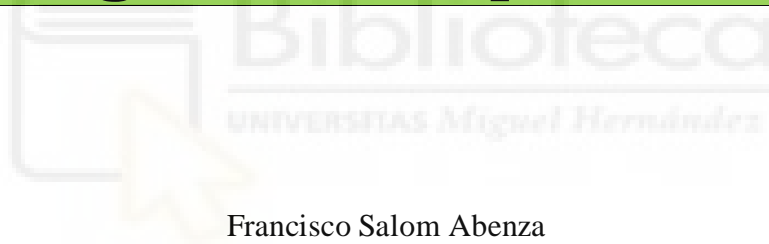


Universidad Miguel Hernández de Elche
Universidad de las Azores

Diferencias en las comunidades de artrópodos según el tipo de gestión del pasto



Francisco Salom Abenza

Tutores: Paulo A.V. Borges, Alejandra Ros Prieto, Juana María Botía Aranda

Trabajo Fin de Grado en Ciencias Ambientales
Departamento de Biología Aplicada. Área de Botánica
Facultad de Ciencias Experimentales
Universidad Miguel Hernández de Elche

Curso 2021/2022

RESUMEN:

En una época de creciente necesidad de alimentos y cambio global se debería dar un cambio de paradigma en la agricultura, pero poco se conoce acerca de la biodiversidad de artrópodos que se encuentran en pastizales destinados al pastoreo, lo cual es de vital importancia debido a que son un candidato ideal para estudios sobre los cambios de uso del suelo y sus impactos sobre la biodiversidad. En este trabajo se analizan dos parcelas biológicas y dos parcelas intensivas, utilizando trampas *pitfall*, en la isla de Terceira (Azores, Portugal) para comparar sus comunidades de artrópodos y observar así el papel que desempeña el tipo de gestión de un pasto. De los resultados obtenidos se pudo llegar a la conclusión de que las comunidades de Artrópodos en Terceira están muy afectadas por la destrucción del hábitat y la introducción de especies exóticas. Por otro lado se comprobó que los pastos biológicos tienen una mayor gama de servicios ecosistémicos y actúan de reservorio para las especies indígenas.

Palabras clave: Artrópodos, Azores, biodiversidad, pastos biológicos, pastos intensivos.

**ABSTRACT:**

At a time of increasing food needs and global change, a paradigm shift in agriculture should take place, but little is known about the biodiversity of arthropods found in grazing pastures, which is of vital importance because they are an ideal candidate for studies on land-use change and its impacts on biodiversity. In this work, two biological plots and two intensive plots, using *pitfalls* traps, on the island of Terceira (Azores, Portugal) were analysed to compare their arthropods communities and to observe the role played by the type of pasture management. From the results obtained, it was concluded that the arthropods communities on Terceira are strongly affected by habitat destruction and the introduction of exotic species. On the other hand, it was found that biological grasslands have a wider range of ecosystem services and act as a reservoir for indigenous species.

Key words: Arthropods, Azores, biodiversity, biological grasslands, intensive grasslands.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	4
2. ANTECEDENTES	7
3. OBJETIVOS	7
4. MATERIALES Y MÉTODOS	8
4.1. Área de estudio	8
4.2. Diseño y protocolo de muestreo	11
4.3. Identificación de muestras	11
4.4. Análisis de datos	12
5. RESULTADOS	16
5.1. Abundancia	16
5.2. Riqueza de especies	19
5.3. Números de Hill	20
6. DISCUSIÓN	21
7. CONCLUSIÓN	23
8. BIBLIOGRAFÍA	25
9. ANEXOS	31
9.1. Anexo nº 1	31

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura convencional provoca la destrucción, la fragmentación y la contaminación del hábitat, y es uno de los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad (Tilman et al., 2011), lo que erosiona el capital natural de una región. Paradójicamente, la agricultura a menudo depende de la biodiversidad para funciones vitales como la polinización, el control biológico y otros servicios ecosistémicos, y aunque las áreas agrícolas son más pobres en diversidad que los hábitats naturales, se pueden gestionar para apoyar la biodiversidad y mejora de los servicios ecosistémicos, de una forma mutuamente beneficiosa (Bommarco et al., 2013).

El concepto de tierras agrícolas de alto valor natural (HNVf) que se centra simultáneamente en la agricultura y la naturaleza, tiene como objetivo superar algunos de los conflictos existentes y mejorar la ‘‘comprensión y la conciencia de los sistemas agrícolas que son más beneficiosos para la biodiversidad y el ecosistema’’ (Keenleyside et al., 2014). La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) estima que más del 30% de las tierras agrícolas en la UE tienen el potencial de ser HNVf (Paracchini et al., 2008).

Tratando de dar respuesta a las peticiones de la Unión Europea para los próximos años, la producción ecológica jugará un papel importante en la consecución de los objetivos del Pacto Ecológico Europeo. En concreto, la UE estableció que para 2020, al menos el 25% de la superficie agrícola de Europa debía dedicarse a la producción ecológica. Esto se pretendió lograr mediante un impulso de la inversión y la innovación en la agricultura sostenible y aumentando la popularidad de los alimentos orgánicos regulados por el Reglamento del Consejo n.º 834/2007 de 28 de junio de 2007 y el reglamento de las Azores, Ordenanza n.º 12/2019 de 13 de febrero.

Uno de los objetivos de la producción ecológica es la conservación y mejora de los ecosistemas ubicados en las zonas agrícolas, orientando la actividad agrícola hacia una producción menos intensiva, sistemas que no solo protegen y preservan la biodiversidad, sino que también mejoran la restauración y preservación del paisaje. Una de las estrategias más efectivas para sostener los servicios ecosistémicos en áreas agrícolas es el uso de bordes naturales alrededor de los campos. La vegetación circundante puede proporcionar recursos y refugio para la biodiversidad beneficiosa, como polinizadores y agentes de control biológico, y puede mejorar la conectividad entre parches, actuando como corredores en un paisaje agrícola (Macfadyen & Muller, 2013), y beneficiar el paisaje en general (Lima & Santos, 2001). Se pueden crear bordes naturales manteniendo la vegetación que crece espontáneamente alrededor de los campos, así como manipulando activamente los bordes plantando franjas de flores (Mansion-Vaquie et al., 2017) o setos. Los setos son líneas de arbustos o árboles que se utilizan como límites agrícolas que

conectan y rodean los campos y mejoran la heterogeneidad del paisaje. La importancia de los bordes para sustentar la biodiversidad ha sido ampliamente estudiada (Harris, 1988; Peyras et al., 2013).

Actualmente, las Azores tienen más del 30% de la producción de leche en Portugal (Silva et al., 2018), pero el número de productores de leche orgánica certificados por la asociación correspondiente, Kiwa Sativa, son menos de diez, todos en la isla de Terceira. La producción lechera es de gran importancia estratégica para el archipiélago, tanto a nivel agroindustrial como territorial, con unas 89.000 vacas lecheras registradas en 2015 (Massot, 2015).

En las tierras rurales de las Islas Azores, los límites de pastos y fincas están delimitados con una gran variedad de bordes, generalmente compuestos por árboles (autóctonos o exóticos), arbustos de plantas vasculares exóticas, o paredes de roca basáltica. Estos bordes pueden tener diversas funciones agronómicas, proporcionando forraje adicional para el ganado, ofreciendo refugio al ganado del sol, la lluvia y el viento, ayudando a la deposición de diferentes nutrientes en el suelo (Dias et al., 2019) y aumentando la diversificación espacial proporcionando valor paisajístico. (Pinto-Correia, 2000; Lima & Santos, 2001).

En las islas oceánicas por lo general hospeda una grande y rica proporción de biodiversidad, pero son altamente sensibles a influencias externas (Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007) siendo afectadas de forma desproporcionada por la presión antropogénica, causando la pérdida de hábitats y la extinción de especies (Triantis et al., 2010; Courchamp et al., 2014; Borges et al., 2018). Este factor eleva la importancia de los estudios de biodiversidad de estas zonas (Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007).

