomford, 2003; 2008). Para calcular la probabilidad de establecimiento en Canarias no tendría sentido asignar los mayores valores a las especies que presentan poblaciones en islas de gran tamaño y continentes.

Teniendo en cuenta esta consideración, los valores de este apartado se establecerán de la siguiente manera:

Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	Valor
Especies con introducciones en 3 o más archipiélagos pero sin éxito en el establecimiento	0
Especies con introducciones en otras regiones con establecimiento fallido o incierto, o las que nunca han sido introducidas (exceptuando las especies incluidas en el apartado anterior)	2
Especies con poblaciones introducidas en otras islas o en continentes	4

Por otro lado, es necesario tener en cuenta que el criterio “éxito en las introducciones en otras regiones geográficas” está limitado a las especies que han sido comercializadas o utilizadas para diferentes fines (caza, lucha biológica, aprovechamientos cinegéticos o zoogenéticos, mascotas, etc.), por lo que para las especies que no hayan sido usadas con estos fines pueden que presenten una alta capacidad invasiva que no se manifiesta hasta el momento en el que son trasladadas por primera vez. Por este motivo, es especialmente necesario ser conservativos con las especies que no tengan este historial –o este sea muy limitado- sobre todo en los ecosistemas insulares. Por ello, asignamos “2” a las especies sin historial invasor.

4.2.1 (C) Rango de distribución mundial

Bomford (2008) propone los siguientes valores en función del rango de distribución mundial (natural e introducido) de las especies evaluadas

Rango de distribución mundial (millones de km ²)	Valor
< 1	0
1 - 70	1
> 70	2

El rango de distribución de una especie exótica se puede abordar consultando diferentes bases de datos como por ejemplo, Global Invasive Species Database (<http://www.issg.org/database/welcome/>), la Lista Roja de la UICN

(<http://www.iucnredlist.org/>), o la base de Datos de Especies Introducidas en Canarias (<http://www.interreg-bionatura.com/especies/>). Posteriormente, el cálculo numérico de este rango de distribución (km²) se puede realizar a través de cualquier sistema de información geográfica, o con el programa CLIMATCH (Crombie *et al.* 2008; Bureau of Rural Sciences, Australia; disponible en <http://www.brs.gov.au/climatch>). Para calcular el rango de distribución de una especie en kilómetros usando CLIMATCH, al entrar en el programa:

- ✓ Usando la herramienta  “Freehand select”, se debe seleccionar el rango de distribución natural de la especie para la cual se realiza el análisis así como el rango de distribución en el que se encuentra naturalizada. Una vez seleccionado, en la parte inferior de la pantalla aparece el icono  “Save map”. Pulsando sobre él, emerge un cuadro donde encontramos la opción de salvar el archivo resultante en diversos formatos, si elegimos la opción “.clm file” y pulsamos en “save file”, en la primera línea del archivo resultante aparece la superficie (km²) del rango seleccionado.

4.2.1 (D) Grupo taxonómico

Los valores asignables a este factor son:

- ✓ Aves = 0
- ✓ Mamíferos = 1

4.2.1.1 Cálculo del riesgo de establecimiento

Teniendo en cuenta los apartados anteriores, estos valores se calcularán:

$$\text{Riesgo de establecimiento} = A + B + C + D$$

Proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores calculados:

Para este Modelo 1 los valores de riesgo de establecimiento ($A + B + C + D$) se moverán entre 0 y 15:

Valores de riesgo de establecimiento A + B + C + D	Riesgo de establecimiento
0 - 6	BAJO
7 - 8	MODERADO
9 - 12	ALTO
13 - 15	EXTREMO

Si bien el establecimiento de los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento puede ser subjetivo, para ello hemos tendido en cuenta que; por un lado las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000), ya que el aislamiento y los procesos de evolución que llevan asociados, han hecho que las especies insulares sean especialmente vulnerables a los depredadores, competidores, patógenos y parásitos exóticos (Hume & Walters 2012; Steadman 2006; Worthy & Holdaway 2002; Flannery & Schouten 2001; Quammen 1997). Por ello para una especie de mamífero que no posea antecedentes de exótica invasora en otras islas, pero que presente una similitud climática MUY ALTA con Canarias, es lógico asumir que tendrá una alta probabilidad de asentamiento, por ello el riesgo de establecimiento ALTO se sitúa en el rango de 9 – 12, es decir, si un mamífero presenta una similitud climática muy alta (6) con Canarias, pero no tiene antecedentes como invasora en otros lugares (2), y además tiene un rango de distribución < 1 millón de km^2 , ofrecerá un valor para el riesgo de establecimiento de: $6 + 2 + 0 + 1 = 9$, es decir ALTO. En Canarias, existen datos que apoyan este razonamiento, se trata concretamente de la ardilla moruna cuyo caso cumple las condiciones expuestas anteriormente (similitud climática muy alta, ausencia de historial como invasora y rango de distribución < 1 millón de km^2) (Aulagnier, S. 2008; López-Darias 2008). Esta especie se haya establecida y ampliamente distribuida en Fuerteventura, con el consiguiente riesgo para el resto de las islas del archipiélago.

Para el caso de las aves el razonamiento es similar. El establecimiento de los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento se basan en que una especie que presente una similitud climática MUY ALTA (6), no presente historial como invasor (2), deberá tener una probabilidad de establecimiento MODERADA o ALTA. En el caso para la perdiz moruna (*Alectoris barbara*) el cálculo del riesgo de establecimiento para esta especie, debido a que presenta poblaciones exóticas en otros

lugares y tiene un rango de distribución de entre 1-70 millones de km² (BirdLife International 2012), sería (6 + 4 + 1 + 0 = 11) ALTO.

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “2 Riesgo de establecimiento de mamíferos y aves” la hoja de cálculo “Modelo 1 mamíferos y aves” permite calcular el riesgo de establecimiento para estos grupos de vertebrados empleando el Modelo 1. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

4.2.2 Modelo 2 para mamíferos y aves

Este segundo modelo se apoya en el cálculo de los valores de las variables anteriores (A, B, C, D), a las que es necesario añadir los valores de otras tres nuevas variables: dieta (E), hábitat (F) y comportamiento migratorio (G).

4.2.2 (E) Dieta

Los valores asignados en este caso son:

- ✓ Animales especialista que dependen de alimentos específicos = 0
- ✓ Animales generalista con un amplio abanico de alimentos o animales con dieta desconocida = 1

4.2.2 (F) Hábitat

Los valores de esta categoría son:

- ✓ Requiere de hábitat naturales para sobrevivir y reproducirse = 0
- ✓ Puede sobrevivir y reproducirse en hábitats alterados (agrícolas, forestales, urbanos, rurales, etc.), o no se conocen sus exigencias de hábitats. = 1

4.2.2 (G) Comportamiento migratorio

En este caso los valores asignables serán:

- ✓ Comportamiento migratorio en su rango nativo de distribución = 0
- ✓ Comportamiento no migratorio, o migrante facultativo en su rango natural de distribución, o comportamiento desconocido = 1

4.2.2.1 Cálculo del riesgo de establecimiento

Teniendo en cuenta los apartados anteriores, estos valores se calcularán:

$$\text{Riesgo de establecimiento} = A + B + C + D + E + F + G$$

Proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores calculados:

Para este Modelo 2 los valores de riesgo de establecimiento ($A + B + C + D + E + F + G$) se moverán entre 0 y 18:

Valores de riesgo de establecimiento $A + B + C + D + E + F + G$	Riesgo de establecimiento
0 - 9	BAJO
10 - 11	MODERADO
12 - 15	ALTO
16 - 18	EXTREMO

Para los ejemplos expuestos en el modelo anterior para la ardilla moruna y para la perdiz moruna, los resultados obtenidos aplicando este modelo serán:

Para la ardilla, que presenta una dieta variada ($E = 1$), que puede sobrevivir en hábitats alterados ($F = 1$) y que no presenta comportamiento migratorio ($G = 1$), el riesgo de establecimiento será $= 6 + 2 + 0 + 1 + 1 + 1 + 1 = 12$ (**ALTO**)

Para la perdiz, que presenta una dieta variada ($E = 1$), que puede sobrevivir en hábitats alterados ($F = 1$) y que no presenta comportamiento migratorio ($G = 1$), el riesgo de establecimiento será $= 6 + 4 + 1 + 0 + 1 + 1 + 1 = 14$ (**ALTO**)

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “2 Riesgo de establecimiento de mamíferos y aves” la hoja de cálculo “Modelo 2 mamíferos y aves” permite calcular el riesgo de establecimiento para estos grupos de vertebrados empleando el Modelo 2. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

4.2.3 Modelo 3 para mamíferos y aves

Se basa en datos de mamíferos y aves introducidos en Nueva Zelanda (Duncan *et al.* 2001, Bomford 2003, 2006; Forsyth *et al.* 2004), con algunas modificaciones. Este modelo se apoya en el cálculo de dos variables (similitud climática y éxito de las introducciones en otras regiones geográficas) tanto para mamíferos como para aves, además del rango de distribución mundial para mamíferos, y el comportamiento migratorio en el caso de las aves.

4.2.3 (A) Similitud climática

Esta variable se calcula exactamente igual que en los dos modelos anteriores (ver sección 4.2.1 (A)). El índice de similitud climática (ISC) obtenido de esta forma podrá tener los siguientes valores:

Valor de similitud climática obtenidos con el programa CLIMATE	Índice de similitud climática (ISC)
0-60	BAJO (0)
61-85	MODERADO (2)
86-105	ALTO (4)
106-130	MUY ALTO (6)
≥ 131	EXTREMO (8)

Para que el cálculo del índice de la similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de Bomford (2008), es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar en un grado (2 unidades) el resultado del cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25. Teniendo en cuenta esta consideración, habría que modificar el resultado correspondiente a la ardilla moruna, es decir, incorporando esta corrección el índice de similitud climática sería $4+2 = 6$, MUY ALTO en lugar de ALTO ya que, el número de estaciones disponibles en la región de origen de esta especie es de tan sólo 19.

4.2.3 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas

Esta variable se calcula del mismo modo y teniendo en cuenta las circunstancias expuestas en los modelos anteriores (ver sección 4.2.1 (B)). Los valores para esta variable son las siguientes:

Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	Valor
Especies con introducciones en 3 o más archipiélagos pero sin éxito en el establecimiento	0
Especies con introducciones en otras regiones con establecimiento fallido o incierto, o las que nunca han sido introducidas (exceptuando las especies incluidas en el apartado anterior)	2
Especies con poblaciones introducidas en otras islas o en continentes	4

4.2.3 (C) Rango de distribución mundial (mamíferos)

Para cada especie este rango deberá calcularse teniendo en cuenta tanto el rango de distribución natural como el de exótica. Este rango se puede calcular tal y como se ha indicado en los modelos anteriores (ver sección 4.2.1 (C)). Los valores propuestos para esta variable son:

Rango de distribución mundial (millones de km ²)	Valor
< 10	0
10 - 20	2
> 20	4

4.2.3 (D) Comportamiento migratorio (aves)

Bomford (2003; 2008) propone el cálculo de este parámetro de la siguiente forma:

Comportamiento	Valor
Migrante	0
No migrante, parcialmente migrante o comportamiento desconocido en su rango de distribución nativo	2

4.2.3.1 Cálculo del riesgo de establecimiento para mamíferos y aves

Teniendo en cuenta los apartados anteriores, estos valores se calcularán:

- ✓ para Mamíferos = $A + B + C$
- ✓ para Aves = $A + B + D$

Proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores calculados:

Para mamíferos los valores de riesgo de establecimiento ($A + B + C$) se moverán entre 0 y 16:

Valores de riesgo de establecimiento $A + B + C$	Riesgo de establecimiento
0 - 4	BAJO
5 - 7	MODERADO
8 - 12	ALTO
13 - 16	EXTREMO

Para aves los valores de riesgo de establecimiento ($A + B + D$) se moverán entre 0 y 14:

Valores de riesgo de establecimiento $A + B + D$	Riesgo de establecimiento
0 - 6	BAJO
7 - 9	MODERADO
10 - 12	ALTO
13 - 14	EXTREMO

Para establecer los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento hemos tenido en cuenta todo lo expuesto en el apartado 4.2.1.1. Por ello para una especie que no posea antecedentes de exótica invasora en otras islas, pero que presente una similitud climática muy alta con Canarias, es lógico asumir que tendrá una alta probabilidad de asentamiento, por ello en el caso de los mamíferos el riesgo de establecimiento ALTO se sitúa en el rango de 8 – 12. Por ejemplo, para la ardilla

moruna que presenta una similitud climática muy alta (6) con Canarias, pero no tiene antecedentes como invasora en otros lugares (2), y además tiene un rango de distribución < 10 millones de km^2 , ofrecerá un valor para el riesgo de establecimiento de: $6 + 2 + 0 = 8$, es decir ALTO.

Para el caso de las aves el razonamiento es el mismo. El establecimiento de los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento se basan en que una especie que presente una similitud climática muy alta (6), no presente historial como invasor (2) y sea una especie sedentaria (2), debería de asignársele un riesgo de establecimiento **ALTO** ($6 + 2 + 2 = 10$). Éste podría ser el caso para la perdiz moruna (*Alectoris barbara*) si no tuviese otras poblaciones exóticas establecidas en otros lugares fuera de Canarias (BirdLife International 2012). Si tenemos en cuenta que esta especie sí posee poblaciones establecidas en otros lugares, el riesgo de establecimiento será $= 6 + 4 + 2 = 12$ (**ALTO**).

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “2 Riesgo de establecimiento de mamíferos y aves” las hojas de cálculo “Modelo 3 mamíferos” y “Modelo 3 aves” permiten calcular el riesgo de establecimiento para estos dos grupos de vertebrados empleando el Modelo 3 para mamíferos y el Modelo 3 para aves que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando estos modelos, para varias especies.

4.3 Riesgo de plaga para mamíferos y aves exóticos

En este apartado desarrollaremos un modelo que tratará de calcular la probabilidad de que una especie de mamífero o ave exótica se convierta en una plaga si es introducido. A los efectos de este informe definimos plaga a las especies exóticas invasoras que tras su establecimiento pueden alcanzar un amplio rango geográfico y causar daños en los ecosistemas naturales (a plantas, animales y a los procesos en los que intervienen), en la agricultura, ganadería, industria, comercio, sanidad, etc., pudiendo por tanto tener consecuencias económicas, sanitarias, sociales y de conservación muy negativas. Este apartado se inspira en la metodología de modelos previos (Kelly *et al.* 2013; Baptiste *et al.* 2010; Bomford, 2008, 2006, 2003; Bomford *et al.*, 2005) tratando de incorporar modificaciones para adaptarlo a las peculiaridades de archipiélagos oceánicos como Canarias.

Desarrollaremos en primer lugar un modelo para mamíferos y aves por ser aquellos grupos que han causado más impactos como exóticas, siendo por tanto los mejor estudiados y sobre los que existe un mayor volumen de información.

4.3.1 Tipos de impactos causados por las plagas de mamíferos y aves

Para desarrollar este modelo será necesario tener claro el abanico de impactos más importantes que pueden causar las especies exóticas invasoras de mamíferos y aves

4.3.1.1 Pérdidas relacionadas con la producción agrícola, ganadera y actividades asociadas

Los vertebrados exóticos pueden causar cuantiosos daños tanto a la producción agrícola como a todas sus actividades y procesos relacionados (Simberloff *et al.* 2013; European Environment Agency 2012; Pimentel *et al.* 2001; Pimentel *et al.* 2005). Algunos de ellos son:

Daños a los cultivos: Los roedores comensales (*Rattus* spp. y *Mus musculus*) y conejos (*Oryctolagus cuniculus*), pueden causar severos daños en las cosechas (Pimentel *et al.* 2001; Courchamp *et al.* 2003 Singleton *et al.* 2003; Woolnough *et al.* 2005) justo tras la siembra, en el crecimiento, o durante las fechas de la recolección. Esta circunstancia hace necesario un control permanente sobre sus poblaciones para tratar de paliar estos efectos (Bomford 2003; Pimentel *et al.* 2001; Pimentel *et al.* 2005; Witmer & Fuller 2011; Simberloff *et al.* 2013). Esta es precisamente una de las razones por las que en Canarias algunas instituciones (por ejemplo los Cabildos Insulares) periódicamente efectúan acciones para el control de roedores. En ocasiones algunos cabildos adquieren grandes cantidades de rodenticidas con inversiones económicas importantes. Por ejemplo, el Cabildo de Tenerife tan sólo en el año 2009 adquirió 119.000 kg de producto rodenticida con un valor de unos 160.000 euros (J.P.B. Cabildo de Tenerife, comunicación personal).

Otros grupos como las aves, pueden causar fuertes impactos en la agricultura (Bomford 2003; Pimentel *et al.* 2005; Witmer & Fuller 2011). De hecho, en Canarias la perdiz moruna (*Alectoris barbara*) incluye diversos cultivos en su dieta (Martín & Lorenzo 2001), y concretamente en el sur de Tenerife su impacto sobre algunos (como por ejemplo las viñas) podría ser considerable teniendo en cuenta los comentarios y quejas de muchos agricultores (observaciones personales).

Impactos directos sobre los cultivos, como los que hemos descrito, pueden tener efectos sobre otros productos y actividades derivadas de los cultivos (por ejemplo en todos los derivados de los cereales afectados, o en la producción de vino si las afectadas son las viñas) por lo que el efecto y su impacto económico asociado, podría ser mucho mayor que el coste de las cosechas (Bomford 2003).

Daños en los productos almacenados: Tradicionalmente los roedores comensales han sido un problema para los alimentos o productos agrícolas almacenados (como piensos), aunque algunas aves exóticas pueden causar también problemas en este sentido (Pimentel *et al.* 2001; Witmer & Fuller 2011).

Competición con el ganado doméstico por los recursos (agua, pasto, etc.) y depredación: Sobre todo en zonas áridas la competición por los escasos recursos de pasto entre el ganado doméstico y los herbívoros introducidos (p.e. conejos) pueden afectar a la producción ganadera (Bomford 2003).

Relacionado con este punto podemos mencionar la depredación o pérdida de cabezas de ganado a causa de especies exóticas como los perros (*Canis familiaris*) (Pimentel *et al.* 2005; Woolnough *et al.* 2005), este problema parece haber ido en aumento en Canarias durante los últimos años (El Día 2008; La Voz de Lanzarote 2010; Canariasactual 2010; Canarias7 2011; TVc 2011.).

Pérdidas en granjas y corrales: Diversas especies exóticas (roedores) pueden causar cuantiosas pérdidas en granjas de cría intensiva consumiendo el alimento o los recursos destinados las especies explotadas, depredando sobre ellas o transmitiendo enfermedades o parásitos (Singleton 2003). Algunas especies de aves pueden también consumir los alimentos o recursos destinados a las especies explotadas.

Degradación y empobrecimiento de los suelos: El sobre pastoreo por herbívoros introducidos (p.e. conejos) puede tener efectos muy perjudiciales como la pérdida de sustrato vegetal y de suelo (Courchamp *et al.* 2003; Pimentel *et al.* 2005). Estos cambios pueden tener efectos negativos en la productividad ganadera (Bomford 2003).

Esta degradación y empobrecimiento puede verse acelerada por la expansión de especies vegetales exóticas. En este sentido algunas especies animales invasoras pueden facilitar la expansión de plantas exóticas (Simberloff & Von Holle 1999) acelerando el proceso. En Gran Canaria los conejos contribuyen a dispersar las acacias (*Acacia*

farnesiana) mediante endozoocoria haciendo su expansión más rápida y efectiva (Salas *et al.* 2009).

4.3.1.2 Impactos sobre las especies autóctonas y los ecosistemas

Si bien todas las regiones del Planeta han sufrido el impacto de las invasiones biológicas, este problema es especialmente grave en las islas (IUCN 2000). La vulnerabilidad de las especies insulares explica que más del 80% de las extinciones de aves y más del 90% de las de reptiles ocurridas desde el año 1600 tuvieran lugar en islas, a pesar de que representan menos del 5% de la superficie del planeta (consultar Whittaker & Palacios 2007 y referencias allí mencionadas). Si bien las causas de este elevado número de extinciones son variadas, en un alto número de casos las especies exóticas invasoras son el agente causante o se encuentran entre ellos. La enorme amenaza que constituyen las EEI para los animales autóctonos es indiscutible ya que, usando los datos de la Lista Roja de las Especies Amenazadas de la UICN Clavero & García-Bertou (2005) ponen de manifiesto que de las 680 especies animales extintas incluidas en esa lista, se mencionan las causas para su desaparición en 170 de ellas (25%), y que de estas últimas en 91 casos (54%) se incluye a las EEI entre las causas de su extinción, y para 34 de estas extinciones (20%) las EEI son el único agente mencionado para su extinción. Actualmente, los ecosistemas insulares se encuentran tanto entre los más afectados por las EEI, como entre los más amenazados (Donlan & Wilcox 2008). Algunos de estos impactos son:

Depredación sobre la fauna nativa: El aislamiento, y los procesos de evolución que llevan asociados, han hecho que las especies insulares sean especialmente vulnerables a los depredadores, competidores, patógenos y parásitos exóticos. Diversas especies invasoras están involucradas en la extinción o rarefacción de numerosos endemismos insulares (Hume & Walters 2012; Donlan & Wilcox 2008; Steadman 2006; Worthy & Holdaway 2002; Flannery & Schouten 2001; Quammen 1997). Entre los casos más conocidos se encuentran el de los gatos *Felis silvestris* y las ratas *Rattus* spp. Los gatos son los responsables de por lo menos el 14% de las extinciones de aves, mamíferos y reptiles insulares y son además, la principal amenaza del 8% de las especies de los mismos grupos consideradas críticamente amenazadas en islas (Medina *et al.* 2011). Globalmente, por un lado la llegada de las ratas a los ecosistemas insulares se asocia a la extinción de un gran número de especies de vertebrados (unas 60) por otra

parte, el efecto de las ratas sobre las aves marinas es lo suficientemente severo como para afectar a las funciones y estructura de los ecosistemas (Courchamp *et al.* 2003; Harris 2009; Jones *et al.* 2008; Towns *et al.* 2006). En Canarias la depredación de los lagartos gigantes amenazados de las islas occidentales “Grupo simonyi” (*Gallotia intermedia*, *G. bravoana* y *G. simonyi*) por parte de los gatos se considera uno de los efectos más perniciosos de las especies exóticas invasoras en el Archipiélago, además depredan sobre otras especies (5 mamíferos, 16 aves, 15 reptiles, y 32 invertebrados) algunas de las cuales presentan problemas de conservación (Medina & Nogales 2009, Medina *et al.* 2011). Por otro lado, la rata negra (*Rattus rattus*) es el principal depredador de las palomas endémicas de Canarias, la paloma rabiche (*Columba junoniae*) y turqué (*C. bollii*) y explican su bajo éxito reproductor (Hernández *et al.* 1999)

Competición con la fauna nativa: Las especies exóticas pueden competir por los recursos (alimento, agua, refugios, etc.) con las especies nativas desplazándolas y situándolas en una situación de amenaza (ver Witmer & Fuller 2011; Bomford 2003 y referencias allí mencionadas). Este fenómeno puede verse acentuado por el hecho de que, en hábitats alterados, las especies exóticas invasoras presentan ventajas competitivas frente a las nativas, por ejemplo poseer nichos de alimentación y nidificación más amplios que las nativas (Bomford 2003 y referencias allí mencionadas). Los conejos pueden competir directamente con los herbívoros locales por el alimento, o con las aves marinas por las huras donde habitan (Courchamp *et al.* 2003). En Canarias el sobrepastoreo por parte de herbívoros introducidos se ha mencionado como una amenaza y una de las causas que ha propiciado el declive de los lagartos gigantes amenazados de las islas occidentales “Grupo simonyi” (*Gallotia intermedia*, *G. bravoana* y *G. simonyi*), reptiles mayoritariamente vegetarianos (Nogales *et al.* 2001).

