

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. Caracterización y valoración de la vegetación en las zonas estudiadas.

4.1.1. Montepinar

4.1.1.1. Listado completo de especies

El número total de especies leñosas que aparecen en Montepinar asciende a 32 (Tabla 13):

Listado de especies de Montepinar	
<i>Asparagus albus</i>	<i>Pinus halepensis</i>
<i>Asparagus horridus</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Ballota hirsuta</i>	<i>Phagnalon saxatile</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Phlomis lychnitis</i>
<i>Chamaerops humilis</i>	<i>Poligala rupestris</i>
<i>Dianthus broteri</i>	<i>Rhamnus lycioides</i>
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Fumana ericoides</i>	<i>Ruta angustifolia</i>
<i>Fumana laevipes</i>	<i>Salsola genistoides</i>
<i>Fumana thymifolia</i>	<i>Salsola vermiculata</i>
<i>Helianthemum almeriense</i>	<i>Sedum sediforme</i>
<i>Helianthemum syriacum</i>	<i>Sideritis leucantha</i>
<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Teucrium capitatum</i>
<i>Lavandula multifida</i>	<i>Thymelaea hirsuta</i>
<i>Lavatera maritima</i>	<i>Thymus hyemalis</i>
<i>Paronychia suffruticosa</i>	<i>Withania frutescens</i>

Tabla 13: Listado de especies leñosas registradas en Montepinar.

De forma genérica, las especies más abundantes a destacar serían *Asparagus albus*, *A. horridus*, *Brachypodium retusum*, *Helianthemum almeriense*, *Lavandula multifida*, *Pinus halepensis*, *Phagnalon saxatile* y *Thymus hyemalis*.

4.1.1.2. Estado de conservación de las principales especies de nanofanerófitos.

Para determinar el estado de conservación, se han usado los modelos regionales de frecuencias de las principales especies de nanofanerófitos. Estas especies son *Juniperus oxycedrus*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus lycioides* y *Chamaerops humilis*.

De todas estas, *Juniperus oxycedrus* y *Quercus coccifera* no aparecen en ningún momento en la zona de estudio, por lo tanto no se compararán.

La comparación de las demás especies se ha realizado mediante la prueba estadística de χ^2 , la cual nos va a decir si las diferencias existentes entre esperados y observados son significativas o no. Los valores obtenidos son los que aparecen en la Tabla 14, que se compara con el valor para $p=0,05$.

Especie	Frec. ESPERADA	Frec. OBSERVADA	Valor χ^2	Diferencias significativas
<i>Pistacia lenticus</i>	0,055	0,0149	2,071	NO
<i>Rhamnus lycioides</i>	0,242	0,2388	0,003	NO
<i>Chamaerops humilis</i>	0,196	0,1194	2,495	NO

Tabla 14: Resultados de la comparación de frecuencias de especies leñosas con los modelos teóricos en Montepinar.

Por lo tanto, no existen diferencias significativas entre las frecuencias esperadas y observadas, y la abundancia de estas especies en la zona de estudio esta dentro de lo que predicen los modelos.

4.1.1.3. Descripción de la vegetación por sectores.

En cada una de las manchas, se va a pasar a describir cada uno de los aspectos estudiados: riqueza de arbustos y caméfitos, cobertura y densidad y estado de conservación y regeneración del pinar.

Mancha interior grande:

Mancha fragmentada por la urbanización, quedando rodeada totalmente por la misma.

La riqueza de arbustos es elevada (9 especies de un total de 21), llegando *Asparagus horridus* al 100% de aparición. Aparte de este, los demás aparecen en porcentajes por debajo del 25% (es decir, en 1, 2 ó 3 unidades de muestreo) La riqueza de caméfitos también es elevada, teniendo una mayor aparición *Helianthemum almeriense*, *Phagnalon saxatile*, *Lavandula multifida* y *Asparagus albus*. Cabe destacar la ausencia de especies exóticas en esta mancha.

En cuanto a la cobertura lineal, (Figura 33) predomina el suelo desnudo seguido de los caméfitos y el pastizal. Cabe destacar que el porcentaje de suelo cubierto por copas es bajo en comparación con otras manchas (se equipara al porcentaje del hábitat continuo) ya que tan solo llega al 20%.

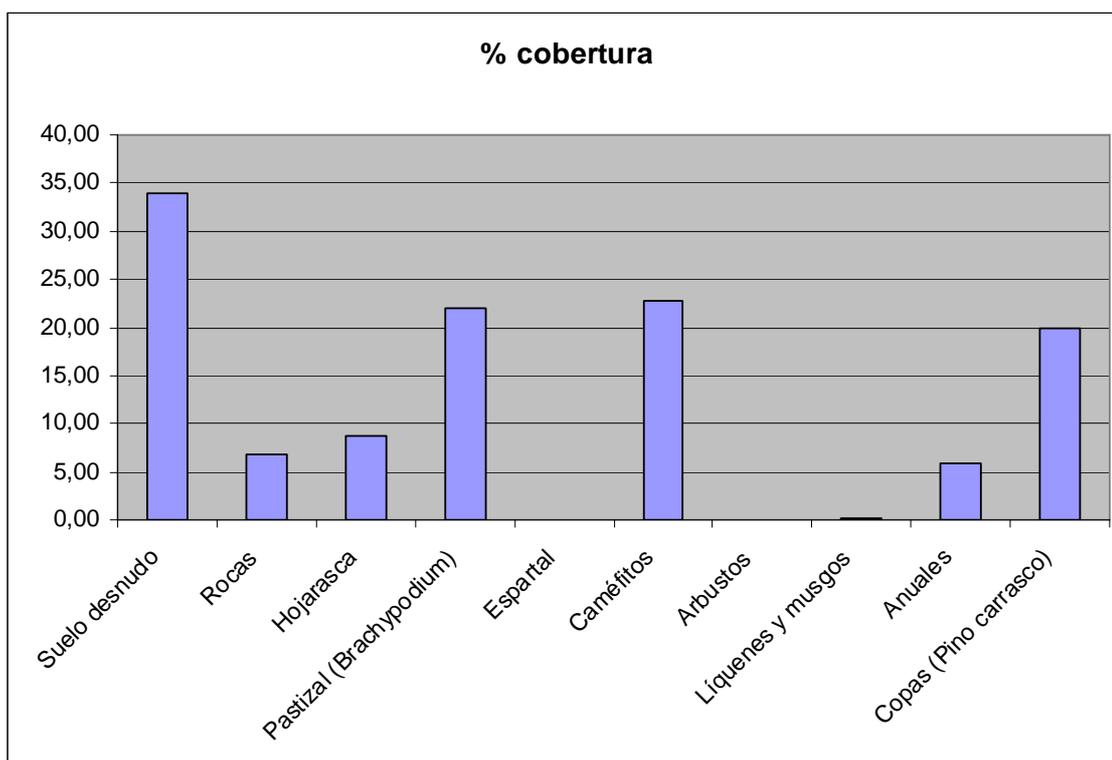


Figura 33: Porcentaje de coberturas en la Mancha interior grande.

La regeneración del pinar es nula, de forma que todo lo que encontramos en la mancha son individuos adultos (Figura 34). El desarrollo de los mismos no es muy maduro porque las alturas predominantes son las intermedias (Figura 35). La densidad de pinos es cercana a 250 pies/ha, por lo que es una densidad relativamente baja en comparación con las otras manchas. La densidad de tocones es más elevada que la densidad de pies vivos, siendo de casi 20 ejemplares más por hectárea (Figura 36). La DBH media es cercana a 14cm.

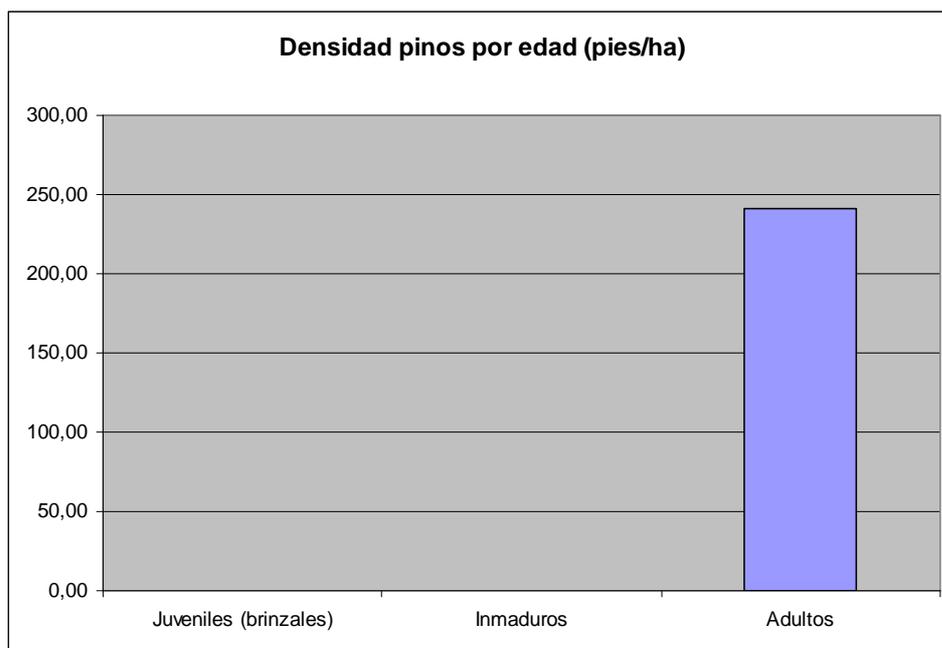


Figura 34: Densidad de pinos por clase de edad en la mancha interior grande.

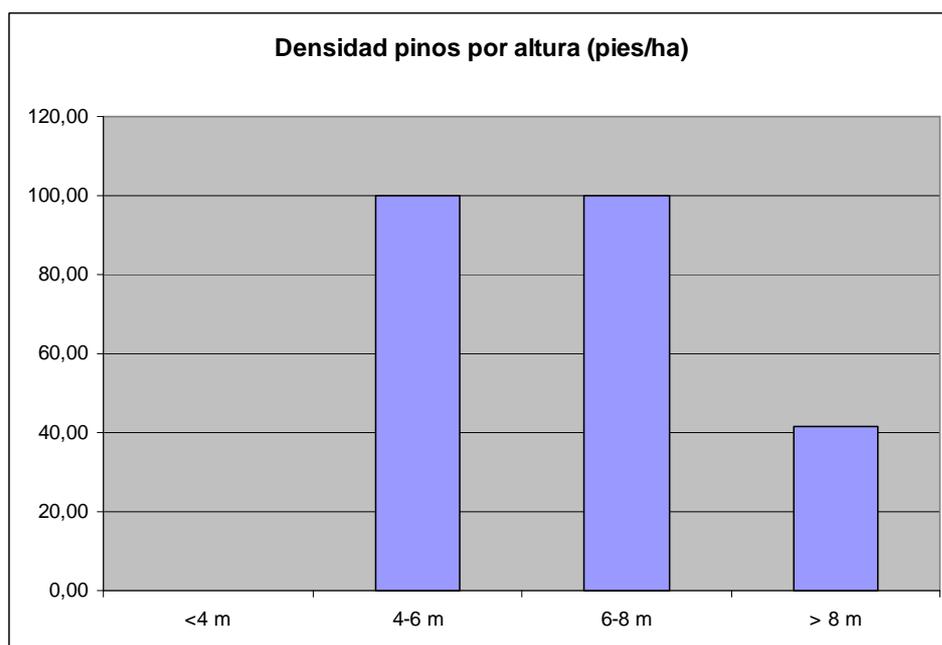


Figura 35: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha interior grande.

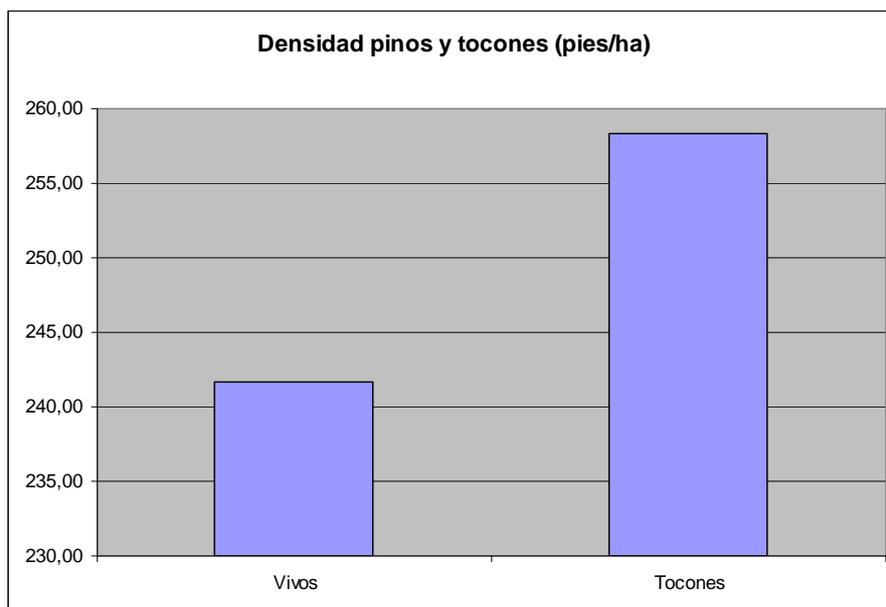


Figura 36: Densidades de pinos vivos y muertos en la mancha interior grande.

Los Polvorines:

Es la mancha con menor riqueza de arbustos, ya que tan solo aparecen 4 especies diferentes de arbustos. *Asparagus horridus* es la más frecuente apareciendo en un 100% de las unidades de muestreo.

La riqueza de caméfitos no es muy elevada y como especies más abundantes podemos destacar *Thymus hyemalis* y *Teucrium capitatum* que aparecen en el 100% de las unidades de muestreo. Destaca una importante aparición (71,43%) de *Opuntia ficus-indica* como especie exótica.

El suelo desnudo ocupa un importante porcentaje, y cabe destacar también la elevada cobertura del suelo ofrecida por las especies anuales (21,57%) También es importante la cobertura de copas que es la más elevada de todas las manchas con un 46,70%.(Figura 37)

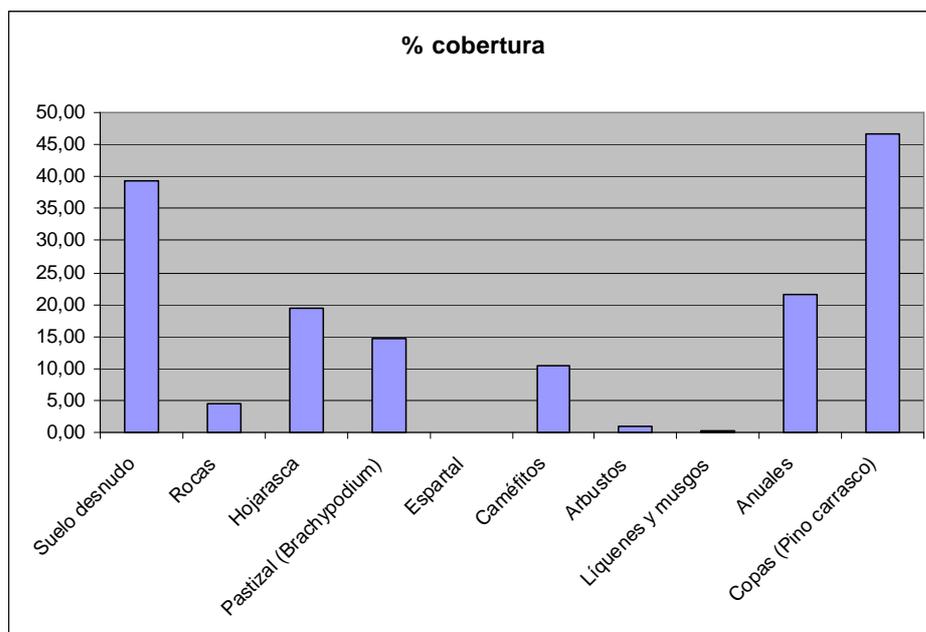


Figura 37: Porcentaje de coberturas en Los Polvorines.

De nuevo, la regeneración natural del pinar es prácticamente nula, (Figura 38) de ahí que solo encontremos individuos adultos con desarrollo medio (4-8 metros de altura) (Figura 39). Un punto importante a destacar es la ausencia de tocones que indicaría que la zona no ha sufrido tratamientos o episodios de mortalidad (Figura 40). Aún así, si encontramos una DBH media más elevada que en la mancha anterior (casi 16cm)

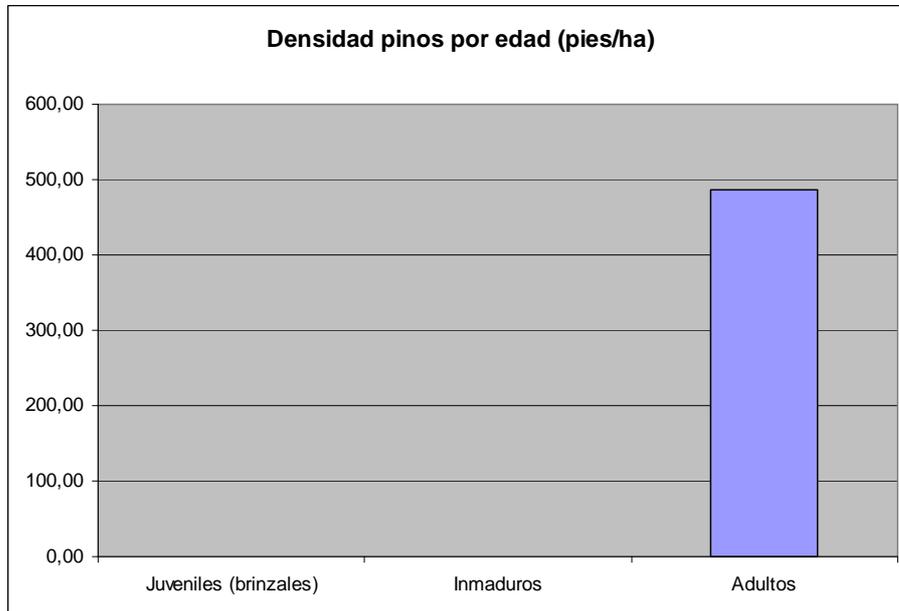


Figura 38: Densidades de pinos por clase de edad en Los Polvorines.