Las islas son consideradas laboratorios naturales, que nos ayudan a comprender los procesos ecológicos de la formación de las comunidades (McArthur & Wilson, 1967; Patiño et al., 2017). En el caso de las islas oceánicas, debido a su origen volcánico tienen una gran proporción de especies endémicas (Kier et al., 2009), siendo muy sensibles a las invasiones y los cambios en el uso de la tierra (Stachowicz, 2005). En el archipiélago de las Azores, los artrópodos son el grupo taxonómico más rico y contiene la mayoría de las especies endémicas (Borges et al., 2005a). Presentan una distribución muy restringida, y muchas especies responden en una escala espacial y temporal muy fina al cambio de hábitat (Borges et al., 2006; Cardoso et al., 2007, 2010). Al tratarse de un taxón tan rico y abundante, y a la vez tan sensible a las perturbaciones, los artrópodos son un candidato ideal para estudios sobre los cambios de uso del suelo inducidos por la actividad humana y sus impactos sobre la biodiversidad (Brown, 1997; Kimberling et al., 2001; Stefanescu et al., 2005; Neville et al., 2008).

Los artrópodos tienen un papel muy importante en los ecosistemas terrestres, proporcionan numerosos servicios ecosistémicos, como la polinización, la regulación de plagas herbívoras, la descomposición y la herbivoría sobre plantas invasoras. Pero a la vez, también pueden ocasionar daños ecosistémicos, como la depredación sobre artrópodos beneficiosos o la herbivoría sobre plantas nativas y cultivos (Kenis et al., 2009; Diekötter et al., 2010). Los sistemas agrícolas, en parte, dependen económicamente de los servicios ecosistémicos que ofrecen los artrópodos, porque ayudan a mantener la productividad agrícola de una manera más sostenible y respetuosa con el medio ambiente, y reducen la necesidad del uso de pesticidas (Isaacs et al., 2008).

En Azores los grupos de artrópodos terrestres más ricos en taxones son *Coleoptera*, *Diptera* y *Hemiptera*. Esto está en acuerdo con lo que ocurre en términos de biodiversidad a escala mundial, con la excepción del orden *Hymenoptera*, globalmente diverso (comparable al orden *Diptera*), pero pobremente representado en las Azores. (Rego et al., 2015).

En resumen, en las Azores, la presión humana sobre el medio ambiente, especialmente a través de la agricultura intensiva (por ejemplo, sistemas intensivos de maíz y pastos, producción lechera y ganadería) ha llevado a la sobreexplotación de los recursos naturales, a un cambio significativo en el uso de la tierra y a la pérdida de la biodiversidad nativa (Borges et al., 2010; Triantis et al., 2010; Silveira, 2013; Gil et al., 2018). Sin embargo la agricultura es una actividad económica vital, asegurando el sustento de la mayor parte de la población azoriana y ocupando una parte importante del territorio. Por ejemplo, en 2013, en la Región Autónoma de las Azores, el 54% de la superficie se dedicaba a la agricultura, destinando el 84% de esa superficie al cultivo de pastos (INE, 2013).

Lamentablemente faltan datos empíricos sobre los impactos de las actividades agrícolas en la agrobiodiversidad, lo que dificulta la gestión sostenible de los agroecosistemas de las Azores. Esto es especialmente relevante en una época de creciente necesidad de alimentos (Wiegandt, 2010), cambio global (IPCC, 2014) y ruptura de los límites químicos y biológicos (Liu et al., 2015), lo que debería conducir a un cambio de paradigma en la agricultura (Scherr & McNeely, 2008). Por lo tanto, caracterizar y evaluar las consecuencias del cambio ambiental en la provisión de servicios ecosistémicos es una tarea urgente. Para la sustentabilidad de la agricultura será necesario conocer lo que existe, diseñar nuevas herramientas y métodos para incrementar la biodiversidad nativa y mejorar los servicios agroecosistémicos, lo que finalmente repercutirá en la preservación de las Azores.

2. ANTECEDENTES

La investigación se ha llevado a cabo en Terceira desde marzo hasta junio de 2022. Terceira es una isla que se encuentra en el archipiélago de las Azores, situado en el Atlántico Norte. Lo forman nueve islas de origen volcánico que surgen en la triple unión de las placas litosféricas: euroasiática, africana y americana (Figura 1). Las nueve islas se dividen en tres grupos: Corvo y Flores (grupo occidental), Faial, Pico, Graciosa, São Jorge y Terceira (grupo central) y São Miguel y Santa María (grupo oriental) (Borges et al., 2010).

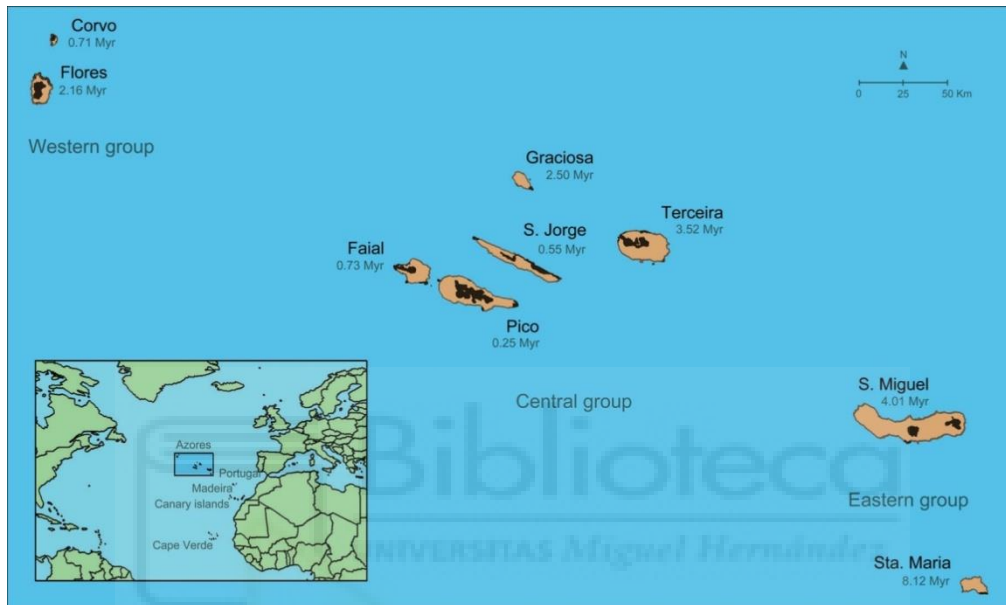


Figura 1. Ubicación del archipiélago de las Azores en el Atlántico Norte y las nueve islas de las Azores con la edad geológica estimada (Borges et al., 2010).

Centrándose en los agroecosistemas de las Azores (pastos de manejo intensivo y pastos biológicos) y combinando herramientas de evaluación de servicios ecosistémicos con análisis tradicionales de biodiversidad, esta propuesta pretende evaluar la importancia de las tierras agrícolas de alto valor natural (HNVf).

3. OBJETIVOS

Esta propuesta incluye varios objetivos con el fin de desarrollar un enfoque multifacético que aporte información relevante para los agroecosistemas de las Azores.

Objetivo principal:

1. Caracterizar y comparar los pastos tradicionales (pastos de manejo intensivo) y los pastos biológicos (pastos orgánicos) en términos de diversidad taxonómica y servicios ecosistémicos.

Objetivos específicos:

- 1.1 Determinar y comparar los índices de abundancia y diversidad biológica entre los pastos biológicos e intensivos.
- 1.2 Determinar y comparar los índices de dominancia y diversidad grupal para los pastos biológicos e intensivos.

Para los cuales, las hipótesis son:

- La abundancia y riqueza de especies no-indígenas será elevada en los dos pastos dada la situación actual de las Azores (Cardoso et al., 2007).
- La abundancia y riqueza de especies indígenas será superior en pastos biológicos (Borges et al., 2018).
- La gama de servicios ecosistémicos será más diversa y abundante en los pastos biológicos (Gaspar et al., 2010).
- De manera similar, se espera que los pastos biológicos presenten comunidades más diversas y menos dominadas, respecto a los pastos intensivos (Collins et al., 1996; Chen & Tso, 2004; Schmidt et al., 2005).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

Dado que el objetivo general del proyecto es estudiar las diferencias de biodiversidad de los artrópodos entre los pastos intensivos y biológicos de las Islas Azores, por razones de apoyo logístico y científico, solo se estudia en una de las islas, Terceira, donde se ubica el Grupo de Biodiversidade dos Azores y donde este hábitat está bien representado, dado a la importancia económica de la industria láctea y por tanto el cultivo de pastos, asociados a la alimentación del bovino. En el proyecto se monitorean cinco parcelas intensivas y cinco parcelas biológicas. Pero para este estudio, usaremos los datos de dos parcelas intensivas y dos parcelas biológicas.