Consumo de la vegetación autóctona: Uno de los efectos más perniciosos causados en Canarias por los herbívoros introducidos se debe al consumo que hacen de la flora autóctona (Nogales *et al.* 2006). En islotes deshabitados como Alegranza los conejos (*Oryctolagus cuniculus*) consumen hasta 15 especies de plantas, seleccionando algunas de ellas lo que puede tener importantes consecuencias en la distribución y composición de la vegetación en los islotes donde está presente (Martín *et al.* 2003). Los estudios realizados sobre la dieta del muflón (*Ovis musimon*), introducido en la isla

de Tenerife, indican que consume 14 especies de plantas endémicas, 12 de las cuales son exclusivas de Tenerife (Rodríguez Luengo *et al.* 1988). En la isla de La Palma las investigaciones realizadas con contenidos estomacales de arruí (*Ammotragus lervia*) indicaron que consume 21 especies de plantas endémicas (Rodríguez Piñero & Rodríguez Luengo 1992). Un estudio más reciente ha puesto de manifiesto que el impacto de los herbívoros invasores sobre las leguminosas autóctonas del pinar canario es mucho mayor de lo que se había considerado hasta ahora, estando por tanto el sotobosque de estos ecosistemas empobrecido por la acción de estas especies invasoras (Garzón-Machado *et al.* 2010; Garzón-Machado 2011).

Efectos secundarios derivados de las invasiones biológicas: Además de los efectos directos de las especies invasoras sobre las autóctonas (depredación, competición, introducción de enfermedades, etc.), pueden darse otros efectos que son mucho más difíciles de predecir, pero no menos importantes.

Como mencionamos anteriormente, el sobre pastoreo por herbívoros introducidos (p.e. conejos) puede tener efectos muy perjudiciales como la pérdida de sustrato vegetal, de suelo e incluso en la calidad del agua (Courchamp *et al.* 2003; Pimentel *et al.* 2005). Por otro lado, la elevada densidad de una determina exótica invasora puede posibilitar la existencia de altas densidades de depredadores, pudiendo tener esta situación consecuencias muy negativas para las especies autóctonas (Courchamp *et al.* 2003; Zavaleta *et al.* 2001). El consumo de vegetales por las especies exóticas invasoras puede tener consecuencias como impedir la regeneración de las especies autóctonas así como, la alteración la estructura y composición de la vegetación original, tal es el caso del consumo de frutos, semillas y plántulas por las ratas negras (*R. rattus*) en el bosque de laurisilva de Canarias (Delgado García 2002, 2000).

Hibridación con la fauna autóctona: Algunas especies exóticas pueden hibridarse con las autóctonas contaminando sus genes. Un número pequeño de individuos podría ser suficiente para lograr altos niveles de contaminación en una especie autóctona (Bomford 2003). En este sentido, es necesario mencionar los problemas de hibridación de la codorniz japonesa (*Coturnix japonica*) en todo el rango de distribución de la codorniz común (*C. coturnix*). La mayor parte de estas hibridaciones se deben a las sueltas de codornices japonesas con fines cinegéticos (Barilani *et al.*, 2005). Por ello, estos investigadores concluyen que la cría de codornices procedentes de ámbitos geográficos diferentes de donde pretenden ser liberadas, debería

de estar prohibida. En este sentido, un estudio realizado en Tenerife indicó que el 90% de las muestras silvestres (34 de 38) presentan ADN mitocondrial (mt) de *C. coturnix*, mientras que 4 (el 10%) mostraron el ADN mitocondrial característico de *C. japonica* (López *et al.* 2005). En este apartado es necesario mencionar los riesgos de hibridación que supondrían los escapes o sueltas de ciertas especies de aves que pueden ser importadas a Canarias para su venta y que cuentan con subespecies endémicas en el archipiélago como por ejemplo el pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*), el mirlo (*Turdus merula*) o el pardillo (*Carduelis cannabina*) entre otros. El escape de algunos de estos ejemplares podría conllevar fenómenos de hibridación con las subespecies endémicas con la consiguiente contaminación genética.

Introducción y propagación de enfermedades y parásitos: Las especies invasoras pueden propagar enfermedades y parásitos en los territorios donde son introducidas. Las enfermedades infecciosas son consideradas como un factor muy importante que puede explicar la rarefacción y extinción de muchas especies (Daszak *et al.* 2000; Smith *et al.* 2006). Las poblaciones pequeñas son las más afectadas por este tipo de fenómenos (De Castro y Bolker, 2005) y, de hecho La introducción de patógenos a las islas se ha considerado un factor clave para explicar la pérdida de biodiversidad insular (Steadman, 2006; Smith *et al.* 2006). Se ha demostrado que los parásitos transmitidos por las ratas pueden conducir a la extinción a mamíferos endémicos insulares en un corto espacio de tiempo (menos de una década) (Wyatt 2008). Esta es la causa más probable que explica la extinción del ratón del malpaís (*Malpaisomys insularis*) en las islas de Lanzarote y Fuerteventura (Rando *et al.* 2008; 2012).

La introducción de enfermedades y sus vectores, podría haber jugado un papel destacado en la extinción de las aves de Hawai, donde una especie de *Plasmodium* está presente desde el nivel del mar hasta línea de bosque, concentrándose en los rangos de altitud media, donde los vectores y aves nativas tenían un mayor solapamiento en su distribución y donde la distribución de algunas aves nativas se ha visto severamente reducida debido a su mayor susceptibilidad a la malaria (Atkinson *et al.*, 1995 , 2000; Pratt 2005). En Canarias, las instalaciones que albergan aves de corral en contacto con poblaciones silvestres de aves se pueden comportar como focos de propagación de diversas enfermedades desde especies domésticas a silvestres. En este sentido se ha constatado en la isla de Fuerteventura que estas instalaciones sirven de focos de

propagación de viruela aviar desde aves de corral hasta las aves salvajes (Carrete *et al.* 2009).

La introducción de enfermedades y parásitos no sólo suponen un riesgo para la fauna salvaje, también lo es para la fauna doméstica e incluso los humanos. En este sentido se puede mencionar el hallazgo del parásito *Parastrongylus cantonensis* en rata negras de Tenerife. Este parásito introducido a través de las ratas puede afectar al hombre causando un grave tipo de meningitis (Weir 2002; Foronda *et al.* 2010).

Molestias y riesgos para las personas: Ciertos animales exóticos pueden representar un riesgo para las personas. Probablemente los más peligrosos sean los de mayor talla y los venenosos, aunque animales pequeños (por ejemplo, roedores o hurones) o de mediana talla (por ejemplo los mapaches) pueden producir mordeduras, especialmente a niños de corta edad, que requieran atención médica (Bomford 2003).

Algunos animales pueden representar una auténtica molestia social y pueden alterar las condiciones de equipamientos públicos y viviendas, e incluso reducir el valor de las propiedades (Pimentel *et al.* 2005).

Daños provocados por las medidas de control sobre las exóticas: Bomford (2003) considera este apartado como un impacto más que puede afectar a las especies autóctonas. De hecho, la mayoría de las acciones de control o erradicación acometidas pueden tener efectos negativos sobre las poblaciones nativas. En este sentido, quizás uno de los ejemplos más ilustrativos sean las erradicaciones de ratas en islas e islotes. En la mayoría de los casos, estas acciones se realizan con rodenticidas anticoagulantes, sustancias que tienen efectos sobre cualquier grupo de animales, por lo que un gran número de ejemplares de fauna autóctona pueden verse afectados por intoxicaciones tanto directas como secundarias, sobre todo si no se toman las precauciones necesarias (Eason & Spurr 1995a, 1995b; Reigart & Roberts 1999; Stone *et al.* 1999; Dowding 2010; Ntampakis & Carter 2005; Walker *et al.* 2010a, 2010b). En Canarias el uso de rodenticidas está muy extendido lo que explica que se den casos de intoxicación entre las aves autóctonas (Ruiz-Suárez *et al.* 2012).

4.3.2 Riesgo de plaga de mamíferos y aves

Dependiendo de los autores consultados la proporción de especies exóticas de mamíferos y aves que una vez establecidos dan lugar a una plaga puede variar muchísimo. De acuerdo con Bomford (2003) una cifra aproximada podría ser de

alrededor de un 50%, aunque en el caso de las aves probablemente una cifra menor sea más realista.

El proceso para tratar de calcular la probabilidad de que una especie exótica se convierta en una plaga puede dar lugar a resultados poco precisos, lo que podría conducir a la toma de decisiones erróneas desde el punto de vista de la gestión (Bomford 2003, 2008). En estos casos, como en el del cálculo de la probabilidad de establecimiento, se hace imprescindible adoptar el principio de precaución (Simberloff *et al.* 2013; Hulme *et al.* 2009; Kraus 2009; IUCN 2000; Shine *et al.* 2000). De la misma forma, ¿qué riesgo o cantidad de riesgo es aceptable? dependerá de los organismos o instituciones que gestionen estas especies (Bomford 2008).

Diversos parámetros, que se pueden estimar antes de que la especie se haya establecido, pueden ayudar a calcular el riesgo de que una exótica se convierta en una plaga. Los que a continuación presentamos están inspirados en los que se usan en otros modelos (Kelly *et al.* 2013; Baptiste *et al.* 2010; Bomford, 2008, 2006, 2003; Bomford *et al.*, 2005), tratando de adaptarlos a las características de un archipiélago oceánico como Canarias:

- ✓ **Grupo taxonómico:** A nivel mundial, algunas Familias de mamíferos son propensas a provocar daños en explotaciones agrícolas o ganaderas (Long 2003; Bomford 2003, 2008), entre ellas se encuentran los cánidos (zorros y perros), los mustélidos (armiños y hurones), los cérvidos, los bóvidos (vacas, cabras y ovejas) y los lepóridos (conejos). Los mamíferos que tienen peor efecto sobre el hábitat cuando establecen poblaciones exóticas son: artiodáctilos, lagomorfos, roedores, perisodáctilos y marsupiales, y los que tienen un peor efecto sobre las poblaciones de animales autóctonos son carnívoros, roedores y artiodáctilos (Long 2003; Bomford 2003, 2008). Entre las especies de aves exóticas los grupos propensos a causar daños en la agricultura incluyen Psittaciformes (loros), Fringílidos (pinzones), Ploceidos (tejedores), Esturnidos (estorninos y mynas), Anatidas (patos, gansos y cisnes) y Córvidos (cuervos). Por otro lado, las aves incluidas en las familias Antidae (patos, gansos y cisnes) y Phasianidae (faisanes, perdices y codornices) son más propensas a hibridarse con parientes próximos que otros grupos de aves (Lever 2005; Bomford 2003). Teniendo en cuenta los datos expuestos, será necesario ser especialmente cauteloso si las

especies exóticas se encuentran en algunos de los grupos mencionados anteriormente, es decir:

- Mamíferos incluidos en Órdenes que se muestran especialmente dañinos al disminuir la disponibilidad de presas o que incrementan notablemente la degradación del suelo: carnívoros, roedores, lagomorfos, artiodáctilos, perisodáctilos y marsupiales.
 - Mamíferos incluidos en Familias propensas a causar daños en agricultura o ganadería: cánidos, mustélidos, lepóridos y cérvidos.
 - Aves incluidas en grupos propensos a causar daños en la agricultura: Psittaciformes, Fringillidae, Ploceidae, Sturnidae, Anatidae y Corvidae
 - Aves incluidas en grupos propensos a hibridarse que tengan parientes próximos en la fauna autóctona de Canarias: Anatidae and Phasianidae.
- ✓ **Rango de distribución mundial:** Un rango amplio de distribución geográfica está directamente relacionado con la abundancia en grupos como las aves y mamíferos (Blackburn 1997; Holt 1997), por otro lado los mamíferos con grandes rangos mundiales de distribución presentan características asociadas a un rápido crecimiento poblacional (cuerpo pequeño, vida corta, destete a menor edad, más cachorros por año, etc.) (Forsyth *et al.* 2004). El rango de distribución mundial de las aves y mamíferos introducidos en Australia que se comportan como plagas es mayor que la de las exóticas que estando establecidas en Australia, no se comportan como tales (Bomford 2003). Por tanto, si una especie exótica que presenta un amplio rango geográfico de distribución mundial se establece en Canarias, es muy probable que tienda a adquirir una gran abundancia con el consiguiente riesgo de convertirse en una plaga, por lo que esta característica -rango de distribución mundial- deberá de considerarse al calcular el riesgo de plaga.
- ✓ **Dieta y alimentación:** El 32% de las introducciones de mamíferos depredadores se ha relacionado con una disminución de la abundancia de presas. Los depredadores estrictos (carnívoros e insectívoros) tienen un mayor impacto sobre la abundancia de las presas que los depredadores omnívoros (como cerdos o ratas). Entre los estrictos, los que pueden presentar hábitos arbóreos tienen un mayor impacto que los terrestres (como por ejemplo las mangostas). El efecto de las aves y mamíferos insectívoros introducidos sobre la abundancia de

invertebrados, aunque mayoritariamente desconocida, debe ser importante (Ebenhard 1988). Teniendo en cuenta la alta vulnerabilidad e invasibilidad de los ecosistemas insulares, y que actualmente se encuentran tanto entre los más afectados como entre los más amenazados por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008), es necesario tener en cuenta que la introducción y expansión de cualquier depredador en una isla tendría fuertes consecuencias, tal y como ha quedado constatado en los estudios realizados sobre algunos depredadores como gatos o ratas (Courchamp *et al.* 2003; Harris 2009; Jones *et al.* 2008; Towns *et al.* 2006; Medina *et al.* 2011).

Entre los herbívoros introducidos, los que pasta o ramonean han producido más alteraciones de hábitats que el resto (Ebenhard 1988).

Por tanto, si los mamíferos introducidos son depredadores o son herbívoros que pasta o ramonean, tendrán muchas posibilidades de producir fuertes impactos.

- ✓ **Comportamiento como plaga en otras regiones geográficas:** las especies exóticas invasoras que causan graves plagas en los rangos geográficos donde se distribuyen, tendrán una alta probabilidad de mostrar el mismo comportamiento en las nuevas regiones donde son introducidas. Las especies de mamíferos y de aves que son graves plagas en Australia se comportan como plagas en muchas otras regiones donde han sido introducidas (Bomford 2003). Por ello, las especies que muestren un historial de plagas en las áreas donde han sido introducidas, presentarán una alta probabilidad de convertirse en plagas si se establecen en Canarias.
- ✓ **Similitud climática:** Tanto Forsyth *et al.* (2004) como Duncan *et al.* (2001) encuentran que las especies introducidas, que constituyen plagas y que presentan amplios rangos de distribución en Australia, son las que muestran mayor grado de similitud climática entre su rango de distribución (rango como invasora y rango nativo) y las zonas de Australia donde se distribuyen. Por tanto, el grado de similitud es un parámetro útil para tratar de calcular la probabilidad de que una especie exótica se convierta en una plaga.
- ✓ **Capacidad para introducir y expandir enfermedades y parásitos:** existen muchos ejemplos de especies exóticas que actúan como reservorios, vectores o transmisores de enfermedades o parásitos, y que han jugado un papel importante en la extinción o rarefacción de muchas especies (Daszak *et al.*, 2000; Smith *et*

al., 2006). Por tanto, será imprescindible tener esta información en consideración a la hora de importar especies que pueden comportarse de esta forma. Aunque para muchas especies exóticas se desconoce su potencial como portadoras y transmisoras de nuevas enfermedades, es necesario tratar de impedir la introducción de nuevos parásitos o enfermedades que puedan afectar a la fauna salvaje, doméstica o incluso al hombre (Daszak *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2006; Weir 2002; Foronda *et al.* 2010).

- ✓ **Daños y desperfectos a las propiedades:** Cualquier historial de este tipo de daños deberá de considerarse a la hora de evaluar a las especies. Estos efectos incluyen daños o desperfectos en edificios, infraestructuras, equipamientos, coches, etc. por la fabricación de madrigueras, roeduras, etc. y deberá incluir la polución producida por excrementos o materiales para la construcción de nidos o refugios (Bomford 2008).
- ✓ **Molestias y riesgos para las personas:** Algunos animales exóticos poseen comportamientos u órganos capaces de producir daños a las personas (garras, espinas, cuernos, órganos que producen toxinas, etc.). En estos casos el riesgo de efectos adversos en el caso de su expansión aumenta.

Por otro lado, algunas especies exóticas que se asientan cerca de viviendas o sobre ellas pueden causar ruidos y molestias que pueden tener graves efectos sobre la salud de las personas. Por lo tanto, a la hora de evaluar a las especies se deberá tener en cuenta cualquier historial en este sentido (Bomford 2008).

4.3.3 Factores que pueden contribuir a la incertidumbre cuando se trata de calcular el riesgo de plaga

De acuerdo con Bomford (2003) existen diversos factores que pueden contribuir a aumentar la incertidumbre cuando se trata de calcular el riesgo de plaga de una especie exótica. Entre ellos se encuentran:

- ✓ El desarrollo de nuevos comportamientos, y los cambios genotípicos o fenotipos que puedan experimentar en las nuevas regiones donde las especies exóticas son introducidas, pueden constituir un factor que contribuye a hacer imprevisible sus efectos (ver Bomford 2003 y las referencias allí mencionadas). Por ejemplo, el bulbul cafre (*Pycnonotus cafer*) en Hawai consume el néctar de la flora local

(Lever 2005) un comportamiento que esta especie no desarrolla en otros lugares. En ocasiones, la introducción de especies a lugares donde tienen menos competidores y/o depredadores puede producir que estas alcancen grandes densidades –mucho mayores que en su rango natural de distribución- y se muestren como plagas. Esto es especialmente frecuente en los ecosistemas insulares (Courchamp *et al.* 2003). Podemos mencionar aquí a la ardilla moruna, especie que puede alcanzar grandes densidades en la isla de Fuerteventura con diversos impactos asociados, tanto sobre la fauna y flora silvestre como sobre los cultivos López-Darias (2008), y que sin embargo no presenta ningún antecedente como plaga.

- ✓ Entre los vertebrados terrestres, algunos grupos han sido introducidos más veces que otros. Por ejemplo entre los mamíferos los artiodáctilos, los lagomorfos o los carnívoros han sido introducidos con más frecuencia que otros grupos (Clout & Russell 2007); entre las aves los anseriformes, galliformes, columbiformes y psittaciformes se encuentran sobre representados mientras que otros están ausentes (Lever 2005); entre los anfibios y reptiles las tortugas, lagartos y ranas han sido introducidos con más frecuencias que el resto (Kraus 2009). Por ello, la información existente sobre el historial tanto sobre su éxito en las introducciones como su historial como plaga en otras regiones, puede estar sesgada ya que, como hemos visto no todos los grupos están igual de representados. Es necesario tener en cuenta este dato en las evaluaciones de riesgo, especialmente en aquellas que se realizan en ecosistemas insulares.

4.3.4 Estimación cuantitativa de los factores y variables que afectan al cálculo de la probabilidad de que las especies exóticas de mamíferos y aves se conviertan en plaga

El modelo que proponemos es una modificación de los modelos desarrollados por Bomford (2008, 2003) y Massam (2010) para el cálculo de la probabilidad de que las especies exóticas se conviertan en plaga. Las modificaciones introducidas tratan de adaptarlo a las condiciones de un archipiélago oceánico como Canarias.

4.3.4.1 Grupo taxonómico (P1)

- Mamíferos en alguno de los Órdenes que se han demostrado que tienen efectos muy negativos en la degradación de hábitats y/o reducción de abundancia de presas (Carnivora, Artiodactyla, Rodentia, Lagomorpha, Perissodactyla y Marsupialia) = **2**

- Mamíferos en alguna de las Familias propensas a causar daños en la actividades agropecuarias (Canidae, Mustelidae, Cervidae, Leporidae, Muridae y Bovidae) = **2**

Si algún mamífero se encuadra en las dos categorías anteriores al mismo tiempo, la puntuación asignada deberá ser = **4**

- Aves en alguna de las Familias propensas a causar daños en la agricultura (Psittacidae, Fringillidae, Ploceidae, Sturnidae, Anatidae y Corvidae) = **2**

- Aves en alguna de las Familias propensas a hibridarse con las especies autóctonas, siempre y cuando existan especies autóctonas del mismo género (Anatidae y Phasianidae) (en el caso de Canarias esta posibilidad se restringe casi exclusivamente al género *Coturnix*), o aves que presenten subespecies endémicas de Canarias (por ejemplo *Frigilla coelebs*, *Turdus merula*, etc.) = **3**

- Resto de grupos = **0**

4.3.4.2 Rango de distribución mundial (P2)

Para cada especie este rango deberá calcularse teniendo en cuenta tanto el rango de distribución natural como el de exótica.

Rango de distribución mundial (millones de km ²)	Valor
< 10	0
10 - 20	1
> 20	2

El rango de distribución de una especie exótica se puede abordar tal y como se indica en la sección 2.2.3.3, es decir, consultando diferentes bases de datos como por ejemplo, Global Invasive Species Database (<http://www.issg.org/database/welcome/>), la Lista Roja de la UICN (<http://www.iucnredlist.org/>), o la base de Datos de Especies Introducidas en Canarias (<http://www.interreg-bionatura.com/especies/>). Posteriormente, el cálculo numérico de este rango de distribución (km²) se puede realizar a través de cualquier sistema de información geográfica, o con el programa CLIMATCH (Crombie *et al.* 2008; Bureau of Rural Sciences, Australia; disponible en <http://www.brs.gov.au/climatch>). Para calcular el rango de distribución de una especie en kilómetros usando CLIMATCH, al entrar en el programa:

- ✓ Usando la herramienta  “Freehand select”, se debe seleccionar el rango de distribución natural de la especie para la cual se realiza el análisis así como el rango de distribución en el que se encuentra naturalizada. Una vez seleccionado, en la parte inferior de la pantalla aparece el icono  “Save map”. Pulsando sobre él, emerge un cuadro donde encontramos la opción de salvar el archivo resultante en diversos formatos, si elegimos el la opción “.clm file” y pulsamos en “save file”, en la primera línea del archivo resultante aparece la superficie (km²) del rango seleccionado.

4.3.4.3 Dieta y alimentación (P3)

- Mamíferos que son estrictamente carnívoros u omnívoros = 2
- Mamíferos herbívoros que pastan o ramonean = 2
- Otros herbívoros o aves = 0

4.3.4.4 Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas (P4)

En este apartado el evaluador deberá de tratar de averiguar si existe suficiente información que demuestre que la especie evaluada ha causado el declive de alguna especie nativa, o la degradación de alguna comunidad natural en su rango de distribución.

- Animales que habiendo sido introducidos en islas oceánicas u otras regiones no han producido el declive de ninguna especie nativa, o la degradación de alguna comunidad natural = 0

- Para animales que habiendo sido introducidos en islas oceánicas u otras regiones, y para los que existen indicios de que puede estar afectado negativamente a alguna especie nativa o a alguna comunidad natural = 1

- Animales que habiendo sido introducidos en islas oceánicas u otras regiones constituyen plagas en el medio natural por su gran abundancia, o por haber afectado negativamente a alguna especie nativa o a alguna comunidad natural = 4

- Sin información previa sobre este apartado = 2

4.3.4.5 Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas (P5)

En este apartado el evaluador deberá de tratar de averiguar si existe suficiente información que demuestre que la especie evaluada ha causado daños a los cultivos en su rango de distribución.