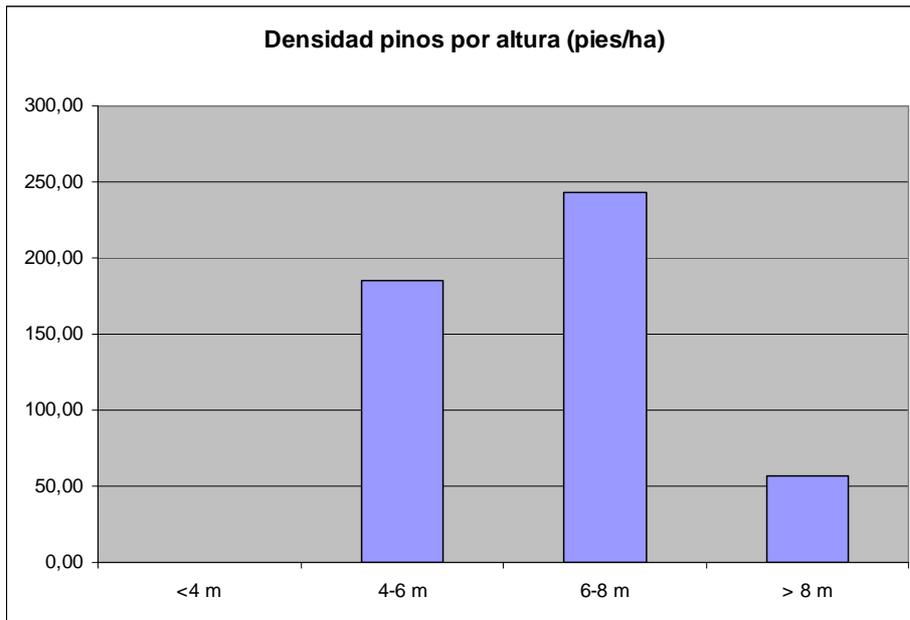


Figura 39: Densidades de pinos por clases de altura en Los Polvorines.

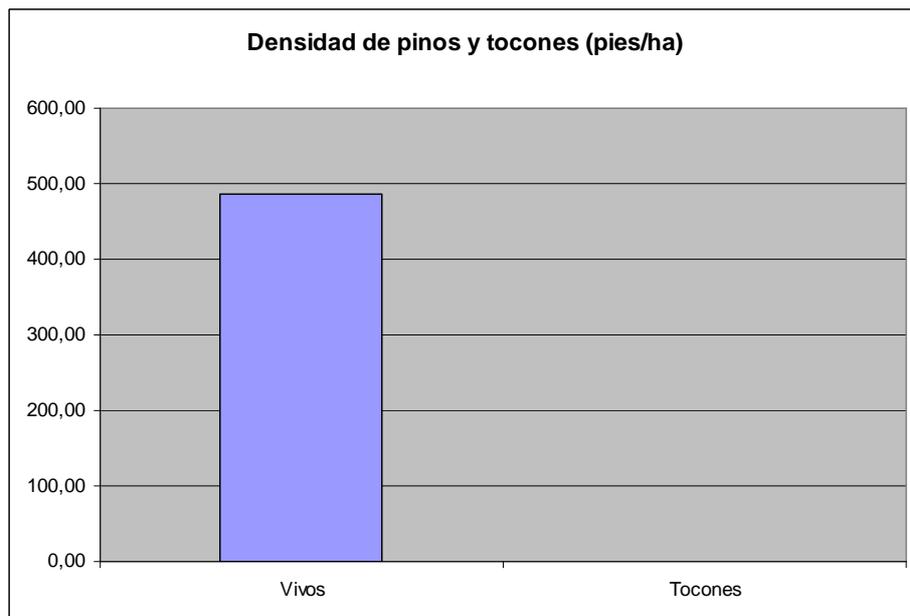


Figura 40: Densidades de pinos vivos y muertos en Los Polvorines.

Al tratarse de una zona destinada al uso recreativo, es un sector bastante antropizado con lo que ello puede influir en las diferentes variables de estudio (Figura 41)



Figura 41: Área recreativa de Los Polvorines.

Mancha este

Es una mancha que está poco aislada del continuo, pero aún así, la riqueza de arbustos es muy baja (5 especies). Cabe destacar la presencia de una especie que solo aparece en esta mancha, y se trata de *Whitania frutescens*. De nuevo, *Asparagus horridus* aparece en el 100% de las unidades muestrales.

En cuanto a la riqueza de caméfitos es media (11 especies diferentes), pero las especies que aparecen, lo hacen con frecuencias elevadas (casi todos por encima del 50%) En el 100% de las unidades de muestreo aparecen *Thymus hyemalis*, *Phagnalon saxatile*, *Lavandula multifida* y *Asparagus albus*. En cuanto a las especies exóticas, no solo aparece *Opuntia ficus-indica*, sino que también aparece *Oxalis pes-caprae*, ambas en un 33,33% de las unidades.

El mayor porcentaje de cobertura lo ocupa el suelo desnudo en un 35,29%, y también es importante el elevado porcentaje de cobertura por caméfitos (20,42%) (Figura 42)

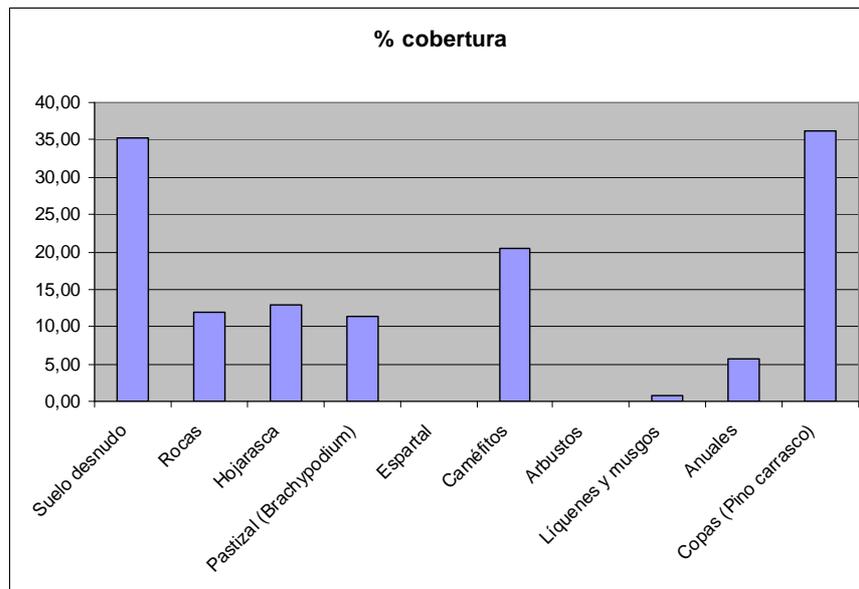


Figura 42: Porcentaje de coberturas en la mancha este.

Actualmente, la regeneración es prácticamente nula ya que no se han observado juveniles en ninguna de las unidades de muestreo (Figura 43), pero viendo la altura de los individuos, podríamos decir que la regeneración se ha podido dar hace poco tiempo atrás, ya que se encuentran un elevado número de ejemplares de menos de 4m de altura. (Figura 44) Además, la mortandad de pinos es bastante baja. (Figura 45). Esto nos puede llevar a decir que esta zona es más apropiada que las anteriores para la presencia de pino. La DBH media es de 15,30 cm.

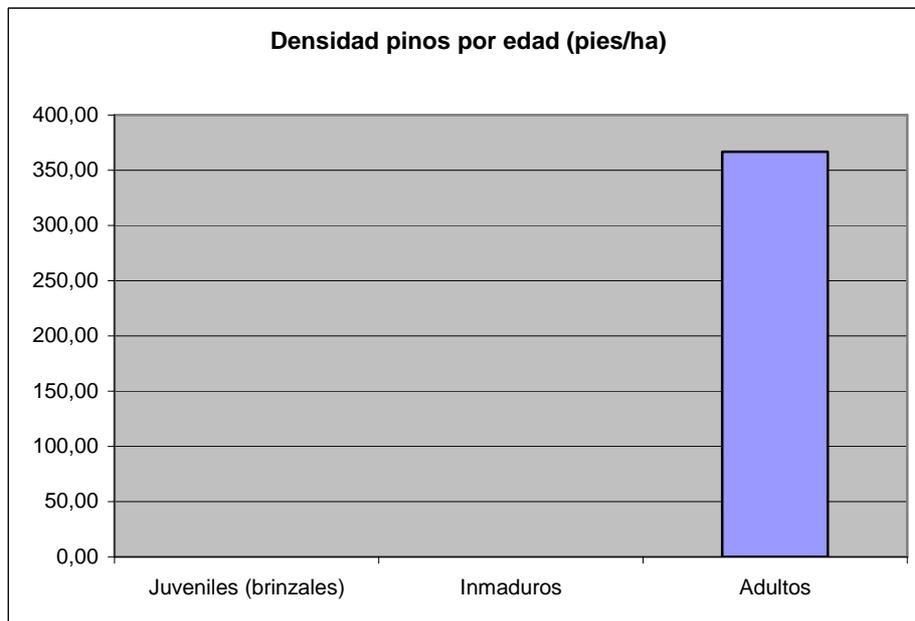


Figura 43: Densidades de pinos por clase de edad en la mancha este.

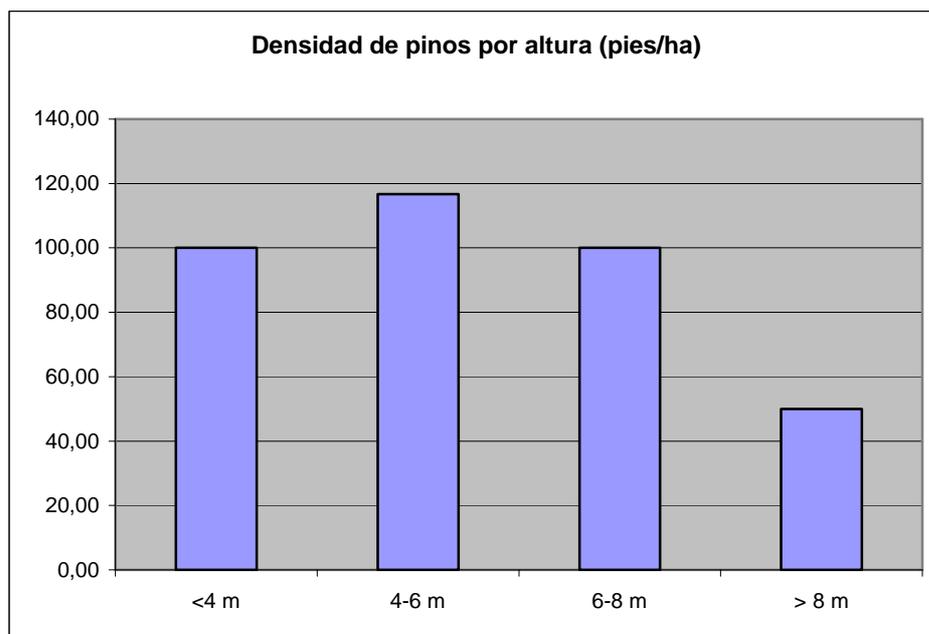


Figura 44: Densidades de pinos por clase de altura en la mancha este.

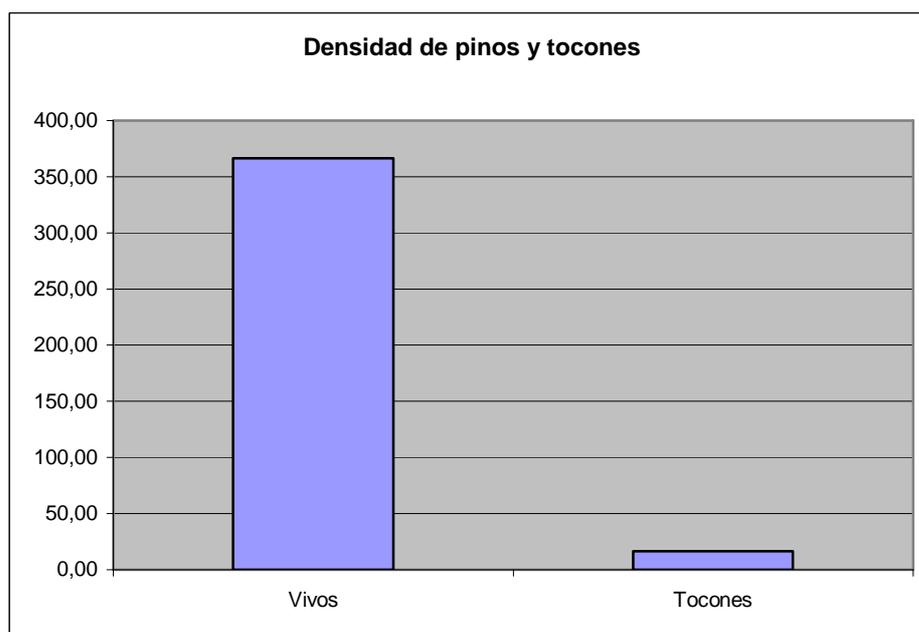


Figura 45: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha este.

Mancha sur:

Esta mancha se encuentra bastante aislada del continuo, no solo geográficamente, sino que también por encontrarse en la zona Sur, lo que quiere decir que esta en la ladera opuesta al hábitat continuo. Encontramos una baja riqueza de arbustos (5 especies) con *Asparagus horridus* como especie más frecuente.

La riqueza de caméfitos es la menor de todas las manchas, alcanzando solamente 8 especies diferentes. Los más abundantes son de nuevo *Phagnalon saxatile*, *Lavandula multifida* y *Asparagus albus*.

Hay una importante invasión de *Opuntia ficus-indica*.

En cuanto a la cobertura, en esta mancha podemos destacar un alto porcentaje de suelo desnudo, pero también es muy destacable la gran extensión de suelo cubierto por copas que sobrepasa el 40%. (Figura 46) Esto hace que el siguiente factor más importante en la cobertura sea la hojarasca de este pinar.

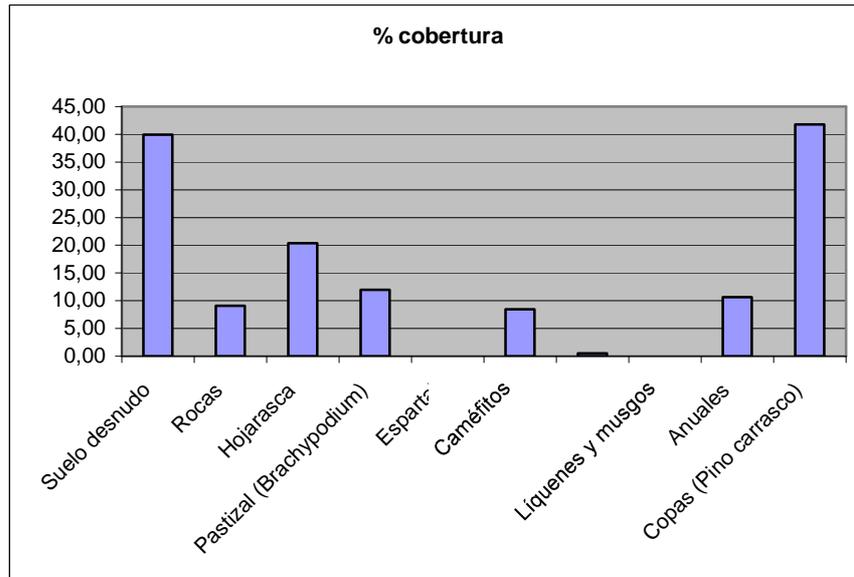


Figura 46: Porcentaje de coberturas en la mancha sur.

De nuevo, nula regeneración de pinar, pero esta vez es un pinar más denso que los demás llegando a más de 500 pies por hectárea (Figura 47). Además, también es un pinar más desarrollado ya que se pueden llegar a encontrar más de 150 pies por hectárea de individuos de más de 8 metros de altura. (Figura 48) De nuevo, tenemos muy baja mortandad. (Figura 49) La DBH media es de 14,84 cm.

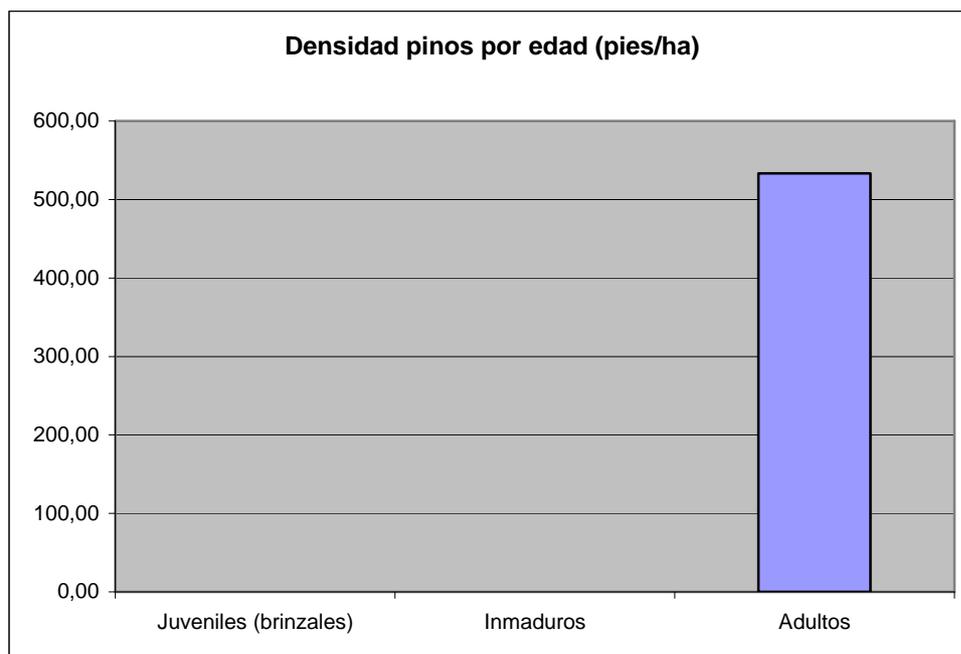


Figura 47: Densidades de pinos por clases de edad en la mancha sur.

