

**GRADO EN BIOLOGÍA**

**MEMORIA DEL TRABAJO DE FIN DE GRADO**

**Consecuencias de la urbanización sobre la comunidad de  
macroinvertebrados del suelo: patrones de riqueza a lo largo de un  
gradiente urbano-suburbano-rural**

**Consequences of urbanization on soil macroinvertebrate  
community: richness patterns along  
an urban-suburban-rural gradient**



**INÉS BERNABEU MARÍN**

SEPTIEMBRE, 2019

Tutora académica: Lucía Couceiro López

## ÍNDICE

<b>Resumen/Abstract</b>	<b>1</b>
<b>I. Introduccion</b>	<b>2</b>
<b>II. Material y metodos</b>	
<b>Area de estudio y diseño experimental</b>	<b>5</b>
<b>Identificacion de las muestras</b>	<b>6</b>
<b>Análisis estadístico de los datos</b>	<b>7</b>
<b>III. Resultados</b>	<b>9</b>
<b>IV. Discusion</b>	<b>17</b>
<b>V. Conclusión/ Conclusion</b>	<b>19</b>
<b>VI. Bibliografía</b>	<b>19</b>
<b>VII. Agradecimientos</b>	<b>19</b>
<b>Anexo I</b>	<b>23</b>

## RESUMEN

En las últimas décadas las áreas urbanas han experimentado una rápida expansión a lo largo de todo el planeta. Esta urbanización descontrolada muestra importantes consecuencias sobre los factores bióticos y abióticos del ecosistema sobre el que se asientan. Con el fin de investigar si la urbanización afecta a la diversidad y abundancia relativa de las especies que conforman la comunidad de macroinvertebrados del suelo, en el presente trabajo se colocaron treinta trampas pitfall a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural en el área metropolitana de A Coruña. Sorprendentemente, no se encontraron diferencias significativas ni en la abundancia ni en la diversidad de macroinvertebrados terrestres entre las trampas situadas a lo largo del gradiente y, aunque el análisis de los tres grupos taxonómicos (O. Coleoptera, O. Collembola y O. Hymenoptera) y tróficos (herbívoros, depredadores y omnívoros) dominantes sí reveló la existencia de diferencias significativas entre trampas, en ningún caso dichas diferencias fueron consistentes para el conjunto de localidades estudiadas. Entre las posibles causas que podrían explicar esta ausencia de diferencias se encuentran las áreas de estudio seleccionadas.

## ABSTRACT

Over the last decades, urban areas have experienced a rapid expansion throughout the entire planet. This uncontrolled urbanization shows important consequences on the biotic and abiotic factors of the ecosystem on which they settle. In order to investigate whether urbanization affects the diversity and relative abundance of the species that make up the soil macroinvertebrate community, in the present work thirty pitfall traps were placed along an urban-suburban-rural gradient in the metropolitan area of A Coruña. Surprisingly, no significant differences were found in either the abundance or the diversity of terrestrial macroinvertebrates between the traps located along the gradient and, although the analysis of the three, most abundant taxonomic (O. Coleoptera, O. Collembola and O. Hymenoptera) and trophic (herbivores, predators and omnivores) groups revealed the existence of significant differences between traps, in any case such differences were consistent across the whole set of studied populations. Among the possible causes that could explain this absence of differences are the selected study areas.

## I. INTRODUCCIÓN

Hace 10000 años que el ser humano comenzó a cambiar el paisaje primigenio debido a la aparición de la agricultura y la consiguiente fragmentación del hábitat. Esta transformación no se limitó sin embargo al reemplazo de los ecosistemas originales por campos de cultivo: la concomitante transición de una vida nómada a una vida sedentaria también dio lugar a los primeros asentamientos urbanos permanentes (Werner, 2011). Con el paso de los siglos, estos asentamientos se han convertido en grandes ciudades donde en la actualidad viven el 55.3% de la población mundial (The World Bank, 2018a); además, se prevé que en el año 2050 dicho porcentaje sea de un 68.4% (Population Division - United Nations, 2018; Tabla 1). El crecimiento de la población urbana muestra no obstante diferencias considerables entre los países desarrollados y los países subdesarrollados de modo que, aunque el porcentaje de población urbana es mayor en los denominados países del primer mundo (Figura 1), actualmente son las regiones menos desarrolladas las que muestran una tasa de crecimiento mayor (Tabla 1). Pese a todo, en el año 2018 sólo el 1% de la superficie terrestre era considerada como superficie construida (Ritchie & Roser, 2019).

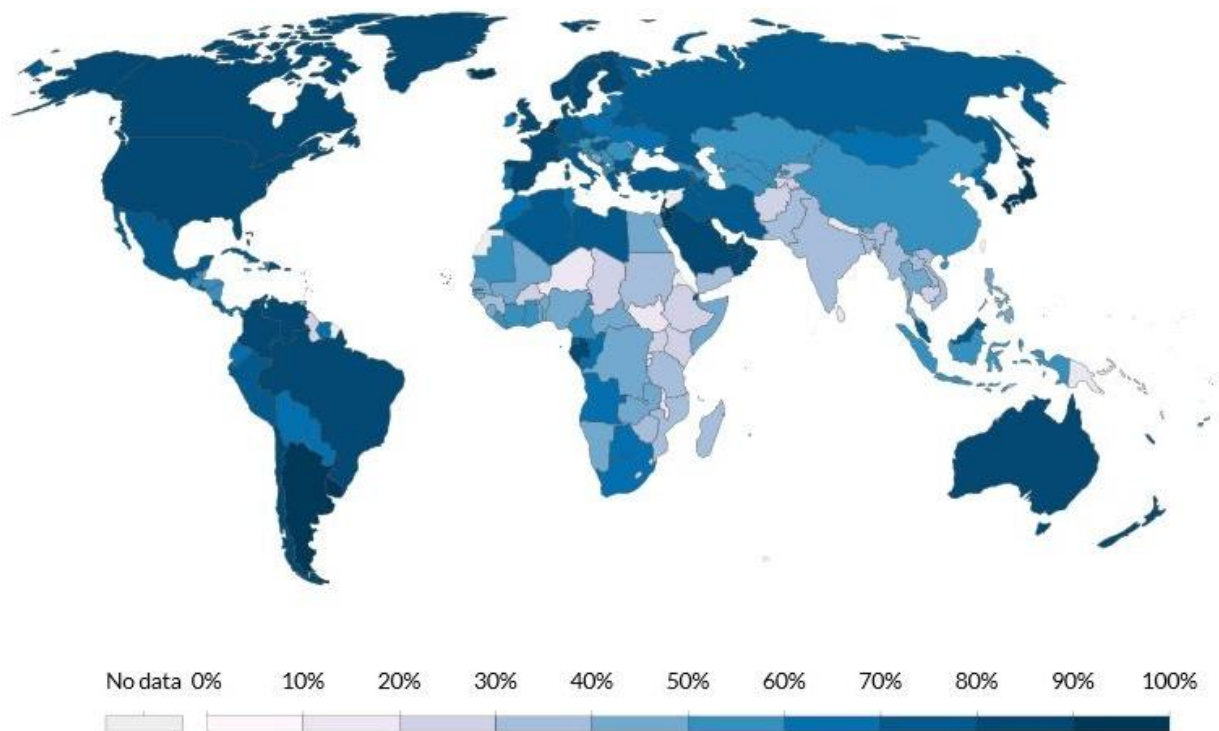
	1950	1975	2000	2025	2050
<b>Mundo</b>	29.6	37.7	46.7	58.3	68.4
<b>Región Desarrollada</b>	54.8	68.8	74.2	80.2	86.6
<b>Región Subdesarrollada</b>	17.7	26.9	40.1	54.3	65.6

**Tabla 1.** Evolución de la población urbana entre los años 1950 y 2050 (Population Division - United Nations, 2018).

Se entiende por urbanización el proceso por el cual el ser humano forma densos asentamientos de población, las denominadas áreas urbanas, caracterizados por un buen número de edificios y vías de comunicación. El paisaje urbano no es sin embargo homogéneo: las ciudades presentan áreas con alta densidad de edificios combinadas con otras que exhiben menor densidad; además, existen importantes rupturas en la anterior matriz a causa de grandes espacios verdes o estructuras lineales como ríos, autopistas, vías ferroviarias, etc. (Hornung et al., 2007; Werner, 2011).

Como cualquier otro ecosistema, las áreas urbanas poseen sus propios conjuntos de especies y condiciones físico-químicas (Donihue & Lambert, 2014). Estos atributos únicos son una consecuencia directa de los procesos de urbanización que han ido cambiando paulatinamente el ambiente prístino y que muestran fuertes impactos sobre el medio. Algunos de estos impactos incluyen la creación de nuevos espacios, la alteración de los ambientes físicos y químicos, la aparición de nuevos organismos, la modificación de los regímenes de perturbación, el aumento de la temperatura, la deposición de materiales pesados, el aumento de las precipitaciones, la compactación del suelo, los cambios en el ciclo del nitrógeno y otros nutrientes, la contaminación lumínica, sonora y aérea, o la pérdida de hábitats por la fragmentación (Mckinney, 2002; Hornung et al., 2007; McDonnell & Hahs, 2008; Johnson & Munshi-South, 2017).

En último término, las ciudades se pueden entender como un mosaico complejo de hábitats, destacando por su abundancia y ubicuidad tres tipos principales: los edificios, las calles y los espacios verdes (Werner, 2011). Desde el punto de vista biológico, destacan especialmente los espacios verdes urbanos; estas zonas verdes incluyen remanentes de ambientes naturales o seminaturales, parques, descampados, y otras áreas con vegetación. Los espacios verdes urbanos constituyen el esqueleto verde de la ciudad (Werner, 2011) y son una pieza fundamental de su ecología pues ofrecen un refugio para la supervivencia de muchas especies y en algunos casos pueden incluso mostrar una considerable relevancia en su conservación (Jones & Leather, 2012).



Source: World Bank

**Figura 1.** Mapa mundial que muestra la proporción de gente que vive en zonas urbanas: mientras que en la gran mayoría de los países subdesarrollados de África y Asia dicho porcentaje oscila entre el 10 y el 60%, en los países más desarrollados raramente desciende por debajo del 70%.

Además de los espacios verdes propiamente dichos, en las ciudades existen otros espacios verdes denominados espacios verdes informales o IGS (del inglés *Informal Urban Green Space*). Estos espacios incluyen hábitats tan variados como los márgenes de calles y carreteras, parcelas abandonadas, muros y tejados, etc. En las ciudades estos lugares cubren cerca del 5% del área urbana y son espacios liminales o de transición, de difícil categorización. A pesar de sus reducidas dimensiones, los IGS juegan un papel importante sobre la biodiversidad de la zona en cuestión, proporcionando un hábitat que antiguamente era el dominante pero que por causa del mantenimiento de las ciudades se ha visto sustancialmente reducido; además, los IGS pueden actuar como corredores para la dispersión de las especies (Rupprecht et al. 2015).

Puesto que las áreas urbanas afectan a multitud de factores físicos y químicos, la calidad de sus hábitats y, en última instancia, la biota presente en la zona también se ven seriamente comprometidas (Faeth et al. 2011). Además, al anterior efecto es preciso añadir la introducción de especies exóticas que también muestra importantes consecuencias sobre el sistema biótico del área en cuestión (Johnson & Munshi-South, 2017).