- Especies que no causan daños a los cultivos en los lugares donde han sido introducidas = 0

- Animales para los que existen indicios de que puede estar afectado negativamente a los cultivos, o estos daños son escasos = 1

- Animales que afectan negativamente a los cultivos produciendo daños moderados o elevados = 4

- Sin información previa sobre este apartado = 2

4.3.4.6 Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca (P6)

Los comportamientos agresivos, o la posesión de órganos capaces de causar heridas (garras, dientes muy desarrollados, espinas, cuernos, órganos productores de veneno, etc.) pueden posibilitar el que produzcan lesiones a las personas. Cualquier historial de las especies evaluadas en este sentido deberá tenerse en cuenta, incluso si estos ataques se producen sólo en época de celo o mientras protegen a sus crías.

Algunas especies pueden instalarse en edificaciones humanas pudiendo establecer colonias que en ocasiones pueden producir niveles de ruido inaceptables, o contaminación en forma de excrementos. En estos casos deberá prestarse especial atención a la posibilidad de que estas especies porten patógenos o parásitos capaces de afectar al ser humano (Bomford 2003).

- Riesgo nulo = 0

- Daños moderados y/o molestias moderadas = 2

(animales que pueden morder, presentar comportamientos agresivos pero que no causan daños importantes a las personas, o que pueden causar ruidos u otras molestias cuando se establecen en poblaciones humanas)

- Daños graves y/o molestias graves = 4

(animales con órganos venenosos y/o que pueden causar heridas o lesiones graves a las personas, o que al instalarse cerca o en edificios u otras estructuras humanas pueden propiciar la expansión de parásitos (internos o externos) y/o enfermedades a través de sus excrementos o el contacto directo con la población humana).

4.3.4.7 Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura (P7)

Para las especies que sí poseen historial como invasoras, si estas no causan daños a alguna especie nativa, a alguna comunidad natural o a la agricultura, la puntuación asignada en este apartado deberá ser **cero**. Si por el contrario sí existen indicios de que puede estar afectado negativamente a alguna especie nativa, a alguna comunidad natural o a la agricultura, el cálculo se deberá acometer tal y como se expuso en la sección “4.1.3 (A) Similitud climática” teniendo en cuenta que seleccionaremos como región de origen aquellas áreas geográficas donde existen indicios o se ha constatado que la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o para la agricultura.

Los valores numéricos obtenidos para la similitud climática son los mismos que en el apartado mencionado:

Valor de similitud climática obtenidos con el programa CLIMATE	Índice de similitud climática (ISC)
0-60	BAJO (0)
61-85	MODERADO (2)
86-105	ALTO (4)
106-130	MUY ALTO (6)
≥ 131	EXTREMO (8)

Para que este índice de similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de Bomford (2008), y teniendo en cuenta el limitado número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en Canarias, es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar en un rango (2 unidades) el resultado del cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25.

En el caso de que la especie evaluada no posea historial como invasora en otras regiones, o no exista información sobre su efecto en su área de introducción, y por tanto no haya forma de saber si puede o no comportarse como una plaga para el medioambiente o para la agricultura en Canarias, la puntuación de este apartado se deberá calcular comparando las estaciones meteorológicas de Canarias con del área de distribución de la especie evaluada.

Las especies que tengan impactos sobre la agricultura y el medioambiente en regiones geográficas que presenten bajas similitudes climáticas con Canarias computarán próximas a cero, mientras que las que tengan estos impactos en zonas con grandes similitudes climáticas con Canarias computarán próximas a 8.

4.3.5 Cálculo del riesgo de plaga para aves y mamíferos exóticos

Teniendo en cuenta los apartados anteriores, el riesgo de plaga se calculará sumando los resultados de los diferentes apartados P1-P7.

Los valores de riesgo de plaga ($P1 + P2 + P3 + P4 + P5 + P6 + P7$) se moverán entre 0 y 28. En base a los valores calculados, proponemos el establecimiento de los siguientes rangos y umbrales de riesgo:

Valores de riesgo de plaga $P1 + P2 + P3 + P4 + P5 + P6 + P7$	Riesgo de plaga
≤ 9	BAJO
10 - 13	MODERADO
14 - 18	ALTO
≥ 19	EXTREMO

Si bien los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento puede ser subjetivo, para establecerlos hemos tendido en cuenta que las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000).

Aplicando los parámetros y umbrales expuestos a una especie como la ardilla moruna, asumiendo que no se hubiera establecido aún en Fuerteventura, obtendríamos:

- (P1) Grupo taxonómico. Es un roedor pero no se encuentra dentro de la familia de los múridos = 2
- (P2) Rango de distribución mundial. Menor a 10 millones de Km² = 0
- (P3) Dieta y alimentación. Se trata de un animal omnívoro = 2
- (P4) Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2
- (P5) Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2.
- (P6) Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca. No existe riesgo aparente = 0
- (P7) Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura. No posee historial como invasora por lo que la similitud climática se efectúa entre Canarias y su área natural de distribución = 6

Por tanto, el riesgo de plaga para la ardilla moruna en Canarias se calcularía:

$2 + 0 + 2 + 2 + 2 + 0 + 6 = 14$, luego el riesgo de plaga sería **ALTO**.

Si repetimos este cálculo para la rata del pacífico o kiore (*Rattus exulans*), un múrido invasor que no está presente en Canarias, obtendríamos:

- (P1) Grupo taxonómico. Es un roedor de la familia de los múridos = 4
- (P2) Rango de distribución mundial. Menor a 10 millones de Km² = 0
- (P3) Dieta y alimentación. Se trata de un animal omnívoro = 2
- (P4) Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas. Si constituyen plagas en el medio natural en otras regiones = 2
- (P5) Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas. Se comportan como plaga para la agricultura = 2

- (P6) Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca. No existe riesgo aparente = 0
- (P7) Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura = 2 (valor de similitud climática = 64)

Por tanto, el riesgo de plaga para el kiore en Canarias se calcularía:

$4 + 0 + 2 + 2 + 2 + 0 + 2 = 12$, luego el riesgo de plaga sería **MODERADO**.

Para el tití común (*Callithrix jacchus*) los resultados obtenidos serían:

- (P1) Grupo taxonómico. Se trata de un primate = 0
- (P2) Rango de distribución mundial. Menor a 10 millones de Km² = 0
- (P3) Dieta y alimentación. Se trata de un animal omnívoro = 2
- (P4) Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2
- (P5) Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2.
- (P6) Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca. No existe riesgo aparente = 0
- (P7) Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura. No posee historial como invasora por lo que la similitud climática se efectúa entre Canarias y su área natural de distribución = 0 (valor de similitud climática = 37)

Por tanto, el riesgo de plaga para tití común en Canarias se calcularía:

$0 + 0 + 2 + 2 + 2 + 0 + 0 = 6$, luego el riesgo de plaga sería **BAJO**.

Para la ardilla listada (*Tamias striatus*) los resultados obtenidos serán:

- (P1) Grupo taxonómico. Es un roedor pero no se encuentra dentro de la familia de los múridos = 2
- (P2) Rango de distribución mundial. Menor a 10 millones de Km² = 0
- (P3) Dieta y alimentación. Se trata de un animal omnívoro = 2
- (P4) Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2

- (P5) Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2.
- (P6) Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca. No existe riesgo aparente = 0
- (P7) Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura. No posee historial como invasora por lo que la similitud climática se efectúa entre Canarias y su área natural de distribución = 0 (valor de similitud climática = 11)

Por tanto, el riesgo de plaga para tití común en Canarias se calcularía:

$2 + 0 + 2 + 2 + 2 + 0 + 0 = 8$, luego el riesgo de plaga es BAJO.

Para la perdiz moruna (*Alectoris barbara*) los resultados obtenidos serían:

- (P1) Grupo taxonómico: = 0
- (P2) Rango de distribución mundial. Menor a 10 millones de Km^2 = 0
- (P3) Dieta y alimentación = 0
- (P4) Comportamiento como plaga en el medio natural en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2
- (P5) Comportamiento como plaga para cultivos en otras regiones geográficas. No existe información previa en este sentido = 2.
- (P6) Riesgo para las personas en el caso de que la especie exótica se establezca. No existe riesgo aparente = 0
- (P7) Índice de similitud climática entre Canarias y las regiones donde la especie evaluada constituye una plaga para el medioambiente o la agricultura. No posee historial como invasora por lo que la similitud climática se efectúa entre Canarias y su área natural de distribución = 6

Por tanto, el riesgo de plaga para tití común en Canarias se calcularía:

$0 + 0 + 0 + 2 + 2 + 0 + 6 = 10$, luego el riesgo de plaga sería **MODERADO**.

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “3 Riesgo de plaga para mamíferos y aves” que permiten calcular el riesgo de plaga para mamíferos y aves empleando el modelo que hemos descrito. Además, a modo de ejemplo se incluye el cálculo de riesgo de plaga, aplicando este modelo, para varias especies.

5. MODELOS DE RIESGO PARA ANFIBIOS Y REPTILES

5.1 Riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles

Para poder evaluar este riesgo, es imprescindible conocer que factores condicionan la capacidad para establecerse en estos grupos.

5.1.1 Factores principales que afectan al establecimiento de reptiles y anfibios

Kraus (2009) encuentra una relación entre el número de introducciones y el número de especies establecidas con éxito. Examinando los eventos de introducción y el éxito del establecimiento en todo el mundo, a grandes rasgos, encuentra que los grupos de especies introducidas con más frecuencia son las que presentan un mayor número de introducciones exitosas. Así, los grupos que muestran un mayor número de eventos de introducción (ranas y lagartos) se encuentran entre los que poseen un mayor número de establecimientos exitosos. Esta norma parece no cumplirse para las tortugas ya que, estas presentan un gran número de introducciones (más de 2500) pero sin embargo poseen una baja tasa de establecimientos ($\approx 5\%$), frente a las ranas y lagartos con unas 1000 y 1200 introducciones respectivamente, pero con unas tasas de establecimiento bastante mayores (30 y 35% aproximadamente). Los otros grupos (serpientes, salamandras y cocodrilos) presentan un menor número de introducciones y un menor número de establecimientos con éxito (Kraus 2009).

Teniendo en cuenta estos datos y los de Bomford *et al.* (2005; 2008) el esfuerzo de introducción es un factor clave para tratar de predecir el éxito en el establecimiento de los anfibios y reptiles exóticos.

Como en el caso de las aves y los mamíferos, en los reptiles la similitud climática es una de las variables que mejor podría predecir el éxito en las introducciones exitosas en diferentes áreas geográficas de todo el mundo (Duncan *et al.*, 2001; Forsyth *et al.*, 2004; Bomford *et al.* 2005, 2008; Bomford 2008; Hayes and Barry 2008; Kraus 2009). Sin embargo, la similitud climática exclusivamente podría no ser suficiente para predecir que los anfibios y reptiles dispusieran de las condiciones necesarias para su establecimiento y reproducción. Los resultados del cálculo de la similitud climática establecen, en sentido amplio, si un área determinada reúne los requisitos necesarios para que se establezcan los reptiles y anfibios exóticos. Otras variables y parámetros –

bióticos y abióticos (presencia de charcas, depredadores, presas, etc.) podrán determinar en último término el éxito en los establecimientos (Bomford 2008).

Una de las variables que mejor predice el éxito de las introducciones de anfibios y reptiles es el historial como invasor en otras regiones geográficas (Duncan *et al.*, 2001; Forsyth *et al.*, 2004; Bomford *et al.* 2005, 2008; Bomford 2008; Hayes and Barry 2008; Kraus 2009). Esta variable debe considerarse como un factor clave en la evaluación del riesgo de establecimiento de anfibios y reptiles en nuevas áreas geográficas (Bomford 2008).

En el caso de reptiles y anfibios, el grupo taxonómico al que pertenecen (género o familia), puede ser utilizado para calcular el riesgo de establecimiento ya que, determinados grupos muestran una mayor capacidad de establecimiento que otros (Bomford *et al.* 2005, 2008; Bomford 2008).

Teniendo en cuenta lo expuesto en esta sección, los factores que mejor determinan la probabilidad de establecimiento en el caso de anfibios y reptiles son:

- ✓ Esfuerzo de introducción
- ✓ Similitud climática
- ✓ Éxito en la introducciones en otras regiones geográficas
- ✓ Grupo taxonómico

A continuación, expondremos la metodología aplicable para el cálculo cuantitativo de cada uno de los factores o variables que determinan la probabilidad de establecimiento de reptiles y anfibios.

5.2 Modelos de evaluación del riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles

Basándonos en los trabajos previos de Bomford (2008, 2006, 2003), Bomford *et al.* (2005, 2009) y Massam (2010) desarrollaremos 3 modelos para calcular la probabilidad de establecimiento de anfibios y reptiles. En ambos introduciremos modificaciones para tratar de adaptarlo al archipiélago canario.

El primer modelo (Modelo 1) se basa en el cálculo de tres variables para las especies evaluadas. Se trata de una modificación del Modelo 1 para mamíferos y aves que desarrollamos en la sección anterior (ver sección 4.2.1). El Modelo 2 es una modificación de modelos desarrollados por Bomford (2008, 2006, 2003), Bomford *et al.* (2005) y Massam (2010) para el cálculo de la probabilidad de establecimiento de anfibios y reptiles en Australia, y que incorpora datos sobre los éxitos de

establecimientos de estos grupos a nivel global, usando para ello la información recopilada por Kraus (2009). El tercer modelo (Modelo 3) desarrollado por Bomford (2008) y Bomford *et al.* (2009) se basa en los datos de las introducciones a California, Florida y Gran Bretaña, por lo que sólo puede ser aplicado a las familias implicadas en esas introducciones. Por este motivo una de las variables incorporadas a este modelo “Jurisdiction score” sólo está disponible para Gran Bretaña, California y Florida (0, 2,4702 y 3,0488 respectivamente). Teniendo en cuenta que las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000), proponemos la aplicación de este modelo, usando el valor de “Jurisdiction score” más conservativo, es decir, el correspondiente a Florida (3,0488).

Proponemos la aplicación de los dos primeros modelos a todas las especies evaluadas, y además el tercero en los casos que sea posible. Entre los 2 (ó 3) resultados obtenidos, se deberá elegir el más conservativo si existiera discrepancia entre ellos.

5.2.1 Modelo 1 para anfibios y reptiles

Este modelo se basa en el cálculo de las siguientes tres variables: similitud climática, éxito de las introducciones en otras zonas y rango de distribución mundial.

5.2.1 (A) Similitud climática

Realizaremos estos cálculos tal y como se indica en la sección (4.2.1). Los valores obtenidos de esta forma tanto para la similitud climática como para el índice de similitud climática serán:

Valor de similitud climática obtenido con el programa CLIMATE	Índice de similitud climática (ISC)
0-60	BAJO (0)
61-85	MODERADO (2)
86-105	ALTO (4)
106-130	MUY ALTO (6)
≥ 131	EXTREMO (8)

Para que el cálculo del índice de la similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de Bomford (2008), es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar en un grado (2 unidades) el resultado del cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25.

5.2.1 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas

Esta variable se calcula del mismo modo y teniendo en cuenta las circunstancias expuestas en los modelos para mamíferos (ver sección 4.2.1 (B)). Los valores para esta variable serán las siguientes:

Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	Valor
Especies con introducciones en 3 o más archipiélagos pero sin éxito en el establecimiento	0
Especies con introducciones en otras regiones con establecimiento fallido o incierto, o las que nunca han sido introducidas (exceptuando las especies incluidas en el apartado anterior)	2
Especies con poblaciones introducidas en otras islas o en continentes	4

5.2.1 (C) Rango de distribución mundial

Como en el caso de mamíferos y aves, para cada especie este rango deberá calcularse teniendo en cuenta tanto el rango de distribución natural como el de exótica. Esta superficie se puede calcular tal y como se ha indicado en las secciones anteriores (ver sección 4.2.1 (C)). Los valores propuestos para esta variable por Bomford (2008) son:

Rango de distribución mundial (millones de km ²)	Valor
< 2	0
2 - 69	1
≥ 70	2

5.2.1.1 Cálculo del riesgo de establecimiento

El riesgo de establecimiento se calculará sumando los resultados de los apartados anteriores: riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles = A + B + C

Proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores de riesgo de establecimiento calculados, que se moverán entre 0 - 14:

Valores de riesgo de establecimiento A + B + C	Riesgo de establecimiento
0 - 4	BAJO
5 - 7	MODERADO
8 - 11	ALTO
12 - 14	EXTREMO

Considerando que las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000) y para tratar de reducir la subjetividad de los rangos y umbrales de riesgo de establecimiento para cada categoría, hemos considerado que una especie que presente una similitud climática muy alta con Canarias (6), que no haya sido nunca introducida en otras regiones (2) y que posea un área de distribución pequeña (0), debería obtener una probabilidad de establecimiento ALTA ($6+2+0 = 8$).

Si aplicamos este modelo a la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*), asumiendo que no estuviese establecida en Gran Canaria, obtendríamos un valor de similitud climática de 98, es decir, un índice de similitud climática de 4 (Alto), se trataría de una especie sin éxito en las introducciones en continentes y tan sólo introducida en Hawai pero sin éxito (2) (Kraus 2009), y con una superficie de distribución superior a 2 millones de km² (1). El riesgo de establecimiento sería = $4 + 2 + 1 = 7$ **MODERADO**.

Para el caso de la salamandresa rosada (*Hemidactylus turcicus*), el valor de similitud climática es 95, por lo que el índice de similitud climática es 4 (Alto), se trataría de una especie introducida en otros lugares (4) (Kraus 2009), y con una superficie de distribución superior a los 2 pero inferior a los 70 millones de km² (1). El riesgo de establecimiento sería = $4 + 4 + 1 = 9$ **ALTO**.

Por el contrario, para una especie como la rana cubana arborícola (*Osteopilus septentrionalis*) que ha sido introducida en diversas islas del Caribe así como en Florida (Blair *et al.* 2010; Kraus 2009), el valor de la similitud climática con Canarias es bajo 26 (índice de similitud climática = 2) y con un rango de distribución es inferior a 2 millones de km² (0), el riesgo de establecimiento en este caso será = 0 + 4 + 0 = 4 (**BAJO**).

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “4 Riesgo de establecimiento de reptiles y anfibios” que contiene la hoja de cálculo “Modelo 1 anfibios y reptiles” que permite calcular el riesgo de establecimiento para estos grupos de vertebrados empleando el Modelo 1 que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

5.2.2 Modelo 2 para anfibios y reptiles

En este modelo el riesgo de establecimiento para anfibios y reptiles se basa en el cálculo de tres parámetros o variables:

- ✓ Similitud climática
- ✓ Éxito en las introducciones en otras regiones geográficas
- ✓ Riesgo taxonómico

5.2.2 (A) Similitud climática

Este cálculo se aborda de la misma forma que en el modelo de mamíferos y aves (consultar apartado 4.2.1 (A) Similitud climática). Una vez obtenido el valor de similitud climática a través del análisis CLIMATE, que variará entre 0 y 170, este valor deberá expresarse como un porcentaje (%) de la máxima coincidencia climática posible (Bomford, 2003; 2006; 2008). Esto es, a un valor de similitud climática de 170 le corresponde un % de similitud climática de 100, mientras que a uno de valor de 85 le corresponde un % de similitud de 50 [% similitud climática = 100 x (valor de la similitud climática/170)].

Si aplicamos el análisis de similitud climática al área de distribución de la culebra real de california (*Lampropeltis californiae*) el valor de similitud climática obtenido es de 98, por lo que el % de similitud climática es de 58 [% de similitud climática = 100 x (98/170)]. Si repetimos el ejercicio con la distribución de la

salamanquesa rosada (*Hemidactylus turcicus*) con más de 500 estaciones climatológicas disponibles, el valor de similitud climática obtenido es de 95, por lo que el % de similitud climática es de 56 [% de similitud climática = $100 \times (95/170)$]. Como en el apartado para mamíferos y aves (apartado 4.2.1), para que el cálculo del índice de la similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de (Bomford, 2003; 2006; 2008), es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar un 10% el resultado del cálculo del % de similitud climática si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25. Teniendo en cuenta esto, si calculamos la similitud climática para una especie de reptil o anfibio cuya área de distribución es la isla de Cuba donde hay disponibles 24 estaciones meteorológicas (y no posee poblaciones naturalizadas en otros lugares), el valor de la similitud climática que se obtiene es 25, por lo que el % de similitud climática es de 15 [% de similitud climática = $100 \times (25/170)$]. De acuerdo a lo expuesto anteriormente, debido a que el número de estaciones meteorológicas en el área de origen es inferior a 25, el % de similitud climática en este caso será de 25.

5.2.2 (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas

En este apartado consideraremos las especies con “éxito en las introducciones” como aquellas que presentan poblaciones libres en el medio sin la intervención o alimentación humana, aunque persistan en lugares altamente alterados por la acción humana. Si una población se ha establecido en la naturaleza, y posteriormente ha sido erradicada del área de introducción, se deberá contabilizar como un “éxito en la reintroducción” para los cálculos de este apartado (Bomford, 2003; 2006; 2008).

Para calcular los valores de este apartado, introduciremos algunas modificaciones en relación a los modelos de (Bomford, 2003; 2006; 2008).

Como comentamos en el modelo para mamíferos y aves, si bien todas las regiones del Planeta han sufrido el impacto de las invasiones biológicas, este problema es especialmente grave en las islas (IUCN 2000). Es necesario tener en cuenta que actualmente las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008), ya que el aislamiento, y los procesos de evolución que llevan asociados, han hecho que las especies insulares sean especialmente vulnerables a los depredadores, competidores, patógenos y parásitos

exóticos (Hume & Walters 2012; Steadman 2006; Worthy & Holdaway 2002; Flannery & Schouten 2001; Quammen 1997). Por todo ello, a los efectos de asignar valores en esta parte del análisis, siendo conservativos en este cálculo y teniendo en cuenta que esta es una variable clave en el cálculo de la probabilidad de establecimiento, se hace necesario asignar la máxima puntuación (30) a aquellas especies que presenten poblaciones exóticas en islas de pequeña superficie, ya que la probabilidad de establecimiento en islas pequeñas –como es el caso de Canarias- es en principio, mayor que en islas de gran extensión o continentes (Bomford, 2003; 2006; 2008). Para calcular la probabilidad de establecimiento en Canarias no tendría sentido asignar los mayores valores a las especies que presentan poblaciones en islas de gran tamaño y continentes.

Teniendo en cuenta esta consideración, los valores de este apartado se establecerán de la siguiente manera:

Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas	Valor
Especies con introducciones en 3 o más archipiélagos pero sin éxito en el establecimiento	0
La especie ha sido introducida en alguna isla o continente pero no existe certeza de que se hayan establecido o no tienen historial como invasora (exceptuando las especies del apartado anterior)	15
La especie posee por lo menos una población exótica establecida en alguna isla o continente	30

5.2.2 (C) Riesgo taxonómico

Este factor se basa en los datos sobre las introducciones de anfibios y reptiles a nivel mundial, recopilados por Kraus (2009) y establecidos a nivel de Familia por Bomford (2006; 2008). Los valores establecidos aparecen en la Tabla 2.

Tabla 2.- Valor de la variable “riesgo taxonómico” para las familias de anfibios y reptiles

Familia	% introducciones exitosas	Riesgo taxonómico
Agamidae	70	30
Alligatoridae	15	10
Ambystomatidae	38	15
Amphisbaenidae	0	0
Anguidae	29	10
Boidae	6	5
Bufonidae	60	20
Chamaeleonidae	79	30
Chelidae	22	10
Chelydridae	29	10
Colubridae	20	10
Cordylidae	17	10
Crocodylidae	0	0
Cryptobranchidae	0	0
Dendrobatidae	100	30
Discoglossidae	38	15
Elapidae	11	10
Emydidae	39	15
Gekkonidae	76	30
Geomydidae	0	0
Gymnophthalmidae	0	0
Helodermatidae	0	0
Hylidae	41	15
Iguanidae	56	20
Kinosternidae	0	0
Lacertidae	57	20
Leptodactylidae	79	30
Microhylidae	60	20
Myobatrachidae	40	15
Pelobatidae	0	0
Pelomedusidae	25	10
Pipidae	42	15
Plethodontidae	58	20
Proteidae	100	30
Pygopodidae	0	0
Ranidae	80	30
Rhacophoridae	75	30
Salamandridae	36	15
Scincidae	46	15
Teiidae	67	20
Testudinidae	48	15
Trionychidae	66	20
Typhlopidae	95	30
Varanidae	38	15
Viperidae	21	10

5.2.2.1 Cálculo del riesgo de establecimiento

Teniendo en cuenta los apartados anteriores, el riesgo de establecimiento se calculará sumando los resultados de (A) % similitud climática, (B) Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas y (C) Riesgo taxonómico.