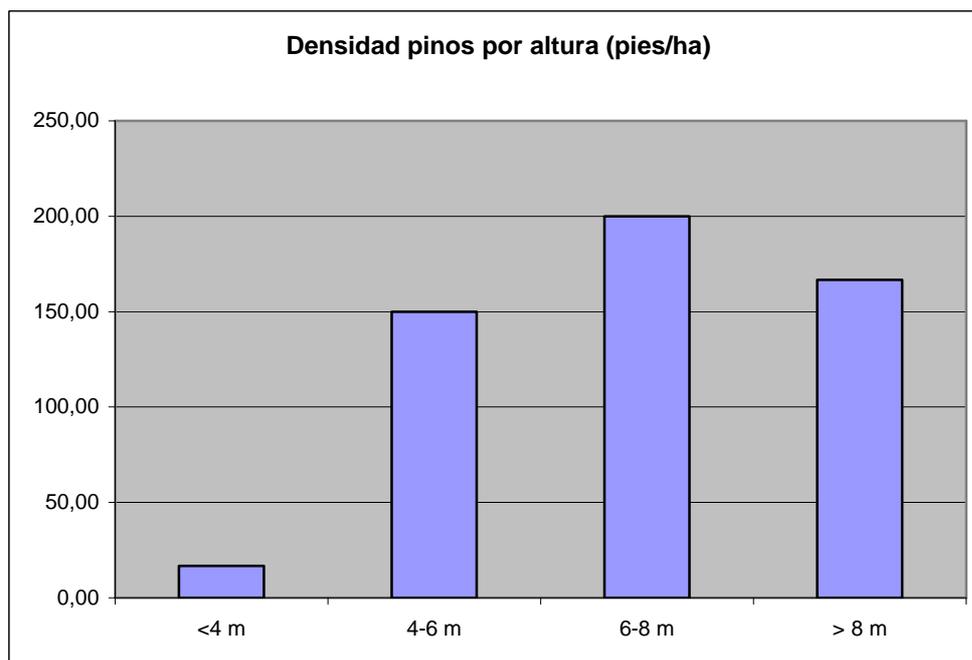


Figura 48: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha sur.

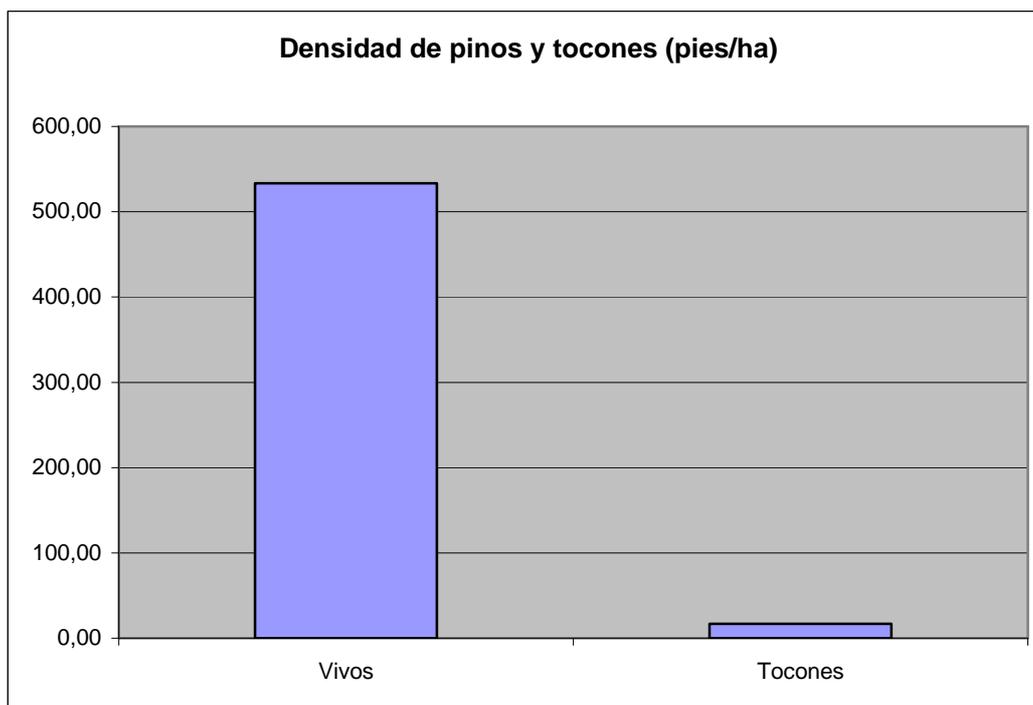


Figura 49: Densidades de pinos vivos y muertos en la mancha sur.

Mancha interior pequeña

Posiblemente sea la mancha más aislada por la urbanización. Es probable que esto haya afectado a la riqueza de especies arbustivas ya que no es demasiado elevada, y de nuevo es *Asparagus horridus* la más abundante.

La riqueza de caméfitos si que es más elevada llegando a las 15 especies diferentes y estando todas ellas bastante bien representadas. Cabe destacar la presencia de *Fumana laevipes* que tan solo ha aparecido en esta mancha.

En la cobertura se puede destacar el predominio del pastizal (por encima del 25%) y sobre todo del suelo desnudo. La cobertura de copas no es muy elevada (Figura 50).

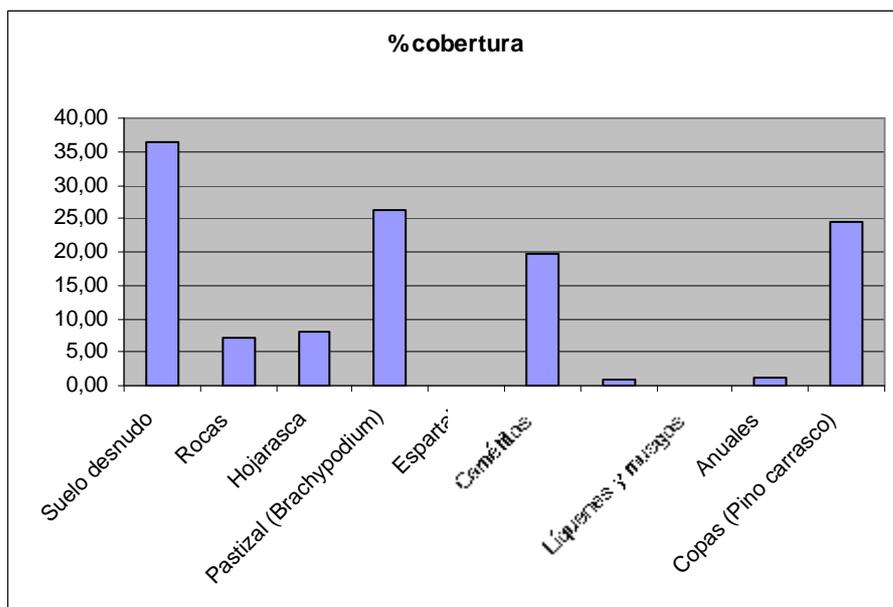


Figura 50: Porcentaje de coberturas en la mancha interior pequeña.

Aunque como ya hemos visto, es la mancha más aislada por la urbanización, si que se ha encontrado una pequeña regeneración de pinar, aunque es muy baja (16 pies por hectárea) (Figura 51). Densidad bastante elevada de pinar (400 pies por hectárea) pero no muy desarrollado, ya que no se encuentran individuos con más de 8 metros de altura (Figura 52). En esta zona se han encontrado tasas elevadas de mortandad, solo superadas por la mancha grande (Figura 53). Una muestra de la poca capacidad del pinar para desarrollarse es la DBH media de la mancha, que es la más baja de todas, 10,98 cm.

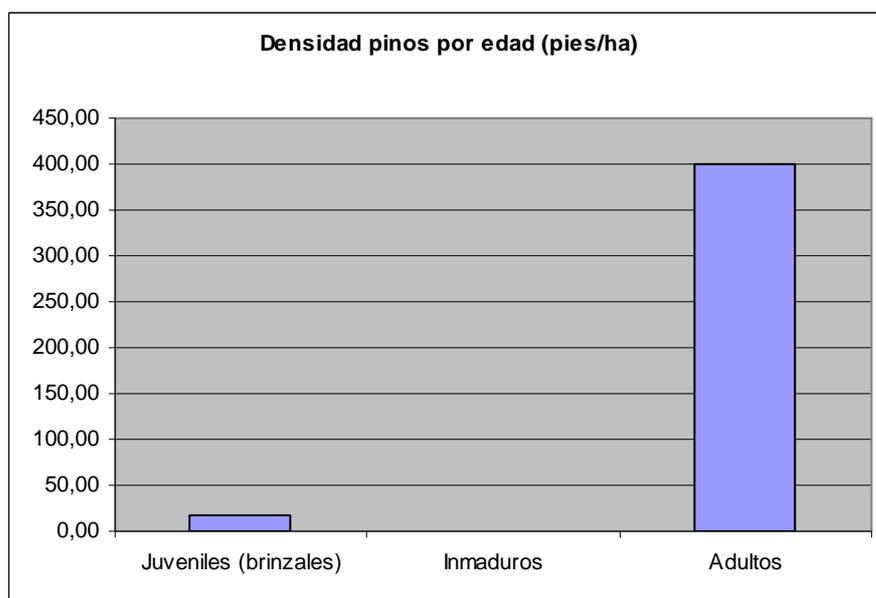


Figura 51: Densidades de pinos por clase de edad en la mancha interior pequeña.

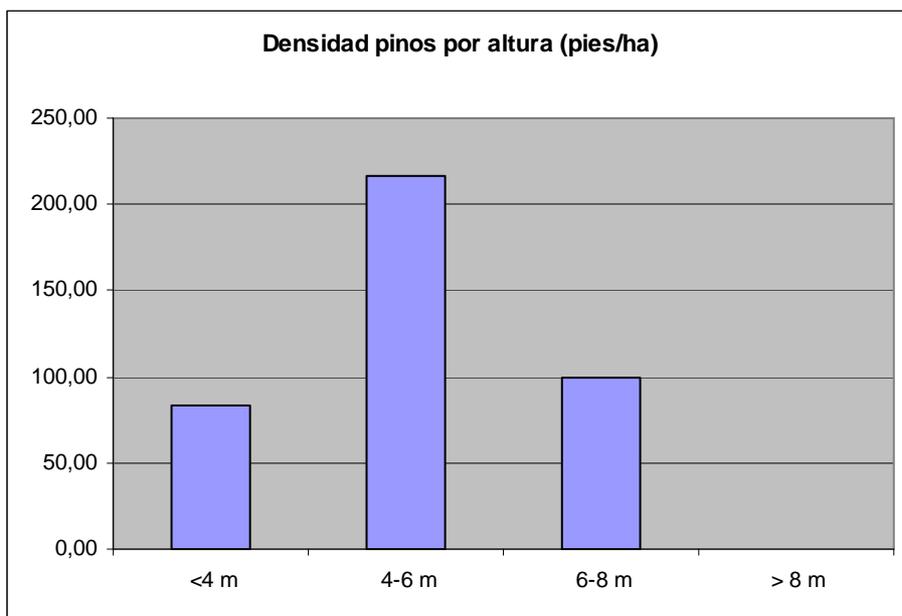


Figura 52: Densidades de pinos por clase de altura en la mancha interior pequeña.

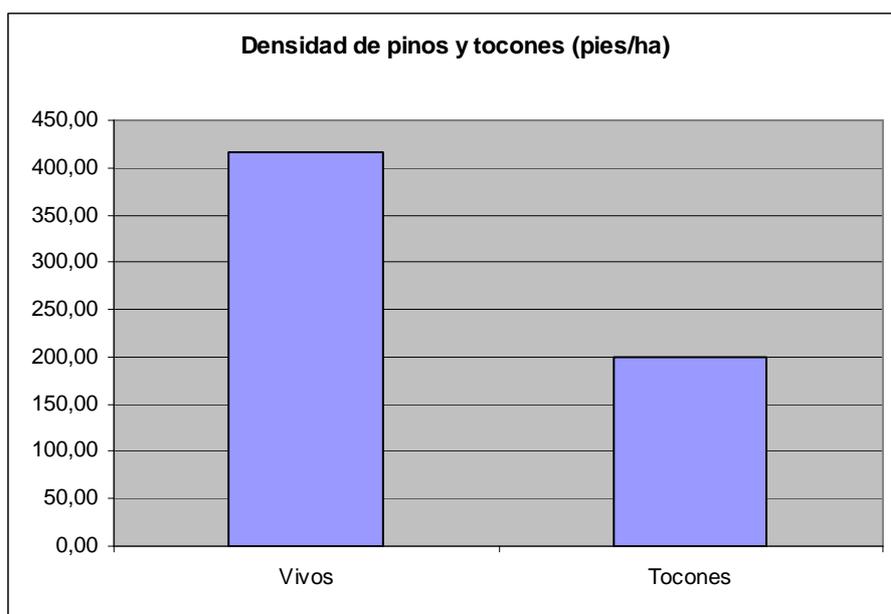


Figura 53: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha interior pequeña.

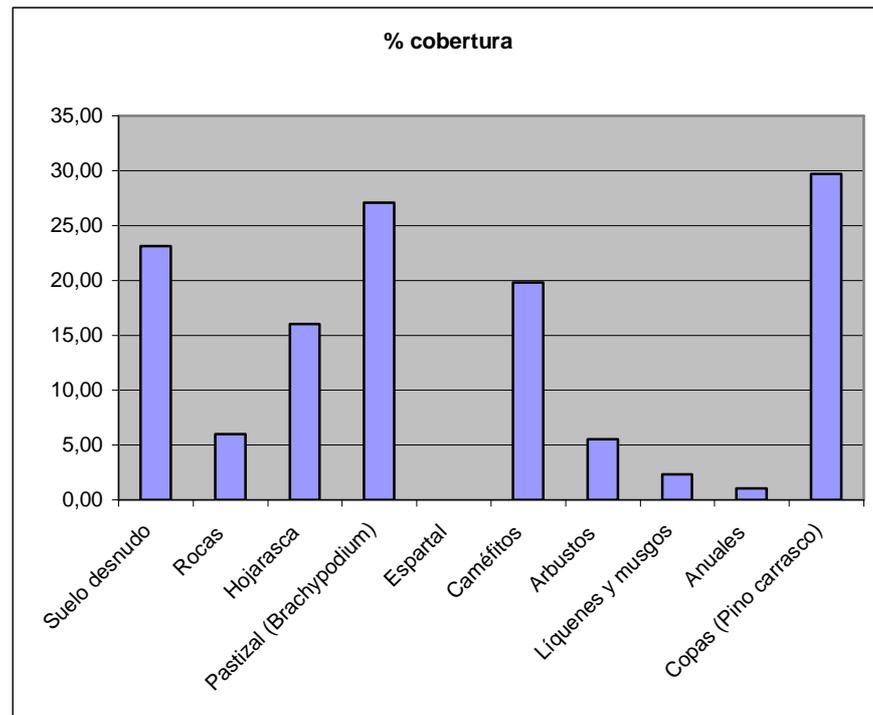
Mancha oeste:

Esta mancha posee el pinar más antiguo ya que existía antes de la repoblación, pero esto no ha afectado a la riqueza de arbustos, ya que esta es baja (8 especies) con *Asparagus horridus* apareciendo en el 100% de las unidades de muestreo. En esta mancha destaca la presencia de *Rhamnus lycioides* y *Chamerops humilis*, poco representados en los hábitats fragmentados.

La riqueza de caméfitos es elevada (igual que en la mancha anterior) pero podemos destacar una elevada representación, además de *Phagnalon saxatile*, *Thymus hiemalis*, *Lavandula multifida* y *Asparagus albus* con el

100%, de *Helianthemum almeriense* y *Sedum album* (80%) Además, estas dos últimas manchas son las únicas con representación de *Sideritis leucantha*, y la mancha oeste es la única en que aparece *Polygala rupestris*.

También es la única mancha en la que la cobertura de pastizal (más del 25%) es mayor que la de suelo desnudo (no llega al 25%) Destaca una elevada cobertura de caméfitos y hojarasca, y de copas (casi del 30%) (Figura 54).



A pesar de la antigüedad de la mancha que hemos citado anteriormente, el desarrollo del pinar no es del todo el esperado (Figura 55), ya que el número de ejemplares por encima de 6 metros no llega a 60 individuos (Figura 56). La densidad es de 300 pies por hectárea (Figura 57) No obstante, tiene una de las mayores DBH media, ya que es de 15,92 cm.

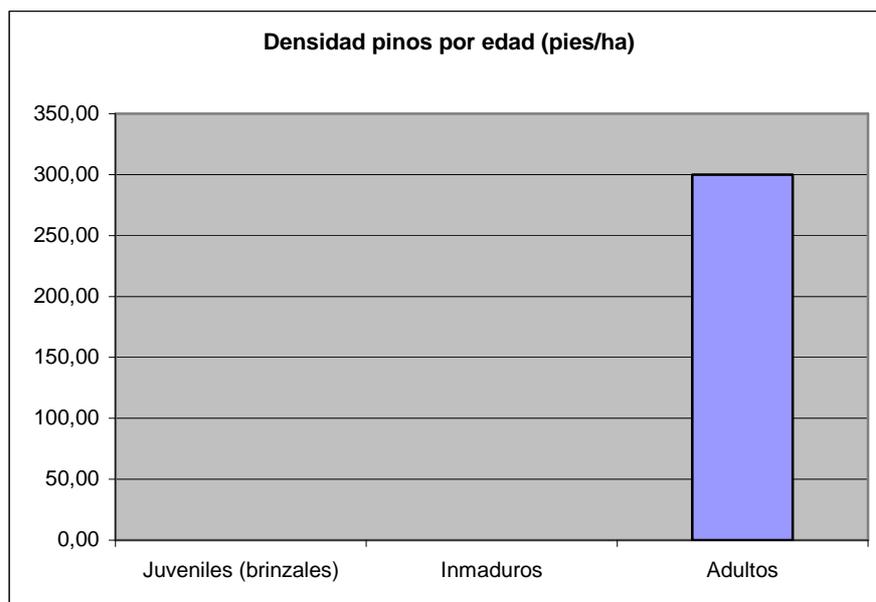


Figura 55: Densidades de pinos por clases de edad en la mancha oeste.