A pesar de lo expuesto anteriormente, se ha encontrado que los procesos de urbanización también favorecen a ciertos taxones. Las poblaciones de estos individuos en las áreas urbanas son numerosas a pesar de las condiciones “desafiantes” que imperan en las mismas. La capacidad para adaptarse con éxito a las limitaciones impuestas por el ser humano se denomina sinantropización (Luniak, 2004) y el caso particular aquí expuesto recibe el nombre de sinurbización (Francis & Chadwick, 2012). Este fenómeno se ha descrito principalmente en diferentes especies de plantas, mamíferos y aves, pero también existen registros en otros grupos como anfibios o invertebrados.

Para poder superar las presiones que el entorno impone a su supervivencia y reproducción, las poblaciones urbanas de animales y plantas deben modificar su ecología, etología y morfología

(Lowry et al. 2012). De este modo, es frecuente que estas poblaciones muestren (Luniak, 2004): (i) mayores densidades de población (puesto que las altas tasas de edificación de las ciudades limitan considerablemente el espacio disponible); (ii) períodos de cría más amplios (a causa del sedentarismo y la mayor constancia del clima en las urbes); (iii) reducción de los comportamientos migratorios (debido a la posibilidad de hibernar en las ciudades), (iv) mayor longevidad (en relación con la abundancia de alimento, mejores condiciones climáticas a lo largo de todo el año, y menores tasas de depredación y migración); (v) ciclos circadianos prolongados (debido a la presencia de luces artificiales y la tendencia a pasar las horas de mayor actividad humana en los refugios); (vi) cambios en los hábitos de anidación, usando una gran variedad de objetos antropogénicos como materiales o refugios; (vii) cambios en el comportamiento de alimentación (pues las ciudades ofrecen un mayor número de recursos debido a la presencia de comida antropogénica); (viii) menor temor al ser humano; y, finalmente, (ix) aumento en la agresión intra-específica (en relación con la alta densidad de territorios individuales y la falta de espacio).

Distintas hipótesis han sido propuestas con el objetivo de explicar las consecuencias de los procesos de urbanización sobre las comunidades bióticas de las áreas afectadas. La más intuitiva de todas ellas, la hipótesis de la perturbación creciente, establece que la riqueza específica de dichas áreas disminuye a medida que aumenta el grado de perturbación. Por el contrario, la hipótesis de la perturbación intermedia afirma que los mayores niveles de diversidad biológica ocurren en aquellos lugares donde el grado de perturbación es moderado (Hornung et al., 2007).

A principios de la década de los -90 del siglo pasado, McDonnell & Pickett (1990) proponen el estudio de gradientes urbano-rurales como una metodología útil para examinar los cambios producidos por el ser humano en las ciudades y entender la respuesta de los seres vivos a las alteraciones físicas, químicas, biológicas y climáticas originadas por los procesos de urbanización. Pocos años después, Niemelä et al. (2000) desarrollan un sistema global para evaluar estos cambios antropogénicos utilizando el grupo de los carábidos, una de las familias de coleópteros más diversa desde el punto de vista taxonómico y ecológico, como grupo bioindicador (GLOBENET programme). De manera importante, la propuesta de Niemelä et al. (2000) también incluye una metodología común a la hora de recoger las muestras. En concreto, estos autores recomiendan el estudio de tres regímenes de perturbación, a saber, urbano, suburbano y rural; además, establecen que en cada uno de dichos regímenes deben estudiarse cuatro puntos o réplicas y que en cada una de las réplicas han de colocarse 10 trampas pitfall. Estudios posteriores también contemplan el estudio de otros grupos taxonómicos tales como arañas, hormigas o isópodos (Hornung et al., 2007). Todos los grupos mencionados y, en general, los organismos que integran la comunidad de macroinvertebrados del suelo, son taxones ampliamente utilizados como organismos bioindicadores en estudios de muy diversa índole pues (i) resultan relativamente fáciles de muestrear, (ii) exhiben una considerable diversidad, tanto desde el punto de vista taxonómico como desde el punto de vista ecológico, (iii) su reproducción es muy rápida, permitiendo que se adapten de forma veloz a los cambios ambientales, y (iv) son organismos íntimamente relacionados con el reciclado de la materia orgánica y la aeración del suelo (Jones & Leather 2012).

Las investigaciones llevadas a cabo hasta el momento utilizando esta metodología muestran una diversidad considerable de resultados y conclusiones. Por ejemplo, Niemelä et al. (2002) estudiaron la fauna de carábidos a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural en Sofía (Bulgaria), Edmonton (Canadá) y Helsinki (Finlandia), encontrando patrones muy distintos en las tres ciudades en lo relativo a diversidad, número de especies oportunistas y tamaño corporal de las especies dominantes. Por el contrario, en un estudio muy similar llevado a cabo en la ciudad de Hiroshima (Japón) utilizando también carábidos como grupo bioindicador, sí se constató un aumento de la riqueza específica, abundancia y tamaño corporal conforme aumentaba la distancia

al centro de la ciudad; asimismo, las especies especialistas fueron más abundantes en las zonas rurales o suburbanas (Ishitani et al., 2003).

En el presente trabajo se utiliza un protocolo de muestreo inspirado en el propuesto por Niemelä et al. (2000) con el objetivo de investigar cómo los procesos de urbanización que tienen lugar en la ciudad de A Coruña afectan a la biodiversidad de la zona. Con tal fin, la totalidad de la comunidad de macroinvertebrados del suelo fue seleccionada como grupo bioindicador. Más en detalle, este estudio pretende determinar si la alteración de las condiciones medioambientales impuesta por la ciudad de A Coruña afecta a la identidad y abundancia relativa de los taxones que integran la comunidad de macroinvertebrados del suelo. Como se ha explicado anteriormente, la fauna edáfica juega un papel esencial en el reciclado de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica, de manera que constituye un componente clave de cualquier ecosistema terrestre (Stork & Eggleton 1992); además, se estima que estas comunidades albergan una fracción considerable de la biodiversidad del planeta (André et al. 1994). Los ecosistemas edáficos incluyen habitualmente una amplia variedad de animales: nematodos, microartrópodos como ácaros y colémbolos, quilópodos, enquitreidos y lombrices entre otros. Un número importante de miembros de la mesofauna y la macrofauna, principalmente artrópodos como coleópteros, arañas, diplópodos, quilópodos y pseudoescorpiones así como moluscos gasterópodos, viven también en las capas más superficiales, entre la hojarasca y otros detritos en descomposición, y en la propia superficie del suelo.

## II. MATERIAL Y METODOS

### a. Área de estudio y diseño experimental

El trabajo fue realizado en el área metropolitana de la ciudad de A Coruña, en el noroeste de la Península Ibérica. Esta área posee una superficie total de 469.6 km<sup>2</sup> (Instituto Galego De Estadística, 2019a) y se caracteriza por exhibir un clima atlántico u oceánico donde las temperaturas son suaves a lo largo de todo el año, las precipitaciones abundantes (>1000 L/m<sup>2</sup> anuales) y la humedad relativa media asciende al 75% (Agencia Estatal de Meteorología, 2019).

Un total de 30 trampas pitfall fueron colocadas a finales de septiembre de 2018 a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural. Con tal fin, los 16 municipios que rodean la ciudad de A Coruña, así como el propio término municipal de dicha ciudad, fueron clasificados en tres categorías atendiendo a su densidad de población: municipios urbanos (>1000 habitantes/km<sup>2</sup>), municipios suburbanos (100-1000 habitantes/km<sup>2</sup>) y municipios rurales (<100 habitantes/km<sup>2</sup>) (Tabla 2; Figura 2). A continuación, se eligió un municipio en cada una de dichas categorías: A Coruña (6375.1 habitantes/km<sup>2</sup>), Cambre (599.4 habitantes/km<sup>2</sup>) y Abegondo (65.1 habitantes/km<sup>2</sup>) y, a su vez, dentro de cada municipio se establecieron dos zonas de estudio (Tabla 3; Figura 3).

La selección de las seis zonas anteriormente mencionadas se llevó a cabo procurando que todas ellas mostraran el mismo tipo de vegetación y ofrecieran un microhábitat similar. De este modo, se seleccionaron única y exclusivamente zonas con presencia de castaños (*Castanea sativa*) y, en menor medida, robles (*Quercus* sp.), abedules (*Betula* sp.), higueras (*Ficus* sp.) y castaños de Indias (*Aesculus hippocastanum*); en el estrato arbustivo predominaron las zarzas (*Rubus* sp.) y helechos (*Pteridium aquilinum*) mientras que en el estrato herbáceo lo hicieron las gramíneas y leguminosas. Por otra parte, las dos zonas rurales se caracterizaron por una baja presencia de superficies impermeables como edificios o carreteras (Fig. 3a-b). En las dos zonas suburbanas se detectó mayor presencia humana, de hecho, éstas se encontraban muy próximas a un sendero frecuentado por transeúntes y mascotas, existiendo además importantes acumulaciones de todo tipo de basura (envases de bebidas como latas y botellas de plástico o vidrio, envoltorios de snacks, papeles, colillas, etc.) en su entorno más inmediato (Fig. 3c-d). Finalmente, las dos zonas

urbanas se caracterizaron por mostrar un mayor cuidado de la vegetación (Fig. 3e-f); así, una de dichas zonas se situó en un parque en medio de la ciudad por lo que contaba con una cantidad considerable de superficies pavimentadas, tránsito de personas y mascotas, y cuidado constante por parte de jardineros.

Municipio	Habitantes/km <sup>2</sup>	Categoría
Arteixo	340	Suburbano
Bergondo	205	Suburbano
Betanzos	540.5	Suburbano
Cambre	599.4	Suburbano
Carral	128.6	Suburbano
Cerceda	45.4	Rural
Coirós	54.8	Rural
Coruña, A	66375.1	Urbano
Culleredo	480.7	Suburbano
Laracha, A	90	Rural
Mesía	24.9	Rural
Oleiros	803	Suburbano
Ordes	3.87	Rural
Oza-Cesuras	34.7	Rural
Paderne	63	Rural
Sada	565.6	Suburbano