Los valores de riesgo de establecimiento ($A + B + C$) se moverán entre 0 y 160. Proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores calculados:

Valores de riesgo de establecimiento $A + B + C$	Riesgo de establecimiento
≤ 45	BAJO
46 - 80	MODERADO
81 - 114	ALTO
≥ 115	EXTREMO

Si bien los rangos y umbrales para cada categoría de riesgo de establecimiento puede ser subjetivos, para ello hemos tendido en cuenta que las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000). Por ello para una especie que no posea antecedentes de exótica invasora en otras islas (por tanto $B = 15$, y es posible que $C = 0$), pero que presente un % similitud climática alta con Canarias, es lógico asumir que tendrá una alta probabilidad de asentamiento. Por esto, para reptiles y anfibios el riesgo de establecimiento ALTO se sitúa entre 81 – 114. Por otro lado, teniendo en cuenta los umbrales establecidos, las especie que presenten una similitud climática del 58 % con Canarias, hayan sido introducida en otras regiones aunque no se tenga certeza de su establecimiento ($B = 15$), y que posean un riesgo taxonómico moderado ($C = 10$), serán calificadas con un riesgo de establecimiento ALTO ($58 + 15 + 10 = 83$). Este es el caso de la culebra real de California. Si repetimos este cálculo para la salamandresa rosada (*Hemidactylus turcicus*), otra especie establecida en Canarias, obtenemos un % de similitud climática de 56, posee poblaciones introducidas en diversas regiones (fuera de Canarias) $B = 30$, y un riesgo taxonómico alto ($C = 30$), el riesgo de establecimiento para esta especie será: $56 + 30 + 30 = 116$ (EXTREMO). Para la rana arbórea cubana

(*Osteopilus septentrionalis*) el riesgo de establecimiento sería: $15 + 30 + 15 = 60$ (MODERADO).

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “4 Riesgo de establecimiento de reptiles y anfibios” que contiene hoja de cálculo “Modelo 2 anfibios y reptiles” que permite calcular el riesgo de establecimiento para estos grupos de vertebrados empleando el Modelo 2 que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

5.2.3 Modelo 3 para anfibios y reptiles

Este modelo se basa en los datos de las introducciones a California, Florida y Gran Bretaña (Bomford 2008 y Bomford *et al.* 2009), por lo que sólo puede ser aplicado a las familias protagonistas de esas introducciones. Por esto, una de las variables incorporadas a este modelo “Jurisdiction score” sólo está disponible para Gran Bretaña, California y Florida.

Matemáticamente se trata de un modelo lineal mixto generalizado que se basa en datos sobre similitud climática y otras variables obtenidas a partir de las introducciones y grupos taxonómicos a los que pertenecen las especies evaluadas.

En este modelo la probabilidad de establecimiento se calcula de la siguiente manera:

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/[1 + \exp(3.8499 - 2.9016(\text{prop.especie}) - \text{Jurisdicción} - S_{\text{climática}} - \text{Efecto aleatorio de Familia})]$$

5.2.3.1 Variable “prop.especie”

De acuerdo con Bomford (2008) la variable “prop.especie” es el número de jurisdicciones donde la especie se ha establecido/nº total de jurisdicciones donde ha sido introducida. La jurisdicción puede corresponder con un país, con un estado en el caso de América del Norte, o con una isla o archipiélago aunque formen parte de un país mayor.

Esta variable deberá calcularse consultando la base de datos de Kraus (2009) que contiene información sobre más de 2000 introducciones en todo el mundo. Si existiese información adicional sobre la especie evaluada deberá incorporarse a la de la base de datos para el cálculo de la variable “prop.especie”.

5.2.3.2 Variable “Jurisdicción”

Esta variable sólo está disponible para Gran Bretaña, California y Florida (0; 2,4702 y 3,0488 respectivamente). Teniendo en cuenta que las islas de pequeña superficie se encuentran entre las más afectadas y amenazadas por las especies invasoras (Donlan & Wilcox 2008; IUCN 2000), proponemos la aplicación de este modelo, usando el valor de “Jurisdicción” más conservativo, es decir, el correspondiente a Florida (3,0488).

5.2.3.3 Variable “S climática”

En este modelo la variable “S climática” se calcula de la siguiente forma Bomford (2008): ***S climática = 4,25 (proporción similitud climática) – 1,88.***

EL cálculo del valor de la similitud climática se aborda de la misma forma que en el modelo de mamíferos y aves (consultar apartado 4.2.1 (A) Similitud climática). Una vez obtenido el valor de similitud climática a través del análisis CLIMATE, que variará entre 0 y 170, este valor deberá expresarse como una proporción de la máxima coincidencia climática posible. Esto es, a un valor de similitud climática de 170 le corresponde una proporción de similitud climática de 1, mientras que a uno de valor de 85 le corresponde una proporción de similitud de 0,5 [proporción similitud climática = valor de la similitud climática/170]. Por ejemplo, para la culebra real de california, el valor de similitud climática es de 98, por lo que la proporción de similitud climática será de $98/170 = 0,58$. En este caso la variable “S climática” se calculará: $S \text{ climática} = 4,25 (0,58) - 1,88 = 0,585$. Para lograr un cálculo conservativo de esta variable, en el caso de que el número de estaciones meteorológicas sea inferior a 25 en el área de origen de la especie evaluada proponemos aumentar en 17 (un 10%) el valor de similitud climática obtenida en el análisis CLIMATE. Es decir, si obtenemos un valor de 19 en el análisis CLIMATE para una especie que se distribuye por una zona donde hay menos de 25 estaciones meteorológicas, la proporción de similitud climática será de $(19+17)/170 = 0,21$. En este caso la variable $S \text{ climática} = 4,25 (0,21) - 1,88 = - 0,99$

5.2.3.4 Variable “efecto aleatorio de Familia”

Los datos de esta variable sólo están disponibles para las Familias de las especies introducidas a Gran Bretaña, California y Florida. Estos datos aparecen en la Tabla 3.

Tabla 3.- Valores de la variable “efecto aleatorio de Familia”

Familia	Efecto aleatorio	Familia	Efecto aleatorio
Agamidae	-0.11	Kinosternidae	-0.05
Alligatoridae	0.43	Lacertidae	0.34
Alytidae	0.01	Leptodactylidae	1.08
Ambystomatidae	0.64	Pelobatidae	-0.22
Boidae	-0.09	Pelomedusidae	-0.62
Bombinatoridae	-0.26	Pipidae	0.03
Bufonidae	-0.91	Pythonidae	-0.08
Chamaeleonidae	0.48	Ranidae	1.69
Chelydridae	0.68	Salamandridae	0.35
Colubridae	-0.15	Scincidae	0.00
Elapidae	0.74	Teiidae	-0.77
Emydidae	-0.77	Testudinidae	-1.30
Gekkonidae	-0.41	Trionychidae	-0.07
Geoemydidae	-0.37	Typhlopidae	0.02
Hylidae	-0.82	Varanidae	-0.59
Iguanidae	0.49		

Para calcular el riesgo de establecimiento de especies incluidas en familias que no estén en la tabla anterior, será necesario basarse exclusivamente en los resultados de los modelos 1 y 2.

5.2.3.5 Cálculo del riesgo de establecimiento

Tal y como indicamos en el apartado 5.2.3.2 usaremos el valor de “Jurisdicción” correspondiente a Florida (3,0488). En este caso la expresión para calcular la probabilidad de establecimiento quedará de la siguiente forma:

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp(0.8011 - 2.9016(\text{prop.especie}) - S_{\text{climática}} - \text{Efecto aleatorio de Familia}))$$

Para la culebra real de California:

- ✓ La variable prop.especie = 0,14
- ✓ La variable S climática = 0,585
- ✓ La variable efecto aleatorio de Familia = - 0,15

La probabilidad de establecimiento será:

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp(0.8011 - 2.9016(0,14) - 0,585 + 0,15))$$

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp(-0,04)) = 0,51$$

Para la salamanguera rosada (*Hemidactylus turcicus*):

- ✓ La variable prop.especie = 0,87

- ✓ La variable S climática: el valor de similitud climática para esta especie es de 95, por lo que proporción de similitud climática será de $95/170 = 0,559$. En este caso la variable S climática se calculará: $S \text{ climática} = 4,25 (0,559) - 1,88 = 0,496$
- ✓ La variable efecto aleatorio de Familia = - 0,41

La probabilidad de establecimiento será:

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp (0.8011 - 2.9016 (0,87) - 0,496 + 0,41))$$

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp (- 2,093)) = \mathbf{0,86}$$

Para la rana arbórea cubana (*Osteopilus septentrionalis*):

- ✓ La variable prop.especie = 0,65
- ✓ La variable S climática: el valor de similitud climática para esta especie es de 25, por lo que proporción de similitud climática será de $25/170 = 0,147$. En este caso la variable S climática se calculará: $S \text{ climática} = 4,25 (0,147) - 1,88 = - 1,255$
- ✓ La variable efecto aleatorio de Familia = - 0,82

La probabilidad de establecimiento será:

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp (0.8011 - 2.9016 (0,65) + 1,255 + 0,82))$$

$$P_{\text{establecimiento}} = 1/(1 + \exp (0,99)) = \mathbf{0,271}$$

Los valores de riesgo de establecimiento se moverán entre 0 y 1. Proponemos el establecimiento de los mismos rangos de riesgo establecidos por Bomford (2008):

Valores de riesgo de establecimiento	Riesgo de establecimiento
$\leq 0,16$	BAJO
0,17 – 0,39	MODERADO
0,40 – 0,84	ALTO
$\geq 0,85$	EXTREMO

Con estos rangos, la culebra real de California ($P_{\text{establecimiento}} = 0,51$) tendrá un riesgo de establecimiento **ALTO**, la salamandrea rosada ($P_{\text{establecimiento}} = 0,86$) tendrán un riesgo de establecimiento **EXTREMO**, mientras que la rana arbórea cubana tendrá un riesgo de establecimiento **MODERADO** ($P_{\text{establecimiento}} = 0,271$).

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “4 Riesgo de establecimiento de reptiles y anfibios” que contiene de cálculo “Modelo 3 anfibios y reptiles” que permite calcular el riesgo de establecimiento para estos grupos de vertebrados empleando el Modelo 3 que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

5.3 Riesgo de plaga para anfibios y reptiles

Para los anfibios y reptiles, tal y como expondremos a lo largo de este apartado, la información existente no permite desarrollar un modelo cuantitativo fiable para calcular el riesgo de plaga. En este apartado desarrollaremos un modelo cualitativo para tratar de calcular la probabilidad de que una especie de anfibio o reptil exótico se convierta en una plaga si es introducido. A los efectos de este informe –tal y como indicamos en el caso de mamíferos y aves- podemos definir plaga a las especies exóticas invasoras que tras su establecimiento pueden alcanzar un amplio rango geográfico y causar daños en los ecosistemas naturales (a plantas, animales y a los procesos en los que intervienen), en la agricultura, ganadería, industria, comercio, sanidad, etc., pudiendo por tanto tener consecuencias económicas, sanitarias, sociales y de conservación muy negativas. Este apartado se inspira en la metodología de modelos previos (Kelly *et al.* 2013; Baptiste *et al.* 2010; Bomford, 2008, 2006, 2003; Bomford *et al.*, 2005) tratando de incorporar modificaciones para adaptarlo a las peculiaridades de archipiélagos oceánicos como Canarias.

5.3.1 Impactos causados por las plagas de anfibios y reptiles

Entre las consecuencias más importantes derivadas de las invasiones de anfibios y reptiles podemos incluir los siguientes impactos.

5.3.1.1 Competición con las especies nativas por los recursos

Los datos históricos de distribución de algunos lagartos indican que la introducción de especies exóticas de lagartos ha modificado tanto la abundancia como distribución geográfica de las especies autóctonas (Case & Bolger 1991). Una especie invasora de perenquén (*Hemidactylus frenatus*) introducida en diversas zonas del pacífico, excluye a los perenquenes locales (*Lepidodactylus lugubris*) en ambientes urbanos y semiurbanos

por diversos motivos, siendo el más importante su mayor eficacia a la hora de explotar los recursos tróficos. La misma especie invasora ha causado la desaparición de *Nactus coindemirensis*, *N. durelli* y *N. serpensinsula* de la isla de Mauricio y la mayoría de sus islotes, estando estas especies confinadas casi exclusivamente a islotes donde *H. frenatus* no ha sido introducido. El escíncido *Cryptoblepharus nigropunctatus*, endémico de una isla japonesa, ha desaparecido de las zonas donde la especie exótica *Anolis carolinensis* presenta altas densidades. Los datos parecen indicar que la competición de una especie invasora de mayor tamaño es la causa de este declive (ver Kraus 2009 y referencias allí mencionadas).

La competición no ocurre exclusivamente con especies de reptiles o anfibios nativos, también tiene lugar con otros grupos de vertebrados. Por ejemplo, el sapo de caña (*Bufo marinus*) ha provocado el descenso en el éxito reproductor de abejarucos (*Merops ornatus*), entre otras razones, por la competencia por la huras donde nidifican esta aves (Boland 2004).

Estos datos indican que la competencia con algunas especies exóticas de anfibios y reptiles tiene consecuencias muy negativas para la fauna autóctona, sin embargo la información disponible no permite hacer generalizaciones. A la hora de evaluar el riesgo de plaga, se deberá tener en cuenta cualquier historial previo en este sentido.

5.3.1.2 Depredación

Este suele ser el efecto más considerado y mejor estudiado de las especies de anfibios y reptiles introducidos. Quizás el caso más conocido sea el de la serpiente parda arborícola (*Boiga irregularis*) introducida en la isla de Guam poco después de la segunda Guerra mundial, y que en un plazo de unos 40 años provocó la extinción de 10 especies de aves terrestres, tres marinas y al menos una especie de murciélago. Tres de estas aves y el murciélago eran endémicos de la isla, dos especies más de aves endémicas de Guam sobreviven únicamente en cautividad, y el resto de aves que sobrevive en la isla presentan una abundancia muy reducida (Fritts & Rodda 1998; Rodda & Savidge 2007; Kraus 2009).

La introducción de *Anolis carolinensis* en diversas islas de Japón desde 1965 ha provocado la extinción o rarefacción de 15 especies de insectos endémicos. Los insectos tóxicos, nocturnos, con cuerpos grandes y duros no han experimentado estos declives (Kraus 2009).

El sapo de caña (*Bufo marinus*) tiene efectos a nivel de la población de abejarucos (*Merops ornatus*) por la competencia por la huras donde nidifican esta aves, así como por la depredación sobre huevos y pollos (Boland 2004). Este sapo depreda también sobre otros muchos vertebrados, pero su efecto no ha sido suficientemente estudiado (Kraus 2009).

La pitón de Birmania (*Python molurus bivittatus*) ha expandido tanto su número como su rango de distribución en Florida desde el año 2000, lo que ha provocado un severo declive –entre el 99% y el 87%- en poblaciones de mamíferos, dando una idea de su brutal impacto en los ecosistemas de esta área (Dorcas 2012).

En Gran Canaria, la dieta de la culebra real de California se compone mayoritariamente de reptiles autóctonos (lagartos *Gallotia stehlini*, lisas *Chalcides sexlineatus* y perenquenes *Tarentola boettgeri*), llegando a representar el 79% de la dieta en la población asilvestrada de Telde y del 59% en la de Galdar (Cabrera-Pérez *et al.* 2012).

Por otro lado la mayoría de anfibios y reptiles introducidos poseen dietas generalistas, lo que es considerado por muchos autores como una condición necesaria para el establecimiento en nuevas regiones (Bomford 2003, 2005, 2008, Kraus 2009).

La información disponible indica que la introducción de anfibios y reptiles depredadores puede tener efectos muy severos sobre las poblaciones de presas autóctonas.

5.3.1.3 Impactos sobre el funcionamiento de los ecosistemas

La gran pérdida de vertebrados autóctonos –tanto en número de especies como en abundancia- a causa de la introducción de la serpiente parda arborícola en Guam ha producido profundos cambios en los ecosistemas de la isla (Fritts & Rodda 1998; Rodda & Savidge 2007). La pérdida de aves y mamíferos insectívoros ha provocado, entre otros efecto, el incremento desmesurado de las arañas en la isla (Rogers *et al.* 2012).

En Australia, la introducción del sapo de caña ha tenido un fuerte efecto en la mortalidad de sus depredadores (cocodrilos, varanos, serpientes, tortugas, etc.) a causa de la toxina que secreta su piel. Se ha constatado que en zonas del norte de Australia provocó el descenso de las poblaciones de varanos (*Varanus panoptes*), los cuales constituyen una pieza importante en los ecosistemas de la zona (Kraus 2009). En este sentido, si la depredación de reptiles autóctonos (lagartos, lisas y perenquenes) por parte

de la culebra real de California en Gran Canaria (Cabrera-Pérez *et al.* 2012) ocasionara un severo descenso de las poblaciones de reptiles autóctonos podría tener fuertes impactos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (en la dispersión de semillas, incremento de las poblaciones de insectos presas, en las poblaciones de depredadores que consumen mayoritariamente estos grupos, etc.).

Estos efectos quizás sean los menos estudiados, y quizás los más difíciles de predecir en las invasiones biológicas, y por tanto difíciles de incluir en el cálculo de riesgo de plaga, a no ser que exista información previa sobre las especies evaluadas.

5.3.1.4 Capacidad de producir lesiones o intoxicaciones

Las serpientes venenosas, en el caso de establecer poblaciones salvajes, constituyen un peligro de primer orden para la población. Por ejemplo, en Guam la serpiente parda arborícola ocasiona cada año numerosas mordeduras, que si bien no son mortales, ocasionan muchas molestias y gastos sanitarios. Un alto porcentaje de las mismas (80%) tiene lugar en los propios hogares de los afectados cuando estos se encuentran durmiendo (Rodda & Savidge 2007; Kraus 2009). Como hemos comentado, algunas especies de anfibios pueden producir toxinas a través de su piel como por ejemplo la rana arborícola de cuba (*Osteopilus septentrionalis*) o el sapo de caña (*Bufo marinus*), que pueden afectar a las personas y a la fauna doméstica si entran en contacto con ellas (Kraus 2009). Se conocen casos de muerte de perros 15 minutos después de la ingestión de un sapo de caña (Bomford 2008). El sapo de caña puede incluso llegar a contaminar el agua a causa de una alta concentración de individuos por liberación de sus toxinas al agua (van Dam *et al.* 2002).

Las serpientes constrictoras pueden también causar daños serios a los humanos, sobre todo si son manipuladas, así como cualquier reptil que pueda alcanzar grandes dimensiones.

Es previsible que las especies de anfibios y reptiles que causan daños (envenenamiento, intoxicaciones, mordeduras, lesiones, etc.) en las zonas donde han sido introducidas, los causen también en los nuevos territorios donde llegan, por lo que habrá que tener muy en cuenta el historial en este sentido de las especies evaluadas.

5.3.1.5 Enfermedades y parásitos

Los anfibios y reptiles exóticos pueden servir como hospedadores, vectores y transmisores de diversas enfermedades y parásitos (Chiodini & Sundberg 1981). Los reptiles pueden introducir enfermedades y parásitos –que pueden afectar tanto a reptiles como a otros grupos de animales salvajes y domésticos- en los nuevos lugares donde son introducidos (Burridge 2001). En Estados Unidos se ha prohibido la venta de ejemplares de *Trachemys scripta* de pequeña talla por su capacidad para transmitir Salmonelosis al ser humano (Nagano *et al.* 2006; Bomford 2008).

El sapo de caña puede transmitir diversos parásitos que pueden afectar al hombre, la fauna salvaje y doméstica (Bomford 2008; Kraus 2009). En el caso de las afecciones a la fauna salvaje el ejemplo más conocido, y que constituye una autentica pandemia para los anfibios, es el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, introducido en multitud de regiones geográficas con el comercio de anfibios (Kraus 2009). Para Canarias, en este último caso es de menor importancia debido a la inexistencia de anfibios autóctonos.

Es previsible que si una especie se comporta como portadora y transmisora de parásitos y enfermedades en las zonas donde ha sido introducida, también se comporte así en Canarias.

5.3.1.6 Hibridación con la fauna nativa y otros efectos genéticos

Las especies de anfibios y reptiles invasoras pueden hibridarse con las nativas con el consecuente riesgo de pérdida de genes nativos. Por ejemplo la introducción de *Podarcis sicula* ha dado lugar a la hibridación con otras especies nativas de islas del Mediterráneo dando lugar a la introgresiones genéticas (Capula 1993; Capula *et al.* 2002). Estos autores indican que esta especie ha dado lugar a la desaparición de poblaciones de lagartos autóctonos a través de hibridación y competencia.

La hibridación de *Iguana delicatissima* con *I. iguana* ha contribuido al desplazamiento de la primera en Guadalupe y otras islas del Caribe (Kraus 2009).

Los anfibios y reptiles exóticos pueden tener otros efectos genéticos. Por ejemplo, pueden alterar los procesos de selección natural o el flujo genético entre poblaciones. La depredación o competición con especies nativas puede tener efectos sobre los tamaños poblacionales o sobre determinados fenotipos lo que podría reflejarse en cambios genéticos (Kraus 2009; Bomford 2008).

Los datos expuestos indican que los reptiles exóticos que tengan parientes próximos en la fauna autóctona del archipiélago podrían hibridarse con las especies endémicas, lo que podría tener consecuencias imprevisibles en su conservación. En este sentido, habrá que prestar especial atención al traslado de reptiles autóctonos entre islas debido a los elevados riesgos de hibridación.

5.3.1.7 Impactos sociales y económicos

En Hawai, la introducción del coquí (*Eleutherodactylus coqui*), una rana originaria de Puerto Rico, ha tenido impactos en los hoteles y en el valor de las viviendas debido a la polución acústica producida por sus llamadas. Su impacto se ha estimado en unos 8 millones de dólares/años, cantidad que irá incrementándose a medida que la especie continúe con su expansión (Kraus 2009).

La serpiente parda arborícola (*Boiga irregularis*) introducida en la isla de Guam causa unos 200 cortes de suministro eléctrico por año en los tendidos eléctricos de la isla (Stokstad 2013). Entre 1978 y 1997 provocó más de 1600 apagones eléctricos. Cálculos conservativos de su impacto se sitúan entre 1-4 millones de dólares/año (Kraus 2009). Adicionalmente esta especie causa grandes problemas a explotaciones ganaderas, avícolas y propietarios de aves de jaula ya que, consume poyos, huevos y aves enjauladas (Pimentel *et al.* 2005; Kraus 2009). Situaciones parecidas se podrían dar en Gran Canaria con la expansión de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*).

La iguana verde (*Iguana iguana*) y la iguana rayada (*Ctenosauria similis*) representan un problema en el sur de Florida ya que, además de consumir las plantas de los jardines escavan madrigueras que afectan a las construcciones humanas (Kraus 2009).

El sapo de caña (*Bufo marinus*) es un depredador de las abejas melíferas y su introducción en Australia produjo pérdidas económicas en este sector, así como una reducción en los servicios de polinización que ofrecen las abejas (Kraus 2009).