Las dos parcelas biológicas (BIO 01 y BIO 02) están situadas en Agualva, municipio de Terceira, en concreto se encuentran a 140 m de altitud respecto el nivel del mar y aproximadamente a una latitud de 38°45'52'' N y una longitud de 27°09'55'' O (Figura 2), pertenecen a Bento Pereira, con quien realizamos una entrevista en la cual nos ofreció muchos datos relevantes para entender las características principales de los pastos biológicos.



Figura 2. Parcelas biológicas (BIO 01 y BIO 02) con las trampas *pitfall* representadas por orden.

Son pastos permanentes en los que no se realiza siembra, siendo la vegetación principal el *Holcus lanatus*, el *Trifolium repens* y la *Mentha suaveolens* (Anexo 1). Particularmente tiene un rebaño de 13 vacas ecológicas de origen holandés, Frisona (*Bos taurus*), que pasan entre 2 y 3 días en cada parcela, en un total de 18 parcelas, las vacas son ordeñadas dos veces al día y su alimentación consiste en 5 Kg/vaca/día de pienso con un certificado del 100% ecológico, complementándolo con pasto de la parcela. La parcela debe estar libre de productos fitosanitarios que no cumplen con la normativa recogida en el Reglamento 889/2008 de 6 de Mayo de 2014 (CE, 2018). Como resultado se extraen 30 L de leche por vaca al día.

La parcela BIO 01 tiene un área de 3.832 m² y la parcela BIO 02 de 3.900 m², en ambas parcelas (BIO 01 y BIO 02), los bordes, cuya función es delimitar los pastos, están formados por paredes de roca basáltica.

Las dos parcelas intensivas (INT 01 e INT 02) también están situadas en el municipio de Agualva, en cambio se encuentran a una altitud de 235 m respecto el nivel del mar, y aproximadamente a una latitud de 38°44'59'' N y a una longitud de 27°09'39'' O (Figura 3).

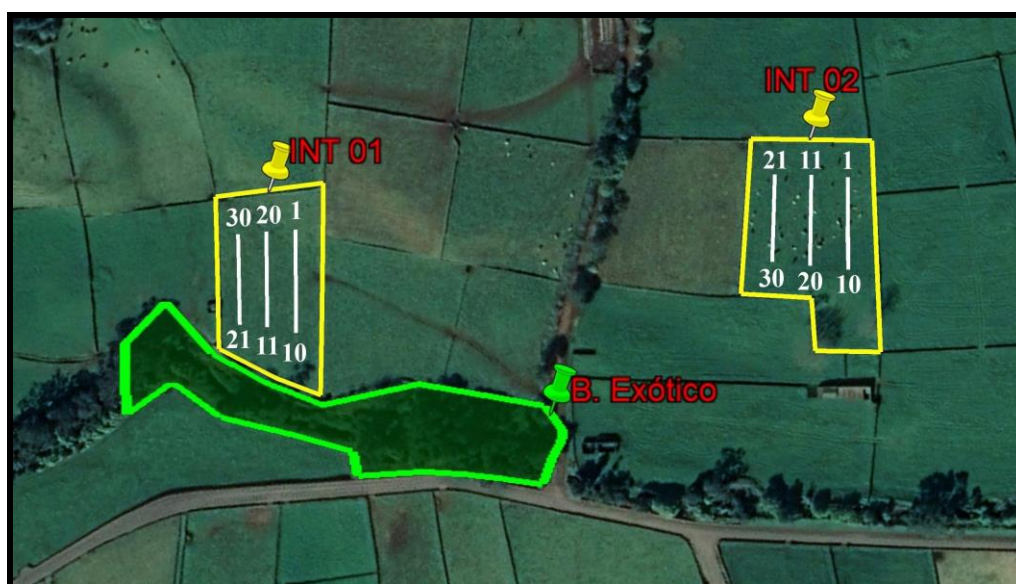


Figura 3. Parcelas intensivas (INT 01 e INT 02) con las trampas *Pitfalls* representadas por orden y la ribera habitada por un bosque exótico.

Se tratan de pastos permanentes en los que no se realiza siembra, siendo la vegetación principal el *Trifolium repens*, el *Rumex acetosella* y el *Cynodon dactylon* (Anexo 1). El rebaño de 45 vacas pasa entre 1 y 2 días en cada parcela, en un total de 10 parcelas, son ordeñadas tres veces al día y su alimentación consiste en 10-12 Kg/vaca/día de pienso, complementándolo con pasto de la parcela. Como resultado se extraen 40 L de leche al día por vaca.

La parcela INT 01 tiene un área de 4.400 m² y la parcela INT 02 de 5.640 m², en ambas parcelas (INT 01 e INT 02), los bordes, están formados por paredes de roca basáltica. Pero en la INT 01 una pared tiene al otro lado una ribera habitada por un bosque exótico constituido principalmente por *Hedychium gardnerianum*, *Pittosporum undulatum* y *Hydrangea macrophylla*. (Figura 3).

Tabla 1. Principales diferencias entre los pastos Biológicos e Intensivos.

	Biológico	Intensivo
Número de vacas	13	45
Número de parcelas	18	10
Número de días en cada parcela	2 o 3	1 o 2
Kg de pienso / vaca / día	5 Kg	10-12 Kg
Número de ordeños / vaca / día	2	3
Litros de leche / vaca / día	30	40
Productos químicos	Sí	Sí

4.2 Diseño y protocolo de muestreo

Para este estudio se han utilizado los registros de artrópodos provenientes de las trampas *pitfall*, trampas de caída, para la captura pasiva de artrópodos. Consiste en colocar un recipiente a ras de suelo con alguna sustancia que sirva para conservar la muestra.

En concreto se utilizaron táperes redondos con un diámetro de 12 cm y una altura de 5,5 cm, estos se llenaron con 2-3 cm de propilenglicol al 70%, líquido utilizado para conservar las muestras, y se dejaron a ras de suelo durante 3 días. Con el fin de poder identificar anomalías o rarezas se colocó una etiqueta en cada *pitfall*, donde se indica la fecha en la cual se han colocado las trampas, la parcela que representa y el número de *pitfall*, para saber su posición exacta dentro de la parcela.

En total se colocaron 30 trampas *pitfall* en cada una de las parcelas, sumando un total de 120 muestras, 60 muestras procedentes del pasto biológico y las otras 60 del pasto intensivo. Se distribuyeron de manera homogénea, dejando 5 m de distancia entre *pitfall* y *pitfall*, formando 3 hileras de 10 *pitfalls* por parcela, consiguiendo así abarcar la mayor parte de la superficie, de esta manera sale representado en las Figuras 2 y 3.

Una vez finalizados los tres días de muestreo se recogieron todas las trampas *pitfall*, para almacenarlas se colaron las muestras a través de una toallita para recoger los artrópodos capturados y la etiqueta identificativa, y así deshacernos del anticongelante, cada toallita con una muestra en su interior se guardó en un bote hermético con alcohol 96°.

4.3 Identificación de muestras

El método utilizado para la identificación de las muestras, fue el *Rapid Biodiversity Assessment* (Oliver & Beattie, 1996) o cálculo rápido de la biodiversidad, es un modelo que trata de optimizar el proceso de muestreo, en este caso de artrópodos, con el fin de reducir el tiempo de muestreo y coste, haciendo posible obtener resultados muy cercanos a la riqueza real de especies de una localización, así como a la representación de grupos funcionales, sin la necesidad de contar con entomólogos especializados en cada taxón de estudio. Este método está dividido en dos pasos:

Primero, los individuos eran separados y contados bajo la lupa, utilizando pinzas puntiagudas y placas de Petri, a nivel de orden, y posteriormente por morfoespecies, es decir, según sus características morfológicas, usando una colección de referencia. Posteriormente, el taxónomo y director del proyecto, Dr. Paulo Alexandre Vieira Borges, identificaba al máximo nivel posible

las muestras obtenidas, las corregía y verificaba, además de añadir a la colección nuevos descubrimientos.