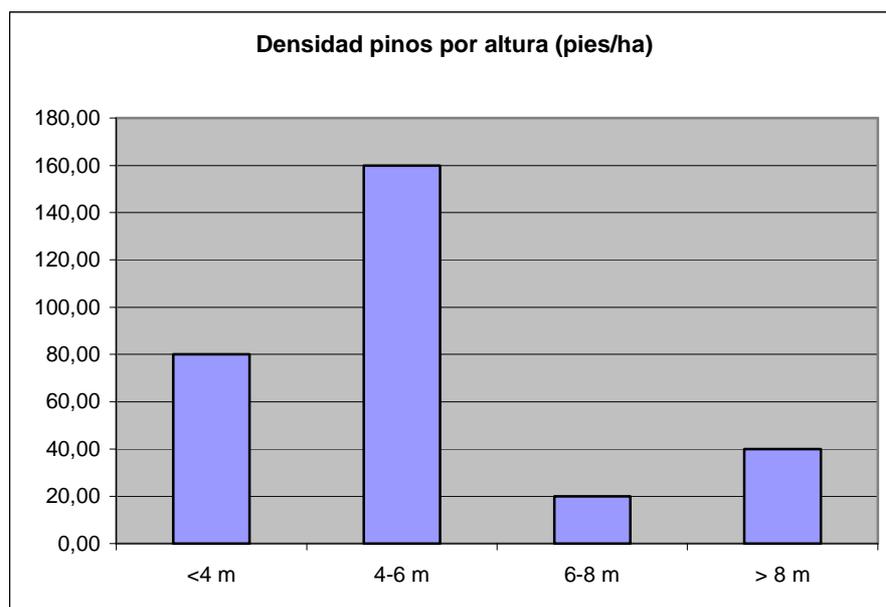


Figura 56: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha oeste.

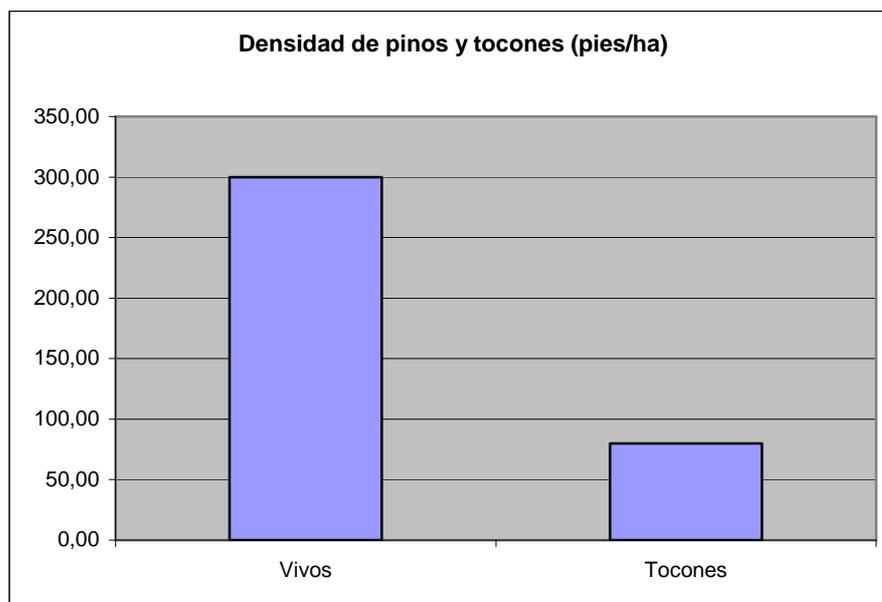


Figura 57: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha oeste.

Hábitat continuo (Mancha principal):

Posee la mayor riqueza de arbustos con elevadas representaciones de cada una de las especies. Aquí también tenemos que la especie más abundante es *Asparagus horridus*.

La riqueza de caméfitos también es de las más elevadas, de forma que en esta mancha principal aparecen todas las especies que posteriormente se van repitiendo en las diversas manchas excepto *Fumana laevipes*, *Sideritis leucantha* y *Poligala rupestris*. Cabe destacar la elevada frecuencia de especies que en otras manchas no estaban tan representadas, como es el caso de *Helianthemum almeriense* y *Sedum album*.

Aparece *Opuntia ficus-indica* como especie exótica en una unidad de muestreo.

La cobertura esta predominada por el suelo desnudo y sorprende la excesivamente baja cobertura proporcionada por las copas, lo que puede relacionarse con un escaso desarrollo ó una gran mortandad del pinar (Figura 58).

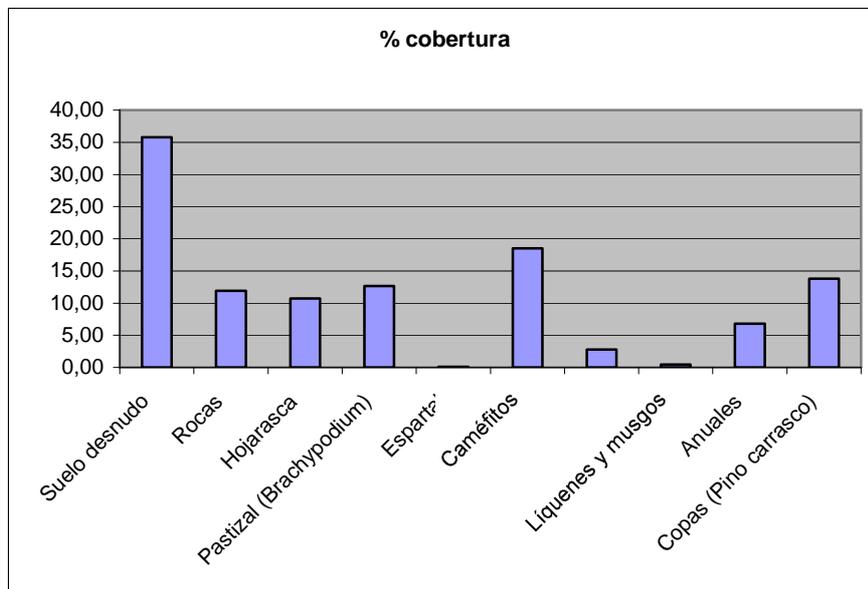


Figura 58: Porcentaje de coberturas en la mancha principal.

De estas dos explicaciones, nos inclinamos por la gran mortandad de individuos (Figuras 59 y 62), sobre todo por la tala ante procesos de plagas que existieron en el pasado, ya que el desarrollo de los individuos no es del todo bajo, teniendo bastantes ejemplares por encima de los 6 metros (Figura 61). En cuanto a la regeneración, es escasa, pero no nula (Figuras 60 y 63). La densidad de pinos no es muy elevada debido sobre todo a la misma tala referenciada anteriormente. Otro dato que corrobora el bajo desarrollo del pinar es su baja DBH media que es de 13,96 cm.



Figura 59: Ejemplar de *P. halepensis* caído.

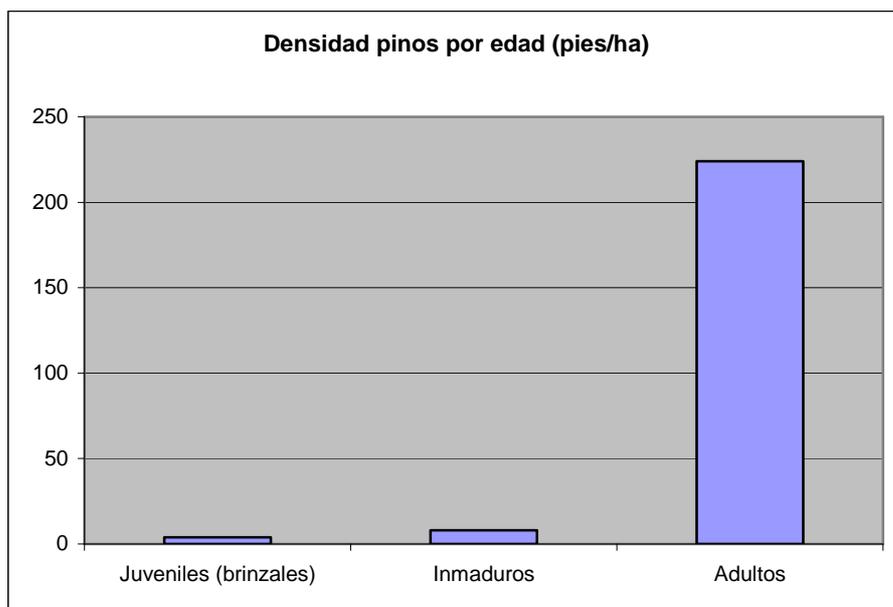


Figura 60: Densidades de pinos por clases de edad en la mancha principal.

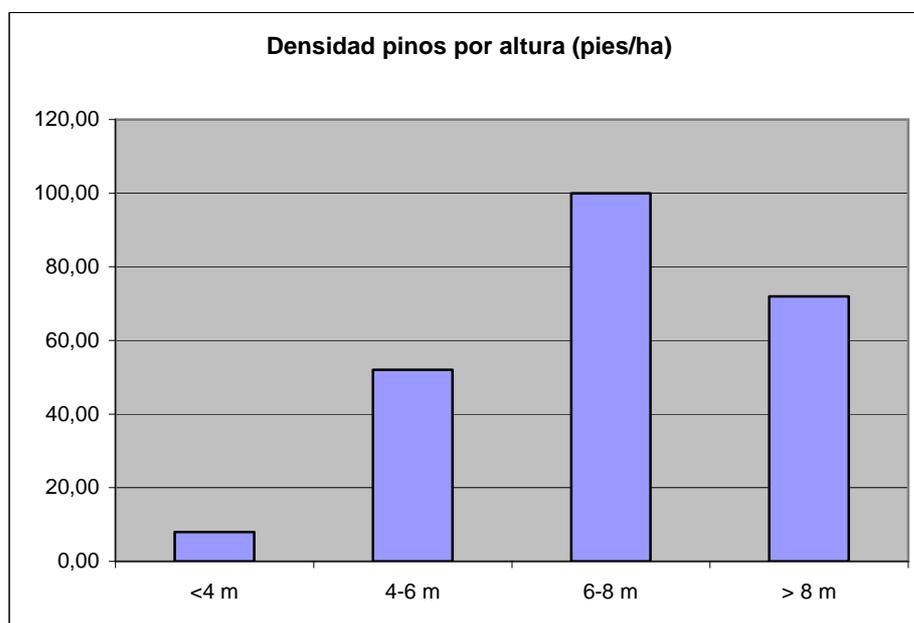


Figura 61: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha principal.

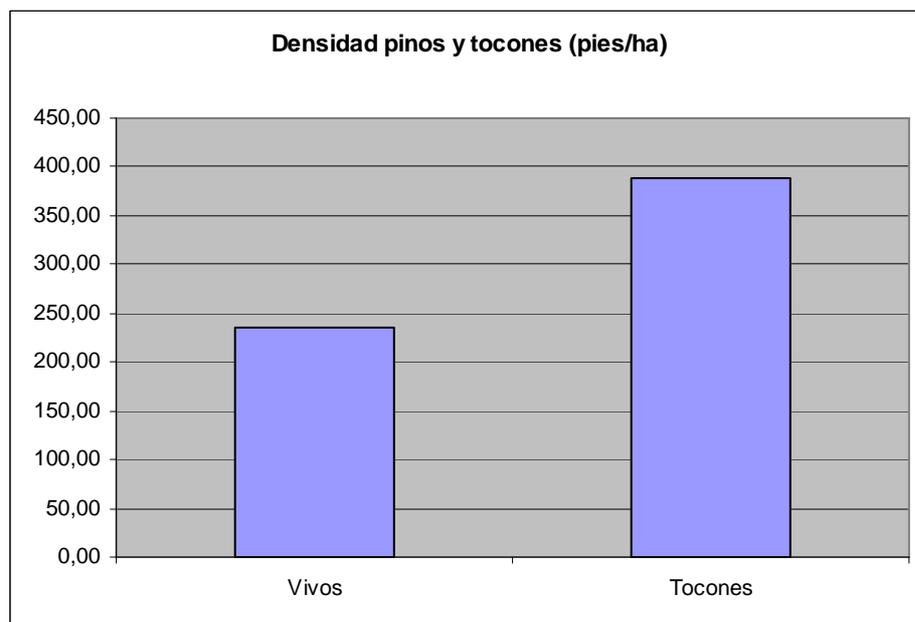


Figura 62: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha principal.



Figura 63: Brinzal de *P. halepensis*.

4.1.1.4. *Efecto de la fragmentación*

Se estudia el efecto de la fragmentación a nivel global, y también el efecto de cada uno de los factores específicos de fragmentación (urbanización y hábitats rurales).

En la Tabla 15 se resumen las especies para las que aparecen diferencias entre los hábitats continuos y los fragmentados:

Tipo de fragmentación	Especie	Valor χ^2	Nivel significación	Hábitat a favor
General	<i>Rhamnus lycioides</i>	7,2	0,01	Continuo
General	<i>Sedum album</i>	2,87	0,1	Continuo
General	<i>Fumana thymifolia</i>	3,11	0,1	Continuo
Urbanización	<i>Sedum album</i>	7,36	0,01	Continuo
Hábitats rurales	<i>Rhamnus lycioides</i>	8,92	0,005	Continuo
Hábitats rurales	<i>Thymelaea hirsuta</i>	3,44	0,1	Continuo
Hábitats rurales	<i>Paronychia suffruticosa</i>	2,77	0,1	Continuo
Hábitats rurales	<i>Fumana thymifolia</i>	4,1	0,05	Continuo
Hábitats rurales	<i>Opuntia ficus-indica</i>	7,43	0,01	Fragmentado

Tabla 15: Resumen de las especies afectadas por algún tipo de fragmentación presentando diferencias significativas entre los distintos hábitats de Montepinar.

Se ha realizado un análisis estadístico para ver si existen diferencias en la presencia de especies entre el hábitat continuo y el hábitat fragmentado. Para ello se han agrupado los valores de presencia de especies de todas las manchas.

Tras la realización del test de χ^2 se han encontrado diferencias significativas para las siguientes especies:

- *Rhamnus lycioides*: El valor obtenido tras el test es de 7,2, por lo tanto, existen diferencias para un nivel de significación incluso del 0,01, a favor del hábitat continuo (Figura 64).

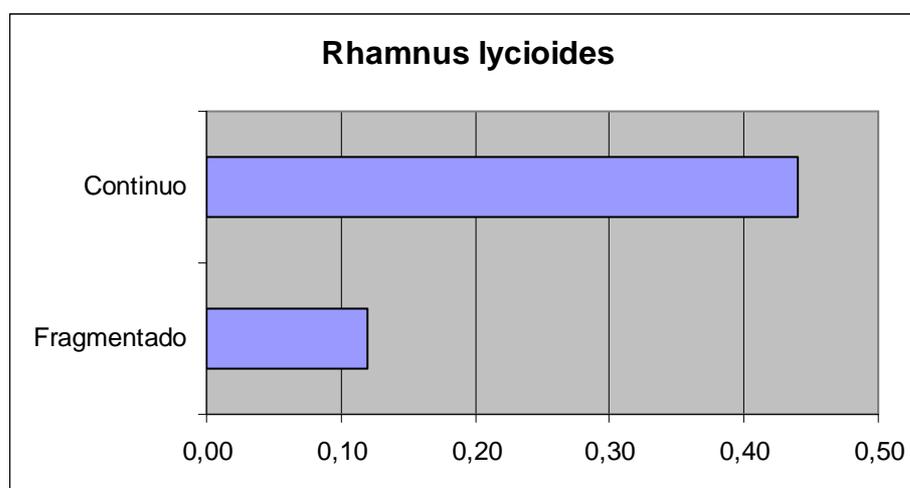


Figura 64: Frecuencias de *R. lycioides* en los distintos hábitats.

- *Sedum album*: Con un valor de 2,87, existen diferencias marginalmente significativas (para un nivel de significación del 0,1) a favor del hábitat continuo (Figura 65).

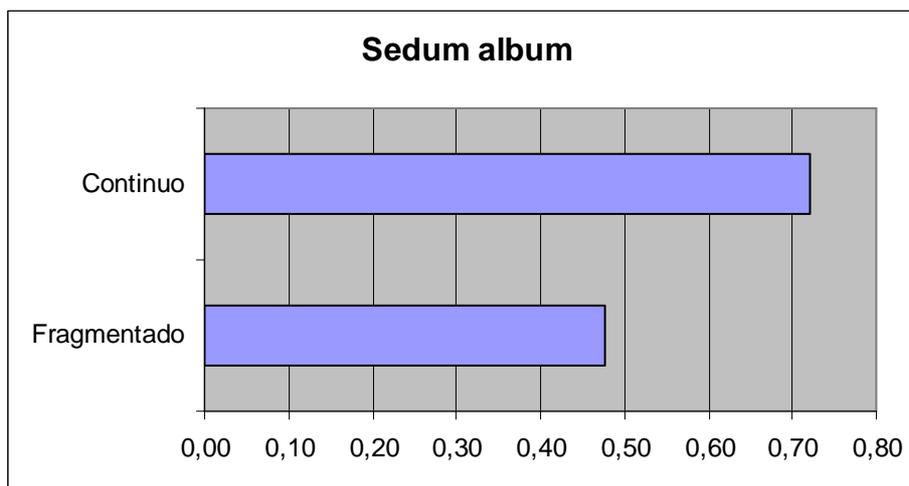


Figura 65: Frecuencias de *S. album* en los distintos hábitats.

- *Fumana thymifolia*: Con un valor de 3,11, también presenta diferencias significativas para un nivel de significación del 0,1 a favor del hábitat continuo (Figura 66).

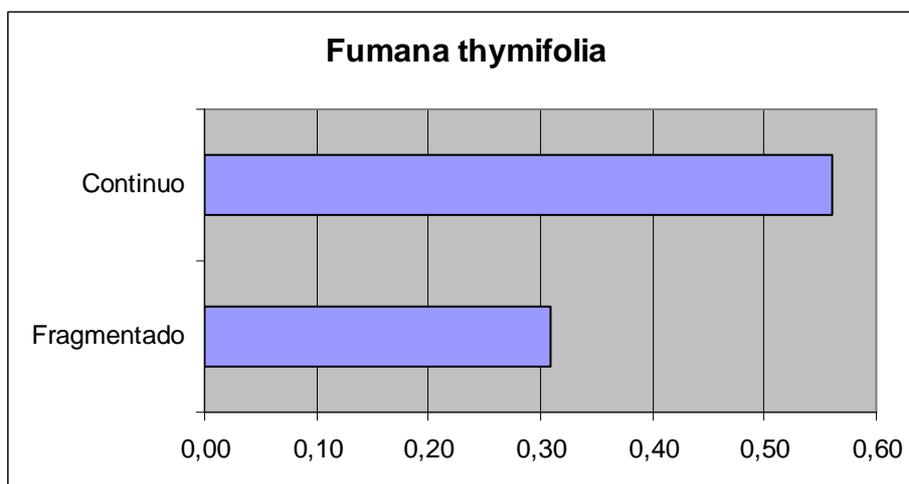


Figura 66: Frecuencias de *F. thymifolia* en los distintos hábitats.