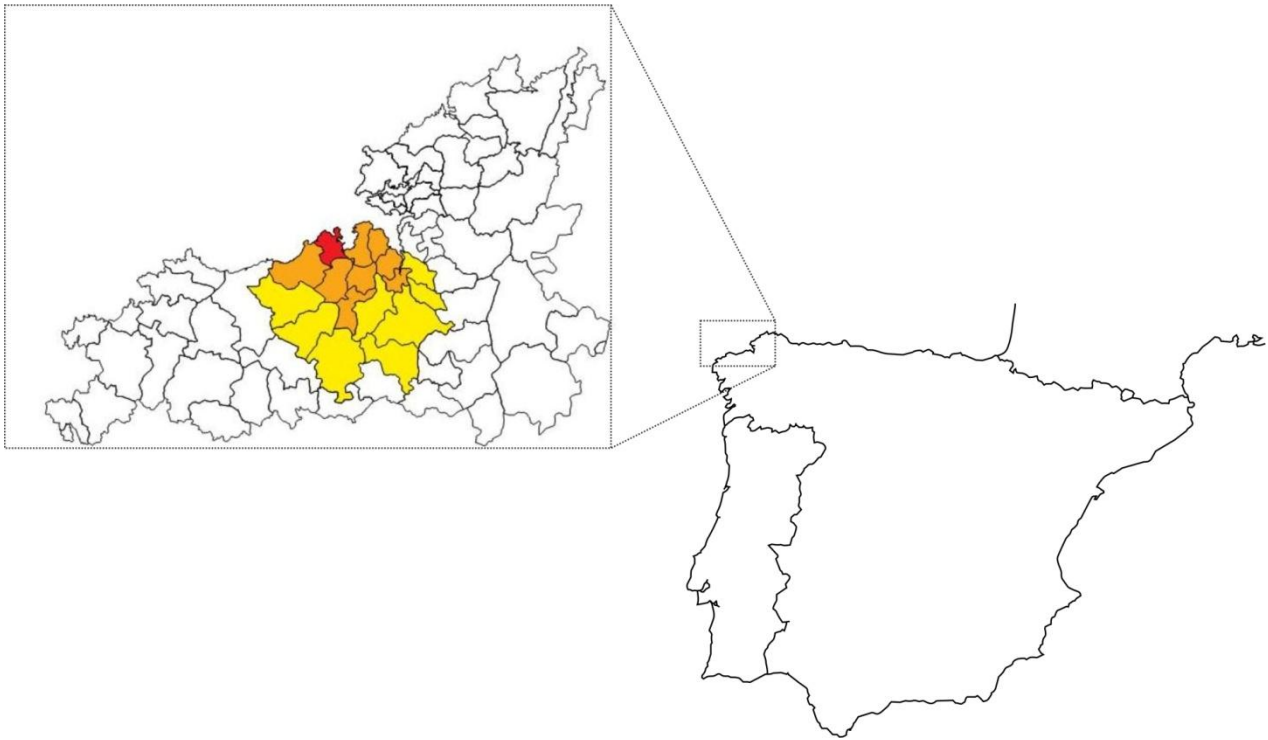
**Tabla 2.** Densidad de población (habitantes/km<sup>2</sup>) de los 16 municipios que conforman el área metropolitana de A Coruña (Instituto Galego De Estatística, 2019b) y categoría a la que pertenecen en función de dicho valor (ver texto para más detalles).

Como se mencionó anteriormente, las trampas se colocaron a finales del mes de septiembre de 2018, concretamente el día 20 y se recogieron una semana después, esto es, el día 28 de septiembre. Las condiciones meteorológicas variaron de modo considerable a lo largo de esa semana y, mientras que algunos de los días fueron fundamentalmente soleados, otros se caracterizaron por intensas lluvias, pero sin variaciones significativas de la temperatura que se mantuvo en torno a los 20 °C.

#### ***b. Identificación de las muestras***

Las muestras se etiquetaron nada más ser recogidas y se conservaron en etanol 70% v/v. Una vez en el laboratorio, se limpiaron cuidadosamente, separando los organismos capturados de los detritos existentes (fundamentalmente, restos de vegetación, piedras y otros sedimentos). Posteriormente, todos y cada uno de los organismos se identificaron a nivel de Familia bajo un microscopio estereoscópico con la ayuda de claves taxonómicas generales (Tilling, 1987; Chinery, 1997) así como claves especializadas en grupos específicos (arácnidos: Bellmann, 2011; Roberts, 1996; Jones, 1985; coleópteros: Zahradník, 1990; y hormigas: Skinner & Allen, 2015).



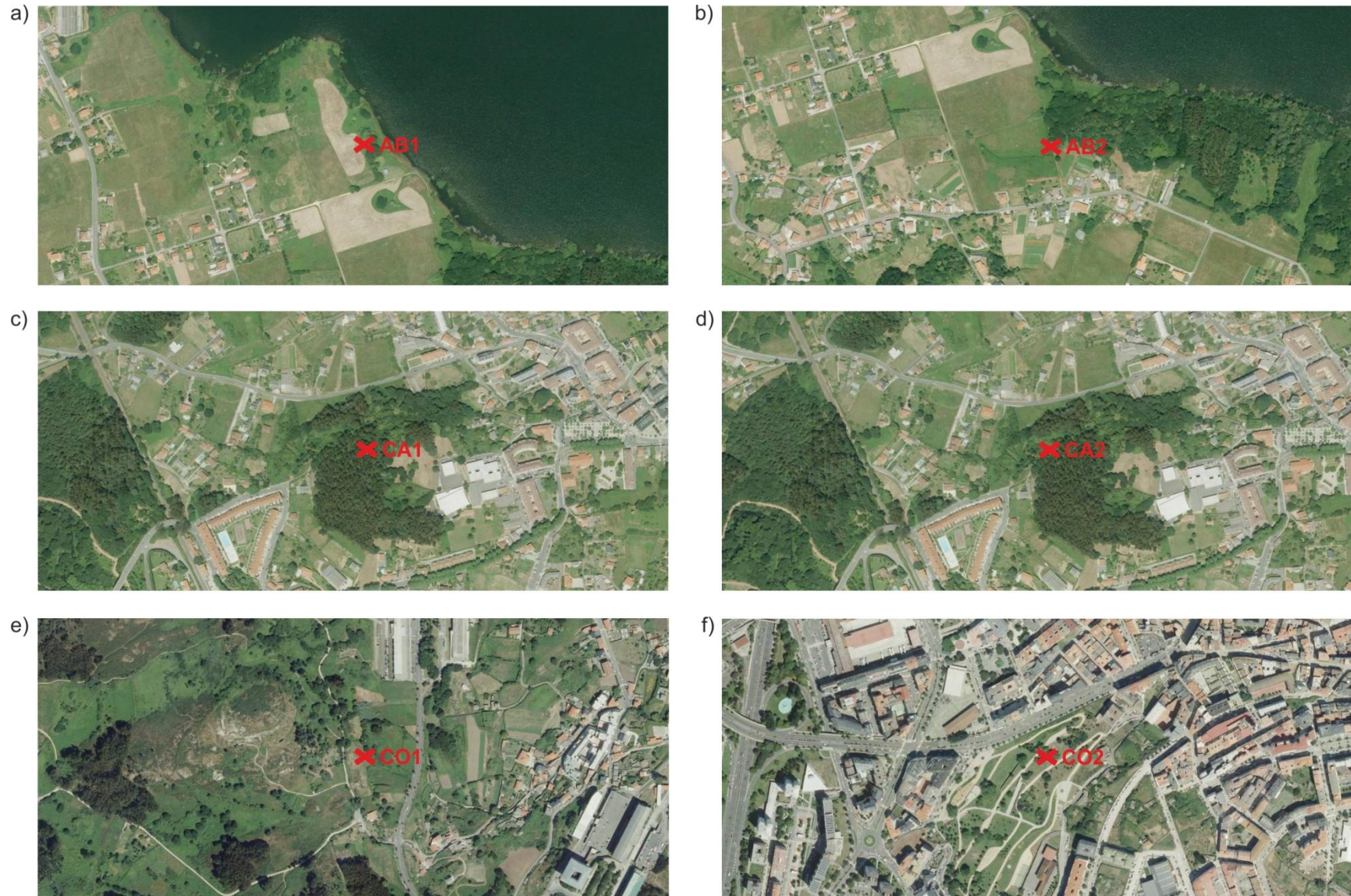


**Figura 2.** Mapa municipal de la provincia de A Coruña donde se muestra la clasificación de la ciudad de A Coruña y de los de 16 ayuntamientos que la rodean en tres categorías atendiendo a su densidad de población (rojo: municipios urbanos, >1000 habitantes/km<sup>2</sup>; naranja: municipios suburbanos, 100-1000 habitantes/km<sup>2</sup>; amarillo: municipios rurales: <100 habitantes/km<sup>2</sup>).

### **c. Análisis estadístico de los datos**

Los datos recogidos en el presente trabajo se analizaron desde cuatro perspectivas distintas. En primer lugar, se investigó la existencia de diferencias entre las seis zonas de estudio en lo relativo al número total de individuos capturados. En segundo lugar, ese mismo análisis fue llevado a cabo para los tres grupos dominantes en el conjunto total de datos, esto es, Orden Coleoptera, Orden Collembola y Orden Araneae (ver resultados). En un tercer análisis, se investigó la existencia de diferencias entre las seis zonas de estudio en lo relativo a su diversidad y, en concreto, el número total de familias capturadas. Finalmente, todos los individuos presentes se clasificaron atendiendo a sus hábitos tróficos en uno de los siete grupos que se citan a continuación: depredadores, detritívoros, hematófagos, herbívoros, micófagos, omnívoros o parásitos y, nuevamente, se investigó la existencia de diferencias entre las seis zonas de estudio en lo relativo a la abundancia de esos grupos funcionales.

El procedimiento seguido fue idéntico en las cuatro aproximaciones. Primero, se comprobó si los datos seguían una distribución normal (test de Shapiro-Wilk) y presentaban varianzas homogéneas (test de Bartlett y Levene); los conjuntos de datos no normales y/o heterocedásticos se transformaron utilizando la fórmula  $\log(x)$  o  $\sqrt{x}$ . Segundo, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor. Tercero, en aquellos casos donde se detectaron diferencias significativas entre las seis zonas estudiadas ( $p$ -valor < 0.05), se llevaron a cabo contrastes *post hoc* (test de Tukey) para determinar qué medias diferían entre sí. Aquellos conjuntos de datos que continuaron violando la asunción de normalidad tras ser transformados se analizaron mediante el método no paramétrico de Kruskal-Wallis así como el test de comparaciones múltiples de Dunn. Todas las pruebas se realizaron mediante el programa R en su versión 3.3.1 y el paquete R Commander (R Core Team, 2016).



**Figura 3.** Fotografías aéreas de las seis zonas estudiadas: a) Zona 1 en el municipio de Abegondo; b) Zona 2 en el municipio de Abegondo; c) Zona 1 en el municipio de Cambre; d) Zona 2 en el municipio de Cambre; e) Zona 1 en el municipio de A Coruña; y f) Zona 2 en el municipio de A Coruña.

Zona de estudio	Código	Nivel de urbanización	Coordenadas geográficas
A Coruña – Zona 1	CO1	Urbano	43°19'44.8"N, 8°24'49.9"W
A Coruña – Zona 2	CO2	Urbano	43°21'06.0"N, 8°24'03.2"W
Cambre – Zona 1	CA1	Suburbano	43°17'32.3"N, 8°20'56.1"W
Cambre – Zona 2	CA2	Suburbano	43°17'32.4"N, 8°20'58.5"W
Abegondo – Zona 1	AB1	Rural	43°16'11.7"N, 8°16'16.0"W
Abegondo – Zona 2	AB2	Rural	43°16'18.9"N, 8°16'24.2"W

**Tabla 3.** Código, categoría atendiendo al nivel de urbanización y coordenadas geográficas de las seis áreas de estudio seleccionadas.