De todos los órdenes que se encontraron los que se identificaron a nivel de especie son: *Araneae*, *Coleoptera*, *Dermaptera*, *Hemiptera*, *Julida*, *Orthoptera*, *Lithobiomorpha*, *Opiliones*, *Polydesmida*, *Thysanoptera*, y dentro del orden *Hymenoptera* la familia *Formicidae*. Del resto de órdenes no se profundizó pero se tuvieron en cuenta para la abundancia, así que se contabilizaron, estos son: *Amphipoda*, *Diptera*, *Isopoda*, *Lepidoptera* y el resto del orden *Hymenoptera*. La razón de las exclusiones es debida a que en estos ordenes la diferenciación a nivel de especie puede ser debido a rasgos costosos de percibir o incluso a nivel molecular.

Tanto los adultos como los juveniles han sido considerados en este estudio, utilizando como regla rasgos fáciles de diferenciar, en la mayoría de casos se ha considerado adulto si el individuo tiene las alas desarrolladas, pero en ordenes como *Amphipoda*, *Araneae*, *Lithobiomorpha*, *Opiliones*, *Isopoda* o la familia *Formicidae*, la diferenciación ha sido por tamaño o por coloración, en la mayoría de casos. Aquellos especímenes imposibles de reconocer debido a su estado, o porque le faltaban partes de su cuerpo claves para su identificación o por la dificultad de diferenciarlos sin un especialista, eran catalogados como *NPI* (*not possible identification*).

Todas las muestras y organismos identificados eran conservados en etanol 96% y los datos obtenidos se iban escribiendo en hojas de registro para finalmente ser pasados a una base de datos, en las hojas de registro se indicaba la gestión del pasto (biológico o intensivo), la parcela, el *pitfall*, el orden o la especie, si es adulto o juvenil y el sexo.

4.4 Análisis de datos

La base de datos utilizada para el análisis fue obtenida mediante el muestreo de *pitfalls* de las 4 parcelas mencionadas anteriormente. Dicha base está formada por 1532 registros con 23 variables a tener en cuenta para cada uno, de las cuales se han utilizado siete: *Location*, *Sampling Number*, *MF*, *Species*, *Family*, *Order* e *IND/NON-IND*. Para el análisis de datos se han tenido en cuenta los individuos identificados a nivel de orden, familia y/o especie, y en especial los individuos Indígenas y No-Indígenas, a parte, de dar más hincapié a los órdenes elegidos como bioindicadores; *Araneae* y *Coleoptera*.

Para el siguiente análisis se ha decidido calcular 6 índices de biodiversidad para cada campo de muestreo, dos de ellos relacionados con la abundancia y la riqueza de especies, mientras que los

otros cuatro basados en la rareza y dominancia de especies, estos últimos han sido calculados con el programa informático *Species Diversity and Richness 4.0* (Seaby & Henderson, 2006).

- **Abundancia (N):**

Número total de individuos detectados en una escala determinada. Ocho valores de N fueron calculados por cada tipo de gestión:

- N_{Total} : número de la totalidad de individuos encontrados en la identificación de las muestras.
- $N_{\text{Órdenes}}$: número de individuos encontrados según el orden al cual pertenecen.
- $N_{\text{Araneae-Family}}$: número de individuos encontrados del orden *Araneae* según la familia a la que pertenecen.
- $N_{\text{Araneae-Strategy}}$: número de individuos detectados del orden *Araneae* según la estrategia utilizada para la obtención de presas.
- $N_{\text{Coleoptera-Family}}$: número de individuos encontrados del orden *Coleoptera* según la familia a la que pertenecen.
- $N_{\text{Coleoptera-SE}}$: número de individuos detectados del orden *Coleoptera* según el servicio ecosistémico que ofrecen.
- $N_{\text{Indígenas}}$: número de individuos indígenas detectados, es decir, que pertenecen a la región de estudio, incluye las especies endémicas de las Azores y las nativas no endémicas.
- $N_{\text{No-Indígenas}}$: número de individuos no-indígenas detectados, es decir, aquellas consideradas exóticas, que se han introducido al ecosistema y no pertenecen naturalmente a la región estudiada.

- **Riqueza de especies (S):**

Donde S es equivalente a la gamma diversidad, se relaciona con el número de especies presentes en la comunidad (Spellerberg & Fedor, 2003). Seis valores de S fueron calculados por cada tipo de gestión:

- S_{Total} : especies totales encontradas en el estudio.
- $S_{\text{Órdenes}}$: especies encontradas de cada orden.
- S_{Araneae} : especies del orden *Araneae*.
- $S_{\text{Coleoptera}}$: especies del orden *Coleoptera*.

- **SIndígenas:** especies indígenas, es decir, que pertenecen a la región de estudio, incluye las especies endémicas de las Azores y las nativas no endémicas.
- **SNo-Indígenas:** especies no indígenas, es decir, aquellas consideradas exóticas, que se han introducido al ecosistema y no pertenecen naturalmente a la región estudiada.

Aunque estos índices sean muy valiosos y nos den información sobre el número de individuos y de especies encontradas, es insuficiente, debido a que es independiente al tamaño de la muestra. Es por ese motivo que también se requieren índices que hablen de la dominancia y diversidad grupal/equidad de los individuos per especie.

- **Índices de Shannon-Wiener (H')**:

$$H' = \text{Exp} \left(\sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i) \right)$$

$$p_i = n_i/N$$

Con este índice se pretende buscar la biodiversidad específica dentro de una muestra, y para eso tendremos en cuenta la cantidad relativa de individuos de cada especie además de la riqueza, p_i es la abundancia relativa de cada especie respecto del total: n_i = número de individuos; N = número total de individuos de todas las especies (Spellerberg & Fedor, 2003). A mayor número mayor diversidad.

Cinco valores de este índice fueron calculados por cada tipo de pasto. Uno por cada uno de los subgrupos establecidos y otro para el total de las especies encontradas.

- **Índice de Simpson (D):**

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

El índice de Simpson (D) manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, por eso es una medida de la diversidad que tiene en cuenta tanto la riqueza, número de especies tomadas en una muestra; como la equitatividad, medida de la abundancia relativa de las diferentes especies que componen la riqueza de un área (Hunter & Gaston, 1988).

Cinco valores de este índice fueron calculados por cada tipo de pasto. Uno por cada uno de los subgrupos establecidos y otro para el total de las especies encontradas.

- **Índice de Berger-Parker (d):**

$$d = N_s/N_t$$

El índice de Berger Parker cuantifica la contribución de la especie más abundante sobre la biodiversidad total. N_s corresponde a la abundancia de la especie más dominante y N_t el número total de individuos de todas las especies (Berger y Parker, 1970). A mayor valor, mayor homogeneidad tendrá la comunidad.

Cinco valores de este índice fueron calculados para cada tipo de pasto. Uno por cada uno de los subgrupos establecidos y otro para el total de las especies encontradas.

- **Índice de Evenness (J'):**

$$J' = H'/H'max$$

El índice de *Evenness* cuantifica la igualdad numérica de la comunidad y su uniformidad. H' corresponde al índice de Shannon – Wiener y $H'max$ es el máximo valor posible de H' . Los valores de J' , son entre 0 y 1, como menor sea la uniformidad de la comunidad más cerca de 0 será el valor de J' (Bulla, 1994).

Cinco valores de este índice fueron calculados para cada tipo de pasto. Uno por cada uno de los subgrupos establecidos y otro para el total de las especies encontradas.

A partir de los valores de los cuatro índices de biodiversidad obtenidos y mencionados anteriormente, con la excepción del índice de Evenness, se calcula la serie de los Números de Hill, que permite obtener el número efectivo de especies en una muestra usando sus abundancias relativas entre especies. Cuanto más alto sea el valor obtenido más diversa podrá considerarse la comunidad. Conforme aumenta el número de especies se da menos peso a las especies raras y aumenta el de las especies dominantes, obteniéndose valores más bajos para $q1$ y $q2$ (Hill, 1973; Magurran, 2004).

El primer número, $q0$, es el número total de especies de una comunidad (S), $q1$ corresponde al exponente del índice de Shannon-Wiener (H'); $q2$ es la relación inversa de Simpson ($1/D$) y $q3$ es la relación inversa del índice de Berger-Parker ($1/d$).