Este tipo de afecciones pueden llegar a ser muy difíciles de predecir, por lo que cualquier historial de estos impactos, tanto en su rango natural como en el de introducción deberá tenerse en cuenta para tratar de evaluar sus consecuencias económicas en Canarias.

5.3.2 Otros factores a considerar en el cálculo de riesgo de plaga para anfibios y reptiles

Los siguientes aspectos pueden influir en que una especie exótica se comporte o no como plaga en las nuevas zonas donde es introducida:

- ✓ **Historial como plaga:** Uno de los parámetros que mejor predicen la posibilidad de que una especie se convierta en plaga es su historial como plaga en otras regiones geográficas (Simberloff *et al.* 2013; Ricciardi 2003; Ricciardi & Rasmussen 1998). De esta forma, una especie que se comporte como plaga en los lugares donde ha sido introducida previamente, es muy posible que si se establece en Canarias, se comporte también como plaga. Desafortunadamente la información, en este sentido, sobre anfibios y reptiles suele ser escasa y poco precisa. Por otro lado, puede suceder que una especie se comporte como plaga sólo en parte de su rango de introducción (no en todo), por lo que su historial como plaga podría ser mal interpretado. De la misma forma, hay especies que no tienen ningún historial como invasoras ya que, no han sido transportadas nunca. En estos casos, a pesar de la ausencia de historial previo, el riesgo podría ser alto (Bomford 2003, 2008). Por tanto, la información previa sobre su historial como invasora puede proporcionar información útil para las predicciones, aunque con un cierto grado de incertidumbre. El principio de precaución deberá de aplicarse cuando las especies carecen de historial como invasoras. En este sentido Lowe *et al.* (2004) incluyen a 3 anfibios (*Rana catesbeiana*, *Bufo marinus* y *Eleutherodactylus coqui*) y 2 reptiles (*Boiga irregularis* y *Trachemys scripta*) entre las 100 especies exóticas invasoras más dañinas.
- ✓ **Velocidad de expansión:** Las especies que se expanden rápidamente desde su lugar de establecimiento, son difíciles de contener y controlar por lo que tienen más probabilidad de convertirse en plagas que las que se expanden lentamente. Los factores que limitan la velocidad de expansión y los que determinan su establecimiento pueden ser diferentes (Duncan *et al.* 2001, Kolar & Lodge 2001, Forsyth *et al.* 2004). De esta forma, los anfibios y reptiles que se expanden rápidamente tendrán más

probabilidades de comportarse como una plaga en los nuevos lugares donde son introducidos.

- ✓ **Grupos “de riesgo”:** los grupos taxonómicos ausentes en los nuevos hábitats, o las especies con adaptaciones novedosas es muy probable que causen problemas allí donde son introducidas. Este es el caso de los sapos en Australia, los camaleones en muchas regiones del mundo, y las ranas en las islas oceánicas (Bomford 2008). Por lo que habrá que tener en cuenta estos factores en las especies a evaluar.

5.3.3 Evaluación del riesgo de plaga para anfibios y reptiles

En el caso de los anfibios y reptiles, a pesar del elevado número de introducciones que han tenido lugar por todo el mundo, un número reducido de especies (esencialmente *Boiga irregularis*, *Rana catesbeiana*, *Bufo marinus*, *Anolis sagrei*, *Osteopilus septentrionalis*, *Trachemys scripta* y *Python molurus*), han sido tema de estudios en los que se abordan con cierta profundidad sus impactos ambientales (Fritts & Rodda 1998; Kraus 2009; Dorcas *et al.* 2012). Esto puede deberse a que ni anfibios ni reptiles suelen ser percibidos como plagas para la agricultura, o incluso como amenazas para los sistemas naturales ya que, a menudo su impacto sobre las especies y comunidades nativas no suelen ser tan evidentes como los impactos de otros grupos (Bomford 2005, 2008; Kraus 2009), salvo algunas excepciones como las mencionadas anteriormente.

Definir los daños e identificar las especies potenciales que pueden causarlos, con los datos que hemos expuesto, es un proceso subjetivo ya que, los daños ecológicos son difíciles de definir y evaluar, sobre todo cuando atañen a especies que no tienen valor comercial o afectan a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Esta dificultad se incrementa cuando la biodiversidad nativa y los beneficios proporcionados por los ecosistemas se ven afectados por las especies exóticas (Shine *et al.* 2000).

La falsa creencia de que anfibios y reptiles invasores no tienen impactos significativos en los ecosistemas invadidos ha influido en que las Instituciones responsables no hayan implementado programas de erradicación en los primeros estadios de la invasión, momento en los que las erradicaciones son económica y técnicamente viables (Kraus 2009).

Aún con la limitada información disponible, se puede afirmar que los anfibios y reptiles invasores producen impactos comparables a las de otros grupos (mamíferos y

aves): competición, depredación, hibridación, alteración de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, impactos sanitarios, económicos y sociales (Fritts & Rodda 1998; Bomford, 2003, 2005, 2008; Kraus, 2009; Dorcas *et al.* 2012).

Si bien, como hemos expuesto, la información existe no permite desarrollar un modelo cuantitativo fiable para calcular el riesgo de plaga para anfibios y reptiles exóticos, los factores expuestos anteriormente -relacionados con los impactos producidos- indican que el riesgo de efectos adversos en la introducción de estos grupos se incrementa con los siguientes factores (aunque es necesario destacar que la ausencia de estos atributos no implica necesariamente que posean un bajo riesgo de causar daños) (Bomford, 2005, 2008):

- ✓ Tienen efectos adversos en otros lugares o son parientes cercanos -con comportamientos similares- de los que tienen impactos negativos en otros lugares.
- ✓ Son venenosos o tienen potencial para causar lesiones físicas.
- ✓ Se sabe que se extienden rápidamente después de su liberación en nuevos entornos.
- ✓ Presentan altas densidades en su área de distribución natural o introducida.
- ✓ Poseen dietas generalistas (espectro alimenticio amplio y flexible).
- ✓ Especies que se comportan como portadoras y transmisoras de parásitos y enfermedades.
- ✓ Especies que tienen parientes cercanos en la fauna autóctona de reptiles de Canarias (con el consiguiente riesgo de hibridación).

Los autores mencionados anteriormente incluyen otros factores que no hemos considerado ya que, no son factores que sean aplicables en el caso de Canarias. Por otro lado, incluimos otro factor que nos parece de especial importancia a la hora de tratar de calcular la probabilidad de que una especie invasora se convierta en una plaga en Canarias, y es el que pertenezca a *grupos taxonómicos que se encuentran ausentes en Canarias* (como por ejemplo serpientes, camaleones, etc.).

Proponemos, tal y como lo hace Bomford (2005, 2008), que esta lista sea usada como una “checklist” con las especies de anfibios y reptiles **en las que el riesgo de establecimiento sea moderado o superior**, y que sirvan para modificar al alza –si

fuese necesario- la categoría de amenaza obtenida para la especie evaluada (ver Sección 7.2)

6. MODELOS DE RIESGO PARA PECES DE AGUA DULCE

Los peces de agua dulce han sido introducidos por todo el mundo por motivos ornamentales, comerciales, deportivos, lucha biológica, etc. causando un amplio abanico de impactos entre los que se encuentran la alteración de la ecología de los ecosistemas de agua dulce reduciendo la vegetación y la calidad de las aguas, o la reducción de las especies de peces nativos (Pascual *et al.* 2002; Lowe *et al.* 2004; Pimentel *et al.* 2005; Bomford 2003, 2006, 2008; Hughes & Herlihy 2012). Concretamente en islas oceánicas pueden ocasionar la alteración de ambientes anquialinos, la rarefacción o extinción de insectos autóctonos y la introducción de parásitos entre otros impactos (Nico & Walsh 2011).

6.1 Factores que afectan al establecimiento de los peces de agua dulce

Expondremos aquí un resumen de la información analizada por Bomford & Gover (2004) y Bomford (2008). Estos autores encuentran que las diferencias entre las introducciones que tienen éxito y las que no lo tienen se deben a que las especies que se establecen:

- ✓ Han tenido un mayor esfuerzo de introducción (han sido introducidas un número mayor de veces).
- ✓ Tienen una mayor similitud climática con los lugares donde han sido introducidas.
- ✓ Tienen más poblaciones exóticas establecidas en otros lugares.
- ✓ Tienen una alta probabilidad de pertenecer a un género o a una familia que poseen poblaciones establecidas en otros lugares.

6.1.1 Esfuerzo de introducción (número de eventos de liberación)

El esfuerzo de introducción se puede definir como la frecuencia con la que una especie es liberada en un área, combinando este dato con el número de individuos liberados en cada evento de introducción (Simberloff *et al.* 2013). En el caso de los peces de agua dulce, como ocurría con los vertebrados terrestres, las especies que son liberadas con más frecuencia, en más lugares y en un mayor número tienen más éxito en las introducciones (Forsyth & Duncan 2001; Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2013, 2009a; Kraus 2009). Las liberaciones de un alto número de ejemplares de una especie

reducen las posibilidades de extinción por procesos estocásticos, por otro lado la liberación en diferentes lugares incrementa las posibilidades de que la especie sobreviva, en alguna localidad, debido a que ha sido introducida en un hábitat propicio. En el mismo sentido, un mayor número de eventos de introducción, proporciona una mayor diversidad genética -y probablemente fenotípica- a la especie introducida otorgándole por tanto mayores probabilidades de supervivencia (Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009; Kraus 2009).

La información existente pone de manifiesto que el esfuerzo de introducción, como en el caso de los vertebrados terrestres, es un buen indicador del éxito en el establecimiento, siendo por tanto, un factor clave en el éxito de las introducciones de peces de agua dulce.

6.1.2 Similitud climática

Quizás el factor más importante determinante del éxito del establecimiento, es la similitud climática entre el área de distribución natural –y de las regiones donde ha sido introducida con éxito- de la especie exótica y la nueva región a donde llega (Duncan *et al.* 2001; Forsyth *et al.* 2004; Bomford *et al.* 2005, 2009; Hayes & Barry 2008). En principio, esto también es aplicable a los peces de agua dulce ya que, las condiciones ambientales en los cauces y masa de agua dulce de una región están determinadas por el clima (Bomford 2008). Existen casos en los que la temperatura del agua (por ejemplo la existencia de inviernos rigurosos) puede impedir la reproducción de especies exóticas de peces de agua dulce originarios de regiones más cálidas (Nico & Fuller 1999). En Estados Unidos, la mayoría de peces exóticos se han establecido en estados con climas suaves como Florida (50 spp.), California (56 spp.). En Hawaii –un archipiélago oceánico- se encuentran establecidas 33 especies exóticas de peces de agua dulce (Pimentel *et al.* 2005).

Por tanto, la similitud climática puede usarse como un indicador del posible éxito de las especies exóticas en el asentamiento, teniendo en cuenta que diversos factores como la composición mineralógica del agua, o la falta de hábitats adecuados para el desove o la alimentación podrían evitar el establecimiento de especies procedentes de zonas climatológicamente muy similares (Bomford 2008).

6.1.3 Éxito en las introducciones en otras regiones geográficas

Una de las variables que mejor predice el éxito de las introducciones de todos los grupos de vertebrados es el historial como invasor en otras regiones geográficas (Duncan *et al.*, 2001; Ricciardi 2003; Forsyth *et al.*, 2004; Bomford *et al.* 2005, 2008; Bomford 2008; Hayes and Barry 2008; Kraus 2009). Concretamente en el caso de los peces de agua dulce, las especies con introducciones exitosas en otras regiones geográficas tuvieron más éxito en el establecimiento en los Grandes lagos de América del Norte que las especies que no tenían historial como invasoras en otras regiones (Kolar & Lodge 2002). Esto ha sido verificado para introducciones de peces de agua dulce en otras zonas geográfica (Bomford 2008).

Estos datos indican que el éxito como invasor en otras regiones geográficas es un factor muy importante, y que por tanto es necesario tener en cuenta para calcular la probabilidad de establecimiento. Sin embargo, como ocurre en los otros grupos de vertebrados, en el caso de las especies que no tengan historial como invasoras habrá que ser especialmente precavidos ya que, es posible que muchas de estas especies carezcan de este historial porque nunca han sido transportadas previamente y no porque no tenga potencial como invasoras.

6.1.4 Grupo taxonómico

La Familia o Género de una especie de pez de agua dulce puede ser usado como un indicador de su capacidad como invasor. Por tanto, conocer el historial como invasor de las Familias o Géneros puede ser de vital importancia para tratar de calcular la probabilidad de establecimiento en peces de agua dulce (Bomford 2008).

6.1.5 Rango de distribución mundial

Las especies que presentan un amplio rango de distribución pueden ser más propensas a comportarse como exóticas invasoras si las comparamos con las que presentan rangos de distribución más restringidos (Ricciardi and Rasmussen 1998; Bomford & Glover 2004). Esto podría deberse a que en la mayoría de los casos son especies generalistas que son capaces de proliferar en un amplio rango de condiciones ambientales. Por tanto, la distribución geográfica de las especies de peces de agua dulce es un factor que debería tenerse en cuenta a la hora de calcular el riesgo de establecimiento.

6.1.6 Otros factores

Otros factores como la dieta, tamaño de la puesta, longevidad, tamaño corporal, etc. han sido investigados en relación con el éxito de establecimiento para los peces de agua dulce, pero no es posible establecer una relación general entre algunas de estos otros factores y el éxito en la introducciones (Kolar and Lodge 2002; Marchetti 2004; Ruisink 2005).

Factores como el rango mundial de distribución, la tolerancia a determinados factores abióticos, ritmo de crecimiento de la población, comportamiento agresivo y territorialidad, etc. son abordados por Bomford (2008), pero o bien no existe relación con el éxito en las introducciones, o esta relación no está lo suficientemente estudiada.

6.2 Modelos de evaluación de riesgos para peces de agua dulce

Basándonos en los trabajos previos de Bomford & Glover (2004) y Bomford (2006, 2008) desarrollaremos 2 modelos para calcular la probabilidad de establecimiento para peces de agua dulce. En ambos introduciremos modificaciones para tratar de adaptarlo al archipiélago canario.

El Modelo 1 Bomford & Glover (2004) y Bomford (2006, 2008) puede ser aplicado a cualquier especie de pez de agua dulce, mientras que el Modelo 2 (Bomford 2008) sólo podrá aplicarse rigurosamente a determinadas Familias ya que, fue desarrollado con los datos de introducciones (fallidas y exitosas) a 10 países. Para las familias no contempladas en este último modelo se deberá optar por un cálculo indirecto para averiguar la probabilidad de establecimiento (ver sección 6.2.2.3 Valor de la variable “efecto aleatorio de Familia”).

Ambos modelos usan la información de Fishbase (Froese & Pauly 2013) disponible en <http://www.fishbase.org> para averiguar la distribución mundial de las especies y calcular así las similitudes climáticas. Los registros de Fishbase, en ocasiones, no representan la distribución global de una especie, por lo que es posible que el cálculo de similitud climática en estos casos, dé como resultado una subestima de la similitud climática real (Bomford 2008).

Los modelos presentados ofrecen como resultado la probabilidad de que una especie se establezca (luego traducida a unos valores de riesgo de establecimiento), y no ofrecen información sobre la capacidad de extenderse después del establecimiento. Los factores que determinan la expansión pueden ser diferentes a los que determinan el

establecimiento (Duncan et al 2001, Kolar & Lodge 2001, Forsyth *et al.* 2004), aunque altas similitudes climáticas suelen indicar una alta probabilidad de expansión (Bomford 2008) siempre y cuando existan cursos y masas de agua (naturales o artificiales) que permitan esta expansión.

Proponemos la aplicación de ambos modelos a las especies evaluadas, y la elección del resultado más conservativo si existiese discrepancia en el resultado obtenido. Por otro lado el Modelo 2 sólo es aplicable a especies que hayan sido introducidas 3 o más veces, por lo que en estos casos tendrá que aplicarse exclusivamente el Modelo 1.

6.2.1 Modelo 1 para peces de agua dulce

El modelo que desarrollaremos aquí se basa en el desarrollado por Bomford & Glover (2004) y Bomford (2006, 2008) basado en las introducciones de peces de agua dulce tanto exitosas como fallidas a Australia, con algunas modificaciones para poder aplicarlo al archipiélago canario. Se basa en el cálculo de los siguientes factores y variables:

- ✓ Similitud climática
- ✓ Rango de distribución mundial
- ✓ Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas
- ✓ Proporción de introducciones con éxito
- ✓ Riesgo taxonómico

6.2.1.1 Similitud climática

Este cálculo se aborda de la misma forma que en el modelo de mamíferos y aves (4.2.1 (A) Similitud climática).

Valor de similitud climática obtenido con el programa CLIMATE	Índice de similitud climática (ISC)
0-60	BAJO (0)
61-85	MODERADO (2)
86-105	ALTO (4)
106-130	MUY ALTO (6)
≥ 131	EXTREMO (8)

Para que el cálculo del índice de la similitud climática sea conservativo, siguiendo las indicaciones de Bomford (2008), es recomendable hacer algún ajuste en el cálculo del índice de similitud climática si el número de estaciones de la región de origen es escaso. Por ello, proponemos aumentar el rango (2 unidades) el resultado del cálculo de este índice si el número de estaciones meteorológicas disponibles para el análisis en la región de origen es inferior a 25. Por ejemplo, para el acara azul (*Aequidens pulcher*) el valor de similitud climática es de 44 (con 17 estaciones meteorológicas), el índice de similitud climática será $= 0 + 2 = 2$ (MODERADO). Si el valor de la similitud climática obtenido en el análisis CLIMATE es 62, y el número de estaciones meteorológicas disponibles en la región de origen es inferior a 25, el índice de similitud climática sería en este caso $= 2 + 2 = 4$ (ALTO).

6.2.1.2 Rango de distribución mundial

Este factor se calcula accediendo a la información contenida en Fishbase (Froese & Pauly 2013) disponible en <http://www.fishbase.org>. Para una especie invasora el valor de este factor se calcula contando el número de cuadrículas (de 1° de longitud x 1° de latitud) donde la especie está presente. Tras introducir el nombre de la especie en la base de datos, en el apartado de “Distribution” hay que entrar en la pestaña de “ocurrencias”, y una vez dentro hay que elegir la opción “point data” que ofrece la distribución de la especie evaluada en coordenadas geográficas que pueden ser usadas para calcular el número de cuadrículas donde está presente.

Los valores asignables a este parámetro se calcularán de la siguiente manera:

Número de cuadrículas con presencia de la especie	Valoración
$4 \leq$	0
5 - 10	1
11 - 20	2
21 - 30	3
≥ 31	4

6.2.1.3 Éxito de las introducciones en otras regiones geográficas

Las puntuaciones asignables en este apartado aparecen en la siguiente tabla. Esta información se puede obtener en Fishbase (Froese & Pauly 2013) disponible en <http://www.fishbase.org>. Tras introducir el nombre de la especie en la base de datos, en el apartado de “Distribution” hay que entrar en la pestaña de “introduction” donde aparece una tabla con información sobre las introducciones de la especie considerada. En el caso de que se trate de una especie que no haya sido introducida nunca en otros lugares, el principio de precaución aconseja otorgar una puntuación de 2.

Historial como invasora	Valoración
Introducida en otras islas oceánicas pero no se ha establecido	0
Introducida con éxito en otras regiones (islas o continentes)	2
Sin historial previo de introducciones	2

6.2.1.4 Proporción de introducciones con éxito

Para calcular los valores de este apartado es necesario averiguar el número de introducciones exitosas de la especie evaluada para luego dividirlo entre el número total de introducciones. Esta información se puede obtener en el mismo lugar que la del apartado anterior. En el caso de que no exista historial sobre introducciones, asignaremos una puntuación media en este apartado.

Proporción de introducciones exitosas	Valoración
0	0
> 0 – 0,25	1
> 0,25 – 0,5 ó sin historial previo de introducciones	2
> 0,5 – 0,75	3
> 0,75 – 1,0	4

6.2.1.5 Riesgo taxonómico

Este factor es un indicador del éxito en el establecimiento de la Familia o Género a la que pertenece la especie evaluada. Se deberá tratar de calcular este riesgo para el Género al que pertenece la especie, pero en el caso de que existan pocos datos sobre introducciones dentro del Género considerado, se deberá tratar de calcular este riesgo a nivel de Familia.

Riesgo de Género

Este factor se podrá calcular cuando el número de eventos de introducción, a nivel mundial, entre las especies de un Género sea igual o mayor a 4. Para ello se tendrá que hacer uso de la información de Fishbase (Froese & Pauly 2013).

La proporción de introducciones exitosas a nivel de Género = $100 \text{ (n}^\circ \text{ de introducciones exitosas de especies del Género/n}^\circ \text{ total de introducciones de especies del Género)}$.

Proporción de introducciones exitosas a nivel de Género (%)	Valoración
0	0
0 – 10	1
> 10 – 25	2
> 25 – 40	3
> 40 – 60	4
> 60	5

Riesgo de Familia

Este factor se calculará cuando el número de eventos de introducción, a nivel mundial, entre las especies de un Género sea inferior a 4. Para su cálculo se tendrá que hacer uso de la información de Fishbase (Froese & Pauly 2013).

La proporción de introducciones exitosas a nivel de Familia = $100 \text{ (n}^\circ \text{ de introducciones exitosas de especies de la Familia/n}^\circ \text{ total de introducciones de especies de la Familia)}$.

Cuando no existen introducciones previas, o cuando su número es escaso, se debe asignar –por cuestiones de precaución– un valor moderado de riesgo, tal y como aparece en la siguiente tabla.

Proporción de introducciones exitosas a nivel de Familia (%)	Valoración
0 (con nº de introducciones ≥ 3)	0
0 (con nº de introducciones 1-2)	1
1 – 25 (cualquier nº de introducciones) o nunca introducido (nº de introducciones = 0)	2
> 25 – 60 (cualquier nº de introducciones)	3
> 60 (con nº de introducciones 1-2)	4
> 60 (con nº de introducciones ≥ 3)	5

6.2.1.6 Cálculo de riesgo de establecimiento

El cálculo de riesgo de establecimiento se efectúa sumando los valores obtenidos en los apartados anteriores (6.2.1.1 – 6.2.1.5). La cantidad obtenida (valoración del riesgo de establecimiento), que variará entre 0 – 23, se transforma en categorías de riesgo tal y como aparece en la siguiente tabla.

Valoración	Riesgo de establecimiento
≤ 5	BAJO
6 - 11	MODERADO
12 - 17	ALTO
≥ 19	EXTREMO

Con estos umbrales de corte, una especie que posea una similitud climática con Canarias alta (4), sin historial previo de introducciones (2), que por tanto no se pueda calcular su proporción de introducciones con éxito (2), y su riesgo taxonómico es (2) ofrecerá como resultado un riesgo de establecimiento = 10, es decir MODERADO. Si una especie con los mismas características que la anterior pero con una similitud climática con Canarias muy alta (6), ofrecerá un riesgo de establecimiento = 12, es decir ALTO. Si aplicamos este modelo a una especie altamente invasiva, ya introducida en Canarias como es el caso de la gambusia (*Gambusia affinis*) obtenemos que presenta una alta similitud climática con el archipiélago (4), con un amplio rango de distribución mundial (4), con un alto éxito en sus invasiones (2) y por tanto, con una alta proporción de introducciones con éxito (4) y un alto riesgo taxonómico (5). El riesgo de

establecimiento para esta especie en Canarias será = $4 + 4 + 2 + 4 + 5 = 19$, es decir, EXTREMO.

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “5 Riesgo de establecimiento peces agua dulce” que contiene la hoja de cálculo “Modelo 1 peces agua dulce” que permite calcular el riesgo de establecimiento para este grupo de vertebrados empleando el Modelo 1 que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

6.2.2 Modelo 2 para peces de agua dulce

Este modelo ha sido desarrollado por Bomford (2008) basándose en datos de introducciones –con o sin éxito- a 10 países y no sólo a Australia. Matemáticamente se trata de un modelo lineal mixto generalizado que se basa en datos sobre similitud climática y otras variables obtenidas a partir de las introducciones y grupos taxonómicos a los que pertenecen las especies evaluadas.