También se han analizado las diferencias existentes entre el hábitat continuo, y la agrupación de manchas que se encuentran fragmentadas por la urbanización. Estas manchas son las siguientes:

- Mancha Interior Grande
- Mancha Interior Pequeña
- Mancha Oeste

Aunque se ha visto que en algunas especies, su frecuencia es mayor en los hábitats fragmentados que en los continuos, la mayoría de ellas presenta una mayor frecuencia en el continuo, aunque tan solo una de ellas se puede decir que la diferencia es significativa como para atribuir a la urbanización la disminución de la misma en los fragmentos.

- *Sedum album*: El valor estadístico obtenido es de 7,36, por lo que se puede decir que la diferencia es significativa por un nivel de significación de 0,01, por lo que la distribución de esta especie se vería bastante afectada por la presencia de una urbanización (Figura 67).

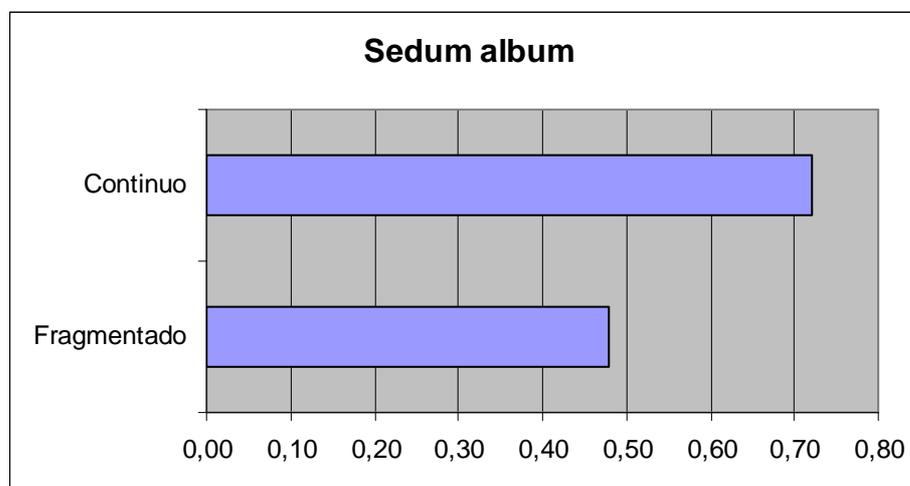


Figura 67: Frecuencias de *S. album* en los distintos hábitats.

Por último, se compara el hábitat continuo con el fragmentado por hábitats rurales. Para esto hacemos el mismo análisis estadístico que el realizado anteriormente, pero ahora comparamos las frecuencias del hábitat continuo con las frecuencias agregadas de las manchas que están fragmentadas por la presencia de hábitats rurales. Estas manchas son las siguientes:

- Mancha Este
- Mancha Sur
- Polvorines

Cabe hacer una distinción, y es que en el caso de la mancha sur y los Polvorines, se encuentran fragmentadas por cultivos, y la mancha este se encuentra fragmentada por otro tipo de hábitat (matorral bajo) (Figura 68).



Figura 68: Fragmentación por matorral bajo.

En este caso, el análisis estadístico nos da una serie de diferencias significativas para varias especies que se muestran a continuación:

- *Rhamnus lycioides*: La ausencia de ejemplares de esta especie en las unidades de muestreo de los hábitats fragmentados comparada con la frecuencia en el hábitat continuo hace innecesaria la comparación (Figura 69).

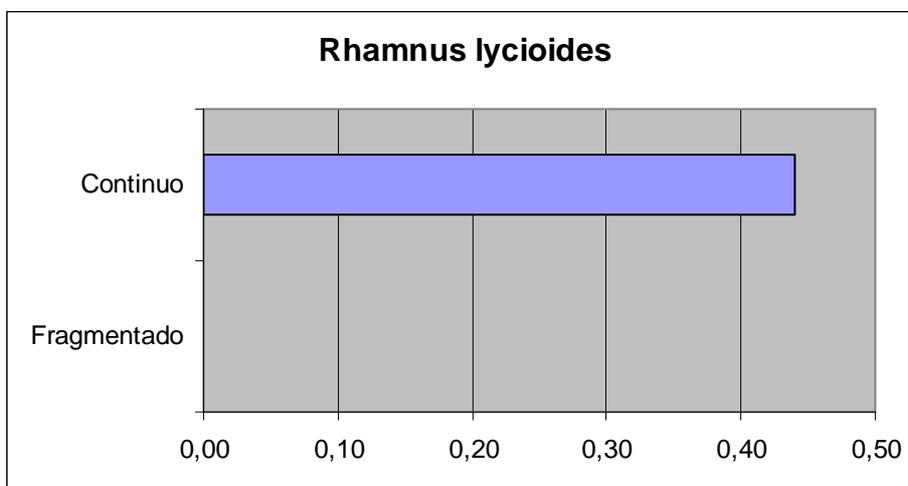


Figura 69: Frecuencias de *R. lycioides* en los distintos hábitats.

- *Thymelaea hirsuta*: Es la primera vez que aparece esta especie con diferencias significativas. En esta especie podemos hacer la misma consideración que en la especie anterior debido a su no presencia en ninguna de las unidades muestreadas en los hábitats fragmentados (Figura 70).

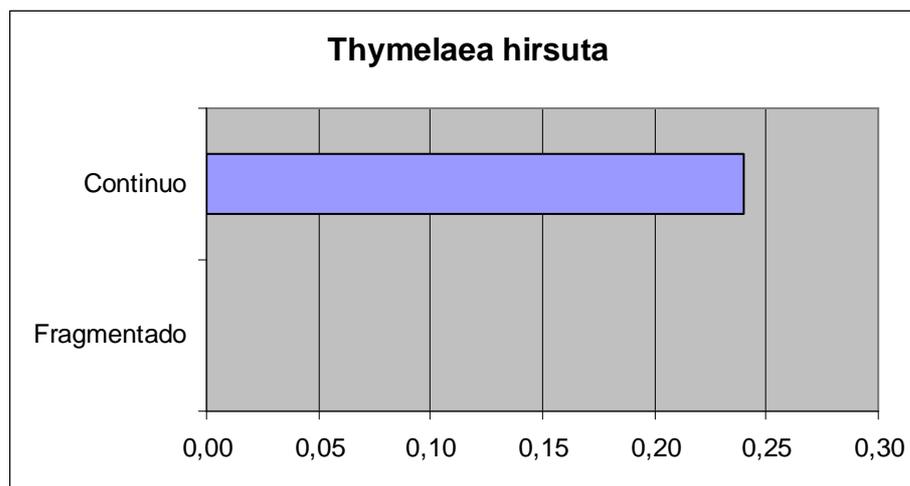


Figura 70: Frecuencias de *T. hirsuta* en los distintos hábitats.

- *Paronychia suffruticosa*: De nuevo, esta especie nos aparece por primera vez con diferencias significativas entre las frecuencias observadas. El valor estadístico es de 2,77, por lo que las diferencias son significativas para un nivel de significación de 0,1 a favor del hábitat continuo (Figura 71).

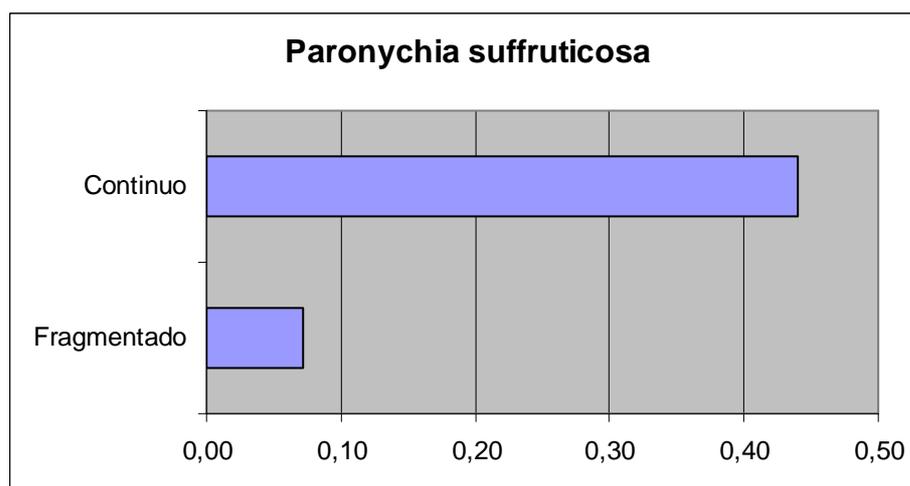


Figura 71: Frecuencias de *P. suffruticosa* en los distintos hábitats.

- *Fumana thymifolia*: Obtenemos un valor de χ^2 de 4,1 por lo que se puede decir que existen diferencias significativas para un nivel de significación de 0,05 a favor del hábitat continuo (Figura 72).

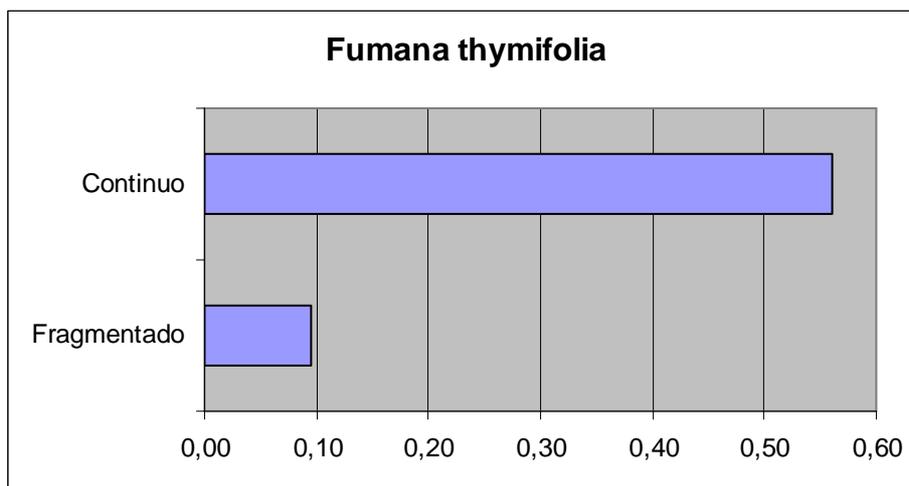


Figura 72: Frecuencias de *F. thymifolia* en los distintos hábitats.

- *Opuntia ficus-indica*: Es la única especie en la que las diferencias son significativas pero a favor del hábitat fragmentado. El valor estadístico es de 7,43 por lo que el nivel de significación comparado es de 0,01. Este dato nos podría mostrar la capacidad invasora de esta especie en zonas alteradas (Figura 73).

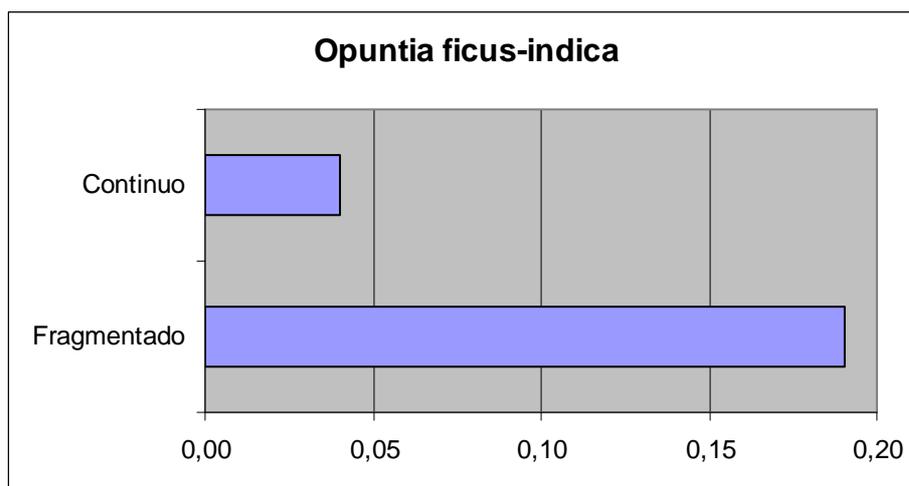


Figura 73: Frecuencias de *Opuntia ficus-indica* en los distintos hábitats.

4.1.2. Majal Blanco

4.1.2.1. Listado completo de especies

En esta zona, el número de especies diferentes que aparecen es de 45, y se exponen en la siguiente tabla:

Listado de especies del Majal Blanco	
<i>Anthyllis cytisoides</i>	<i>Onobrychis stenorrhiza</i>
<i>Artemisia campestris</i>	<i>Paronychia suffruticosa</i>
<i>Asparagus albus/acutifolius</i>	<i>Phagnalon saxatile</i>

<i>Asparagus horridus</i>	<i>Phlomis lychnitis</i>
<i>Ballota hirsuta</i>	<i>Pinus halepensis</i>
<i>Ceratonia siliqua</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Chamaerops humilis</i>	<i>Pistacia terebinthus</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Polygala rupestris</i>
<i>Cistus monspeliensis</i>	<i>Quercus coccifera</i>
<i>Coronilla juncea</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Dittrichia viscosa</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Rhamnus lycioides</i>
<i>Ephedra fragilis</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Fumana ericoides</i>	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Fumana thymifolia</i>	<i>Salsola genistoides</i>
<i>Genista valentina</i>	<i>Satureja obovata</i>
<i>Helianthemum almeriense</i>	<i>Sedum album</i>
<i>Helianthemum syriacum</i>	<i>Sideritis leucantha</i>
<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Tamarix canariensis</i>
<i>Inula chritmoides</i>	<i>Teucrium capitatum</i>
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Thymelaea hirsuta</i>
<i>Lithodora fruticosa</i>	<i>Thymus hyemalis</i>
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	

Tabla 16: Listado actual de vegetación del Majal Blanco.

Las especies más abundantes a destacar serían *Fumana ericoides*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus hyemalis*, *Helichrysum stoechas*, *Rhamnus lycioides*, *Anthyllis cytisoides* y *Asparagus horridus*.

4.1.2.2. Estado de conservación de las principales especies de nanofanerófitos.

Entre estos nanofanerófitos, comparamos aquellos para los que existen datos de frecuencias esperadas en los modelos regionales. Estas especies son las mismas que las expuestas en el apartado 4.1.1.2.

En este caso, se ha añadido la comparación de *Juniperus oxycedrus* por estas presente en la zona de estudio. En el caso de *Quercus coccifera*, se conoce su presencia en la zona, pero no aparece en ningún muestreo, por lo tanto, no se compara.

Para la comparación, se va a utilizar la prueba estadística de la χ^2 tanto para la zona del carrascal, como para los hábitats fragmentados.

En el caso del carrascal, los valores obtenidos del análisis son los siguientes (Tabla 17):

Especie	Frec. ESPERADA	Frec. OBSERVADA	Valor χ^2	Diferencias significativas
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0,129	0,14	0,049	NO
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,102	0,14	0,014	NO
<i>Rhamnus lycioides</i>	0,295	0,56	3,99	SI (0,05)
<i>Chamaerops humilis</i>	0,088	0,33	5,12	SI (0,025)

Tabla 17: Comparación entre las frecuencias observadas y esperadas de los principales nanofanerófitos en el carrascal.

Solo aparecen diferencias significativas para dos especies, pero en ambos casos, las diferencias nos muestran que *R. lycioides* y *C. humilis* se encuentran mejor conservados de lo que cabría esperar. Esta diferencia es más notable en la última especie. Esto puede deberse a que los modelos regionales representan las condiciones “medias” de conservación de estas especies, que en la matriz forestal del Majal Blanco se verían incluso mejoradas (por razones históricas o de gestión del área).

En cuanto a las zonas fragmentadas, los valores obtenidos son los siguientes (Tabla 18):

Especie	Frec. ESPERADA	Frec. OBSERVADA	Valor χ^2	Diferencias significativas
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0,043	0,11	0,18	NO
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,263	0,11	1,17	NO
<i>Rhamnus lycioides</i>	0,036	0,37	2,47	NO
<i>Chamaerops humilis</i>	0,146	0,19	1,73	NO

Tabla 18: Comparación entre las frecuencias observadas y esperadas de los principales nanofanerófitos en las zonas fragmentadas del Majal Blanco.

En este caso, no existen diferencias significativas, por lo que podemos decir que todas las especies se encuentran en un estado de conservación aceptable (abundancias similares a las esperadas).

4.1.2.3. Descripción de la vegetación por sectores.

De nuevo, pasaremos a explicar los mismos aspectos descritos en el punto 4.1.1.3, pero esta vez para la zona del Majal Blanco

Mancha central

Mancha con riqueza de arbustos media. Las especie más abundantes en esta mancha son *Asparagus horridus* y *Genista valentina*, con frecuencias de aparición superiores al 60% en ambas especies.

En cuanto a la riqueza de caméfitos, las especies que superan el 60% de aparición son *Thymus hyemalis*, *Helianthemum almeriense* y *Phlomis lychnitis*.

La cobertura mayoritaria es el pastizal (*Brachypodium retusum*) seguido del suelo desnudo. Se destaca una importante cobertura de copas (45%) (Figura 74).

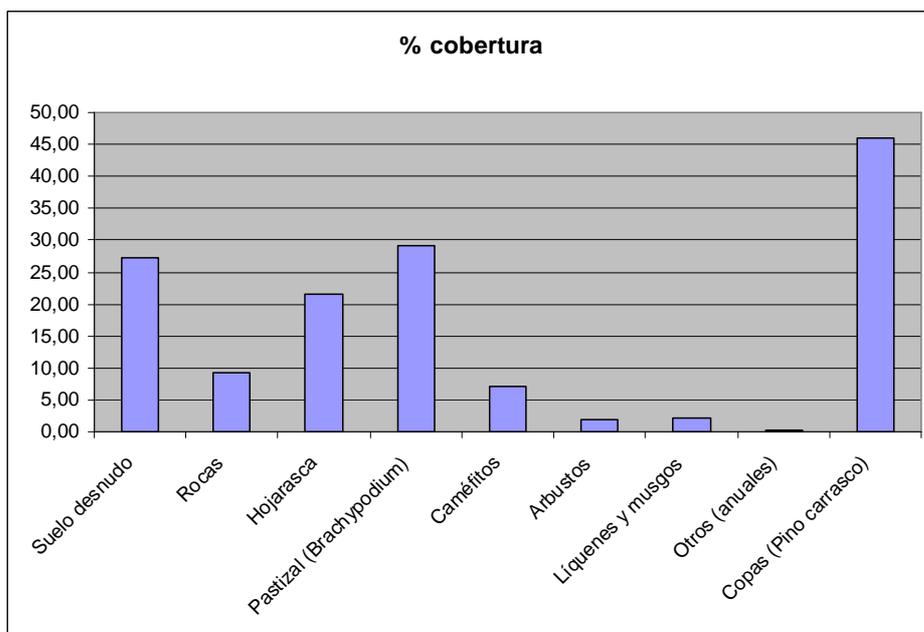


Figura 74: Porcentaje de coberturas en la mancha central.