Para cada uno de los Números de Hill y para el índice de Evenness, tenemos cinco valores diferentes que corresponden a las poblaciones de los cinco subgrupos estudiados y que podemos dividir en dos comunidades más grandes, las comunidades de pastos biológicos y las comunidades de pastos intensivos.

5. RESULTADOS

De los siguientes resultados se han tenido en cuenta todos los individuos encontrados exclusivamente para representar la abundancia de órdenes (Tabla 2). Por otro lado, para el resto de abundancias, las diferentes riquezas, los Números de Hill y el Índice de Evenness solamente se han tenido en cuenta los individuos cuya especie ha sido identificada. En este estudio no se han considerado los órdenes *Acari* y *Collembola* debido al gran número de individuos, lo cual supone un gran esfuerzo y mucho tiempo, al tratarse de comunidades que están en la parte baja de la pirámide trófica dentro de los artrópodos, se decidió prescindir de ellos.

5.1 Abundancia

Se capturaron un total de 13.854 individuos en las 4 parcelas muestreadas, de todos estos, 6.590 individuos proceden de los pastos biológicos y 7.264 de los pastos intensivos.

Los órdenes con mayor abundancia fueron *Hymenoptera*, *Diptera* y *Araneae*, en cambio los órdenes con menos abundancia fue *Dermaptera*, *Isopoda* y *Polydesmida* (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de los diferentes órdenes según la gestión del pasto.

Orden	Biológico	Intensivo	Total
<i>Amphipoda</i>	30	26	56
<i>Araneae</i>	1.683	1.446	3.129
<i>Coleóptera</i>	130	64	194
<i>Dermaptera</i>	1	0	1
<i>Diptera</i>	2.270	2.288	4.558
<i>Hemipetra</i>	126	262	388
<i>Hymenoptera</i>	2.149	2.918	5.067
<i>Isopoda</i>	0	2	2
<i>Julida</i>	0	5	5
<i>Lepidoptero</i>	18	85	103
<i>Lithobiomorpha</i>	19	17	36
<i>Opiliones</i>	96	4	100
<i>Orthoptera</i>	27	52	79
<i>Polydesmida</i>	2	0	2
<i>Thysanoptera</i>	39	95	134
Total	6.590	7.264	13.854

Dentro del orden *Araneae* los individuos han sido clasificados por familias ya que, aunque todas las arañas son depredadoras, se pueden clasificar según la estrategia utilizada para la obtención de presas (Tabla 3). Aunque existen ocho grupos diferentes, en este estudio tenemos presente cinco: *Specialists* (Especialistas), *Sheet web weavers* (Telas horizontales), *Ground hunters* (Cazadoras de suelo), *Hunters* (Cazadoras) y *Orb web weavers* (Telas obliculares).

Tabla 3. Abundancia de las diferentes familias del orden *Araneae* según la gestión del pasto.

Familia	Estrategia	Biológico	Intensivo
<i>Dysderidae</i>	<i>Specialists</i>	0	2
<i>Linyphiidae</i>	<i>Sheet web weavers</i>	1.255	1.290
<i>Lycosidae</i>	<i>Ground hunters</i>	111	82
<i>Salticidae</i>	<i>Hunters</i>	1	1
<i>Tetragnathidae</i>	<i>Orb web weavers</i>	185	26
Total		1.552	1.401

En general el orden *Araneae* se puede dividir en dos grandes grupos, según la estrategia utilizada para la obtención de presas, las arañas tejedoras y las arañas cazadoras. En la siguiente tabla (Tabla 4) salen representadas las abundancias de los dos grupos según la gestión del pasto.

Tabla 4. Abundancia del orden *Araneae* según la estrategia utilizada para la obtención de presas.

Estrategia	Biológico	Intensivo
Tejedoras	1.440	1.316
Cazadoras	112	83

Por otra parte, también ha sido dividido por familias el orden *Coleoptera*, en la siguiente tabla (Tabla 5) se pueden ver representadas las abundancias de estas según la función que ejercen sobre el ecosistema y la gestión del pasto.

Tabla 5. Abundancia de las diferentes familias del orden *Coleoptera* según la gestión del pasto.

Familia	Función	Biológico	Intensivo
<i>Chrysomelidae</i>	Herbívoro	1	1
<i>Curculionidae</i>	Herbívoro	10	1
<i>Dryophthoridae</i>	Herbívoro	0	1
<i>Mycetophagidae</i>	Polífago	2	0
<i>Phalacridae</i>	Polífago	4	4
<i>Carabidae</i>	Depredador	2	21
<i>Coccinellidae</i>	Depredador	0	1
<i>Staphylinidae</i>	Depredador	89	19
<i>Corylophidae</i>	Depredador	2	0
<i>Anthicidae</i>	Saprófagos	2	0
<i>Cryptophagidae</i>	Saprófagos	3	0
<i>Elateridae</i>	Saprófagos	13	0
<i>Hydrophilidae</i>	Saprófagos	0	1
<i>Nitidulidae</i>	Saprófagos	2	5
Total		130	54

En la siguiente tabla (Tabla 6) los individuos del orden *Coleoptera* han sido agrupados según los servicios ecosistémicos que ofrecen en los distintos pastos.

Tabla 6. Abundancia del orden *Coleoptera* según los servicios ecosistémicos que ofrecen a los diferentes pastos.

Servicios Ecosistémicos	Biológico	Intensivo
Herbivoría	11	3
Polífago	6	4
Depredación	93	41
Descomposición	20	6

De los 13.854 individuos detectados se han identificado a nivel de especie 4.745, posteriormente han sido separados por individuos indígenas o no-indígenas respecto a su origen, así se puede observar la abundancia de estos según la gestión del pasto (Tabla 7).

Tabla 7. Abundancia de individuos clasificados según su origen.

Origen	Biológico	Intensivo	Total
Indígena	1.057	578	1.635
No-Indígena	1.574	1.536	3.110
Total	2.631	2.114	4.745

5.2 Riqueza de especies

A nivel de riqueza de especies, excluyendo los órdenes *Diptera*, *Lepidoptera*, *Amphipoda*, *Isopoda* y *Hymenoptera* (excepto la familia *Formicidae*) los cuales no fueron identificados a nivel de especie, fueron detectadas un total de 75 especies. Los órdenes con un mayor número de especies son *Coleoptera* y *Araneae* (Tabla 8).

Tabla 8. Riqueza de especies según el orden.

Orden	Nº de especies
<i>Araneae</i>	20
<i>Coleoptera</i>	32
<i>Dermaptera</i>	1
<i>Hemiptera</i>	6
<i>Julida</i>	1
<i>Lithobiomorpha</i>	1
<i>Opiliones</i>	2
<i>Orthoptera</i>	1
<i>Polydesmida</i>	1
<i>Thysanoptera</i>	4
<i>Hymenoptera-Formicidae</i>	6
Total	75

También se tuvo en cuenta el origen de las especies detectadas, en el biológico igual que en el intensivo las especies que predominan son las introducidas, entre los dos tipos de gestión del pasto no hay grandes diferencias en el equilibrio de las especies según su origen, obteniendo un total de 54 especies en los pastos biológicos y 58 especies en los pastos intensivos (Tabla 9).

Tabla 9. Riqueza de especies según su origen

Origen	Biológico	Intensivo
Endémicas	2	1
Nativas	14	15
Introducidas	32	34
Desconocidas	6	8
Total	54	58

5.3 Números de Hill

El q_0 , alcanza los valores más altos en las poblaciones situadas en pastos intensivos, a excepción de las especies indígenas, que tienen el mismo valor de q_0 en los pastos intensivo y en los pastos biológicos ($q_0=16$). Los valores más altos de q_0 se encuentran en las especies No-Indígenas de los pastos intensivos ($q_0=34$) (Tabla 10).

El q_1 , alcanza los valores superiores en las poblaciones de pastos biológicos, en el caso de las especies del orden *Araneae* ($q_1=4,235$), Indígenas ($q_1=4,177$) y el Total de especies ($q_1=9,787$). Por el contrario, los valores son superiores en las poblaciones de pastos intensivos, en el caso de las especies del orden *Coleoptera* ($q_1=17,18$) y No-Indígenas ($q_1=6,056$). Se puede apreciar que los valores de q_1 más altos pertenecen a las especies del orden *Coleoptera* de los pastos intensivos (Tabla 10).