En este modelo la probabilidad de establecimiento se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Probabilidad de establecimiento} = 1/[1 + \exp(3,2974 - 2,9611(\text{prop.especie}) - 3,2948(\text{prop.familia}) - \text{prop.similitud climática} - \text{efecto aleatorio de Familia})]$$

Donde:

Prop.especie = N° de países donde la especie se ha establecido/n° total de países donde ha sido introducida

Prop.familia = N° de países donde las especies en la familia se han establecido/n° total de países con introducciones de las especies en la familia

prop.similitud climática = Similitud climática para la especie considerada/máxima similitud climática posible.

Efecto aleatorio de Familia = variable que se estima a partir de datos no publicados (Bomford *et al.* 2008), estando por tanto disponible sólo para las familias consideradas en ese trabajo.

6.2.2.1 Valor de la variable “prop.familia”

Esta variable se calcula de la siguiente manera:

Prop.familia = N° de países donde especies de esta familia se han establecido/n° total de países donde especies de esta familia han sido introducidas.

Esta variable se podrá calcular cuando la especie evaluada pertenezca a una Familia que haya sido introducida por lo menos tres veces en diferentes lugares. Los valores obtenidos por Bomford (2008) para esta variable aparecen en la Tabla 4. Para las especies no contempladas en esta tabla el cálculo de esta variable se deberá acometer consultando la información disponible, entre ella la contenida en Fishbase (Froese & Pauly 2013) disponible en <http://www.fishbase.org>.

Tabla 4.- Valores de la variable “*prop.familia*”

Familia	Prop.familia	Familia	Prop.familia
Acipenseridae	0,05	Erythrinidae	0,33
Adrianichthyidae	0,67	Esocidae	0,75
Anabantidae	0,67	Fundulidae	0,75
Anguillidae	0,31	Gasterosteidae	1,00
Aplocheilidae	0,67	Gobiidae	1,00
Atherinidae	1,00	Ictaluridae	0,84
Belontiidae	0,81	Moronidae	0,36
Catostomidae	0,44	Osmeridae	1,00
Centrarchidae	0,77	Osphronemidae	0,33
Centropomidae	0,50	Osteoglossidae	0,75
Channidae	0,82	Percidae	0,96
Characidae	0,25	Poeciliidae	0,93
Cichlidae	0,84	Polyodontidae	0,00
Clariidae	0,68	Salmonidae	0,55
Clupeidae	0,89	Siluridae	1,00
Cobitidae	1,00	Umbridae	0,71
Cyprinidae	0,73		

6.2.2.2 Valor de la variable “*prop.especie*”

Esta variable se calcula de la siguiente manera:

Prop.especie = N° de países donde la especie se ha establecido/n° total de países donde ha sido introducida

Esta variable se podrá calcular cuando la especie evaluada haya sido introducida por lo menos tres veces en diferentes lugares. Los valores obtenidos por Bomford (2008) para esta variable aparecen en Tabla 5. Para las especies no contempladas en esta tabla el cálculo de esta variable se deberá acometer consultando la información disponible, entre ellas la contenida en Fishbase (Froese & Pauly 2013) disponible en

<http://www.fishbase.org>. Si la especie no se ha establecido fuera de su rango de distribución natural esta variable tendrá un valor de cero.

Tabla 5.- Valores de la variable “prop.especie”

Especie	Prop.especie	Especie	Prop.especie
<i>Acipenser baerii</i>	0,14	<i>Lates niloticus</i>	0,60
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	0,00	<i>Morone chrysops</i>	0,25
<i>Ambloplites rupestris</i>	1,00	<i>Morone saxatilis</i>	0,33
<i>Ameiurus melas</i>	1,00	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	0,38
<i>Ameiurus nebulosus</i>	0,95	<i>Neogobius melanostomus</i>	1,00
<i>Anabas testudineus</i>	0,75	<i>Odontesthes bonariensis</i>	1,00
<i>Anguilla anguilla</i>	0,44	<i>Oncorhynchus clarki clarki</i>	0,00
<i>Anguilla japonica</i>	0,17	<i>Oncorhynchus gorboscha</i>	0,67
<i>Aristichthys nobilis</i>	0,30	<i>Oncorhynchus keta</i>	0,00
<i>Astatoreochromis alluaudi</i>	0,75	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	0,30
<i>Astronotus ocellatus</i>	0,67	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,74
<i>Barbodes gonionotus</i>	0,86	<i>Oncorhynchus nerka</i>	0,17
<i>Betta splendens</i>	0,80	<i>Oncorhynchus rhodurus</i>	0,00
<i>Carassius auratus</i>	0,98	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	0,25
<i>Carassius carassius</i>	0,88	<i>Oreochromis aureus</i>	0,85
<i>Carpodacus cyprinus</i>	1,00	<i>Oreochromis homorum</i>	0,90
<i>Catla catla</i>	0,50	<i>Oreochromis macrochir</i>	0,33
<i>Channa striata</i>	0,75	<i>Oreochromis mossambicus</i>	0,94
<i>Cichla ocellaris</i>	1,00	<i>Oreochromis niloticus</i>	0,86
<i>Cichlasoma facetum</i>	1,00	<i>Oreochromis spirulus</i>	0,75
<i>Cichlasoma meeki</i>	1,00	<i>Oryzias latipes</i>	0,67
<i>Cichlasoma nigrofasciatum</i>	0,67	<i>Osphronemus goramy</i>	0,33
<i>Clarias batrachus</i>	0,80	<i>Perca fluviatilis</i>	1,00
<i>Clarias gariepinus</i>	0,57	<i>Phallocheros caudimaculatus</i>	1,00
<i>Colossoma macropomum</i>	0,00	<i>Pimephales promelas</i>	0,75
<i>Coregonus clupeaformis</i>	0,00	<i>Poecilia latipinna</i>	0,90
<i>Coregonus lavaretus</i>	0,75	<i>Poecilia mexicana</i>	1,00
<i>Coregonus peled</i>	0,83	<i>Poecilia reticulata</i>	0,97
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0,55	<i>Polyodon spathula</i>	0,00
<i>Cyprinus carpio</i>	0,91	<i>Pomoxis annularis</i>	0,67
<i>Esox lucius</i>	0,89	<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	0,60
<i>Gambusia affinis</i>	0,96	<i>Pseudorasbora parva</i>	1,00
<i>Gambusia holbrooki</i>	1,00	<i>Puntius conchionius</i>	0,80
<i>Gobio gobio gobio</i>	1,00	<i>Rhodeus sericeus</i>	1,00
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	1,00	<i>Rutilus rutilus</i>	0,80
<i>Hemiculter leucisculus</i>	1,00	<i>Salmo salar</i>	0,33
<i>Heterotis niloticus</i>	1,00	<i>Salmo trutta</i>	0,76
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,33	<i>Salvelinus alpinus</i>	0,38
<i>Hucho hucho</i>	1,00	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0,65
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0,68	<i>Salvelinus namaycush</i>	0,64
<i>Ictalurus punctatus</i>	0,40	<i>Sander lucioperca</i>	1,00
<i>Ictiobus bubalus</i>	0,67	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	0,57
<i>Ictiobus cyprinella</i>	0,17	<i>Sarotherodon melanothron</i>	0,67
<i>Ictiobus niger</i>	0,33	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1,00
<i>Labeo rohita</i>	0,22	<i>Serranochromis robustus</i>	1,00
<i>Lepomis auritus</i>	1,00	<i>Silurus glanis</i>	1,00
<i>Lepomis cyanellus</i>	0,63	<i>Tilapia rendalli</i>	0,81
<i>Lepomis gibbosus</i>	1,00	<i>Tilapia zillii</i>	0,89
<i>Lepomis macrochirus</i>	0,86	<i>Tinca tinca</i>	0,84
<i>Lepomis microlophus</i>	0,67	<i>Trichogaster lalius</i>	0,67
<i>Leucaspis delinatus</i>	1,00	<i>Trichogaster leerii</i>	0,67
<i>Leuciscus idus</i>	0,67	<i>Trichogaster pectoralis</i>	0,89
<i>Limnothrissa miodon</i>	1,00	<i>Trichogaster trichopterus</i>	0,71
<i>Megalobrama terminalis</i>	0,00	<i>Tridentiger trigonocephalus</i>	1,00
<i>Micropterus dolomieu</i>	0,29	<i>Umbra pygmaea</i>	1,00
<i>Micropterus punctulatus</i>	0,67	<i>Xiphophorus hellerii</i>	0,93
<i>Micropterus salmoides</i>	0,83	<i>Xiphophorus maculatus</i>	0,89
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	1,00	<i>Xiphophorus variatus</i>	0,67

6.2.2.3 Valor de la variable “efecto aleatorio de Familia”

Como comentamos anteriormente, esta variable ha sido estimada a partir de las introducciones a 10 países, por lo que sólo se encuentra disponible para las Familias de esas introducciones. Los valores para las 24 Familias consideradas aparecen en la Tabla 6.

Tabla 6.- Valores de la variable “efecto aleatorio de Familia”

Familia	Efecto aleatorio	Familia	Efecto aleatorio
Acipenseridae	-0,008	Esocidae	-0,019
Anguillidae	-0,012	Gasterosteidae	0,0008
Atherinidae	0,008	Gobiidae	0,009
Belontiidae	0,007	Ictaluridae	0,040
Catostomidae	-0,005	Moronidae	0,057
Centrarchidae	-0,045	Osphronemidae	-0,007
Centropomidae	-0,016	Osteoglossidae	-0,009
Characidae	0,012	Percidae	0,013
Cichlidae	-0,040	Poeciliidae	0,004
Clariidae	-0,062	Salmonidae	-0,085
Cobitidae	0,004	Siluridae	0,002
Cyprinidae	0,13	Umbridae	0,024

La variable “efecto aleatorio de Familia” tiene un menor peso que otros parámetros en el modelo, por lo que su efecto en el resultado del cálculo de la probabilidad de establecimiento es bajo. Por ello, para las familias de las que no se disponga del valor “efecto aleatorio de Familia” se puede calcular una probabilidad de establecimiento máxima y otra mínima en base a los valores mayor (0,13) y menor (-0,009) de la variable “efecto aleatorio de Familia”. Estas probabilidades de establecimiento máxima y mínima pueden ser usadas como un rango de la probabilidad de establecimiento para la especie considerada.

6.2.2.4 Valor de la variable “pro.similitud climática”

Esta variable se calcula de la siguiente manera:

Prop.similitud climática = Similitud climática para la especie considerada/máxima similitud climática posible

El cálculo de la similitud climática para la especie considerada se aborda de la misma forma que en el modelo de mamíferos y aves (4.2.1 (A) Similitud climática), El valor obtenido a través del análisis climático (con el programa CLIMATE) variará entre 0 y 170. Para calcular el valor de “*prop.similitud climática*” se deberá dividir este resultado por la máxima similitud climática posible, es decir, 170. Esto es, a una similitud climática de 170 le corresponde un valor de “*prop.similitud climática*” de 1, mientras que a una similitud climática de 85 le corresponde valor de “*prop.similitud climática*” de 0,5. Para que este cálculo sea conservativo, si la región de origen presenta menos de 25 estaciones meteorológicas proponemos aumentar en 0,1 unidades el valor de la variable *prop.similitud climática*. Por ejemplo para el acara azul (*Aequidens pulcher*) obtenemos un valor de similitud climática de 44 a partir de 17 estaciones, el valor de la variable *prop.similitud climática* se calculará = $(44/170) + 0,1 = 0,36$. Para la gambusia (*Gambusia affinis*) la similitud climática es de 97 (obtenido a partir de más de 25 estaciones), por lo tanto el valor “*prop.similitud climática*” = $97/170 = 0,57$

6.2.2.5 Probabilidad de establecimiento

Como indicamos anteriormente, la probabilidad de establecimiento para una especie se calculará con la siguiente expresión:

$$\text{Probabilidad de establecimiento} = 1/[1 + \exp (3,2974 - 2,9611(\text{prop.especie}) - 3,2948 (\text{prop.familia}) - \text{prop.similitud climática} - \text{efecto aleatorio de Familia})]$$

Para la gambusia (*Gambusia affinis*) un pez ya establecido en Canarias, los valores que aparecen en la función anterior serán:

$$\text{prop.especie} = 0,96$$

$$\text{prop.familia} = 0,93$$

$$\text{efecto aleatorio de Familia} = 0,004$$

$$\text{prop.similitud climática} = 97/170 = 0,57$$

Por lo que la probabilidad de establecimiento será:

$$\text{Probabilidad de establecimiento} = 1/[1 + \exp (3,2974 - 2,9611(0,96) - 3,2948 (0,93) - 0,57 - 0,004)] = 1/[1 + \exp (-3,2217)] = \mathbf{0,96}$$

Para el pez acara azul (*Aequidens pulcher*) un pez de acuario y muy usado como ornamental la probabilidad de establecimiento se calcularía:

prop.especie = 0,00

prop.familia= 0,84

efecto aleatorio de Familia = - 0,040

prop.similitud climática = 54/170 = 0,32

Probabilidad de establecimiento = $1/[1 + \exp(3,2974 - 2,9611(0,00) - 3,2948(0,84) - 0,32 + 0,040)] = 1/[1 + \exp(0,25)] = \mathbf{0,44}$

6.2.2.6 Riesgo de establecimiento para peces de agua dulce

Una vez calculadas las probabilidades de establecimiento proponemos el establecimiento de los siguientes rangos de riesgo, en base a los valores obtenidos.

Probabilidad de establecimiento	Riesgo de establecimiento
$\leq 0,12$	BAJO
0,13 – 0,4	MODERADO
0,41 – 0,80	ALTO
$\geq 0,81$	EXTREMO

Para el ejemplo anterior de la gambusia (*Gambusia affinis*), con una probabilidad de establecimiento de 0,96, el riesgo de establecimiento será **EXTREMO**. Para el acara azul (0,44) este riesgo sería **ALTO**.

En el soporte informático de este informe se encuentra el archivo excel “5 Riesgo de establecimiento peces agua dulce” que contiene la hoja de cálculo “Modelo 2 peces agua dulce” que permite calcular el riesgo de establecimiento para este grupo de vertebrados empleando el Modelo 2 que hemos descrito. Además, en ella aparecen a modo de ejemplo el cálculo de riesgo de establecimiento, aplicando este modelo, para varias especies.

6.3 Riesgo de plaga para especies exóticas de peces de agua dulce

La información disponible en Fishbase (Froese & Pauly 2013) indica que 42 especies de peces exóticos, la mayoría de agua dulce (algunas son capaces de desarrollarse tanto en agua dulce, salobre como salada, y una de ellas sólo en agua salada, concretamente el pez león rojo *Pterolis volitans*), han causado impactos en tres o más lugares donde han sido introducidos.

Como en otros grupos de vertebrados, el historial como especies invasoras en diferentes regiones puede servir como indicador si una determinada especie de pez de agua dulce puede causar impactos una vez introducida en nuevos lugares (Ricciardi & Rasmussen 1998). Sin embargo, es posible que esta circunstancia no sea totalmente extrapolable a islas oceánicas, debido a la escasez de grandes cursos de agua dulce y lagos en muchos archipiélagos. Las especies de peces de agua dulce que han sido introducidas con éxito en otros archipiélagos oceánicos y que han causado impactos (Nico & Walsh 2011), sí que podrían ofrecer información más clara en este sentido. Por tanto, es esperable que estas últimas especies sí que causen impactos similares en el caso de ser introducidas en Canarias. Otro problema añadido es que muchas especies de peces que pueden ser potencialmente muy peligrosas no han sido trasladadas fuera de su rango natural de distribución todavía, por lo que no han tenido posibilidad de demostrar su potencial invasor (Bomford 2008).

Definir los daños e identificar las especies potenciales que pueden causarlos es un proceso subjetivo ya que, los daños ecológicos son difíciles de definir y evaluar, sobre todo cuando afectan a especies que no tienen valor comercial o afectan a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Esta dificultad se incrementa cuando la biodiversidad nativa y los beneficios proporcionados por los ecosistemas se ven afectados por las especies exóticas (Shine *et al.* 2000).

6.3.1 Tipos de impactos causados por las plagas de peces de agua dulce

La mayor parte de la información disponible está relacionada con la introducción de especies de agua dulce en lagos o ríos continentales (Froese & Pauly 2013) siendo los impactos en las islas mucho menos estudiados. En cualquier caso, se debe tener bien claro, que los impactos de estas especies en Canarias, estarían casi exclusivamente restringidos a los pocos cursos de aguas permanentes que existan, a aquellos embalses u otras estructuras artificiales que almacenen agua dulce y que puedan contener fauna o

flora autóctona típicas de ambientes dulceacuícolas, y quizás también a algunos ambientes anquihalinos.

Diversos estudios han demostrado que las introducciones de peces de agua dulce pueden tener fuertes impactos sobre las comunidades de invertebrados autóctonos – provocando su declive o incluso extinción- así como cambios en el crecimiento y composición de las comunidades de algas tanto en continentes como en islas (Townsend 1996; 2003; Nico & Walsh 2011).

Algunas especies pueden poseer órganos o estructuras capaces de provocar heridas a las personas: fuertes espinas aserradas u órganos venenosos, órganos eléctricos, dentaduras peligrosas (p.e. pirañas), etc. Estas características deberán tenerse en cuenta en el caso de estar presentes en las especies introducidas.

Sintetizando, se puede afirmar que existe muy poca información de los factores relacionados con los impactos de las introducciones de peces, sobre todo en islas oceánicas, lo que imposibilita el desarrollo de un modelo cuantitativo fiable para calcular el riesgo de plaga para en el caso de nuevas introducciones de peces de agua dulce. Los factores que se apuntan a continuación, que son una modificación de los presentados por Bomford & Glover (2004) y Bomford (2008), incrementan el riesgo de efectos adversos (aunque es necesario destacar que la ausencia de estos atributos no implica necesariamente que posean un bajo riesgo de causar daños):

- ✓ Tienen efectos adversos en otros archipiélagos oceánicos o son parientes cercanos -con comportamientos similares- de los que tienen impactos negativos en otros archipiélagos.
- ✓ Presentan una alimentación generalista.
- ✓ Modifican la vegetación acuática.
- ✓ Son capaces de producir daños físicos.

Dada la falta de información existente para estas especies, y la escasez de ambientes adecuados para su expansión en Canarias, proponemos que el cálculo de las Categorías de Riesgo para los peces de agua dulce se haga en base a los resultados obtenidos en los análisis de Riesgo de establecimiento y Riesgo para la salud pública (ver sección 7.3 Categorías de riesgo).

7. CATEGORÍAS DE RIESGO

Tras el cálculo de las probabilidades de que una especie de vertebrado exótica: (i) suponga un riesgo para la salud pública tanto si está en cautividad, así como en el caso de que se produzcan escapes accidentales (riesgo para la salud pública); (ii) de que se establezca en el medio natural de Canarias (riesgo de establecimiento); y (iii) de que se convierta en una plaga (riesgo de plaga), es necesario establecer para cada especie evaluada un procedimiento para asignar “**categorías de riesgo**” que tengan en cuenta en su conjunto los resultados obtenidos en cada uno de los apartados mencionados (Bomford 2003, 2005, 2008; Massam 2010) para cada especie (Figura 8). La categoría de riesgo obtenida por cada especie debería de servir como base para tomar decisiones sobre su gestión, sobre todo para aquellas especies que se comercializan –o se pueden comercializar- en Canarias pero no están presentes en el medio natural.

7.1 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de mamíferos y aves

Se basa en la combinación de los resultados obtenidos en el cálculo del riesgo de establecimiento (sección 4.2), riesgo de plaga (sección 4.3.5) y riesgo que representan para la salud pública (sección 3.3) los mamíferos y aves exóticos.

En el caso del cálculo del riesgo que representan las especies exóticas para la salud pública (sección 3.3), los resultados posibles son: no peligroso, moderadamente peligroso, o muy peligroso

Para mamíferos y aves los resultados posibles correspondientes al riesgo de establecimiento, tras elegir el resultado más conservativo que ofrecen los diferentes modelos propuestos (sección 4.2), son: bajo, moderado, alto, o extremo.

Para estos mismos grupos los resultados posibles correspondientes al riesgo de plaga (sección 4.3.5) son: bajo, moderado, alto, o extremo.

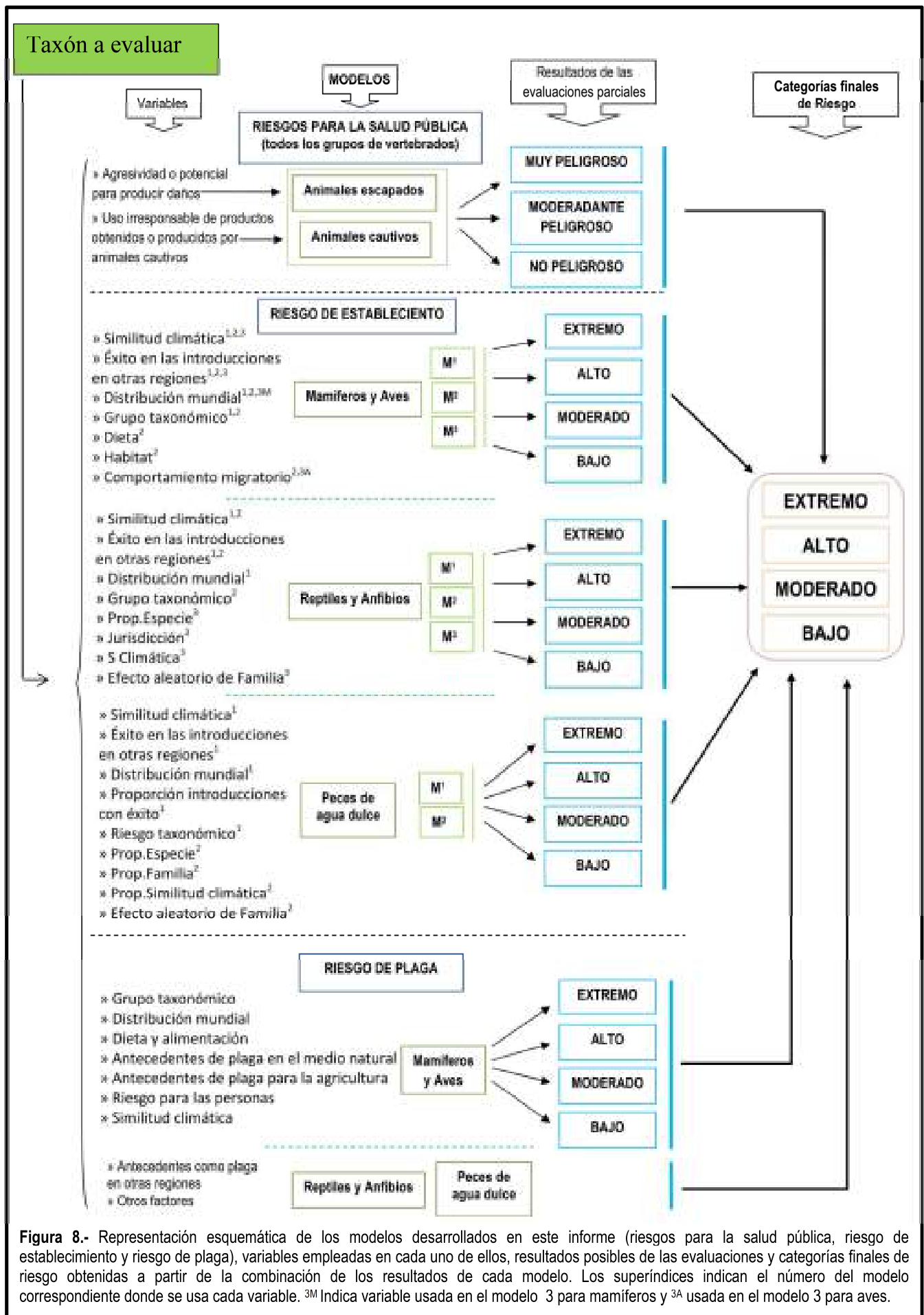


Figura 8.- Representación esquemática de los modelos desarrollados en este informe (riesgos para la salud pública, riesgo de establecimiento y riesgo de plaga), variables empleadas en cada uno de ellos, resultados posibles de las evaluaciones y categorías finales de riesgo obtenidas a partir de la combinación de los resultados de cada modelo. Los superíndices indican el número del modelo correspondiente donde se usa cada variable. ^{3M} Indica variable usada en el modelo 3 para mamíferos y ^{3A} usada en el modelo 3 para aves.