### III. RESULTADOS

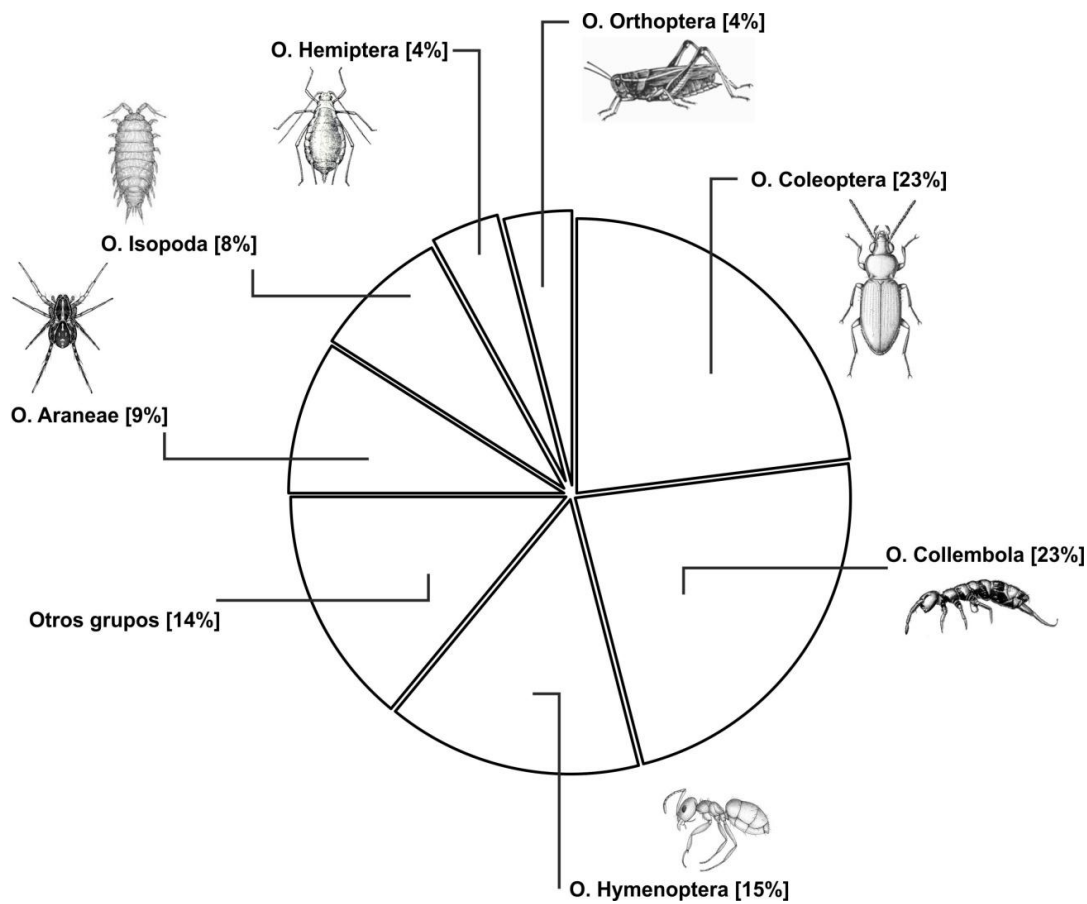
Se capturaron un total de 1633 macroinvertebrados en las 30 trampas pitfall colocadas (Tabla 4). Aproximadamente un 28% de esos individuos (n=460) fueron no obstante descartados por tratarse de macroinvertebrados alados de los Órdenes Díptera (n=365), Hymenoptera (n=89), Lepidoptera (n=5) y Mecoptera (n=1) y, en consecuencia, no formar parte de la comunidad de macroinvertebrados del suelo. Los 1173 individuos restantes mostraron una considerable diversidad taxonómica y se distribuyeron en 19 órdenes y, al menos, 59 familias (Anexo I). A pesar de esta notable riqueza, tres órdenes (Orden Coleoptera, Orden Collembola y Orden Hymenoptera) aglutinaron más del 60% de los individuos (Figura 4).

	CO1	CO2	CA1	CA2	AB1	AB2
<b>Trampa 1</b>	35(14)	14(0)	73(18)	38(12)	101(30)	47(16)
<b>Trampa 2</b>	31(9)	135(50)	72(6)	34(6)	88(11)	43(12)
<b>Trampa 3</b>	51(14)	60(18)	47(7)	61(26)	59(18)	36(12)
<b>Trampa 4</b>	62(15)	39(11)	60(18)	40(16)	34(10)	62(15)
<b>Trampa 5</b>	39(12)	28(17)	95(18)	47(21)	56(13)	46(15)
<b>Total</b>	218(64)	276(96)	347(67)	220(81)	338(82)	234(70)

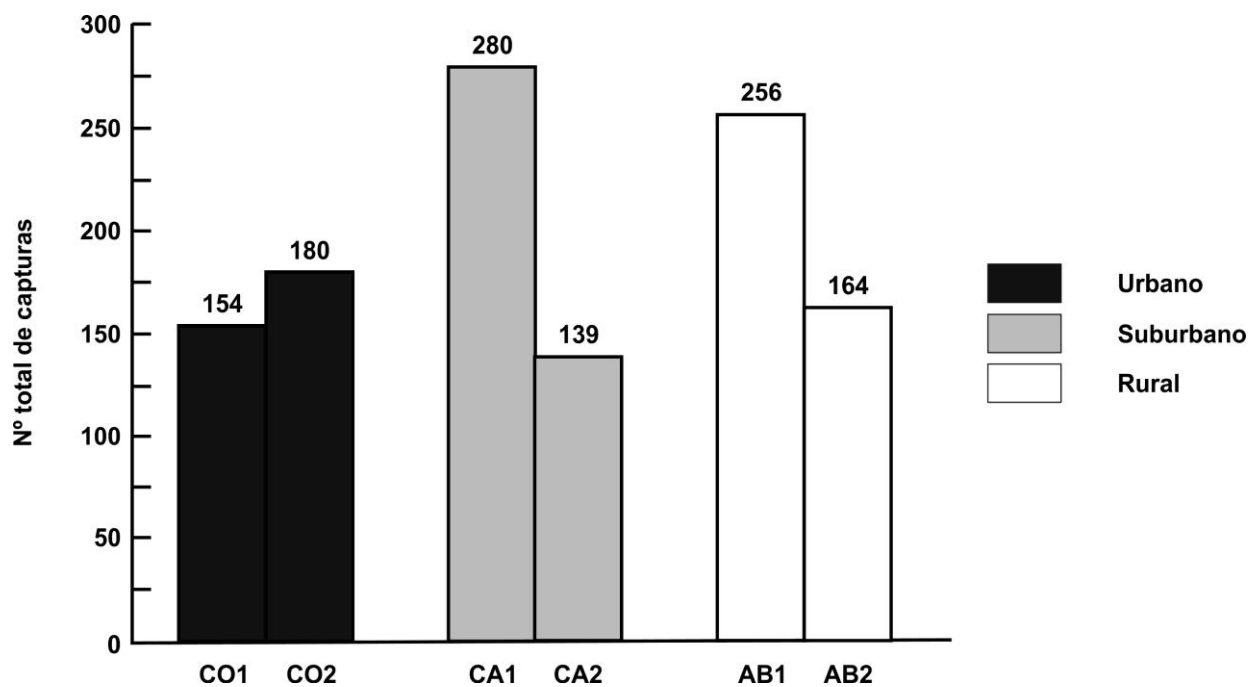
**Tabla 4.** Número de individuos capturados en cada una de las 30 trampas pitfall; los números entre paréntesis denotan individuos alados descartados en los análisis posteriores (CO1: A Coruña – zona 1; CO2: A Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2).

Como se puede observar en la figura 5, el número total de individuos capturados en las seis zonas estudiadas osciló considerablemente entre las mismas. Sin embargo, esta oscilación no pareció guardar relación alguna con la posición de la localidad a lo largo del gradiente de urbanización; de hecho, tanto el valor mínimo (n=139) como el valor máximo (n=280) fueron registrados en las dos zonas catalogadas como semiurbanas. La ausencia de relación entre el número total de individuos capturados y el nivel de urbanización también se aprecia claramente en la Figura 6 donde es posible observar que la variabilidad entre trampas dentro de una misma localidad es comparable a la variabilidad entre trampas entre distintas localidades. De acuerdo con esta observación, el análisis ANOVA no detectó diferencias significativas en el número medio de capturas entre las seis localidades estudiadas (Tabla 5).

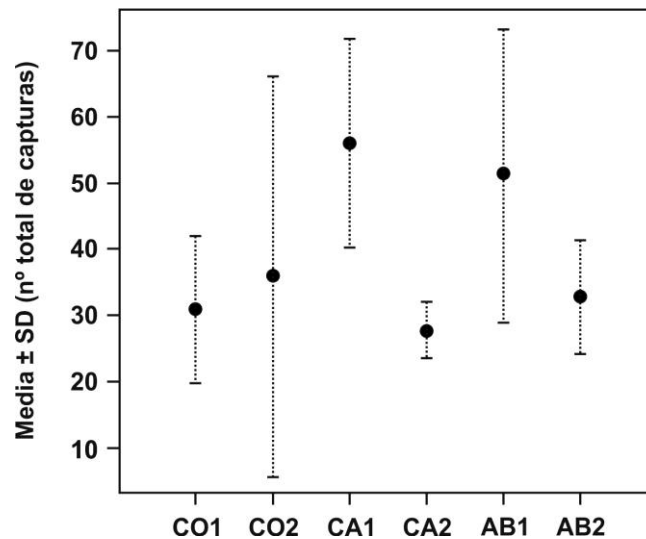




**Figura 4.** Diagrama de sectores que muestra la abundancia relativa de los distintos grupos taxonómicos en el conjunto total de datos.



**Figura 5.** Número total de capturas en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1 (A Coruña – zona 1), CO2 (A Coruña – zona 2), CA1 (Cambre – zona 1), CA2 (Cambre – zona 2), AB1 (Abegondo – zona 1) y AB2 (Abegondo – zona 2).

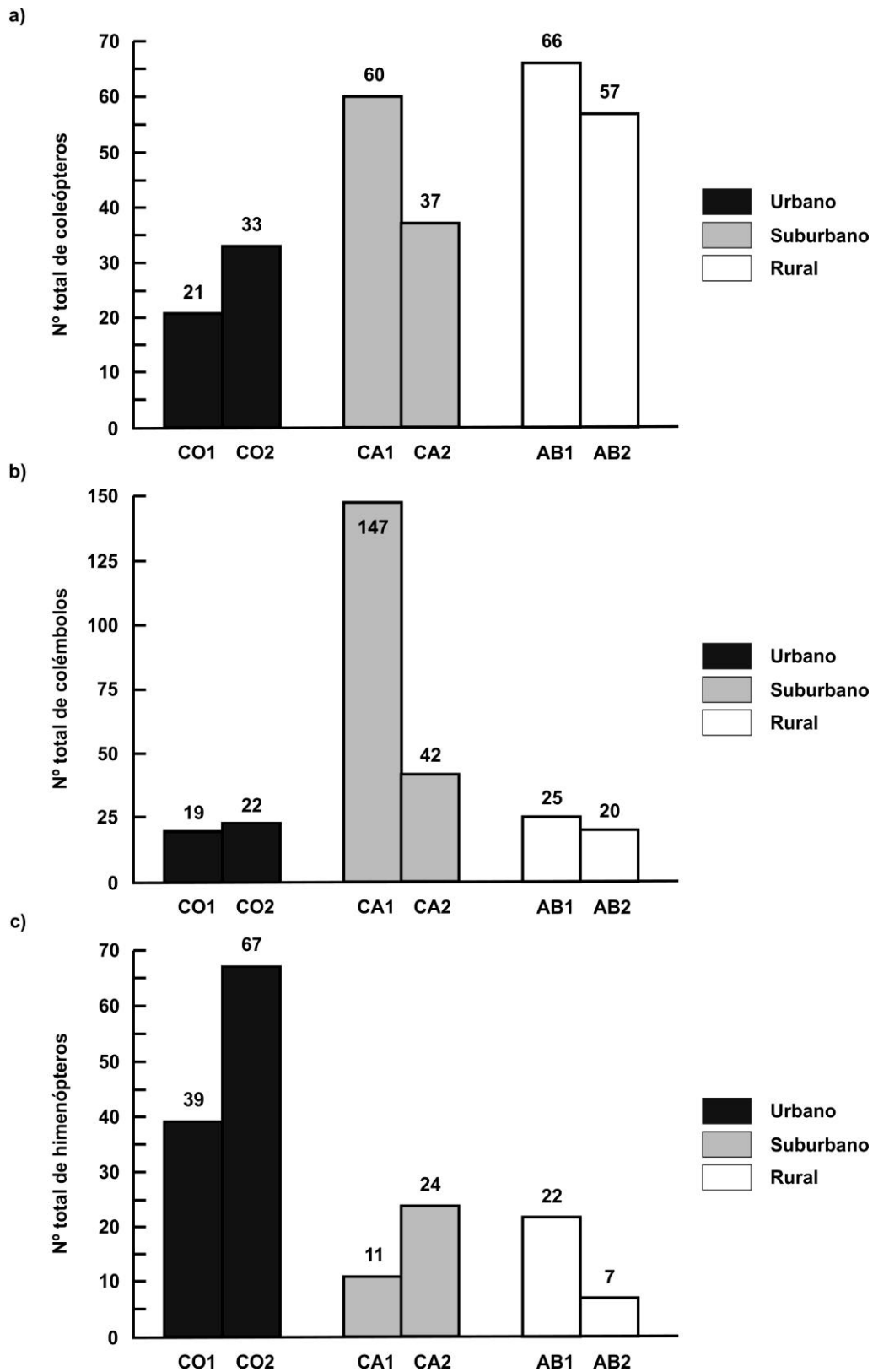


**Figura 6.** Diagrama de medias para el número de individuos capturados en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2.