El q_2 , alcanza los valores superiores en las poblaciones de pastos biológicos, en el caso de las especies Indígenas ($q_2=2,57$) y en el Total de especies ($q_2=5,614$). Por el contrario, los valores son superiores en el intensivo en el caso del orden *Araneae* ($q_2=3,046$), del orden *Coleoptera* ($q_2=15,63$) y en las especies No-Indígenas ($q_2=3,675$). El valor más alto de q_2 lo encontramos en la comunidad del orden *Coleoptera* situada en el intensivo (Tabla 10).

El q_3 , en promedio alcanza los valores más altos en los pastos intensivos, siendo superiores en las comunidades del orden *Araneae* ($q_3=2,273761$), del orden *Coleoptera* ($q_3=5,333333$), de las especies No-Indígenas ($q_3=2,507523$) y del Total de especies ($q_3=3,463803$). Por el contrario, el valor es superior en los pastos biológicos en las especies Indígenas ($q_3=1,672241$). El valor más alto de q_3 lo encontramos en el orden *Coleoptera* de los pastos intensivos (Tabla 10).

Por último tenemos el Índice de Evenness, los valores superiores encontrados en los pastos biológicos se detectan en la comunidad del orden *Araneae* ($x=0,482$), en las especies Indígenas ($x=0,4772$) y en el Total de especies ($x=0,5267$). Por el contrario, los valores son superiores en los pastos intensivos en el caso del orden *Coleoptera* ($x=0,8133$) y en las especies no indígenas ($x=0,4776$). El valor más alto del Índice de Evenness, lo encontramos en la comunidad del orden *Coleoptera* del pasto intensivo ($x=0,8133$) (Tabla 10).

En general los subgrupos de los pastos biológicos que reúnen un mayor equilibrio entre la diversidad biológica, abundancia proporcional y/o equidad son las especies Indígenas y Especies totales, por el contrario, los subgrupos de los pastos intensivos que reúnen un mayor equilibrio son: el orden *Araneae*, el orden *Coleoptera* y las especies No-Indígenas.

Tabla 10. Valores medios de los Índices de diversidad según la gestión del pasto.

	Biológico	Intensivo
Araneae		
<i>q0</i>	16	17
<i>q1 Exp H</i>	4,237	4,213
<i>q2 1/2 (Simpson)</i>	2,914	3,046
<i>q3 1/d</i>	1,875821	2,273761
<i>Evenness</i>	0,482	0,4801
Coleoptera		
<i>q0</i>	21	24
<i>q1 Exp H</i>	15,63	17,18
<i>q2 1/2 (Simpson)</i>	4,238	15,63
<i>q3 1/d</i>	2,224199	5,333333
<i>Evenness</i>	0,5873	0,8133
Indígenas		
<i>q0</i>	16	16
<i>q1 Exp H</i>	4,177	3,411
<i>q2 1/2 (Simpson)</i>	2,57	2,055
<i>q3 1/d</i>	1,672241	1,470805
<i>Evenness</i>	0,4772	0,4095
No-Indígenas		
<i>q0</i>	32	34
<i>q1 Exp H</i>	5,693	6,056
<i>q2 1/2 (Simpson)</i>	3,207	3,675
<i>q3 1/d</i>	1,958864	2,507523
<i>Evenness</i>	0,4469	0,4776
Total Especies		
<i>q0</i>	54	58
<i>q1 Exp H</i>	9,787	9,595
<i>q2 1/2 (Simpson)</i>	5,614	5,613
<i>q3 1/d</i>	3,059039	3,463803
<i>Evenness</i>	0,5267	0,5221

6. DISCUSIÓN

Los patrones de abundancia observados de las especies identificadas y clasificadas según su origen: Indígenas o No-Indígena, nos dan la razón según la hipótesis planteada con anterioridad. Los pastos son lugares muy perturbados donde los ejemplares exóticos pueden llegar a representar entre el 60-70% del total de individuos (Cardoso et al., 2007), es por eso que nos encontramos con 3.110 individuos No-Indígenas de un total de 4.745 individuos identificados,

lo que representa el 65,5% del total. De la misma manera se aprecia la importancia de los pastos biológicos en la abundancia de individuos Indígenas, en estos tenemos un total de 1.057 individuos Indígenas, en cambio en el intensivo solo 578, esto nos da a entender que los pastizales seminaturales favorecen el mantenimiento de las especies endémicas y nativas (Borges et al., 2018). Los Números de Hill también respaldan la hipótesis, la comunidad Indígena tiene más diversidad y más equilibrio en pastos biológicos, por el otro lado, la comunidad No-Indígena tiene más diversidad y más equilibrio en pastos intensivos. Por el contrario en temas de riqueza no se esperaban los resultados obtenidos debido a que no hay diferencias significativas de la distribución de las especies según su origen.

Dicho esto se entiende el hecho de que haya más abundancia total en el intensivo, ya que la mayoría de especies son exóticas y en el intensivo encuentran menos competencia debido a que las especies indígenas buscan refugio en pastizales seminaturales.

En este estudio el orden *Araneae* ha sido seleccionado debido a su redundancia (segundo orden con más diversidad) y a su relevancia como bioindicador (Gaspar et al., 2010). Los resultados referentes a esta comunidad están en mutuo acuerdo con lo esperado ya que en los pastos biológicos hay una mayor abundancia de arañas tejedoras, en especial las tejedoras de telas obliculares, esto es debido a la buena estructura vegetal que presentan los pastos biológicos (Collins et al., 1996; Chen & Tso, 2004; Schmidt et al., 2005) (Anexo 1), por otro lado también hay un mayor número de arañas depredadoras, esto indica un mayor índice de depredación, lo que se traduce a un mayor servicio ecosistémico. A pesar de esto, los Números de Hill salen dispares, esto es debido a que hay una especie muy dominante en los pastos biológicos, la araña más abundante del estudio (*Erigone dentipalpis*), de la familia *Linyphiidae*, con 830 individuos, a pesar de tratarse de una especie introducida sabemos que esta familia es tejedora y se ve favorecida por la estructura vegetal de los pastos biológicos.

El orden *Coleoptera* también ha sido seleccionado debido a su redundancia (orden con más diversidad) y a su relevancia como bioindicador (Duelli & Obrist, 1998; 2003; Sauberer et al., 2004). Los resultados obtenidos en esta comunidad también han salido tal cual se esperaba, porque a pesar de que los pastos intensivos tengan una mayor riqueza de especies, los pastos biológicos mantienen el doble de abundancia del orden *Coleoptera*, y esta comunidad en este pasto ofrece una mejor gama de servicios ecosistémicos ya que encontramos un 72,72% más de herbivoría respecto al intensivo, un 55,9% más de depredación que en el intensivo y un 70% más de descomposición de la materia. A pesar de esto, los Números de Hill salen completamente mejor en el intensivo, lo que se traduce a un mayor equilibrio y diversidad, pero como en el caso del orden *Araneae* hay una especie muy dominante en los pastos biológicos de la familia *Staphylinidae*, en total la especie *Rugilus rbiculatus orbiculatus* representa el 44,6%

de toda la comunidad *Coleoptera* del pasto biológico por lo que se crea esa pérdida de equilibrio y diversidad, a pesar de todo esta especie es nativa de las Azores y aumenta el índice de depredación considerablemente en el biológico, esto nos da a entender que esta especie busca refugio en los pastizales seminaturales porque en el intensivo solo representa el 9%, al ser depredadora puede ejercer un gran servicio ecosistémico que se basa en controlar las poblaciones de artrópodos lo que incluye a especies introducidas.

Respecto al total de especies, el intensivo y el biológico presentan una abundancia y riqueza parecida a parte de ser dos comunidades muy perturbadas por la actividad humana y por la creciente invasión de especies exóticas, esto se traduce a una pérdida del hábitat y de la biodiversidad (Triantis et al., 2010; Courchamp et al., 2014; Borges et al., 2018).