En el caso de las aves y los mamíferos exóticos proponemos la Tabla 6 para calcular las categorías de riesgo que representan las especies evaluadas (Bomford 2003, 2005, 2008; Massam 2010).

Tabla 6.- Categorías de riesgo para aves y mamíferos basadas en el riesgo de establecimiento (sección 4.2), riesgo de plaga (sección 4.3.5), y riesgo para la salud pública (sección 3.3).

Riesgo de establecimiento	Riesgo de plaga	Riesgo para la salud pública	Categoría de riesgo
Extremo	Extremo	Cualquier categoría	Extrema
Extremo	Alto	“	Extrema
Extremo	Moderado	“	Extrema
Extremo	Bajo	“	Moderada
Alto	Extremo	“	Extrema
Alto	Alto	“	Extrema
Alto	Moderado	“	Alta
Alto	Bajo	“	Moderada
Moderado	Extremo	“	Extrema
Moderado	Alto	“	Alta
Moderado	Moderado	Muy peligroso	Alta
Moderado	Moderado	No peligroso o moderadamente peligroso	Moderada
Moderado	Bajo	Muy peligroso	Alta
Moderado	Bajo	No peligroso o moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	Extremo	Cualquier categoría	Alta
Bajo	Alto	“	Alta
Bajo	Moderado	Muy peligroso	Alta
Bajo	Moderado	No peligroso o moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	Bajo	Muy peligroso	Alta
Bajo	Bajo	Moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	Bajo	No peligroso	Baja

Con estos criterios la categoría de riesgo que obtendríamos para la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) sería EXTREMA ya que, presenta un alto riesgo de establecimiento así como un alto riesgo de plaga. En el caso de la perdiz moruna (*Alectoris barbara*), la categoría de riesgo obtenida es ALTA ya que el riesgo de establecimiento es alto y el riesgo de plaga es moderado. Ambas especies no representan ningún riesgo para la salud pública. Tanto para el tití común (*Callithrix jacchus*) y la ardilla listada (*Tamias striatus*) la categoría de riesgo que se obtiene es BAJA (ver hojas de cálculo: “1 Riesgo para la salud pública”; “2 riesgo establecimiento mamíferos y aves” en el soporte informático de este de este informe).

7.2 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de anfibios y reptiles

En el caso de anfibios y reptiles si bien proponemos un cálculo cuantitativo para el riesgo de establecimiento (sección 5.2), así como para el riesgo que representan para la salud pública (sección 3.3), esto no es posible para el cálculo de riesgo de plaga (sección 5.3).

En este caso proponemos que el cálculo de la categoría de amenaza se haga en base a los resultados obtenidos en los análisis de Riesgo de establecimiento y Riesgo para la salud pública (Tabla 7). La categoría de riesgo obtenida en base a estos dos análisis previos, sobre todos en aquellos casos en los que el riesgo de establecimiento sea moderado o superior, podrá modificarse al alza si la especie evaluada presenta antecedentes de producir efectos adversos en otros archipiélagos, o alguna otra característica de las mencionadas en la sección 5.3.3.

En base a estos datos proponemos la clasificación de categorías de riesgo para anfibios y reptiles que aparece en la Tabla 7.

Tabla 7.- Categorías de riesgo para anfibios y reptiles basadas en el riesgo de establecimiento (sección 5.2), y riesgo para la salud pública (sección 3.3).

Riesgo de establecimiento	Riesgo para la salud pública	Categoría de riesgo
Extremo	Cualquier categoría	Extrema
Alto	Muy peligroso	Extrema
Alto	No peligroso o moderadamente peligroso	Alta
Moderado	Muy peligroso	Alta
Moderado	No peligroso o moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	Muy peligroso	Alta
Bajo	moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	No peligroso	Baja

Con estos criterios la categoría de riesgo que obtendríamos para la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) sería ALTA, ya que posee un alto riesgo de establecimiento, no representa ningún riesgo para la salud pública y no posee antecedentes como invasora en ningún otro lugar. La categoría de riesgo para la salamandrea rosada (*Hemidactylus turcicus*) sería EXTREMA ya que, posee un riesgo extremo de establecimiento. La rana arbórea cubana (*Osteopilus septentrionalis*) obtendría una categoría de riesgo MODERADA ya que, obtiene un riesgo de establecimiento moderado y no represente ningún riesgo para la salud pública, mientras que el monstruo de Gila (*Heloderma suspectum*) obtendría una categoría de riesgo EXTREMA ya que, si bien su riesgo de establecimiento es moderado, puede llegar a ser un animal muy peligroso para la salud pública. Por el contrario, el sapillo de vientre de fuego oriental (*Bombina orientalis*)

obtendrá una categoría de riesgo BAJA (ver hojas de cálculo: “1 Riesgo para la salud pública”; “3 riesgo establecimiento reptiles y anfibios” en el soporte informático de este de este informe).

7.3 Procedimiento para determinar las categorías de riesgo de peces de agua dulce

En el caso de los peces de agua dulce proponíamos un cálculo cuantitativo para el riesgo de establecimiento basado en 2 modelos (sección 6.2), así como otro modelo cuantitativo para el riesgo que representan para la salud pública (sección 3.3), pero esto no es posible para el cálculo de riesgo de plaga (sección 6.3).

Dada la falta de información existente para estas especies, y la escasez de ambientes adecuados para su expansión en Canarias, proponemos que el cálculo de las Categorías de Riesgo para los peces de agua dulce se haga en base a los resultados obtenidos en los análisis de Riesgo de establecimiento y Riesgo para la salud pública (Tabla 8). La categoría de riesgo obtenida en base a estos dos análisis previos podrá modificarse al alza si la especie evaluada presenta antecedentes de producir efectos adversos en otros archipiélagos, o alguna otra característica que indique que esta especie pudiese ocasionar impactos adversos en el archipiélago (Tabla 8).

Tabla 8.- Categorías de riesgo para peces de agua dulce basadas en el riesgo de establecimiento (sección 6.2) y riesgo para la salud pública (sección 3.3).

Riesgo de establecimiento	Riesgo para la salud pública	Categoría de riesgo
Extremo	Cualquier categoría	Extrema
Alto	Muy peligroso	Extrema
Alto	No peligroso o moderadamente peligroso	Alta
Moderado	Muy peligroso	Alta
Moderado	No peligroso o moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	Muy peligroso	Alta
Bajo	moderadamente peligroso	Moderada
Bajo	No peligroso	Bajo

Con estos criterios la categoría de riesgo que obtendríamos para la gambusia (*Gambusia affinis*) sería EXTREMA ya que, su riesgo de establecimiento es extremo, mientras que en el caso del acara azul (*Aequidens pulcher*) la categoría de riesgo sería ALTA ya que, posee un riesgo de establecimiento alto y no representan ningún riesgo para la salud pública.

7.4 Consideraciones sobre las categorías de riesgo propuestas

Los diferentes niveles de riesgo expuestos en las Tablas 6, 7 y 8 deben considerarse como una aproximación. No debemos olvidar que las evaluaciones de riesgos no pueden determinar con total precisión si una especie introducida se establecerá o no, y en el caso de que se establezca cuáles serían sus impactos. Aunque es necesario seguir mejorando los modelos de evaluaciones de riesgo, los resultados obtenidos con los actuales podrían servir para reducir tanto el número de invasiones biológicas como sus impactos (Keller *et al.* 2007; Schmidt *et al.*, 2012; Simberloff *et al.* 2013; Keller & Springborn 2013; Kumschick & Richardson 2013). En este sentido, las evaluaciones de riesgo tampoco pueden establecer un “nivel aceptable de riesgo”. ¿Qué riesgo o cantidad de riesgo es aceptable? dependerá de los organismos o instituciones que gestionen estas especies.

Por otro lado, tenemos que volver a hacer referencia aquí al concepto de *esfuerzo de introducción*, es decir, a la frecuencia con la que una especie es liberada en un área, combinando este dato con el número de individuos liberados en cada evento de introducción (Simberloff *et al.* 2013). Es evidente que este factor, que no puede ser incorporado a los modelos, tiene un gran peso en el éxito de las introducciones ya que, las especies que son liberadas con más frecuencia, en más lugares y en un mayor número tienen más éxito en las introducciones (Forsyth & Duncan 2001; Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009; Kraus 2009). Dado que el número de eventos de liberación o escapes están directamente relacionados con el número de animales que se mantienen en cautividad y las condiciones en las que estos se encuentran, y teniendo en cuenta que en las islas el problema de las exóticas es especialmente grave (IUCN 2000), por lo que los ecosistemas insulares se encuentran tanto entre los más afectados por las especies invasoras, como entre los más amenazados (Donlan & Wilcox 2008), será muy conveniente regular y limitar la tenencia de los animales que presenten una categoría de riesgo superior a BAJA.

Aunque, tal y como hemos comentado en el primer párrafo de esta sección, las decisiones sobre la gestión de las especies exóticas invasoras dependerá de los organismos o instituciones con competencias en estas especies, recomendamos que las exóticas evaluadas con una **categoría de riesgo moderada o alta**, se mantenga en número limitado y en condiciones exigentes de seguridad para tratar de reducir su riesgo de establecimiento, sobre todo en el caso de la categoría de riesgo alta. En esta misma línea, sería muy conveniente para Canarias que se evitase la entrada en el archipiélago de las especies

evaluadas con una **categoría de riesgo extrema**, por las graves consecuencias económicas, sanitarias y ambientales que podrían derivarse de su asentamiento.

En esta misma línea, si bien los controles e inspecciones en puertos y aeropuertos deberían ir encaminados a localizar todas aquellas especies que se pudieran introducirse de forma ilegal o involuntaria en el Canarias (ya sea en vuelos, barcos o vehículos de pasajeros o de carga), estos controles deberían prestar especial atención a las especies cuyas evaluaciones hayan dado como resultado una categoría de riesgo moderado o superior.

7.5 Categorías de riesgo para las exóticas establecidas en sólo algunas islas

Entre los vertebrados, quizás los ejemplos más conocidos sean los de la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) en Fuerteventura y el de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) en Gran Canaria. El que estas especies hayan establecido poblaciones viables en esas islas llegando a ser muy numerosas, es un indicador claro que pueden llegar a establecerse en el resto de islas del archipiélago. Esto además, queda de manifiesto por los resultados de las evaluaciones de riesgo para estas especies. El resultado obtenido en el riesgo de establecimiento para ambas es ALTO. Por todo ello, se hace imprescindible extremar las precauciones para que estas especies no sean trasladadas a otras islas –de manera voluntaria o involuntaria- mejorando vigilancia en puertos y aeropuertos (Stokstad 2013), la información, la normativa, etc.

Para los casos similares a los de la ardilla moruna y la culebra real de California, es decir donde se detecten exóticas establecidas en una sola isla, la categoría de riesgo de establecimiento asignada a estas especies, para el las islas donde no está presente, debe ser la máxima, es decir EXTREMA, aunque aplicando las evaluaciones de riesgo –asumiendo que aún no se encuentran en el archipiélago- obtengamos un riesgo menor.

7.6 Categorías de riesgo para las especies autóctonas

El aislamiento de los archipiélagos ha propiciado la aparición de numerosos endemismos que a menudo presentan pequeños rangos de distribución. Esto hace que las islas destaquen como lugares ricos desde el punto de vista de la biodiversidad nativa. Para muchos grupos de seres vivos, las islas contribuyen desproporcionadamente –con respecto a su superficie- al total global de especies (Whittaker & Palacios 2007). En el caso de archipiélagos constituidos por numerosas islas, con una alta proporción de endemismos insulares, con

una alta densidad de población y un intenso movimiento de mercancías, vehículos y pasajeros entre islas –como es el caso de Canarias- surge el problema de los desplazamientos de especies nativas entre las islas. Bajo la perspectiva de las evaluaciones de riesgos la mayoría de las especies de vertebrados del archipiélago, aunque limiten su distribución natural a una sola isla, presentarán una alta probabilidad de establecimiento si son introducidas en otras, tal y como muestran las poblaciones de reptiles establecidas en islas diferentes de las que son nativas en el archipiélago (Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias 2011). Ante esta situación es necesario considerar a estas poblaciones como exóticas desde el punto de vista de la gestión debido a los impactos negativos que pueden tener sobre las especies nativas (hibridación, depredación, introducción de nuevos parásitos, etc.), con una categoría de riesgo EXTREMA en las islas donde han sido introducidas. Por ello, se hace imprescindible extremar las precauciones para que estas especies no sean trasladadas a otras islas –de manera voluntaria o involuntaria- mejorando la información, vigilancia en puertos y aeropuertos, la normativa, etc.

8. REFERENCIAS

- Alcover J.A., Rando, J.C., García-Talavera, F., Hutterer, R., Michaux, J., Trias, M. & Navarro, J.F. 2009. A reappraisal of the stratigraphy of Cueva del Llano (Fuerteventura) and the chronology of the House Mouse (*Mus musculus*) introduction into the Canary Islands. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 277: 184-190.
- Atkinson, C.T., Dusek R.J., Woods, K.L. *et al.* 2000. Pathogenicity of avian malaria in experimentally infected Amakihi. *Journal of Wildlife Diseases*, 36: 197–204.
- Atkinson, C.T., Woods, K.L., Dusek, R.J. *et al.* 1995. Wildlife disease and conservation in Hawaii: Pathogenicity of avian malaria (*Plasmodium relictum*) in experimentally infected Iiwi (*Vestiaria coccinea*). *Parasitology*, 111: 59–69.
- Aulagnier, S. 2008. *Atlantoxerus getulus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>
- Baptiste, M.P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F.P., Gil, D.L. & Lasso, C.A. 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 200 p.
- Barilani M., Deregnaucourt S., Gallego S., Galli L., Mucci N., Piombo R., Puigcerver M., Rimondi S., Rodríguez-Teijeiro J.D., Spanò S. & Randi E. 2005. Detecting hybridization in wild (*Coturnix c. coturnix*) and domesticated (*Coturnix c. japonica*) quail populations. *Biological Conservation*, 126: 445-455.
- Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias. 2011. Gobierno de Canarias. <<http://www.interreg-bionatura.com/especies/>>
- Blair H., Díaz L., Ibéné B., Joglar R., Powell R., Bolaños F., Chaves G. 2010. *Osteopilus septentrionalis*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>.
- BirdLife International 2012. *Alectoris barbara*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>.
- Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Quinn, R.M., Arnold, Y.H. & Gregory, R.D. 1997. Of mice and wrens: the relation between abundance and geographic range size in British mammals and birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 352: 419–427
- Boland, C.R.J. 2004. Introduced cane toads *Bufo marinus* are active nest predators and competitors of rainbow bee-eaters *Merops ornatus*: observational and experimental evidence. *Biological Conservation*, 120: 53–62.
- Boletín Natura 2000. 2008. Especies exóticas invasoras: afrontar el reto de las especies invasoras. *Boletín de Naturaleza de la Comisión Europea*, Nº 25
- Bomford M. 1999. Assessing the risk associated with importing and keeping exotic vertebrates in Australia. *Australian Journal of Emergency Management*, 16-19.
- Bomford, M. 2003. Risk Assessment for the Import and Keeping of Exotic Vertebrates in Australia. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 135 pp.
- Bomford, M. 2006. Risk assessment for the establishment of exotic vertebrates in Australia: recalibration and refinement of models. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 130 pp.
- Bomford, M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra. 191 pp.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S. C. & Lawrence, E. 2008. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11:713–724

- Bomford, M. & Glover, J. 2004. Risk Assessment Model for the Import and Keeping of Exotic Freshwater and Estuarine Finfish. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 125 pp.
- Bomford, M., Kraus, F., Braysher, M., Walter, L. and Brown, L. 2005. Risk Assessment Model for the Import and Keeping of Exotic Reptiles and Amphibians. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 110 pp.
- Brooke, R. K., Lockwood, J. L., and Moulton M. P. 1995. Patterns of success in passeriform bird introductions on Saint Helena. *Oecologia*, 103: 337–342.
- Bureau of Rural Sciences. 2006. CLIMATE software. Available online at: http://data.daff.gov.au/brs/brsShop/html/brs_prod_90000003434.html (Bureau of Rural Sciences, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry: Canberra).
- Burridge, M.J. 2001. Ticks (Acari: Ixodidae) spread by the international trade in reptiles and their potential roles in dissemination of diseases. *Bulletin of Entomological Research*, 91: 3–23.
- Cabrera-Pérez MA, Gallo-Barneto R, Esteve I, Patiño-Martínez C & López-Jurado LF. 2012. The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): Project LIFE+ Lampropeltis. *Aliens*, 32: 20-28.
- Canarias7. 2011. Varios perros matan a once ovejas en un corral de Fuerteventura. <http://www.canarias7.es/articulo.cfm?id=240612>
- Canariasactual. 2010. El Gobierno de Canarias estudia incluir los ataques de perros al ganado en los seguros agrarios. <http://www.canariasactual.com/2010/09/14/el-gobierno-de-canarias-estudia-incluir-los-ataques-de-perros-al-ganado-en-los-seguros-agrarios/>
- Capula, M. 1993. Natural hybridization in *Podarcis sicula* and *P. wagleriana* (Reptilia: Lacertidae). *Biochemical Systematics and Ecology*, 21: 373–380.
- Capula, M., Luiselli, L., Bologna, M. A. and Ceccarelli, A. (2002). The decline of the Aeolian wall lizard, *Podarcis raffonei*: causes and conservation proposals. *Oryx*, 36: 66–72.
- Carrete, M., Serrano, D., Illera, J. C., López, G., Vögeli, M., Delgado, A. & Tella, J. L. 2009. Goats, birds and emergent diseases: apparent and hidden effects of an exotic species in an island environment. *Ecological Applications*, 19: 840-853.
- Case, T.J., & Bolger D.T. 1991. The role of introduced species in shaping the distribution and abundance of island reptiles. *Evolutionary Ecology*, 5: 272–290.
- Cassey P, TM Blackburn, RP Duncan and Lockwood JL. 2005. Lessons from the establishment of exotic species: a meta-analytical case study using birds. *Journal of Animal Ecology*, 74: 250–258.
- Chiodini R.J. & Sundberg J.P. 1981. Salmonellosis in reptiles: a review. *Am J Epidemiol.*, 113(5):494-9.
- Clavero M & García-Bertou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TREE*, 20: 110
- Clout M.N. & Russell J.C. 2007. The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research*, 35: 180–184
- Coeurdassier M, Poirson C, Paul J-P, Rieffel D, Michelat D, Reymond D, Legay P, Giraudoux P & Scheifler R. 2012. The diet of migrant Red Kites *Milvus milvus* during a Water Vole *Arvicola terrestris* outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis*, 154: 136–146
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2003) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev.*, 78:347–383.
- Courchamp F, Clutton-Brock T, Grenfell B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *TREE*, 14:405–410.

- Crombie J, Brown L, Lizzio J & Hood G. 2008. Climatch User Manual. Australian Government, Bureau of Rural Sciences. Disponible en: <http://www.brs.gov.au/climatch>.
- Crooks JA. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience*, 12 :316-329
- Crosby AW. 1988. *Imperialismo Ecológico. La expansión biológica de Europa, 900–900*. Crítica, Barcelona. 352 pp.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health. *Science*, 287: 443–449.
- De Castro F and Bolker B. 2005. Mechanisms of disease-induced extinction. *Ecology Letters*, 8: 117–126.
- Delgado García J.D. 2000. Selection and treatment of fleshy fruits by the Ship Rat (*Rattus rattus* L.) in the Canarian laurel forest. *Mammalia*, 64, 11–18.
- Delgado García, J.D. 2002. Interaction between introduced rats and a frugivore bird-plant system in a relict island forest. *Journal of Natural History*, 36: 1247–1258.
- Donlan, C.J. & Wilcox C. 2008. Diversity, invasive species and extinctions in insular ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1114–1123.
- Dorcas M E., J D. Willson, R N. Reed, R W. Snow, M R. Rochford, M A. Miller, W E. Meshaka, P T. Andreadis, F J. Mazzotti, C M. Romagosa & K M. Hart. 2012. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *PNAS*, 109: 2418-2422
- Dowding CV, Shore RF, Worgan A, Baker PJ, Harris S. 2010 Accumulation of Anticoagulant Rodenticides in a Non-target Insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution*, 158: 161-166
- Duncan R.P., Bomford M., Forsyth D.M. & Conibear L. 2001. High predictability in introduction outcomes and the geographical range size of introduced Australian birds: a role for climate. *Journal of Animal Ecology*, 70: 621–632
- Eason C.T. & Spurr E.B. 1995a. Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 22: 371-379.
- Eason CT & Spurr EB. 1995b. The toxicity and sub-lethal effects of Brodifacoum in birds and bats : a literature review. Wellington, N.Z.: Dept. of Conservation, 1995. 16 pp.
- El Día. 2008. Mil animales muertos en cinco años por los ataques de perros. <http://www.eldia.es/2008-10-19/palma/palma2.htm>
- European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe. *EEA Technical report*, N° 16. <http://www.eea.europa.eu/publications/impacts-of-invasive-alien-species>
- Froese R & Pauly D. 2013. Fishbase World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2013).
- Flannery, T. & Schouten, P., 2001. *A Gap in Nature: Discovering the World's Extinct Animals*. William Heinemann, London. 184 pp.
- Foronda, P., López, M, Miquel J, Torres J, Segovia M, Abreu-Acosta N, Casanova JC, Valladares B, Mas-Coma S, Bargues MD, & Feliu C. 2010. Finding of *Parastrongylus cantonensis* (Chen, 1935) in *Rattus rattus* in Tenerife, Canary Islands (Spain). *Acta Tropica*, 114: 123-127.
- Forsyth DM & RP Duncan. 2001. Propagule size and the relative success of exotic ungulate and bird introductions to New Zealand. *The American Naturalist*, 157: 583–595.
- Forsyth, D.M., R.P. Duncan, M. Bomford, and G. Moore. 2004. Climatic suitability, life-history traits, introduction effort, and the establishment and spread of introduced mammals in Australia. *Conservation Biology*, 18: 557–569.