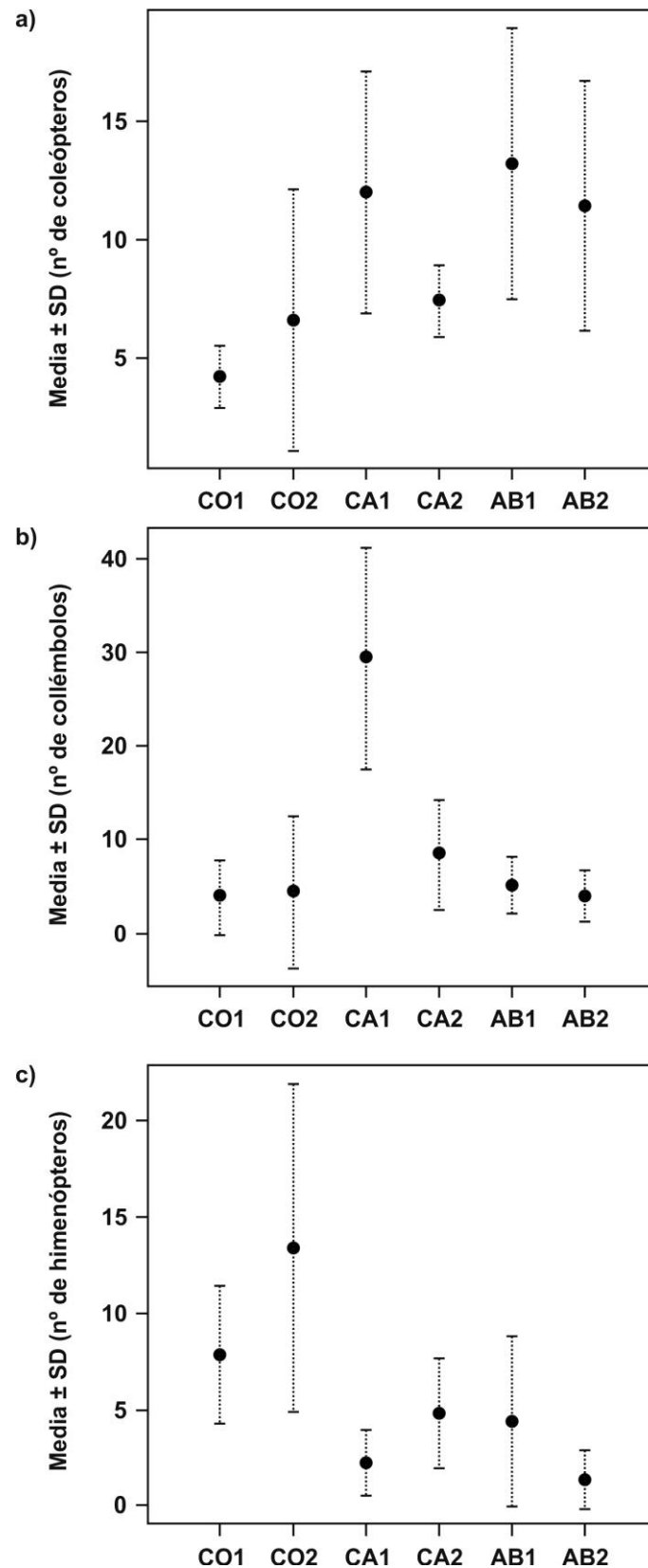
El número total de individuos capturados dentro de los tres grupos taxonómicos dominantes (O. Coleoptera, O. Collembola y O. Hymenoptera) tampoco mostró un patrón claro a lo largo del gradiente de urbanización; de hecho, la respuesta a dicho gradiente fue considerablemente distinta en cada uno de los tres grupos. La abundancia de coleópteros pareció aumentar a lo largo del gradiente urbano-suburbano-rural: mientras que los menores valores de abundancia se registraron en las dos zonas urbanas (CO1=21, CO2=33), las dos zonas rurales mostraron los valores más elevados (AB1=66, AB2=57); además, las dos zonas suburbanas presentaron valores intermedios (CA1=60, CA2=37) (Figura 7a). Por el contrario, la abundancia de himenópteros pareció disminuir a lo largo del gradiente de urbanización: el número total de himenópteros capturados en las dos zonas urbanas fue de 67 (CO2) y 39 (CO1) mientras que en las dos zonas rurales fue de 22 (AB1) y 7 (AB2), en las localidades suburbanas este número fue de 11 (CA1) y 24 (CA2) (Figura 7c). Finalmente, el número total de colémbolos fue muy semejante entre las dos localidades urbanas (19 y 22 para CO1 y CO2 respectivamente) y las dos localidades rurales (25 y 20 para AB1 y AB2 respectivamente); sin embargo, el número de colémbolos en las dos localidades suburbanas fue 2-7 veces mayor (Figura 7b). El análisis ANOVA reveló la existencia de diferencias significativas entre las seis localidades en lo relativo al número medio de capturas en los tres órdenes (Tabla 5, Figura 8). Los correspondientes test de comparaciones múltiples mostraron que en el caso de los coleópteros dichas diferencias ocurrían entre una de las dos zonas urbanas (CO1) y las dos zonas rurales ( $p$ -valor=0.005 y 0.019 para AB1 y AB2, respectivamente), así como entre dicha zona urbana y una de las zonas suburbanas (CA1;  $p$ -valor=0.007) (Figura 8a). Como era de esperar, las diferencias en lo relativo a la abundancia de colémbolos se produjeron entre la localidad suburbana que mostraba un número anormalmente elevado de individuos de este grupo (CA1) y todas las demás localidades ( $p$ -valor=0.001-0.02) (Figura 8b). Finalmente, la abundancia media de himenópteros fue significativamente mayor en una de las dos zonas urbanas (CO2) que en las dos localidades rurales ( $p$ -valor=0.042 y 0.004 para AB1 y AB2, respectivamente) y también la localidad suburbana CA1 ( $p$ -valor=0.007).

La diversidad en las seis zonas de estudio, medida como número de familias presentes, también pareció variar ligeramente con el grado de urbanización. Como se puede observar en la Figura 9, el número de familias en las dos zonas rurales fue mayor que en las dos zonas suburbanas (AB1 =65; AB2 =66; CA1=61; CA2=48) y éstas últimas a su vez mostraron un número más elevado de familias

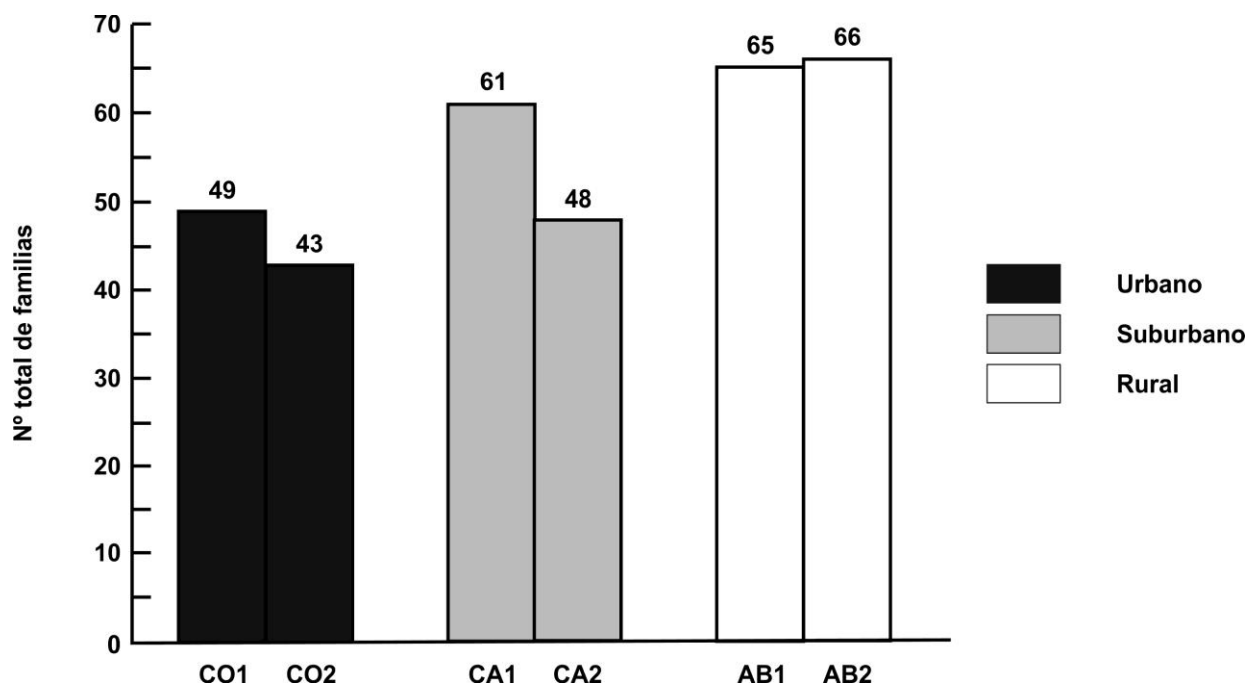
que las dos zonas urbanas (CO1 =49; CO2 =43). La variabilidad entre trampas dentro de una misma localidad fue sin embargo considerable (Figura 10) y el análisis ANOVA reveló la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las seis zonas (Tabla 5).