Por otro lado, resaltar la importancia de utilizar una gran variedad de índices, si nos fijamos en los resultados de los Números de Hill, las comunidades del intensivo en la mayoría de casos salen favorecidas, eso indica un mayor equilibrio y una mayor diversidad, pero estos índices solo tienen en cuenta las diferentes especies y la abundancia de cada una de ellas. En especial, las Azores están muy perturbadas y por eso es adecuado tener en cuenta distintas variables como el origen de los individuos y los servicios ecosistémicos que estos ofrecen (Cardoso et al., 2007). Un claro ejemplo es el orden *Coleoptera*, todos los índices de los Números de Hill salen favorables para los pastos intensivos, pero esta comunidad no ofrece la gama de servicios ecosistémicos que ofrece la comunidad del biológico, a parte no tienen en cuenta el origen de los individuos y en Azores es de suma importancia la conservación de la fauna indígena.

Por último, destacar la necesidad de realizar una mayor cantidad de estudios en distintas zonas, con diferentes variables y con métodos distintos, como por ejemplo utilizar las *Yellow Pan Traps*, método de trapeo activo que consiste en colocar contenedores amarillos con una pequeña cantidad de agua, donde se acumulan artrópodos atraídos por el color como los polinizadores.

7. CONCLUSIÓN

Las cuatro hipótesis propuestas para el proyecto en relación a las diferencias de abundancia, riqueza, dominancia y equidad de los artrópodos, según la gestión del pasto, han podido ser resueltas.

En referencia a la primera hipótesis, la abundancia y riqueza de especies no-indígenas ha sido la esperada, en torno al 65% del total de individuos clasificados a nivel de especie, estos resultados

tan alarmantes son debidos a la situación desastrosa de las Azores, esta situación es causada por la constante destrucción del hábitat e introducción de especies exóticas.

En referencia a la segunda hipótesis, por una parte en la riqueza no hay diferencias significativas entre los dos tipos de gestión del pasto, esto es debido a la facilidad que tienen las especies exóticas de colonizar nuevos hábitats ya que no muestran una preferencia por uno de ellos. La diferencia significativa que respalda la hipótesis está en la abundancia, ya que hemos podido observar el doble de individuos indígenas en el biológico respecto al intensivo, esto nos indica que los individuos nativos principalmente buscan refugio en los pastizales seminaturales.

En referencia a la tercera hipótesis, los resultados respaldan lo esperado ya que tanto en la comunidad del orden *Araneae* como en la comunidad del orden *Coleoptera*, de los pastos biológicos, se aprecia una gama de servicios ecosistémicos más diversa y abundante que las que ofrecen las comunidades del intensivo.

Por último, referente a la cuarta hipótesis, los resultados no han salido tal cual se esperaban, es verdad que la comunidad de especies indígenas del biológico ha salido mucho más diversa y menos dominada que la del intensivo, esto es debido a lo comentado anteriormente, los individuos indígenas buscan un reservorio seminatural para desarrollar su ciclo vital. También era de esperar que las especies no-indígenas del intensivo formaran una comunidad más diversa y menos dominada que el biológico, esto es debido a la poca competencia que encuentran en este hábitat ya que los individuos nativos buscan zonas con más buen estado. En referencia al orden *Coleoptera*, la comunidad del intensivo es la que muestra mejores resultados de diversidad y equidad de todas las comunidades elegidas pero esto es debido a la dominancia de la especie nativa *Rugilus rbiculatus orbiculatus* en el pasto biológico, lo que provoca unos resultados alarmantes, la conclusión es que esta especie al ser nativa busca refugio en los pastizales seminaturales. Por otra parte las comunidades del orden *Aranea* y las comunidades de las especies totales salen con pocas diferencias significativas entre los dos pastos estudiados, se encuentran en situaciones muy similares respecto a la diversidad y equidad.

Para terminar, destacar dos conclusiones significativas resueltas durante el estudio, en primer lugar acentuar la importancia de utilizar diversos índices con distintas finalidades para sacar unos resultados que se asemejen lo máximo a la realidad, dado que cada índice nos da una información específica lo cual no es suficiente para obtener unos resultados completos. Y en segundo lugar, la importancia de realizar más estudios en distintas zonas, con diferentes variables y con métodos distintos, por ejemplo combinando distintas maneras de recolección de artrópodos como las *Pitfall*, utilizadas en este estudio y las *Yellow Pan Traps*.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Berger, W. H., & Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.
- Bommarco, R., Kleijn, D. & Potts, S.G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology & evolution*, 28(4), 230-238.
- Borges, P. A. V.; Cunha, R.; Gabriel, R.; Martins, A.M.; Silva, L. & Vieira, V. (2005a) A list of terrestrial fauna (Mollusca and Arthropoda) and flora (Bryophyta, Pteridophyta and Spermatophyta) from the Azores. Direcção Regional do Ambiente and Universidade dos Açores, Horta, Angra do Heroísmo and Ponta Delgada.
- Borges, P. A. V.; Lobo, J. M.; Azavedo, E. B.; Gaspar, C.; Melo, C. & Nunes, L.V. (2006). Invasibility and species richness of island endemic arthropods: a general model of endemic vs. Exotic species. *Journal of Biogeography* 33: 169-187.
- Borges, P.A.V., Costa, A., Cunha, R., Gabriel, R., Gonçalves, V., Martins, A.F., Melo, I., Parente, M., Raposeiro, P., Rodrigues, P., Santos, R.S., Silva, L., Vieira, P. & Vieira, V. (2010). A list of the terrestrial and marine biota from the Azores. Princípiã, Oeiras. 43 pp. ISBN: 978-989-8131-75-1
- Borges, P., Cardoso, P., Kreft, H., Whittaker, R. J., Fattorini, S., Emerson, B. C.,... & Steinbauer, M. J. (2018). Global Island Monitoring Scheme (GIMS): a proposal for the long-term coordinated survey and monitoring of native island forest biota. *Biodiversity and Conservation*, 1-20.
- Brown Jr., K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1: 25-42.
- Bulla, L. (1994). An index of evenness and its associated diversity measure. *Oikos*, 167-171.
- Cardoso, P.; Borges, P.A.V. & Gaspar, C. (2007). Biotic integrity of the arthropod communities in the natural forests of Azores. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2883-2901.
- Cardoso, P.; Arnedo, M.A.; Triantis, K.A. & Borges, P.A.V. (2010) Drivers of diversity in Macaronesian spiders and the role of species extinctions. *Journal of Biogeography*, 37: 1034-1046.
- CE (Comisión Europea) (2018) Productos regulados por las normas de la UE sobre producción ecológica.

- Chen, K-C., Tso, I-M., (2004). Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: A comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. En: *Zoological Studies*, 43(3), pp.598-611.
- Collins, J.A., Jennings, D.T. y Forsute Jr. H.Y., (1996). Effects of cultural practices on the spiders (Araneae) fauna of Lowbush Blueberry fields in Washington County, Maine. En: *The Journal of Arachnology*, 24, pp.43-57.
- Courchamp, F., Hoffmann, B. D., Russell, J. C., Leclerc, C., & Bellard, C. (2014). Climate change, sealevel rise, and conservation: keeping island biodiversity afloat. *Trends in ecology & evolution*, 29(3), 127-130.
- Dias, C.M., Ortiz, C., Vouzela, C.F.M., Madruga, J.S. & Borba, A.E.S. (2019). Characterization of Pico Island (Azores) wood-pastures. *African Journal of Agricultural Research*, 14(3), 136-142.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V. & Birkhofer, K. (2010). Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137: 108–112.
- Duelli, P. & Obrist, M.K., (1998). In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. En: *Biodiversity and Conservation*, 7, pp.297-309.
- Duelli, P. & Obrist, M.K., (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, pp.87-98.
- Gaspar, C.; Borges P.A.V. & Gaston K.J. (2008). Diversity and distribution of arthropods in native forests of the Azores archipelago. *Arquipelago Life and marine Sciences* 25: 1-30.
- Gaspar, C., Gaston, K.J. y Borges, P.A.V., (2010). Arthropods as surrogates of diversity at different scales. En: *Biological Conservation*, 143, pp.1287-1294.
- Gil, A., Fonseca, C. & Benedicto-Royuela, J. (2018). Land cover trade-offs in small oceanic islands: a temporal analysis of Pico Island, Azores. *Land Degradation & Development*, 29(2), 349-360.
- Harris, L.D. (1988). Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology*, 2(4), 330-332.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