- Fritts, T.H., & G.H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 113–140.
- Garzón-Machado, V., González-Mancebo, J.M., Palomares-Martínez, A., Acevedo-Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J.M., del Arco-Aguilar, M.J. & Pérez de Paz, P.L. 2010. Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation*, 143: 2685-2694.
- Garzón-Machado, V. 2011. Gran impacto de los herbívoros introducidos en Canarias: el caso del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. *El Indiferente*, 21: 76-85.
- Harris, D.B. 2009. Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biol. Invasions*, 11:1611–1630
- Hayes, K.R., and S.C. Barry. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions*, 10: 483–506.
- Hernández, M.A., Martín, A. & Nogales, M. 1999. Breeding success and predation on artificial nests of the endemic pigeons Bolle's laurel pigeon *Columbia bollii* and white-tailed laurel pigeon *Columba junoniae* in the laurel forest of Tenerife (Canary Islands). *Ibis*, 141: 52–59.
- Holt, R.D., Lawton, J.H., Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. 1997. On the relationship between range size and local abundance: back to basics. *Oikos*, 78: 183–190.
- Howald G, Donlan J, Galván JP, Russell JC, Parkes J, Samaniego A, Wang Y, Veitch D, Genovesi P, Pascal M, Saunders A & Tershy B. 2007. Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology*, 21: 1258–1268.
- Hughes R.M. & Herlihy A.T. 2012. Patterns in Catch Per Unit Effort of Native Prey Fish and Alien Piscivorous Fish in 7 Pacific Northwest USA Rivers. *Fisheries*, 37: 201-211.
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pysek P, Roques A, Sol D, Solarz W & Vilà M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45:403–414
- Hulme PE, Pysek P, Nentwig W & Vilà M. 2009. Will Threat of Biological Invasions Unite the European Union? *Science*, 324: 40-41
- Hulme PE. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46: 10–18
- Hume, J.P. & Walters, M. 2012. Extinct Birds. T & AD Poyser, London, 544 pp.
- Illera, J.C., Rando, J.C., Richardson, D.S. & Emerson, B.C. 2012. Age, origin and extinctions of the avifauna of Macaronesia: a synthesis of phylogenetic and fossil information. *Quaternary Science Reviews* 50: 14-22
- IUCN. 2000. *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland. 24 pp.
- Jeschke JM & David LS. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *PNAS*, 102: 7198–7202
- Jones HP, Tershy BR, Zavaleta ES, Croll DA, Keitt BS, Finkelstein ME, Howald GR. 2008. Severity of the effects of invasive rat on seabirds: a global review. *Conserv. Biol.*, 22:16–26
- Kaiser BA & Burnett KM. 2010. Spatial economic analysis of early detection and rapid response strategies for an invasive species. *Resour. Energy Econ.*, 32: 566–585.
- Keller RP, Lodge DM & Finnoff DC. 2013. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *PNAS*, 104: 203-207.

- Keller RP & Springborn MR. 2013. Closing the screen door to new invasions. *Conservation Letters*. (en prensa) doi: 10.1111/conl.12071
- Kelly J, O'Flynn C & Maguire, C. 2013. Risk analysis and prioritisation for invasive and non-native species in Ireland and Northern Ireland. A report prepared for the Northern Ireland Environment Agency and National Parks and Wildlife Service as part of Invasive Species Ireland. 59 pp.
- Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M. & Iwatsuki, K. 2006. Assessment and Control of Biological Invasion Risks. Published by SHOUKADOH Book Sellers, Kyoto, Japan and the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 216pp.
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *TREE*, 16: 199–204.
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298: 1233–1236.
- Kraus F. 2009. *Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis*. Springer. Knoxville. 563 pp.
- Kriesch P. 2007. *Training and Implementation Guide for Pathway Definition, Risk Analysis and Risk Prioritization*. The National Invasive Species council. 59 pp.
- Kumschick S. & Richardson D. M. 2013. Species-based risk assessments for biological invasions: advances and challenges. *Diversity & Distributions*, 19: 1095–1105
- La Voz de Lanzarote. 2010. Dos perros llevan a cabo una cacería en un corral en el sur de la isla. <http://www.lavozdelanzarote.com/article46869.html>
- Lever C. 2005. *Naturalised birds of the World*. A&C Black Publishers, London. 352 pp.
- Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. (2003) Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, 17, 322–326.
- Lockwood, J.L., P. Cassey, & T. Blackburn. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *TREE*, 20: 223–228
- Lodge DM, Williams S, MacIsaac HJ, Hayes KR, Leung B, Reichard S, Mack RN, Moyle PB, Smith M, Andow DA, Carlton JT & McMichael A. 2006 Biological invasions: Recommendations for US policy and management. *Ecological Applications*, 16: 2035–2054.
- Long, J.L. 2003. Introduced mammals of the world. Their history, distribution & influence. CABI Publishing, Oxon. 591 pp.
- López M, Acosta T & Hernández M. 2005. Caracterización genética de los individuos fundadores de la población de codorniz común (*Coturnix coturnix coturnix*) del centro cinegético de aguamansa. Departamento de Parasitología, Ecología y Genética, ULL. Informe no publicado.
- López-Darias M. 2008. *Atlantoxerus getulus*. En: Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias. Gobierno de Canarias. (<http://www.interreg-bionatura.com/especies/>).
- López-Jurado LF, Peña MA & MATEO JA. 2006. la culebrilla ciega de las macetas (*Ramphotyphlops braminus*), una nueva especie introducida en el archipiélago canario. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 17: 18-20.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De Poorter, M. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group, Species Survival Commission, World Conservation Union (IUCN). http://www.issg.org/database/species/reference_files/100Spanish.pdf
- Martín A. & Lorenzo JA. 2001. *Aves del Archipiélago canario*. Lemus, Arafo. 787 pp.

- Martín M.C., Marrero P. & Nogales, M. 2003. Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semiarid Atlantic island (Alegranza, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica* 48: 399–410.
- Marchetti M. P., Moyle P. B. and Levine R. 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. *Freshwater Biology*, 49: 646–661.
- Massam M, Kirkpatrick W and Page A 2010. Assessment and prioritisation of risk for forty introduced animal species. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra. 112 pp.
- Mateo, JA & Afonso O. 2009. Los lagartos gigantes de La Gomera y su Plan de Recuperación. *El Indiferente*, 20, 52–61.
- May RM. 2012. *Extinctions and the impact of Homo sapiens*. BMC Biology, 10: 106.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Donlan, C. J., Keitt, B. S., LE Corre, M., Horwath, S. V. & Nogales, M. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, 17: 3503–3510
- Medina, FM & Nogales, M. 2009. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodivers. Conserv.*, 18:829–846
- Nagano, Noriyuki; Oana, Shinji; Nagano, Yukiko; Arakawa, Yoshichika., 2006. A severe *Salmonella enterica* serotype paratyphi B infection in a child related to a pet turtle, *Trachemys scripta elegans*. *Japanese Journal of Infectious Diseases*. 59(2):132–134.
- Nico L.G. & Walsh S.J. 2011. Non-indigenous freshwater fishes on tropical Pacific islands: a review of eradication efforts. Pp 97–107 In: Veitch, C. R.; Clout, M. N. and Towns, D. R. (eds.). 2011. Island invasives: eradication and management. IUCN, Gland, Switzerland.
- Nico, L. G. and Fuller, P. L. 1999. Spatial and temporal patterns of nonindigenous fish introductions in the United States. *Fisheries* 24: 16–27.
- Nicholls H. 2013. The 18 km² rat trap. *Nature*, 497: 306–308.
- Nogales M, Martín A, Bernier RT, Donlan CJ, Veitch D, Puerta N, Wood B, Alonso J. 2004. A Review of Feral Cat Eradication on Islands. *Conservation Biology*, 18: 310–319
- Nogales M., Rando J.C., Valido A. & Martín A. (2001) Rediscovery of a Giant Lizard, genus *Gallotia* (Reptilia: Lacertidae) from La Gomera, Canary Islands. *Herpetologica*, 57: 169–179
- Ntampakis D & Carter I. 2005. Red Kites and rodenticides - a feeding experiment. *British Birds* 98(8): 411–416
- Ojeda, E. & J.L. Rodríguez. 2013. Medidas y actuaciones sobre especies exóticas invasoras en la Comunidad Autónoma de Canarias. *Foresta*, 56: 18–23.
- Pascual, M., Macchi, P., Urbanski, J., Marcos, F., Rossi, C. R., Novara, M. and Dell’Arciprete, P. (2002). Evaluating potential effects of exotic freshwater fish from incomplete species presence–absence data. *Biological Invasions*, 4: 101–113.
- Pimentel D., R. Zuniga, and D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273–288.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O’Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T et al. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 1–20

- Pratt, H. (2005) Hawaiian Honeycreepers. Oxford University Press, Oxford, 342 pp.
- Quammen, D. 1996. *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. Pimlico, London. 702 pp.
- Rando, J.C. 2003. Protagonistas de una catástrofe silenciosa: Los vertebrados extintos de Canarias. *El Indiferente*, 14: 4-15.
- Rando, J.C., J.A. Alcover, J. Michaux, R. Hutterer & Navarro J.F. 2012. Late-Holocene asynchronous extinction of endemic mammals on the eastern Canary Islands. *The Holocene*, 22: 801-808
- Rando, J.C., J.A. Alcover, J.F. Navarro, J. Michaux & Hutterer R. 2011. Poniendo fechas a una catástrofe: 14C, cronologías y causas de la extinción de vertebrados en Canarias. *El Indiferente*, 21:6-15
- Rando, JC, Alcover, J.A. & Illera, J.C. 2010. Disentangling Ancient Interactions: A New Extinct Passerine Provides Insights on Character Displacement among Extinct and Extant Island Finches. *PLoS ONE* 5(9): e12956.
- Rando, J.C., Alcover, J.A., Navarro, J.F. *et al.* (2008) Chronology and causes of the extinction of the lava Mouse, *Malpaisomys insularis* (Rodentia: Muridae) from the Canary Islands. *Quaternary Research*, 70: 141–148.
- Rando, J.C. 2002. *Gallotia intermedia*. En Atlas y libro rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos, J.M., R. Márquez y M. Lizana, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 204-206.
- Reigart, JR & Roberts, JR. 1999. Recognition and Management of Pesticide Poisonings, 5th edition. U.S Environmental Protection Agency, Washington. 236 pp.
- Ricciardi, A. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater Biology*, 48: 972–981.
- Ricciardi, A. & Rasmussen, J.B. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1759–1765.
- Rodda, G.H., & J.A. Savidge. 2007. Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 2. *Boiga irregularis*, the brown tree snake (Reptilia: Colubridae). *Pacific Science*, 61: 307–324.
- Rodríguez, M.A., González, C., Mesa, G., Bohórquez, M. & Molina, M. 2007. Plan de recuperación del lagarto gigante de El Hierro estado actual y perspectivas futuras. *El Indiferente*, 19: 30-41.
- Rodríguez Piñero, J.C. & Rodríguez Luengo, J.L. 1992). Autumn food habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas, 1772) on La Palma Island (Canary Islands). *Mammalia*, 56: 385–392.
- Rodríguez, J.L., Rodríguez, J.C. & Ramos, M.T. (1988) Autumn diet selectivity of the Corsica mouflon (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782) on Tenerife (Canary Islands). *Mammalia*, 52: 475–481.
- Rogers H, Hille Ris Lambers J, Miller R, Tewksbury JJ (2012) ‘Natural experiment’ Demonstrates Top-Down Control of Spiders by Birds on a Landscape Level. *PLoS ONE* 7(9): e43446. doi:10.1371/journal.pone.0043446
- Ruiz-Suárez N, Boada LD, Henríquez-Hernández LA, Almeida González M, Calabuig P, Estévez-López D, Zumbado M, Rodríguez-Hernández A, Camacho M y Luzardo OP. 2012. Presencia de rodenticidas anticoagulantes en cinco especies de aves rapaces de las Islas Canarias, 2003-2011. *Rev. Toxicol.* 29: 15-19
- Ruesink, J. L. 2005) Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology* 19: 1883–1893.

- Salas M, Fernández-Lugo S & Naranjo A. 2009. Interaction Between Two Exotic Invading Species: Endozoochory of *Acacia farnesiana* Seeds by the European Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *The Open Forest Science Journal*, 2: 86-90
- Schmidt, J.P., Springborn, M. & Drake, J.M. 2012. Bioeconomic forecasting of invasive species by ecological syndrome. *Ecosphere* 3, 46.
- Shine C, Williams N & Gündling L. 2000. A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species. IUCN, Gland, Switzerland Cambridge and Bonn. 138 pp.
- Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E & Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *TREE*, 28: 58-66
- Simberloff D. 2009a. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:81102
- Simberloff D. 2009b. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions*, 11:149-157.
- Simberloff, D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecology Letters*, 9: 912–919
- Simberloff, D., and B. Von Holle. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21–32.
- Singleton G R, Hinds L A, Krebs C J & D M Spratt. 2003. Rats, mice and people: rodent biology and management. ACIAR Monograph No. 96, 564p.
- Smith, K.F., Sax, D.F., Lafferty, K.D. 2006. Evidence for the role of infectious disease in species extinction and endangerment. *Conservation Biology*, 20: 1349–1357.
- Steadman, D. 2006 *Extinction and biogeography of tropical Pacific birds*. University of Chicago Press, London. 594 pp.
- Stokstad E. 2013. Island of the snakes. *Science*, 342: 1166-1167.
- Stone WB, Okoniewski JC & Stedelin JR. 1999. Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. *Journal of Wildlife Diseases*, 35: 187–193
- Sutherland WJ, Bailey MJ, Bainbridge IP, Brereton T, Dick JTA, Drewitt J, Dulvy NK, Dusic NR, Freckleton RP, Gaston KJ, Gilder PM, Green RE, Heathwaite AL, Johnson SM, Macdonald DW, Mitchell R, Osborn D, Owen RP, Pretty J, Prior SV, Prosser H, Pullin AS, Rose P, Stott A, Tew T, Thomas CD, Thompson DBA, Vickery JA, Walker M, Walmsley C, Warrington S, Watkinson AR, Williams RJ, Woodroffe R & Woodroffe HJ. 2008. Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning. *Journal of Applied Ecology*, 45: 821–833.
- Towns, D.R., Atkinson, I.A.E., Daugherty, C.H. 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, 8:863–891
- Townsend, C. R. 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation*, 78: 13–22.
- Townsend, C. R. 2003. Individual, population, community, and ecosystem consequences of a fish invader in New Zealand streams. *Conservation Biology*, 17: 38–47.
- TVc. 2011. Ganaderos de Tenerife pierden ganado por ataques de animales salvajes. <http://www.youtube.com/watch?v=zKEgS8NBPKM>
- Urioste J. 2008. *Ramphotyphlops baraminus*. En: Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias. Gobierno de Canarias.
- van Dam, R.A., D.J. Walden, and G.W. Begg. 2002. A preliminary risk assessment of cane toads in Kakadu National Park. Scientist Report 164, Supervising Scientist, Darwin, Northern Territory, Australia

- Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE & DAISIE partners. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 135–144
- Walker, L.A., Lawlor, A.J., Llewellyn, N.R., Pereira M.G., Potter, E.D., Molenaar, F.M., Sainsbury, A.W. & Shore, R.F. 2010a. Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2007 & 2008: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK. 19 pp.
- Walker, L.A., Llewellyn, N.R., Pereira M.G., Potter, E.D., Sainsbury, A.W. & Shore, R.F. 2010b. Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2009: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK. 17 pp.
- Weir E. 2002. Travel warning: eosinophilic meningitis caused by rat lungworm. *Canadian Medical Association*, 166:1184.
- Whittaker RJ & Fernández-Palacios JM. 2007. *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press, Oxford. 401 pp.
- Witmer G W, Fuller P L. 2011. Vertebrate species introductions in the United States and its territories. *Current Zoology*, 57 (5): 559–567.
- Wittenberg, R. & Cock, M.J.W. (eds.) 2001. *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión*. CAB Internacional, Wallingford, Oxon, Reino Unido, xvii - 228.
- Woolnough A P, Gray G S, Lowe T J, Kirkpatrick W E, Rose K & G R Martin. 2005. Distribution and Abundance of Pest Animals in Western Australia: A Survey of Institutional Knowledge. Miscellaneous Publication 30/2005. Vertebrate Pest Research Section, Department of Agriculture, Western Australia
- Worthy, T.H. & Holdaway, R.H. 2002. *Prehistoric Life of New Zealand. The Lost World of the Moa*. Indiana University Press, Indiana. 718 pp.
- Wyatt KB, Campos PF, Gilbert MTP, Kolokotronis S-O, Hynes WH, DeSalle R, Daszak, P., MacPhee, R.D.E., Greenwood, A.D. 2008. Historical Mammal Extinction on Christmas Island (Indian Ocean) Correlates with Introduced Infectious Disease. *PLoS ONE* 3(11): e3602. doi:10.1371/journal.pone.0003602
- Zalba, S.M. & Ziller, S.R. 2007. Herramientas de prevención de invasiones biológicas. Washington: I3N/Iabin. <http://i3n.iabin.net>
- Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J. & Mooney, H.A. 2001 Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *TREE*, 16: 454–459
- Zenni, R.D. & Nuñez, M.A. 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos*, 122: 801-815.

9. ANEXO I: Variables de temperatura y precipitación de estaciones meteorológicas de Canarias para los análisis de similitudes climáticas con otras regiones geográficas mediante el programa CLIMATE

ANEXO I: Variables de temperatura de estaciones meteorológicas de Canarias usadas en los análisis de similitudes climáticas con otras regiones geográficas mediante el programa CLIMATE.

P	ID	I	Localidad	latitud	longitud	Altitud	Tª media anual	Tª mínima mes + frío	Tª máxima mes + cálido	Amplitud	Tª media trimestre + frío	Tª media trimestre + cálido	Tª media trimestre + húmedo	Tª media trimestre + seco
1981-2012	C929I	H	Aeropuerto	27,49	-17,53	32	21,1308	10,0	33,3	23,3	18,7896	23,5813	23,5813	18,7896
1981-2012	C139E	P	Aeropuerto	28,37	-17,45	33	20,8122	11,6	36,8	25,2	18,2384	23,6990	23,6990	18,2384
2001-2012	C329B	G	Aeropuerto	28,01	-17,12	216	20,3241162	11,1	42	30,9	17,59444444	23,34166667	23,34166667	17,59444444
1981-2012	C029O	L	Aeropuerto	28,57	-13,36	14	21,1888021	9,1	42,9	33,8	18,08229167	24,77083333	20,83020833	21,071875
1991-2010	C029R	L	Granja Cabildo	29,00	-13,33	110	20,5239971	8	42,8	34,8	17,69069264	23,66659452	23,66659452	20,36457431
1981-2012	C249I	F	Aeropuerto	28,26	13,51	25	21,236	9	41	32	18,22133333	24,53866667	21,04933333	21,13466667
1981-2012	C649I	C	Aeropuerto	27,55	-15,23	24	21,1421875	10,2	39	28,8	18,35	24,26875	21,196875	20,753125
1993-2012	C658L	C	Tafira	28,04	-15,26	269	19,1691632	9	35,5	26,5	16,49611111	22,06666667	22,06666667	16,49611111
1991-2005	C655K	C	San Mateo	27,59	-15,31	980	15,1331595	3,6	36,4	32,8	11,26688034	20,13969697	14,13939394	20,13969697
1961-1994	C659P	C	Las Palmas	28,09	-15,25	15	20,9986947	12	35	23	18,52706477	23,66758207	23,66758207	20,38627451
1992-2003	C639U	C	S. Bartolome	27,48	-15,27	42	21,4375779	9,2	42,1	32,9	18,36744639	25,01384804	21,04396285	25,01384804
2000-2012	C689E	C	Maspalomas	27,44	-15,35	6	21,0406597	11	42,2	31,2	18,71194444	23,50327381	23,50327381	18,71194444
1981-2010	C449C	T	Santa Cruz	28,27	-16,15	35	21,534375	10,1	38,7	28,6	18,45833333	25,14166667	21,33020833	21,20729167
1981-2012	C430E	T	Izaña	28,18	-16,29	2371	10,2592235	-7,2	30,4	37,6	5,127956989	17,11612903	7,974528488	17,11612903
1981-2012	C447A	T	Aeropuerto Los Rodeos	28,28	-16,19	632	16,8106267	4	39,2	35,2	13,61145833	20,73229167	16,55709005	20,73229167
1981-2013	C429I	T	Aeropuerto Sur	28,02	-16,33	64	21,3633286	9	44,3	35,3	18,73838384	24,43636364	24,43636364	18,73838384
2007-2012	C459Z	T	Puerto De la Cruz	28,25	-16,32	25	20,8035904	11,9	30,1	18,2	18,29951923	23,54652778	23,54652778	21,00507937

ANEXO I (continuación): Variables de precipitación de estaciones meteorológicas de Canarias usadas en los análisis de similitudes climáticas con otras regiones geográficas mediante el programa CLIMATE.

P	ID	I	Localidad	latitud	longitud	Altitud	Pº media anual	Pº media mes + húmedo	Pº media mes + seco	Coefficiente de variación	Pº media trimestre + frío	Pº media trimestre + cálido	Pº media trimestre+ húmedo	Pº media trimestre + seco
1981-2012	C929I	H	Aeropuerto	27,49	-17,53	32	17,1784	0,6800	28,1469	0,9211	30,3378	1,3478	1,3478	30,3378
1981-2012	C139E	P	Aeropuerto	28,37	-17,45	33	30,8964	1,0600	48,5839	0,8760	46,4068	4,7056	4,7056	18,2384
2001-2012	C329B	G	Aeropuerto	28,01	-17,12	216	19,6582639	5,6375	38,38	0,98025	34,63685185	2,316203704	2,316203704	34,63685185
1981-2012	C029O	L	Aeropuerto	28,57	-13,36	14	9,21916667	29,28	5,23	0,96253792	15,73555556	0,907777778	17,93555556	2,297777778
1991-2010	C029R	L	Granja Cabildo	29,00	-13,33	110	9,4839425	27,20526316	6,152631579	0,9267913	17,12807018	1,124561404	1,124561404	2,997173489
1981-2012	C249I	F	Aeropuerto	28,26	13,51	25	8,17388889	7,703333333	0,71	0,96037489	14,21333333	0,912222222	15,54111111	2,028888889
1981-2012	C649I	C	Aeropuerto	27,55	-15,23	24	12,4397843	15,96206897	5,903333333	0,87386065	20,93028674	3,174444444	23,21773946	2,436666667
1993-2012	C658L	C	Tafira	28,04	-15,26	269	20,2686608	2,038888889	31,46111111	0,82221009	35,29122807	3,924074074	3,924074074	35,29122807
1991-2005	C655K	C	San Mateo	27,59	-15,31	980	40,6133271	115,7666667	0,225	0,8727275	65,26325397	6,265909091	76,08055556	6,265909091
1961-1994	C659P	C	Las Palmas	28,09	-15,25	15	8,81700399	5,52173913	5,826086957	0,81844561	14,83635774	2,027881297	2,027881297	3,333154527
1992-2003	C639U	C	S. Bartolome	27,48	-15,27	42	9,34380064	32,25454545	0	1,178044	19,09777778	0,528034188	16,69151515	0,528034188
2000-2012	C689E	C	Maspalomas	27,44	-15,35	6	7,27914141	0	3,6	1,42033141	3,675	0,873232323	0,873232323	3,675
1981-2010	C449C	T	Santa Cruz	28,27	-16,15	35	18,7983333	43,20666667	0,06	0,84220099	34,89333333	2,966666667	31,98888889	5,344444444
1981-2012	C430E	T	Izaña	28,18	-16,29	2371	30,5948923	53,87777778	0,434482759	0,80332497	57,28331205	6,180993432	50,28783069	6,180993432
1981-2012	C447A	T	Aeropuerto Los Rodeos	28,28	-16,19	632	43,2956609	82,24333333	5,163333333	0,69170076	71,20720307	9,164789272	70,09773946	9,164789272
1981-2013	C429I	T	Aeropuerto Sur	28,02	-16,33	64	11,0857088	11,85517241	16,62333333	0,91288563	17,05	1,634444444	1,634444444	17,05
2007-2012	C459Z	T	Puerto De la Cruz	28,25	-16,32	25	15,4837136	0,12	12,93333333	0,86558024	22,89111111	1,051574074	1,051574074	31,24666667

P = periodo de tiempo al que corresponden las series climáticas.

ID = Código identificativo de la estación meteorológica.

I = Isla; H = El Hierro; P = La Palma; G = La Gomera; T = Tenerife; C = Gran Canaria; F = Fuerteventura; L = Lanzarote.