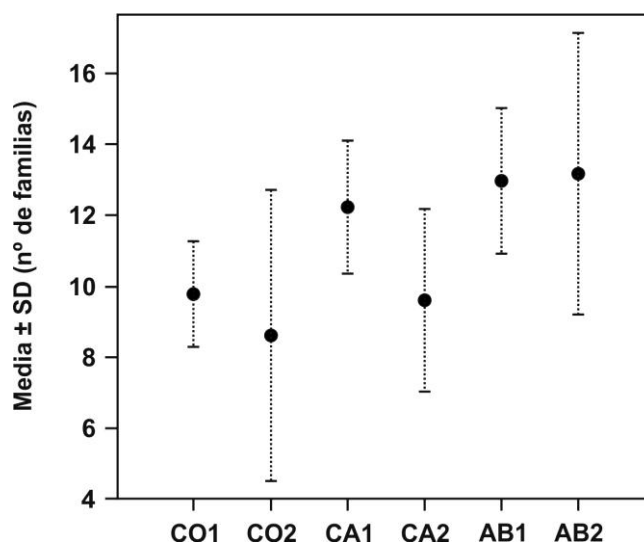
**Figura 7.** Número total de coleópteros (a), colémbolos (b) e himenópteros (c) en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2.



**Figura 8.** Diagrama de medias para el número de coleópteros (a), colémbolos (b) e himenópteros (c) capturados en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2.



**Figura 9.** Número total de familias en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2.



**Figura 10.** Diagrama de medias para el número de familias en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2.

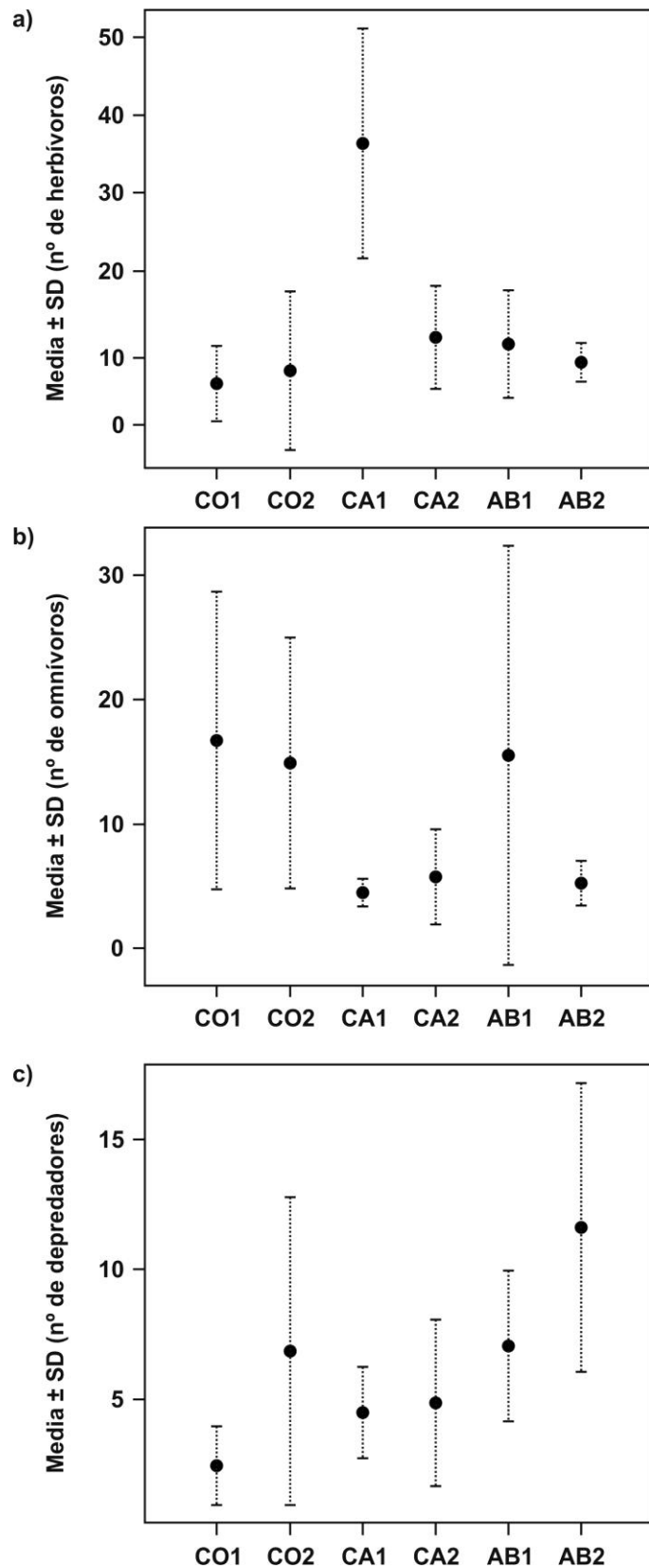
La clasificación de los 1173 individuos capturados según su categoría trófica reveló que el 33% de los mismos exhibían hábitos herbívoros ( $n=391$ ), un 27% eran omnívoros ( $n=312$ ), un 16% detritívoros ( $n=194$ ) y un 16% depredadores ( $n=185$ ); la representación de los grupos hematófagos, micófagos y parásitos fue ínfima (2%, 3% y 2% respectivamente) y el 1% restante estuvo formado por los organismos que no se pudieron identificar y para los cuales no fue posible en consecuencia determinar sus hábitos tróficos. El análisis de los tres grupos tróficos dominantes mostró una mayor presencia de herbívoros en una de las zonas suburbanas (Figura 11a). Por el contrario, el grupo de los omnívoros exhibió los mayores valores de abundancia en las zonas



urbanas así como en una de las zonas rurales (Figura 11b). Por último, los depredadores fueron más abundantes en las dos áreas rurales, seguido muy de cerca por una de las áreas urbanas (Figura 11c). Los análisis ANOVA confirmaron la existencia de diferencias significativas entre las seis localidades para los tres grupos tróficos. Al realizar las pruebas *post hoc* para esclarecer donde se encontraban esas diferencias se obtuvo que (i) en el caso de los herbívoros residían entre las zonas AB1 y CA1 ( $p$ -valor=0.029), AB2 y CA2 ( $p$ -valor=0.016), CA1 y CO1 ( $p$ -valor=0.002) y CA2 y CO2 ( $p$ -valor=0.001); (ii) los omnívoros diferían entre la localidad urbana CO1 y las localidades AB2 ( $p$ -valor=0,022), CA1 ( $p$ -valor=0.01) y CA2 ( $p$ -valor=0.017); finalmente, (iii) las diferencias en el caso de los depredadores se encontraban entre CO1 y AB1 ( $p$ -valor=0.0113).

	<i>n</i>	<i>F/H</i>	<i>p</i> -valor
<b>Grupos taxonómicos</b>			
Todos los grupos	1174	2.191	0.088
Familias	59	2.367	0.07
O. Coleoptera <sup>c</sup>	274	12.541	<b>0.028</b>
O. Hymenoptera	170	4.807	<b>3.5*10<sup>-3</sup></b>
O. Collembola <sup>b</sup>	274	7.665	<b>2*10<sup>-4</sup></b>
<b>Grupos tróficos</b>			
Herbívoros <sup>c</sup>	392	13.842	<b>0.016</b>
Omnívoros <sup>c</sup>	312	11.805	<b>0.037</b>
Depredadores	185	3.309	<b>0.020</b>

**Tabla 5.** Consecuencias de la urbanización sobre la distribución de grupos taxonómicos y grupos tróficos en la comunidad de macroinvertebrados del suelo. *n* = número de individuos; *F* = Valor del estadístico *F* de Fisher-Snedecor; *H* = valor del estadístico *H* de Kruskal-Wallis; (los resultados significativos son resaltados en negrita. <sup>a</sup>La variable se transformó según la fórmula Log(*n*); <sup>b</sup>La variable se transformó según la fórmula Vn. <sup>c</sup>Los datos transformados tampoco presentaban una distribución normal de modo que se analizaron mediante una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis).



**Figura 11.** Diagrama de medias para el número de coleópteros (a), colémbolos (b) e himenópteros (c) capturados en cada una de las seis zonas estudiadas a lo largo del gradiente de urbanización: CO1: Coruña – zona 1; CO2: Coruña – zona 2; CA1: Cambre – zona 1; CA2: Cambre – zona 2; AB1: Abegondo – zona 1; AB2: Abegondo – zona 2.

#### IV. DISCUSIÓN

En el presente trabajo no se encontraron diferencias significativas en la abundancia total de macroinvertebrados del suelo entre seis localidades situadas a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural. Asimismo, el estudio del número de familias tampoco arrojó diferencias significativas a lo largo del régimen de perturbación. Por otra parte, aunque el análisis de los tres grupos taxonómicos (O. Coleoptera, O. Collembola y O. Hymenoptera) y tróficos (herbívoros, omnívoros y depredadores) más abundantes sí reveló resultados estadísticos significativos, en ningún caso dichas diferencias fueron consistentes en el conjunto de las localidades estudiadas.

Estos resultados contrastan con el gran número de estudios publicados donde se afirma que la urbanización presenta consecuencias importantes sobre la comunidad de macroinvertebrados terrestres (Fattorini, 2011; Hodges & McKinney, 2018; Knop, 2015; Lövei et al. 2018; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Cabe sin embargo la posibilidad de que en el presente trabajo no se hayan explorado por completo los datos obtenidos; de hecho, una aproximación recurrente en este tipo de estudios es la clasificación de las muestras como especies oportunistas o especialistas y el análisis de la abundancia relativa de ambas categorías. Por ejemplo, en el estudio realizado por Knop (2015) sobre la homogenización biótica de tres grupos de artrópodos (Suborden Heteroptera, Suborden Auchenorrhyncha y Orden Coleoptera) producto de la urbanización, este autor encontró que la gran mayoría de los organismos especialistas estaban siendo remplazados poco a poco por individuos generalistas capaces de adaptarse de forma más adecuada a los requisitos impuestos por estas áreas urbanas. Además, Knop (2015) también observó que la gran mayoría de los organismos que conseguían asentarse en este tipo de zonas no procedían de fuentes rurales cercanas.

Por otro lado, es posible que las localidades seleccionadas en el presente trabajo también hayan ejercido cierta influencia sobre los resultados obtenidos. En primer lugar, la selección de las seis zonas estudiadas se realizó atendiendo únicamente a la densidad de población del término municipal sobre el que se situaban. Otros trabajos sugieren no obstante que factores como el porcentaje de área edificada o la edafología pudieran constituir mejores proxy del grado de urbanización de una determinada zona (Hornung et al., 2007; Magura, et al, 2013; McDonnell & Hahs, 2008). Además, el hecho de que los valores de densidad de población utilizados estuviesen calculados para una división territorial administrativa probablemente introdujo cierta artificiosidad en la clasificación de las localidades pues la distribución de la población dentro de un municipio no es por lo general homogénea. A lo expuesto anteriormente es preciso añadir que, aunque se procuró que la variabilidad entre localidades fuese mínima a excepción de su posición a lo largo del gradiente de urbanización, en algunos casos las diferencias fueron evidentes, incluso dentro del mismo régimen de perturbación. Este fue por ejemplo el caso de las dos zonas urbanas: CO1 era un área agrícola en las afueras de la ciudad mientras que CO2 se situó en un parque urbano muy transitado.

Como se explicó anteriormente, los resultados obtenidos para los tres grupos taxonómicos dominantes difirieron considerablemente entre sí y, aunque en ningún caso dichos resultados fueron consistentes para la totalidad de las localidades estudiadas, ciertas tendencias parecen emerger de los mismos. En primer lugar, los individuos pertenecientes al O. Coleoptera mostraron una menor abundancia en las áreas altamente perturbadas (CO1 y CO2). Esta observación parece consistente con el hecho de que los coleópteros son organismos muy sensibles a las perturbaciones ambientales causadas por el ser humano, tales como la fragmentación, el efecto borde o el constante mantenimiento de jardines y parques (Philpott et al. 2019; Salomão et al. 2019). Varios estudios muestran una disminución de los coleópteros en áreas urbanas, como por ejemplo el estudio de Magura et al. (2013) acerca de la familia de los estafilínidos (F.