- Hunter, P. R., & Gaston, M. A. (1988). Numerical index of the discriminatory ability of typing systems: an application of Simpson's index of diversity. *Journal of clinical microbiology*, 26: 2465-2466.
- INE (Instituto Nacional de Estadística) (2013) Proporción de superficie agrícola en agricultura ecológica (%) por localización geográfica (NUTS-2013).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Switzerland. 151 pp.
- Isaacs, R.; Tuell, J.; Fiedler, A.; Gardiner, M. & Landnis, D. (2008). Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 196 -203.
- Keenleyside, C., Beaufoy, G., Tucker, G. & Jones, G. (2014). High Nature Value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP. Institute for European Environmental Policy, London, 10, 91086.
- Kenis, M.; Auger-Rozenberg, M. A.; Roques, A.; Timms, L.; Pere, C.; Cock, J. W. M.; Settele, J.; Augustin, S. & Lopez-Vaamonde, C. (2009). *Ecological effects of invasive alien insects. Biological Invasions*, 11: 21–45.
- Kier, G.; Kreft, H.; Ming Lee, T.; Jetz, W.; Ibsch, P. L.; Nowicki, C.; Mutke, J. & Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Science* 106: 9322-9327
- Kimberling, D.N., Karr, J.R. & Fore, L.S. (2001) Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). *Ecology Indicators*, 1: 63-81.
- Lima & Santos, J.M. (2001). Benefícios da Conservação da Natureza e da Paisagem. O caso da intervenção pública agro-ambiental no contexto da UE. *Economía Ambiental e Sociedade* (Coord. by A.P. Blanco & M.X.V. Rodríguez). pp. 67-102. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- Liu, J., Mooney, H., Hull, V., Davis, S.J., Gaskell, J., Hertel, T.,... & Li, S. (2015). Systems integration for global sustainability. *Science*, 347(6225).

- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*: Princeton university press. 203 pp.
- Macfadyen, S., & Muller, W. (2013). Edges in agricultural landscapes: species interactions and movement of natural enemies. *PloS one*, 8(3), e59659.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Ecological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford. 256 pp.
- Mansion-Vaquié, A., Ferrante, M., Cook, S. M., Pell, J.K., & Lövei, G.L. (2017). Manipulating field margins to increase predation intensity in fields of winter wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Applied Entomology*, 141(8), 600-611.
- Massot, A. (2015). A Agricultura do Arquipiélagos dos Açores (Delegação da COMAGRI). Parlamento Europeu. Direção-Geral das Políticas Internas. Departamento Temático B: Políticas Estruturais e de Coesão. 46 pp.
- Neville, J.P.; O'Dowd, D.J. & Yen, A.L. (2008) Issues and implications for research on disturbed oceanic islands illustrated through an ant survey of the Cocos (Keeling) Islands. *Journal of Insect Conservation*, 12: 313-323.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. (1996). Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, 6: 594-607.
- Paracchini, M.L., Petersen, J.E., Hoogeveen, Y., Bamps, C., Burfield, I. & van Swaay, C. (2008). High nature value farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. EUR, 23480.
- Patiño, J.; Whittaker, R. J.; Borges, P. A. V.; Fernández-Palacios, J. M.; Ah-Peng, C.; Araújo, M. B.; Ávila, S. M.; Cardoso, P.; Cornuault, J.; de Boer, E. J; de Nascimento, L.; Gil, A.; González-Castro, A.; Gruner, D. S.; Heleno, R.; Hortal, J.; Illera, J. C.; Kaiser-Bunbury, C. N.; Matthews, T. J.; Papadopoulou, A.; Pettorelli, N.; Price, J. P.; Santos, A. M. C.; Steinbauer, M. J.; Triantis, K. A.; Valente, L.; Vargas, P.; Weigelt, P. & Emerson, B. C. (2017). A roadmap for island biology: 50 fundamental questions after 50 years of The Theory of Island Biogeography. *Journal of Biogeography*, 44: 963-983
- Peyras, M., Vespa, N.I., Bellocq, M.I. & Zurita, G.A. (2013). Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 807-820.
- Pinto-Correia, T. (2000). Future development in Portuguese rural areas: how to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape and Urban Planning*, 50(1-3), 95-106.

- Rego, C., Boieiro, M., Vieira, V., & Borges, P. A (2015). La biodiversidad de artrópodos terrestres en Azores.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzer, C. Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H. y Grabherr, G., (2004). Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. En: *Biological Conservation*, 117, pp.181-190.
- Scherr, S.J. & McNeely, J.A. (2008). Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 477-494.
- Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C. y Tschamtko, T., (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. En: *Journal of Applied Ecology*, 42, pp.281-287.
- Seaby, R. & P. Henderson (2006). SDR-IV, *Species Diversity and Richness 4.0*. PISCES Conservation Ltd. 123 pp.
- Silva, E., Almeida, B. & Marta-Costa, A.A. (2018). Efficiency of the dairy farms: a study from Azores (Portugal). *European Countryside*, 10(4), 725-734.
- Silveira, L. (2013). Aprender com a história: modos de interação com a natureza na Ilha Terceira, do povoamento ao século XX. Estoril, Portugal: Princípa Editora.
- Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index. *Global ecology and biogeography*, 12: 177-179.
- Stachowicz, J.J. & Tilman, D. (2005) Species invasions and the relationships between species diversity, community saturation, and ecosystem functioning. Sax DF, y col. Eds. *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography: Sinauer Associates*. 41-64
- Stefanescu, C.; Penuelas, J. & Filella, I. (2005) Butterflies highlight the conservation value of hay Meadows highly threatened by land-use changes in a protected Mediterranean area. *Biol. Conserv.*, 126: 234-246.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. & Befort, B.L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the national academy of sciences*, 108(50), 20260-20264.

Triantis, K. A., Borges, P., Ladle, R. J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C.,... & Melo, C. (2010). Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, 33(2), 285-294.

Whittaker, R.J. & Fernández-Palacios, J.M. (2007). *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Wiegandt, K. (2010). *Feeding the planet: environmental protection through sustainable agriculture*. Haus Publishing.



9. ANEXOS

9.1 Anexo n° 1

Tabla 1. Ocurrencias e información nutricional de las plantas vasculares de los distintos pastos.

Gen + especie	Información nutricional	Biológico	Intensivo
<i>Arisarum vulgare</i>	Normalmente no lo consumen	1	1
<i>Asplenium obovatum</i>	Normalmente no lo consumen	1	2
<i>Cynodon dactylon</i>	Bajo valor nutricional	1	13
<i>Holcus lanatus</i>	Normalmente no lo consumen	24	4
<i>Hypochaeris radicata</i>	Alto valor nutricional	1	0
<i>Kyllinga brevifolia</i>	Bajo valor nutricional	0	6
<i>Lolium multiflorum</i>	Alto valor nutricional	3	0
<i>Mentha suaveolens</i>	Bajo valor nutricional	24	2
<i>Myosotis stonolifera</i>	Normalmente no lo consumen	0	1
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Bajo valor nutricional	1	0
<i>Paspalum sp</i>	Normalmente no lo consumen	0	1
<i>Plantago lanceolata</i>	Normalmente no lo consumen	19	3
<i>Poa annua</i>	Muy bajo valor nutricional	9	2
<i>Ranunculus repens</i>	Bajo valor nutricional	8	4
<i>Rubus ulmifolius</i>	Alto valor nutricional	1	1
<i>Rumex acetosella</i>	Normalmente no lo consumen	11	14
<i>Selaginella kraussiana</i>	Puede ser tóxica	4	2
<i>Sida rhombifolia</i>	Normalmente no lo consumen	1	0
<i>Solanum mauritianum</i>	Bajo valor nutricional	0	2
<i>Stellaria sp</i>	Normalmente no lo consumen	3	0
<i>Taraxacum officinale</i>	Normalmente no lo consumen	1	0
<i>Tradescantia Fluminens</i>	Normalmente no lo consumen	1	0
<i>Trifolium repens</i>	Normalmente no lo consumen	24	24
<i>Umbilicus sp</i>	Alto valor nutricional	0	2
Número de especies		19	17
Total de ocurrencias		138	84