El pinar es denso, y existe regeneración del mismo apareciendo 50 brinzales por hectárea. En la distribución de las alturas, se observa una ausencia de pinos de 4-6 metros de altura en las unidades muestreadas, de igual manera, que tampoco se encontró ningún tocón (Figuras 75, 76 y 77). La DBH media de la mancha es de 17,2 cm.

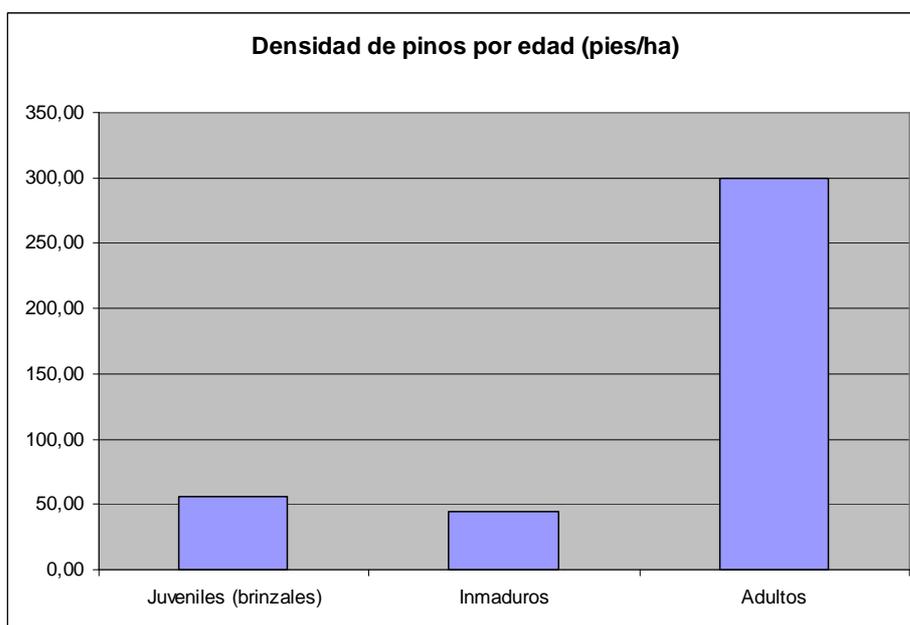


Figura 75: Densidades de pinos por clase de edad en la mancha central.

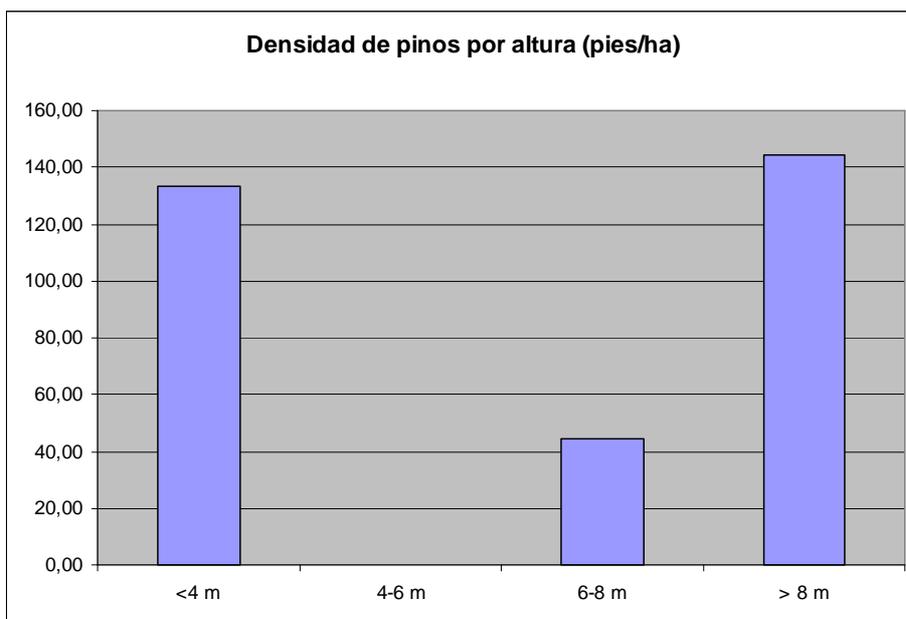


Figura 76: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha central.

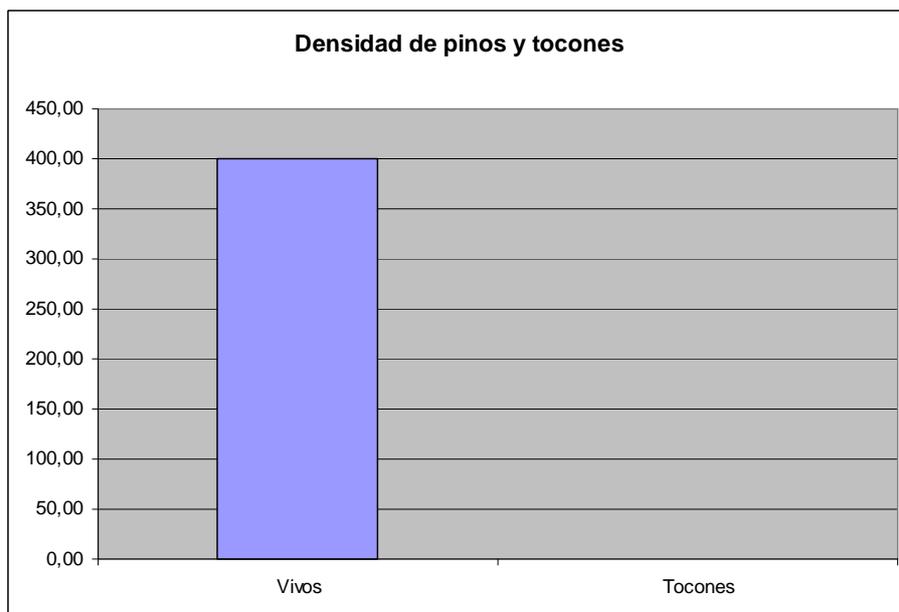


Figura 77: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha central.

No se muestreó ningún individuo de *Quercus rotundifolia*.

Mancha sur

Mancha con la mayor riqueza de arbustos de las tres fragmentadas, con 19 especies diferentes, siendo las más usuales *Rhamnus lycioides*, *Anthyllis cytisoides*, *Rosmarinus officinalis* y *Coronilla juncea*.

En cuanto a los caméfitos, también es la mancha con mayor riqueza de especies, siendo las más importantes por tener presencias por encima del

50% *Helianthemum almeriense*, *Thymus hyemalis*, *Phagnalon saxatile* y *Sedum album*.

En cuanto a la cobertura, el suelo desnudo es el más abundante, y de nuevo la cobertura de copas es muy importante con porcentajes mayores al 40% (Figura 78).

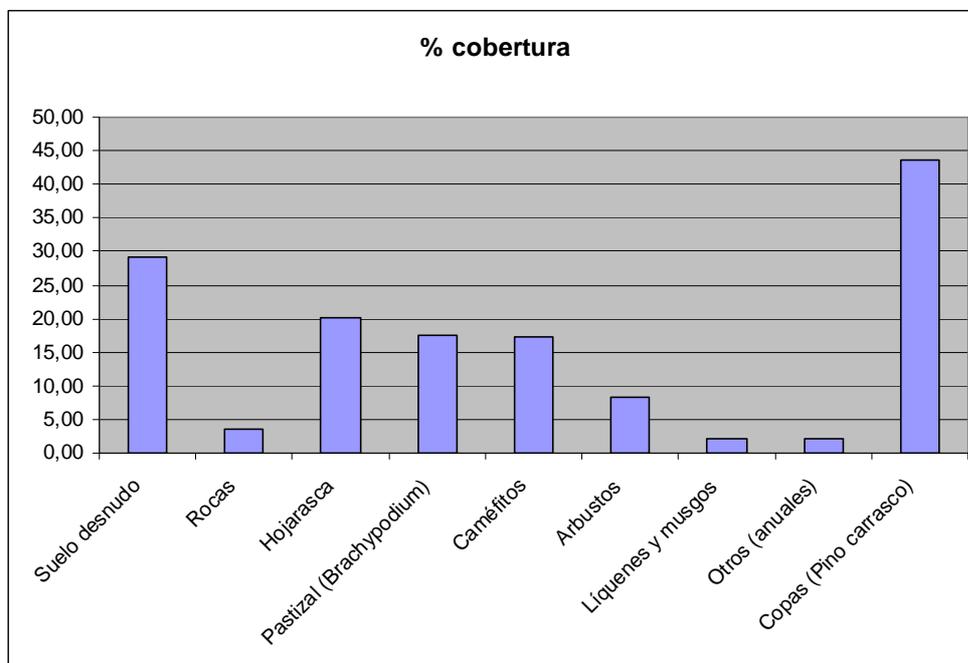


Figura 78: Porcentaje de coberturas en la mancha sur.

La regeneración del pinar es mayor que en la mancha anterior pudiendo encontrar casi 150 brinzales por hectárea, y la densidad de pinar también es mayor. Destaca una elevada densidad de pies por encima de 8 metros de altura (Figuras 79, 80 y 81). La DBH media es de 16,4 cm.

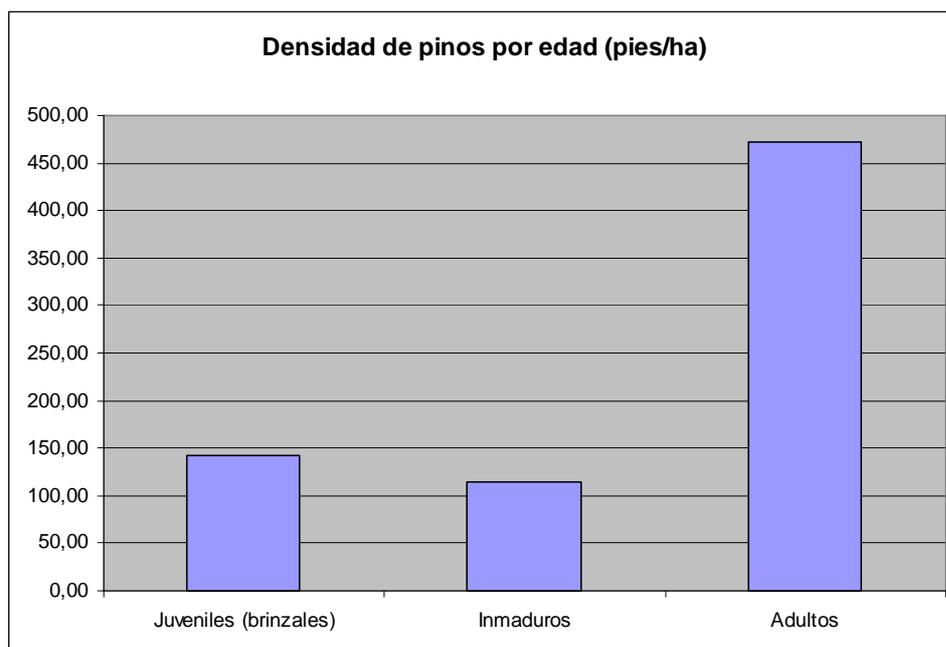


Figura 79: Densidades de pinos por clases de edad en la mancha sur.

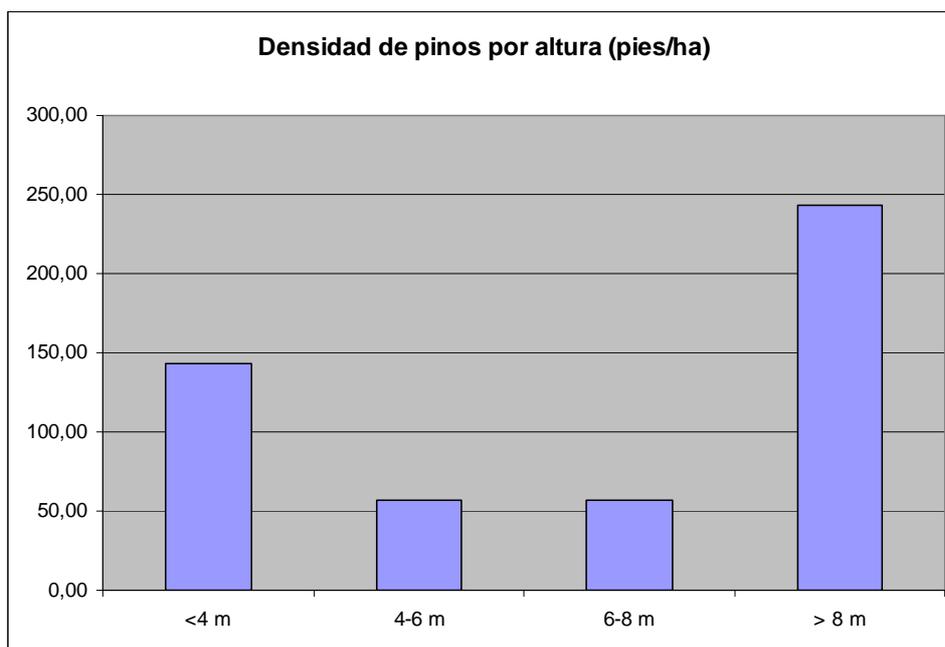


Figura 80: Densidades de pinos por clases de altura en la mancha sur.

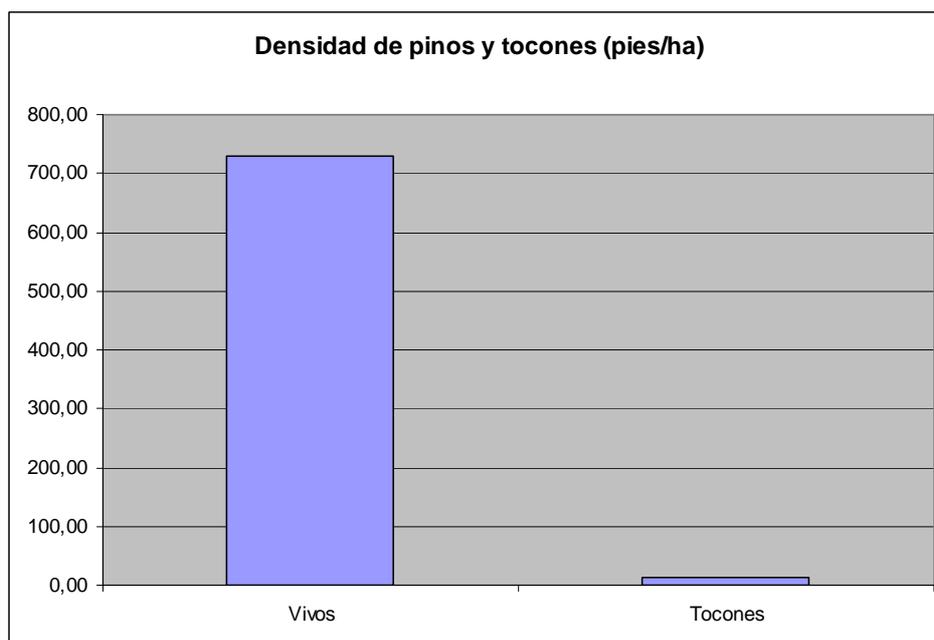


Figura 81. Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha sur.

Se observa una muy buena regeneración de *Q. rotundifolia* con densidades de juveniles de 57 pies por hectárea (Figura 82). En total, la densidad de ejemplares vivos es de 100 pies por hectárea.



Figura 82: Juvenil de *Q. rotundifolia*

Mancha norte

Es la mancha con menor riqueza de arbustos de todas (8 especies) De estas, la más abundante es *Asparagus horridus*, seguido de *Anthyllis cytisoides* y *Dorycnium pentaphyllum*.

La riqueza de caméfitos si es elevada con 15 especies. De todas estas, hay 7 especies que aparecen con una presencia mayor del 50%. Estas especies son: *Fumana ericoides*, *Helianthemum almeriense*, *Thymus hyemalis*, *Phagnalon saxatile*, *Phlomis lychnitis*, *Sedum album* y *Helianthemum syriacum*.

Es la única mancha donde hay indicios de la presencia de una especie exótica. Se trata de *Oxalis pes-caprae*. Esto es atribuible a la proximidad a antiguos cultivos de cítricos.

La cobertura de suelo desnudo es muy importante (>50%), y por otro lado, la cobertura de copas no es tan elevada como en las manchas anteriores (Figura 83).

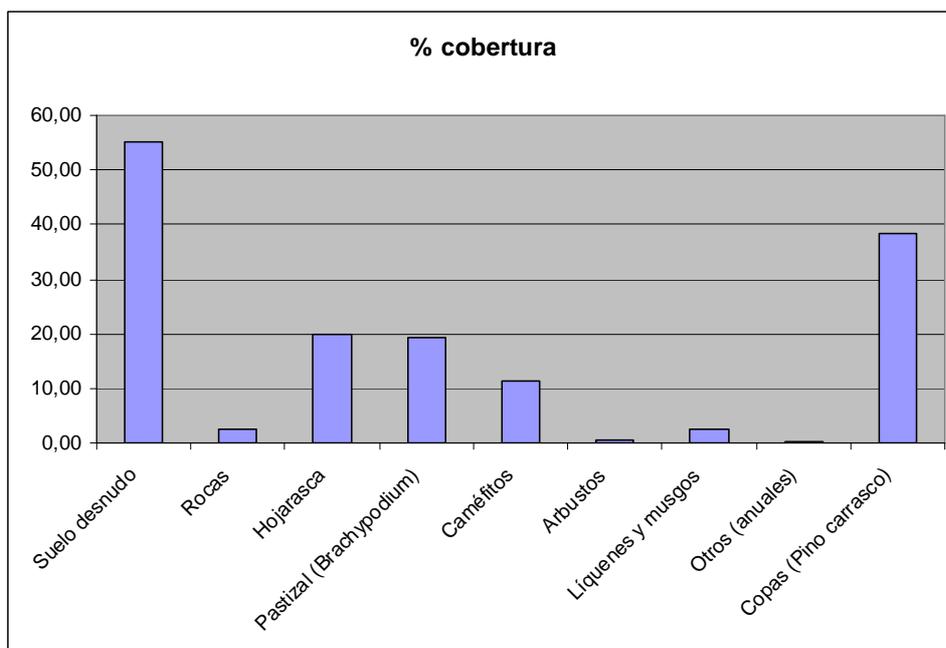


Figura 83: Porcentaje de cobertura en la mancha norte.