Staphylinidae) en Hungría. Otros estudios sin embargo no encontraron relación alguna entre la abundancia de coleópteros y la urbanización (Elek & Lövei, 2007). En segundo lugar, los himenópteros fueron especialmente abundantes en las trampas colocadas en las zonas urbanas. A pesar de que en la bibliografía existen numerosos trabajos donde se investiga la respuesta de este grupo a las áreas urbanas, la gran mayoría de los mismos se centra principalmente en especies voladoras del grupo de las abejas (Superfamilia Apoidea) y abejorros (Familia Apidae). De hecho, actualmente existe una gran preocupación sobre las consecuencias de la urbanización sobre las especies polinizadoras debido a los diversos servicios ecosistémicos que éstas nos prestan (por ejemplo, mantenimiento de campos, jardines y diversidad de plantas angiospermas) (Byrne & del Barco-Trillo, 2019; Fitch et al. 2019; Deguines et al. 2016; Fortel et al. 2014). Los estudios sobre otro grupo importante de himenópteros, las hormigas (F. Formicidae), grupo al que pertenecen todos los himenópteros hallados en el presente trabajo, sugieren que su diversidad ha disminuido un 84% debido a las alteraciones producto de la urbanización. Sin embargo, estos estudios también apuntan que la abundancia de hormigas en las ciudades puede ser igual de elevada que en las zonas rurales gracias a su carácter oportunista (Buczowski & Richmond, 2012; Reyes-Lopez & Carpintero, 2014); además, las especies dominantes en los ambientes urbanos son aquellas más agresivas, generalistas y con mayores habilidades competitivas que les permiten explotar los recursos de dichas áreas (Hosaka et al. 2019; Lessard & Buddle 2005). Finalmente, las mayores capturas de colémbolos fueron registradas en una de las zonas suburbanas. Estudios como los de Milano et al. (2017), Rzeszowski & Sterzyńska (2015) o Rzeszowski et al. (2017) analizaron cómo los nutrientes y otros compuestos del suelo en zonas urbanas afectaban a los colémbolos que habitan esas áreas. Según estos autores, el principal problema que presentan las ciudades para las poblaciones de colémbolos es la presencia de superficies impermeables (principalmente carreteras) cerca de los parques por donde circulan gran cantidad de vehículos que emiten gases nocivos; además, a lo anterior hay que añadir cambios en el pH del suelo, en las fuentes de alimentación y en la abundancia de nutrientes (nitrógeno, carbono, fósforo y potasio principalmente).

Los grupos tróficos, al igual que los grupos taxonómicos, reaccionaron de modo diferente ante el nivel de urbanización si bien de nuevo en ninguno de los casos pudo constatarse una respuesta consistente para todas las localidades estudiadas. El número de herbívoros fue elevado en una de las zonas intermedias y, aunque este resultado no es más que el reflejo del gran número de colémbolos registrados en esa misma zona, contrasta con las predicciones teóricas que apuntan una mayor abundancia de este grupo trófico en zonas rurales. Estas predicciones se basan en el hecho de que en las ciudades el número de áreas verdes es menor que en las zonas rurales mientras que la cantidad de especies exóticas para decoración de parques y jardines es elevada, consecuentemente disminuye la cantidad de alimento disponible y la posibilidad de conseguir refugio y protección (de Araújo et al. 2014; Moreira et al. 2019). Por otra parte, puesto que la abundancia de depredadores está directamente relacionada con el tamaño de las poblaciones de sus presas, fundamentalmente herbívoros, resulta normal que los depredadores también vean disminuidas sus poblaciones en las ciudades (Rocha & Fellowes 2018). De hecho, en el presente trabajo el número de depredadores fue especialmente bajo en una de las zonas urbanas, coincidiendo además dicho valor con el valor más bajo registrado para el número de herbívoros. El tercer grupo trófico, los omnívoros, fueron bastante numerosos en la ciudad. Esto se puede explicar fácilmente por su carácter generalista que les permite adaptarse a un amplio abanico de situaciones y, de este modo, superar las barreras impuestas por los procesos de urbanización (Buczowski & Richmond, 2012; Elek & Lövei 2007).

## V. CONCLUSIÓN

El gradiente de urbanización investigado en el presente trabajo no parece afectar a la diversidad (nº de familias) y abundancia (nº total de individuos) de la comunidad de macroinvertebrados del suelo. Cabe no obstante la posibilidad de que análisis adicionales (por ejemplo, especies generalistas vs. especies especialistas) sí revelasen un efecto significativo.

El estudio de grupos taxonómicos concretos sugiere que el Orden Coleoptera pudiera ser un buen bioindicador del impacto de las ciudades.

## V. CONCLUSION

The urbanization gradient investigated in the present work does not seem to affect the diversity (number of families) and abundance (total number of individuals) of the soil macroinvertebrate community. It is possible, however, that additional analyses (for example, generalist species vs. specialist species) do reveal a significant effect.

The study of specific taxonomic groups suggests that the Order Coleoptera could be a good bioindicator of the impact of cities.

## VI. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Estatal de Meteorología. 2019. Consultado en <http://www.aemet.es/es/> el 30 de septiembre de 2018.
- André H.M., Noti M.I., y Lebrun P. 1994. The Soil Fauna: The Other Last Biotic Frontier. *Biodiversity And Conservation*. 3(1): 45-56.
- Bellmann H. 2011. Nueva Guía De Campo De Arácnidos. Ediciones Omega; Barcelona, España; 429 pp.
- Buczowski G. y Richmond D.S. 2012. The Effect Of Urbanization On Ant Abundance And Diversity: A Temporal Examination Of Factors Affecting Biodiversity. *Plos ONE* 7(8): e41729.
- Byrne F. y del Barco-Trillo J. 2019. The Effect Of Management Practices On Bumblebee Densities In Hedgerow And Grassland Habitats. *Basic And Applied Ecology*. 35:28-33.
- Chinery M. 1997. Guía de campo de los insectos de España y de Europa. Ediciones Omega; Barcelona, España; 402 pp.
- De Araújo W.S., Tschardt T. y Almeida-Neto M. 2014. Global Effects Of Land Use Intensity On The Impoverishment Of Insect Herbivore Assemblages. *Biodiversity And Conservation*. 24(2): 271-285.
- Dearborn D.C. y Kark S. 2010. Motivations For Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*. 24(2): 432-440.
- Deguines N., Julliard R., de Flores M. y Fontaine C. 2016. Functional Homogenization Of Flower Visitor Communities With Urbanization. *Ecology And Evolution*. 6(7): 1967-1976.
- Donihue C.M. y Max R.L. 2014. Adaptive Evolution In Urban Ecosystems. *AMBIO*. 44(3): 194-203.
- Elek Z. y Lövei G.L. 2007. Patterns In Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Assemblages Along An Urbanisation Gradient In Denmark. *Acta Oecologica*. 32(1): 104-111.
- Faeth S.H., Bang C., y Saari S. 2011. Urban Biodiversity: Patterns And Mechanisms. *Annals Of The New York Academy Of Sciences*. 1223(1): 69-81.

- Farinha-Marques P., Lameiras J.M., Fernandes C., Silva S. y Guilherme F. 2011. Urban Biodiversity: A Review Of Current Concepts And Contributions To Multidisciplinary Approaches. *Innovation: The European Journal Of Social Science Research*. 24(3): 247-271.
- Fattorini S. 2011. Insect Extinction By Urbanization: A Long Term Study In Rome. *Biological Conservation*. 144(1): 370-375.
- Fitch G., Glaum P., Simao M.C., Vaidya C., Matthijs J., Iuliano B. y Perfecto I. 2019. Changes In Adult Sex Ratio In Wild Bee Communities Are Linked To Urbanization. *Scientific Reports*. 9(1): 3767.
- Fortel L., Henry M., Guilbaud L., Guirao A.L., Kuhlmann M., Mouret H., Rollin O. y Vaissière B.E. 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity And Changing Structure Of The Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) Along An Urbanization Gradient. *PloS ONE*. 9(8): e104679.
- Francis R.A. y Chadwick M.A. 2012. What Makes A Species Synurbic? *Applied Geography*. 32(2): 514-521.
- Hodges N. y McKinney M.L. 2018. Urbanization Impacts On Land Snail Community Composition. *Urban Ecosystems*. 21(4): 721-735.
- Hornung E., Tóthmérész B., Magura T. y Vilisics F. 2007. Changes Of Isopod Assemblages Along An Urban–Suburban–Rural Gradient In Hungary. *European Journal Of Soil Biology*. 43(3): 158-165.
- Hosaka T., Di L., Eguchi K. y Numata S. 2019. Ant Assemblages On Littered Food Waste And Food Removal Rates In Urban–Suburban Parks Of Tokyo. *Basic And Applied Ecology*. 37: 1-9.
- Ishitani M., Kotze D.J. y Niemelä J. 2003. Changes In Carabid Beetle Assemblages Across An Urban-Rural Gradient In Japan. *Ecography*. 26(4): 481-489.
- Instituto Galego De Estatística. 2019a. Consultado en <https://www.ige.eu/igebdt/selector.jsp?COD=77&paxina=001&c=0101001> el 12 de abril de 2019.
- Instituto Galego De Estatística. 2019b. Consultado en [http://www.ige.eu/igebdt/esgv.jsp?ruta=verTabla.jsp?OP=2&B=1&M=&COD=943&gnp=0&R=9915\[15\]&C=0\[2018\]&F=&S=&SCF=#P21](http://www.ige.eu/igebdt/esgv.jsp?ruta=verTabla.jsp?OP=2&B=1&M=&COD=943&gnp=0&R=9915[15]&C=0[2018]&F=&S=&SCF=#P21) el 14 de mayo de 2019.
- Johnson M.T.J. y Munshi-South J. 2017. Evolution Of Life In Urban Environments. *Science*. 358(6363): eaam8327.
- Jones D. 1985. Guía de campo de los Arácnidos de España y Europa. Ediciones Omega; Barcelona, España; 368 pp.
- Jones E.L. y Leather S.R. 2012. Invertebrates In Urban Areas: A Review. *European Journal Of Entomology*. 109(4): 463-478.
- Kabisch N., Strohbach M., Haase D. y Kronenberg J. 2016. Urban Green Space Availability In European Cities. *Ecological Indicators*. 70: 586-596.
- Knop E. 2015. Biotic Homogenization Of Three Insect Groups Due To Urbanization. *Global Change Biology*. 22(1): 228-236.
- Lessard J.P. y Buddle C.M. 2005. The Effects Of Urbanization On Ant Assemblages (Hymenoptera: Formicidae) Associated With The Molson Nature Reserve, Quebec. *The Canadian Entomologist*. 137(2): 215-225.

- Lövei G.L., Horváth R., Elek Z. y Magura T. 2018. Diversity and Assemblage Filtering In Ground-Dwelling Spiders (Araneae) Along An Urbanisation Gradient In Denmark. *Urban Ecosystems*. 22(2): 345-353.
- Lowry H., Lill A. y Wong B.B.M. 2012. Behavioural Responses Of Wildlife To Urban Environments. *Biological Reviews*. 88(3): 537-549.
- Magura T., Nagy D. y Tóthmérész B. 2013. Rove Beetles Respond Heterogeneously To Urbanization. *Journal Of Insect Conservation*. 17(4): 715-724.
- McDonnell M. J. y Pickett S.T.A. 1990. Ecosystem Structure And Function Along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity For Ecology. *Ecology*. 71(4): 1232-1237.
- McDonnell M.J. y Hahs A.K. 2008. The Use Of Gradient Analysis Studies In Advancing Our Understanding Of The Ecology Of Urbanizing Landscapes: Current Status And Future Directions. *Landscape Ecology*. 23(10): 1143-1155.
- McKinney M.L. 2002. Urbanization, Biodiversity, And Conservation. *Bioscience*. 52(10): 883-890
- McKinney M.L. 2008. Effects Of Urbanization On Species Richness: A Review Of Plants And Animals. *Urban Ecosystems*. 11(2): 161-176.
- Milano V., Cortet J., Baldantoni D., Bellino V., Dubs F., Nahmani J., Strumia S., y Maisto G. 2017. Collembolan Biodiversity In Mediterranean Urban Parks: Impact Of History, Urbanization, Management And Soil Characteristics. *Applied Soil Ecology*. 119: 428-437.
- Moreira X., Abdala-Roberts L., Berny Mier J.C. y Teran-Covelo F., de la Mata R., Francisco M., Hardwick B., Matheus Pires R., Roslin T., Schigel D., ten Hoopen J.P.J.G., Timmermans B.G.H., van Dijk L.J.A., Castagnyrol B. y Tack A.J.M. 2018. Impacts Of Urbanization On Insect Herbivory And Plant Defences In Oak Trees. *Oikos*. 128(1): 113-123.
- Niemelä J., Kotze D.J., Venn S., Penev L., Stoyanov I. y Spence J. 2002. Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Ecology*. 17(5): 387-401.
- Niemelä J., Kotze D.J., Ashworth A., Brandmayr P., Desender K., New T., Penev L., Samways M. y Spence J. 2000. The Search For Common Anthropogenic Impacts On Biodiversity: A Global Network. *Journal Of Insect Conservation*. 4(1): 3-9.
- Philpott S.M., Albuquerque S., Bichier P., Cohen H., Egerer M.H., Kirk C. y Will K.W. 2019. Local And Landscape Drivers Of Carabid Activity, Species Richness, And Traits In Urban Gardens In Coastal California. *Insects*. 10(4): 112.
- Population Division - United Nations. 2018. Consultado en <https://population.un.org/wup/> el 9 de Junio de 2019.
- Reyes-Lopez J. y Carpintero S. 2014. Comparison Of The Exotic And Native Ant Communities (Hymenoptera: Formicidae) In Urban Green Areas At Inland, Coastal And Insular Sites In Spain. *European Journal Of Entomology*. 111(3): 421-428.
- Ritchie H. y Roser M. 2019. *Urbanization. Our World In Data*. Consultado en <https://ourworldindata.org/urbanization> el 10 de junio de 2019.
- Roberts M.J. 1996. *Spiders Of Britain And Northern Europe*. Collins; London, United Kingdom; 383 pp.

- Rocha E.A. y Fellowes M.D.E. 2018. Does Urbanization Explain Differences In Interactions Between An Insect Herbivore And Its Natural Enemies And Mutualists? *Urban Ecosystems*. 21(3): 405-417.
- Rupprecht C.D.D., Byrne J.A., Garden J.G. y Hero J.M. 2015. Informal Urban Green Space: A Trilingual Systematic Review Of Its Role For Biodiversity And Trends In The Literature. *Urban Forestry & Urban Greening*. 14(4): 883-908.
- Rzeszowski K y Sterzyńska M. 2015. Changes Through Time In Soil Collembola Communities Exposed To Urbanization. *Urban Ecosystems*. 19(1): 143-158.
- Rzeszowski K., Zadrożny P. y Nicia P. 2017. The Effect Of Soil Nutrient Gradients On Collembola Communities Inhabiting Typical Urban Green Spaces. *Pedobiologia*. 64: 15-24.
- Salomão R.P., Alvarado F., Baena-Díaz F., Favila M.E., Lannuzzi L., Liberal C.N., Santos B.A., Vaz-de-Mello F.Z. y González-Tokman D. 2019. Urbanization Effects On Dung Beetle Assemblages In A Tropical City. *Ecological Indicators*. 103: 665-675.
- Sánchez-Bayo F. y Wyckhuys K.A.G. 2019. Worldwide Decline Of The Entomofauna: A Review Of Its Drivers. *Biological Conservation*. 232: 8-27.
- Skinner G.J. y Geoffrey W.A. 2015. *Ants*. Pelagic Publishing; London, United Kingdom; 83 pp.
- Stork N.E. y Eggleton P. 1992. Invertebrates As Determinants And Indicators Of Soil Quality. *American Journal Of Alternative Agriculture*. 7(1-2): 38-47.
- The World Bank. 2018a. Consultado en [https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.GROW?name\\_desc=false](https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.GROW?name_desc=false) el 10 de junio de 2019.
- The World Bank. 2018b. Consultado en [https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.GROW?name\\_desc=false](https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.GROW?name_desc=false) el 10 de junio de 2019.
- Tilling S.M. 1987. A Key To The Major Groups Of British Terrestrial Invertebrates. *Field Studies*. 6: 695-766.
- Werner P. 2011. The Ecology Of Urban Areas And Their Functions For Species Diversity. *Landscape And Ecological Engineering*. 7(2): 231-240.
- Zahrandník J. 1990. Guía de los Coleópteros de España y Europa. Ediciones Omega; Barcelona, España; 570 pp.

## VII. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradecer a la Dra. Lucía Couceiro López, directora del trabajo, por la paciencia y esfuerzo que ha hecho conmigo por la cual sería imposible haberlo realizado. Y también a los investigadores del área de Zoología por prestarme tanto las instalaciones, como los materiales para realizar el trabajo.

Gracias a mis padres y familia por no dejar que deje el proyecto a medias y darme esta oportunidad para crecer. A mis amigos, por apoyarme en todo momento, no dejando que me de por vencida y siga hacia delante con el proyecto. Sin vosotros no hubiese sido posible.

Por último a la facultad de ciencias por darme la oportunidad de aprender y crecer personal y académicamente.



## ANEXO I

Identidad taxonómica de los individuos capturados en cada una de las seis zonas de estudio: CO1 (A Coruña – zona 1), CO2 (A Coruña – zona 2), CA1 (Cambre – zona 1), CA2 (Cambre – zona 2), AB1 (Abegondo – zona 1) y AB2 (Abegondo – zona 2); ND= No determinado.

	CO1	CO2	CA1	CA2	AB1	AB2	Total
<b>O. Araneae</b>							<b>103</b>
Fam. Agelenidae	3	3	5	6	4	4	<b>25</b>
Fam. Araneidae	0	1	0	0	1	0	<b>2</b>
Fam. Clubionidae	1	5	6	2	3	3	<b>20</b>
Fam. Dysderidae	0	0	1	0	1	9	<b>11</b>
Fam. Gnaphosidae	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
Fam. Linyphiidae	1	10	0	1	2	8	<b>22</b>
Fam. Lycosidae	2	1	0	0	0	7	<b>10</b>
Fam. Salticidae	1	0	0	0	2	2	<b>5</b>
Fam. Thomisidae	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
Fam. Uloboridae	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
ND	1	2	0	0	1	1	<b>5</b>
<b>O. Chordeumatida</b>							<b>2</b>
ND	0	0	1	0	1	0	<b>2</b>
<b>O. Coleoptera</b>							<b>274</b>
Fam. Apionidae	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
Fam. Byrrhidae	0	0	0	0	1	4	<b>5</b>
Fam. Carabidae	1	0	6	6	8	15	<b>36</b>
Fam. Chrysomelidae	3	0	0	0	0	1	<b>4</b>
Fam. Cicindelidae	0	1	0	0	1	0	<b>2</b>
Fam. Cistidae	0	0	0	0	2	1	<b>3</b>
Fam. Coccinellidae	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
Fam. Curculionidae	0	1	4	1	0	0	<b>6</b>
Fam. Histeridae	0	2	0	0	0	0	<b>2</b>
Fam. Lagriidae	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
Fam. Lampyridae	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
Fam. Malachiidae	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
Fam. Nitidulidae	1	6	24	11	18	10	<b>70</b>
Fam. Scolytidae	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
Fam. Silphidae	0	1	0	1	2	0	<b>4</b>
Fam. Staphylinidae	16	20	26	17	29	25	<b>133</b>
Fam. Tenebrionidae	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
ND	0	1	0	0	1	0	<b>2</b>
<b>O. Collembola</b>							<b>275</b>
Fam. Entomobryidae	17	22	135	35	24	19	<b>252</b>
Fam. Sminthuridae	2	0	12	7	1	1	<b>23</b>

<b>O. Geophilomorpha</b>							<b>1</b>
ND	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<b>O. Hemiptera</b>							<b>51</b>
Fam. Acanthosomidae	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
Fam. Aneuridae	0	0	0	0	0	2	<b>2</b>
Fam. Aphidoidea	0	2	0	1	0	1	<b>4</b>
Fam. Aradidae	6	2	0	6	4	1	<b>19</b>
Fam. Cercopidae	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
Fam. Coccoidea	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
Fam. Delphacidae	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
Fam. Hebridae	0	0	0	2	0	0	<b>2</b>
Fam. Reduviidae	0	10	0	0	1	1	<b>12</b>
Fam. Tingidae	0	1	0	0	1	1	<b>3</b>
ND	0	4	0	0	0	1	<b>5</b>
<b>O. Hymenoptera</b>							<b>170</b>
Fam. Formicinae	21	62	0	0	1	0	<b>84</b>
Fam. Myrmicinae	18	5	11	24	21	7	<b>86</b>
<b>O. Isopoda</b>							<b>92</b>
ND	6	7	9	2	54	14	<b>92</b>
<b>O. Ixodida</b>							<b>31</b>
Fam. Ixodidae	0	2	10	2	15	2	<b>31</b>
<b>O. Julida</b>							<b>20</b>
ND	5	2	3	1	5	4	<b>20</b>
<b>O. Opiliones</b>							<b>30</b>
Fam. Ischyropsalidae	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
Fam. Phalangiidae	2	2	3	4	7	7	<b>25</b>
Fam. Sclerosomatidae	2	1	0	0	1	0	<b>4</b>
<b>O. Orthoptera</b>							<b>48</b>
Fam. Gryllidae	39	0	3	2	0	3	<b>47</b>
Fam. Tetrigidae	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<b>O. Phthiraptera</b>							<b>1</b>
Subor. Anoplura	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<b>O. Polydesmida</b>							<b>18</b>
ND	0	1	0	0	15	2	<b>18</b>
<b>O. Pseudoscorpionida</b>							<b>10</b>
ND	2	0	2	3	0	3	<b>10</b>
<b>O. Pulmonata</b>							<b>16</b>
Fam. Arionidae	0	0	5	0	2	1	<b>8</b>
Fam. Helicidae	3	0	2	1	2	0	<b>8</b>
<b>O. Scolopendromorpha</b>							<b>1</b>
ND	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>

<b>O. Tisanura</b>							<b>3</b>
ND	0	0	2	1	0	0	<b>3</b>
<b>O. Trombidiformes</b>							<b>27</b>
Fam. Trombidiidae	0	0	7	1	19	0	<b>27</b>
<b>TOTAL</b>	<b>154</b>	<b>180</b>	<b>280</b>	<b>139</b>	<b>255</b>	<b>165</b>	<b>1173</b>