La regeneración del pinar no es tan alta como en la mancha anterior, pero si que podemos destacar una elevada densidad de pinos inmaduros (200 pies por hectárea), pinos bastante desarrollados (> 6 metros) y ausencia de tocones (Figuras 84, 85 y 86). La DBH media de la mancha es de 8,6 cm (Figura 87).

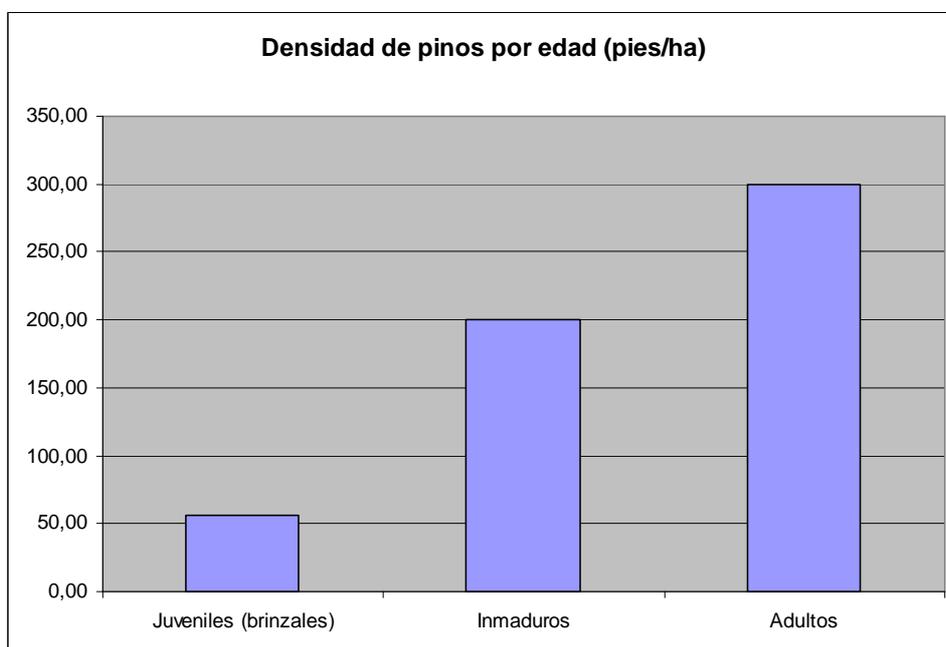


Figura 84: Densidades de pinos por clases de edad en la mancha norte.

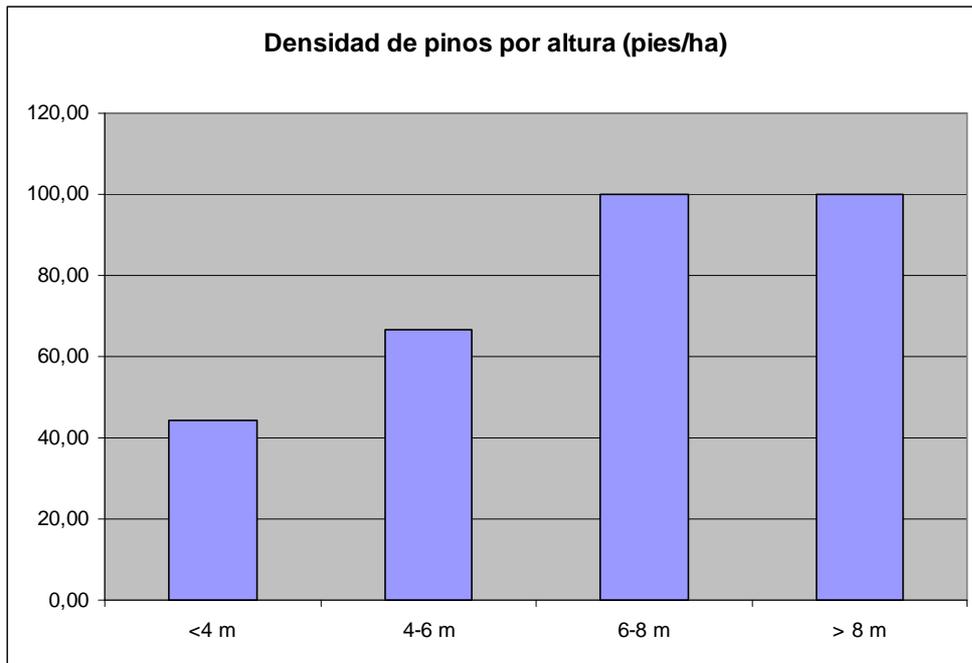


Figura 85: Densidades de pinos por clase de altura en la mancha norte.

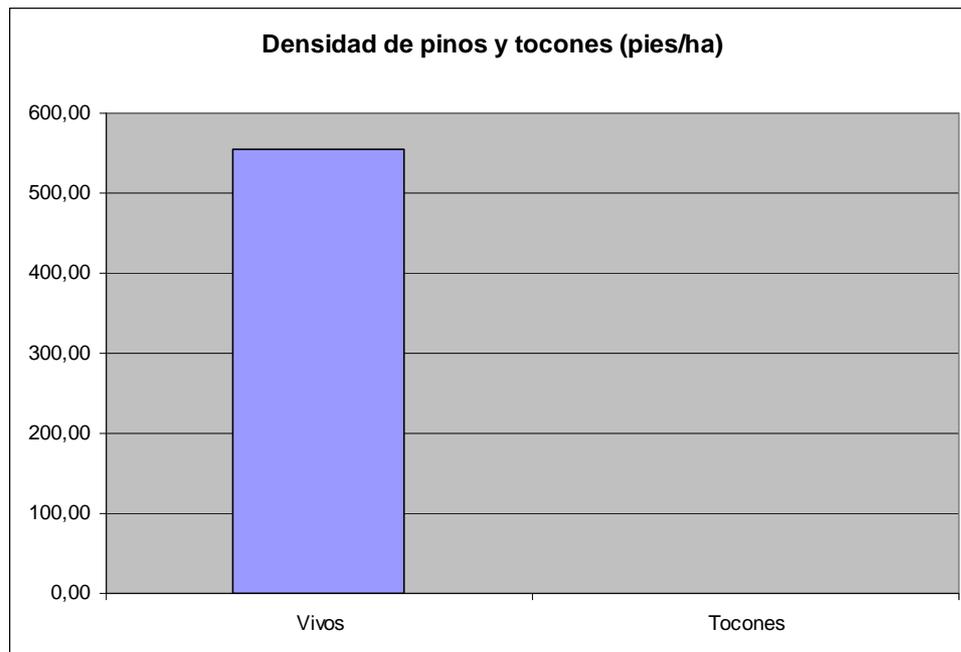


Figura 86: Densidad de pinos vivos y muertos en la mancha norte.



Figura 87: Brinzal de *P. halepensis* en la mancha norte.

No se ha encontrado ningún ejemplar de *Q. rotundifolia* en esta mancha.

Carrascal (matriz forestal)

Esta zona se corresponde con el núcleo del Parque Forestal Municipal del Majal Blanco, por lo que cabe esperar que la riqueza tanto de arbustos como de caméfitos sea alta.

En cuanto a la riqueza de arbusto, es la máxima con 20 especies. De estas, las más abundantes son *Rhamnus lycioides*, *Rosmarinus officinalis*, *Anthyllis cytisoides* y *Chamaerops humilis*.

Por otro lado, la riqueza de caméfitos es también alta (igual a la máxima de esta zona). En el carrascal aparecieron 15 especies de caméfitos diferentes, siendo las más abundantes *Thymus hyemalis*, *Sedum album* y *Fumana ericoides*.

La abundancia de caméfitos se ve representada en la cobertura de suelo, ya que los caméfitos ocupan casi el 30% de la superficie, siendo solo superada por la cobertura de copas que llega a 34% (Figura 88).

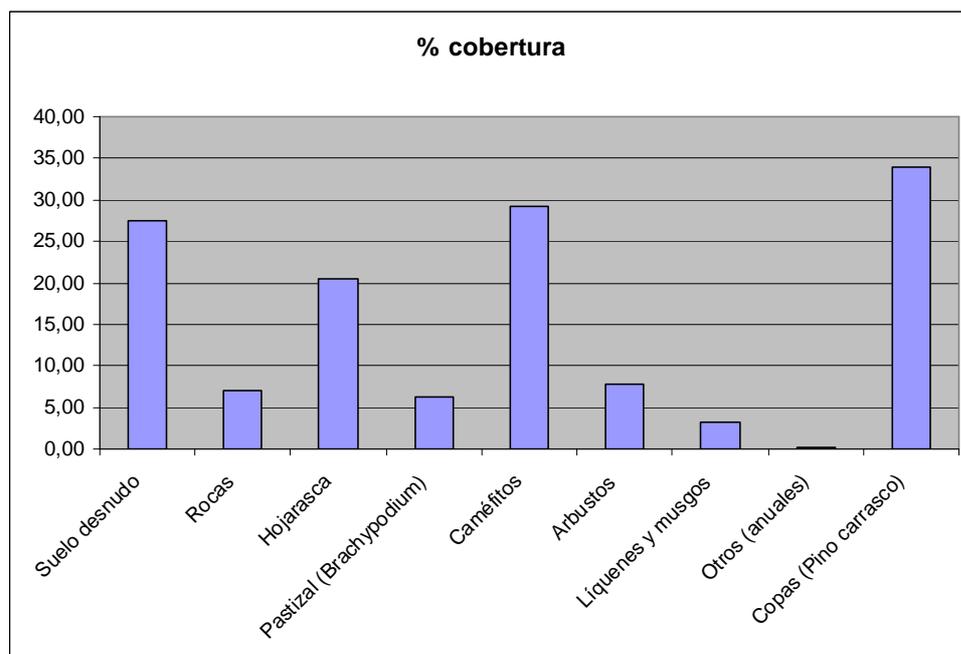


Figura 88: Porcentaje de coberturas en el carrascal.

Se han muestreado un número importante de brinzales, llegando a densidades de más de 100 pies por hectárea, por lo que se presupone una importante regeneración del pinar. Este pinar es denso, llegando a tener más de 450 pies por hectárea (Figuras 89 y 90).

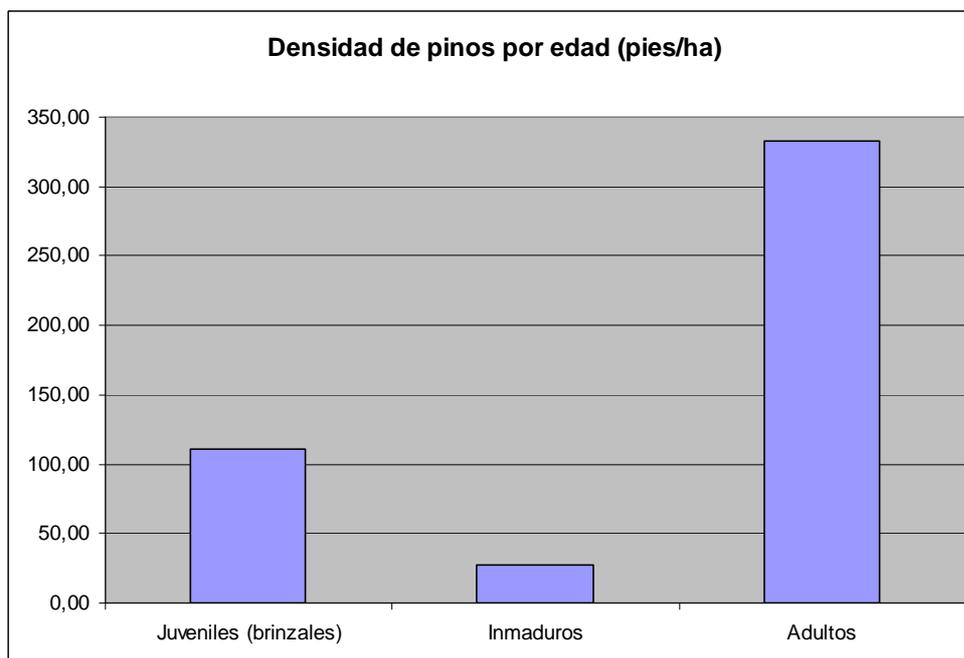


Figura 89: Densidades de pinos por clases de edad en el carrascal.

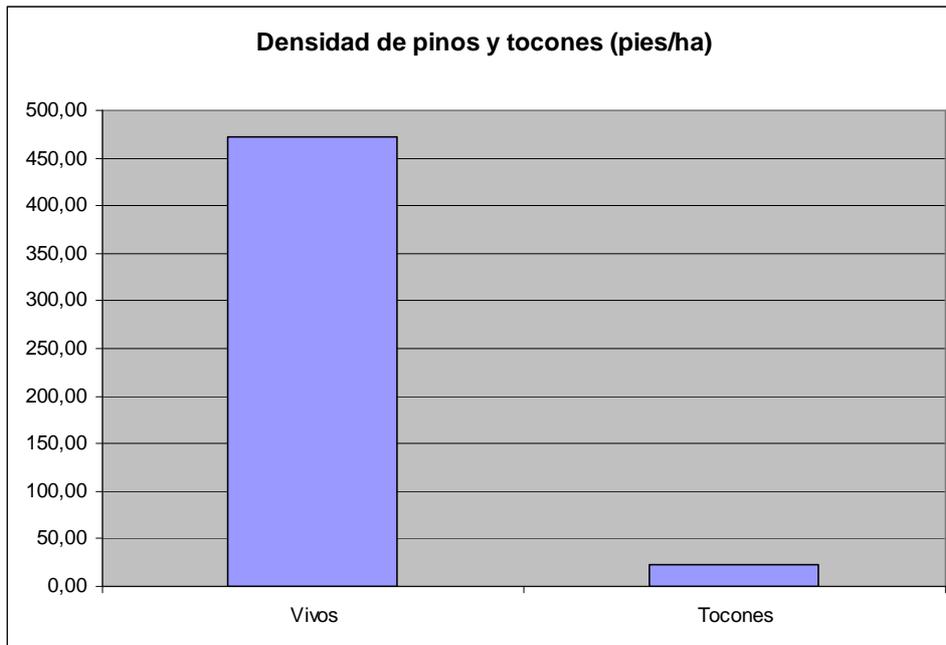


Figura 90: Densidad de pinos vivos y muertos en el carrascal.

En el caso del carrascal, también se observa una muy importante regeneración del mismo, encontrándose densidades mayores de juveniles que de adultos. Para los primeros, tenemos 50 pies por hectárea, y para los segundos 47. Destaca la baja densidad de individuos secos aparecidos. La DBH media del carrascal es de 13,01 cms (Figuras 91 y 92).

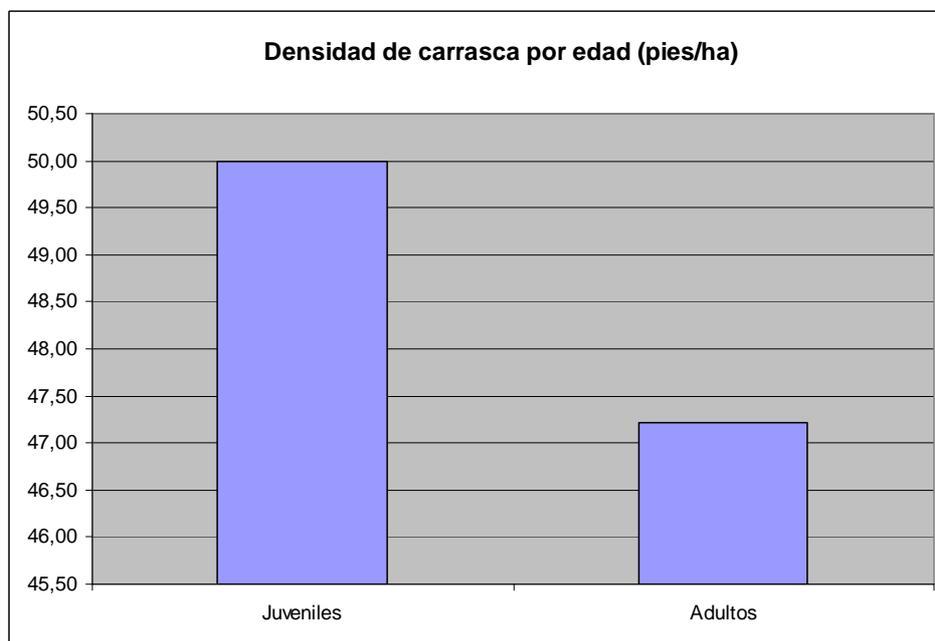


Figura 91: Densidades de carrasca por clases de edad.

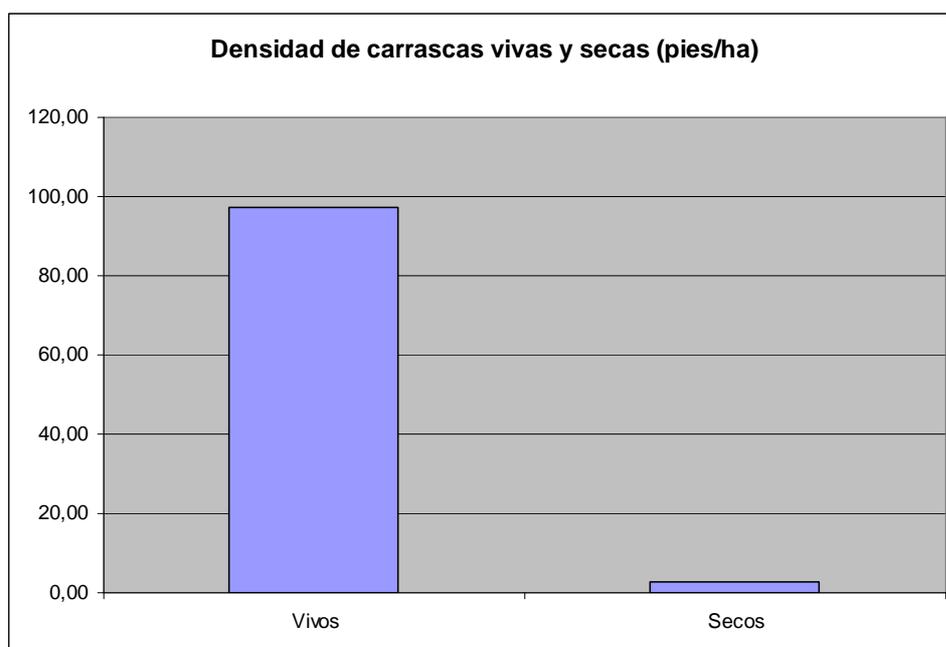


Figura 92: Densidad de carrascas vivas y muertas.

4.1.2.4. Respuesta a la fragmentación

De nuevo, hacemos comparaciones mediante el test de χ^2 , pero en este caso, solo comparamos el hábitat continuo con el fragmentado, debido a la imposibilidad de diferenciar fragmentaciones por diversas causas.

Ahora, las especies para las que existen diferencias significativas son las recogidas en la Tabla 19.

Tipo de fragmentación	Especie	Valor χ^2	Nivel significación	Hábitat a favor
General	<i>Asparagus horridus</i>	9,62	0,005	Fragmentado
General	<i>Rosmarinus officinalis</i>	5,94	0,025	Continuo
General	<i>Cistus monspeliensis</i>	3,77	0,1	Continuo
General	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	6,03	0,025	Fragmentado
General	<i>Thymelaea hirsuta</i>	4,1	0,05	Fragmentado
General	<i>Genista valentina</i>	6,45	0,025	Fragmentado
General	<i>Helianthemum almeriense</i>	28,69	0,005	Fragmentado
General	<i>Phagnalon saxatile</i>	4,62	0,05	Fragmentado
General	<i>Teucrium capitatum</i>	4,74	0,05	Fragmentado
General	<i>Phlomis lychnitis</i>	12,7	0,005	Fragmentado
General	<i>Helichrysum stoechas</i>	3,7	0,1	Fragmentado
General	<i>Polygala rupestris</i>	4,93	0,05	Fragmentado

Tabla 19: Resumen de las especies afectadas por algún tipo de fragmentación presentando diferencias significativas entre los distintos hábitats del Majal Blanco.

Comparando el hábitat continuo con el fragmentado, se han obtenido diferencias para un gran número de especies, tanto arbustos como caméfitos.

El número de especies arbustivas para las que la diferencia entre su aparición en el carrascal y el hábitat fragmentado es significativa asciende a 6:

- *Asparagus horridus*: El valor obtenido por el test es muy elevado, pudiendo entonces tomar como nivel de significación incluso del 0,005. Estas diferencias son a favor del hábitat fragmentado (Figura 93).

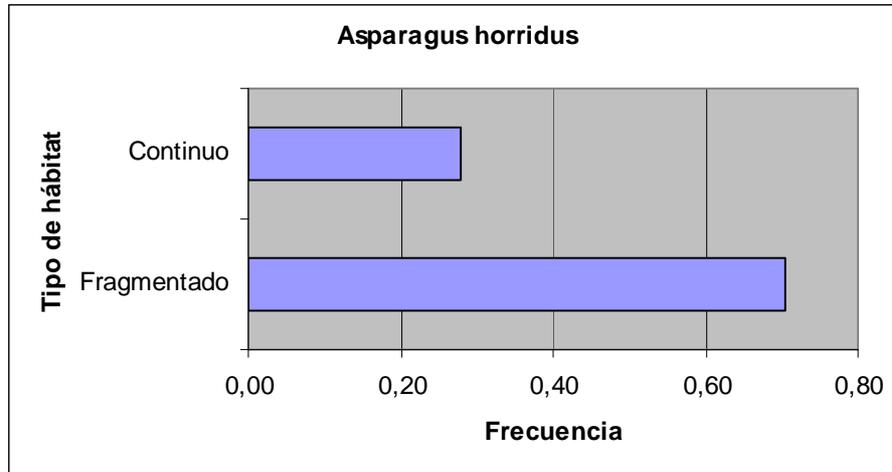


Figura 93: Frecuencias de *A. horridus* en los distintos hábitats.

- *Rosmarinus officinalis*: Existen diferencias significativas para un nivel de significación de 0,025 a favor del carrascal (Figura 94).

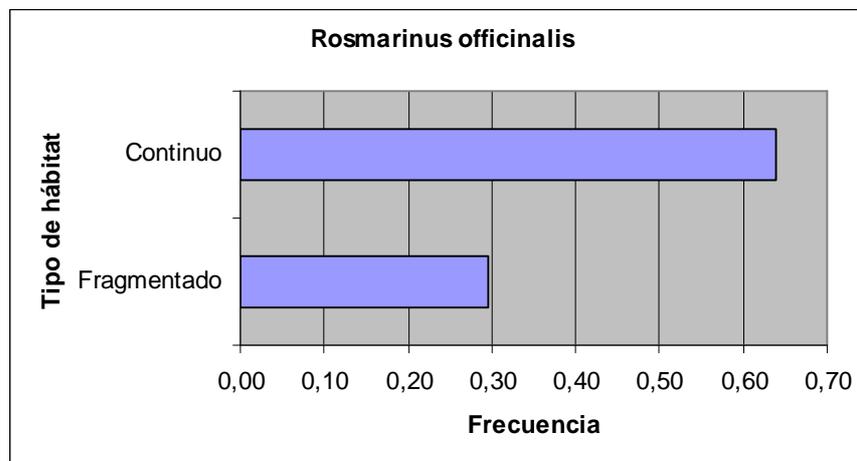


Figura 94: Frecuencias de *R. officinalis* en los distintos hábitats.

- *Cistus monspeliensis*: Para esta especie aparecen diferencias significativas para un nivel de significación de 0,1 a favor del hábitat continuo (Figura 95).

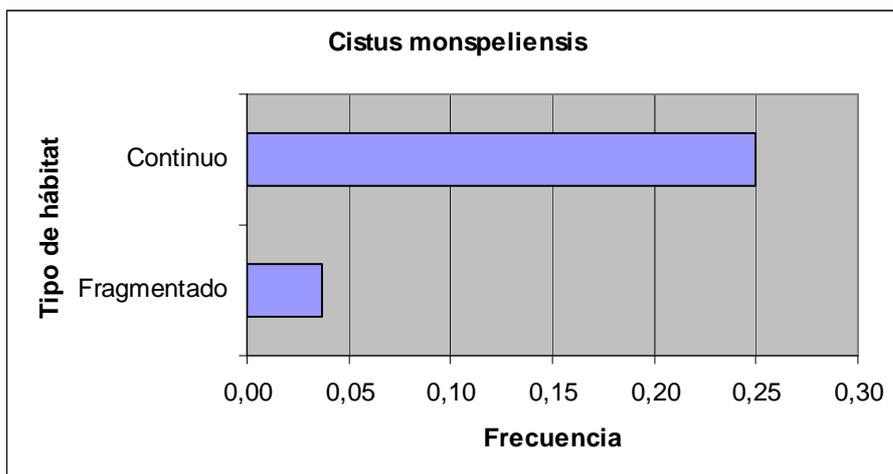


Figura 95: Frecuencia de *C. monspeliensis* en los distintos hábitats.

- *Dorycnium pentaphyllum*: Aparecen diferencias importantes a favor del hábitat fragmentado (Figura 96).

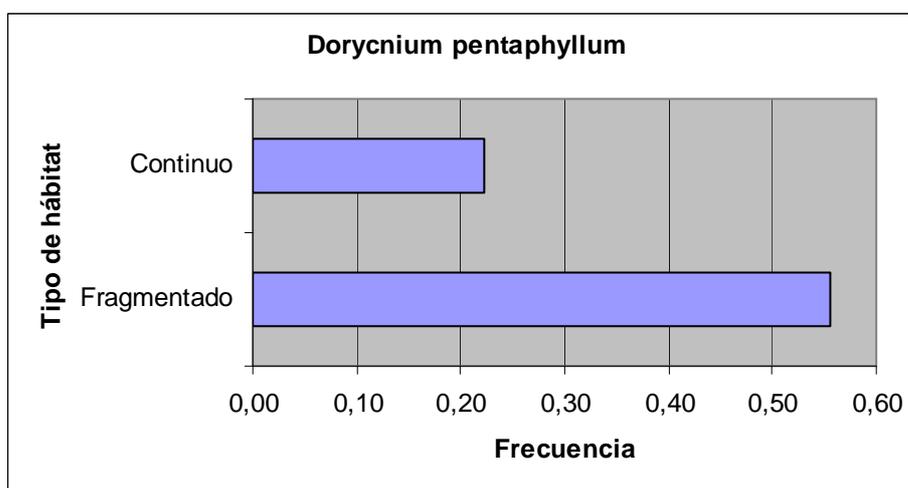


Figura 96: Frecuencias de *D. pentaphyllum* en los distintos hábitats.

- *Thymelaea hirsuta*: Aparecen diferencias, pero porque la presencia de esta especie en el carrascal es prácticamente nula (Figura 97).

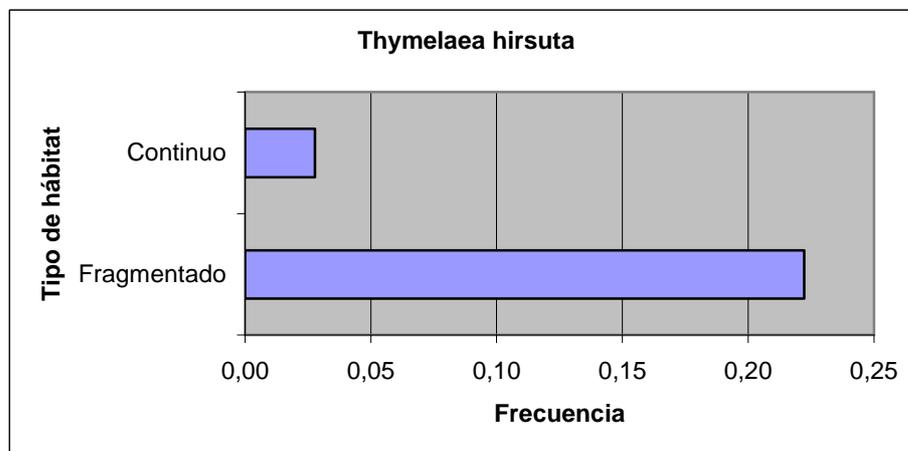


Figura 97: Frecuencias de *T. hirsuta* en los distintos hábitats.

- *Genista valentina*: También, es una especie en la que aparecen diferencias pero por el hecho de que no aparece en el carrascal (Figura 98).

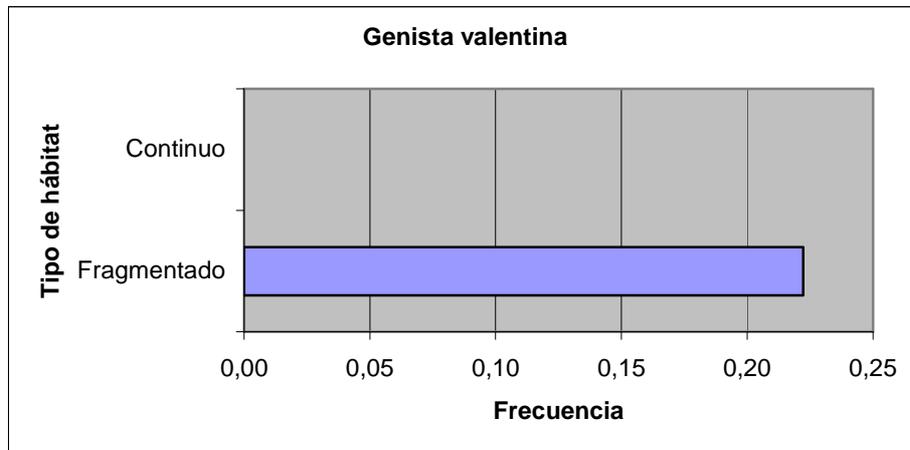


Figura 98: Frecuencias de *G. valentina* en los distintos hábitats.

De forma general, se ha observado que las diferencias que se suelen apreciar en las presencias de arbustos entre los dos hábitats suelen ser pronunciadas.

En cuanto a los caméfitos, el número de especies para los que aparecen diferencias de nuevo son 6 que se detallan a continuación:

- *Helianthemum almeriense*: El valor que se obtiene del análisis estadístico es extremadamente alto (28,69) por lo que hay diferencias significativas a favor del hábitat fragmentado (Figura 99).

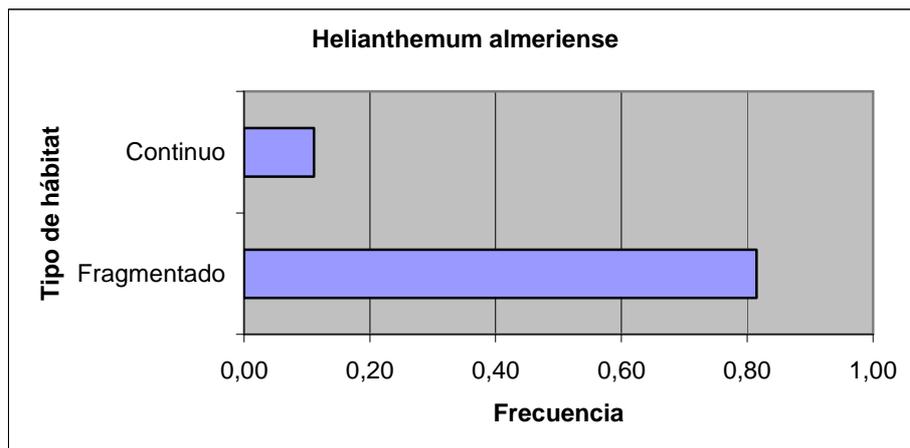


Figura 99: Frecuencias de *H. almeriense* en los distintos hábitats.

- *Phagnalon saxatile*: El nivel de significación para el que podemos afirmar que existen diferencias significativas a favor del hábitat fragmentado es de 0,5 (Figura 100).

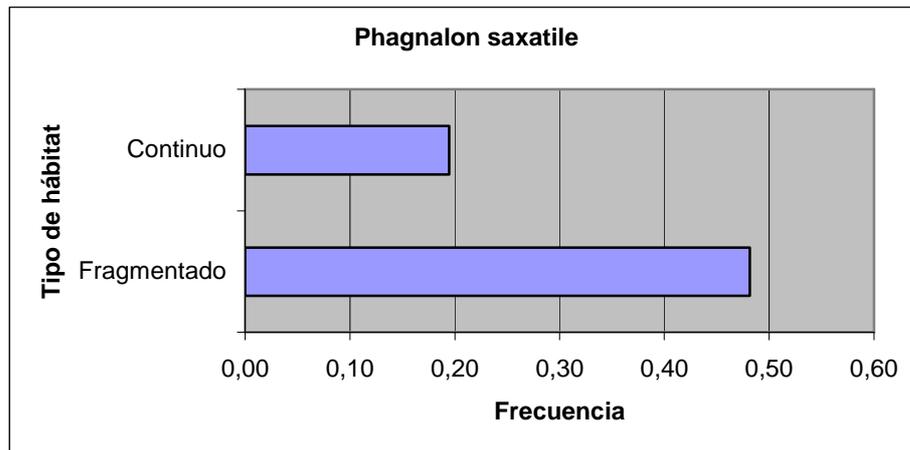


Figura 100: Frecuencias de *P. saxatile* en los distintos hábitats.

- *Teucrium capitatum*: El valor obtenido en el test es muy parecido al de la anterior especie, por lo que las diferencias son significativas a favor del hábitat fragmentado de nuevo (Figura 101).

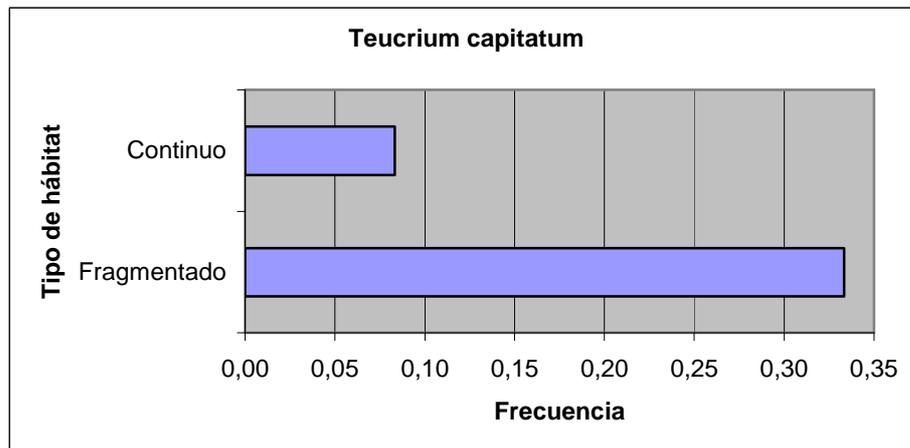


Figura 101: Frecuencias de *T. capitatum* en los distintos hábitats.

- *Phlomis lychnitis*: Esta especie destaca junto con *H. almeriense* por el elevado valor del estadístico (12,7), por lo que hay diferencias significativas a favor del hábitat fragmentado (Figura 102).

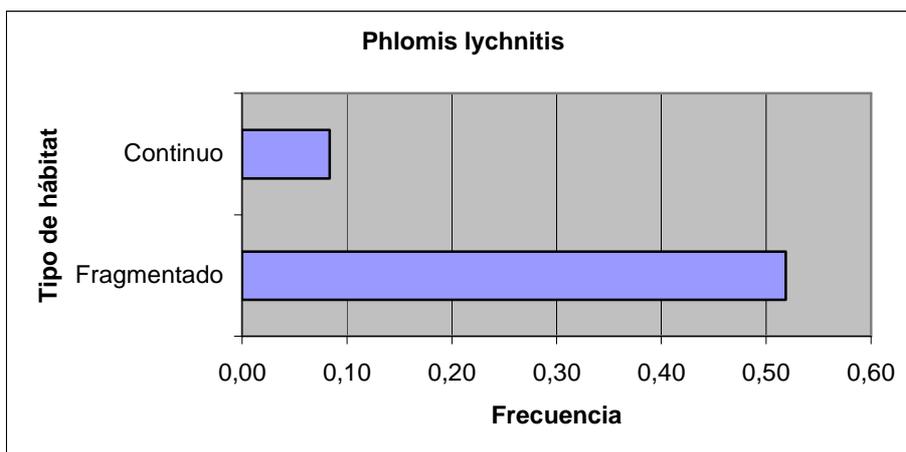


Figura 102: Frecuencias de *P. lychnitis* en los distintos hábitats.

- *Helichrysum stoechas*: Esta es otra especie que presenta diferencias significativas a favor del hábitat fragmentado (Figura 103).

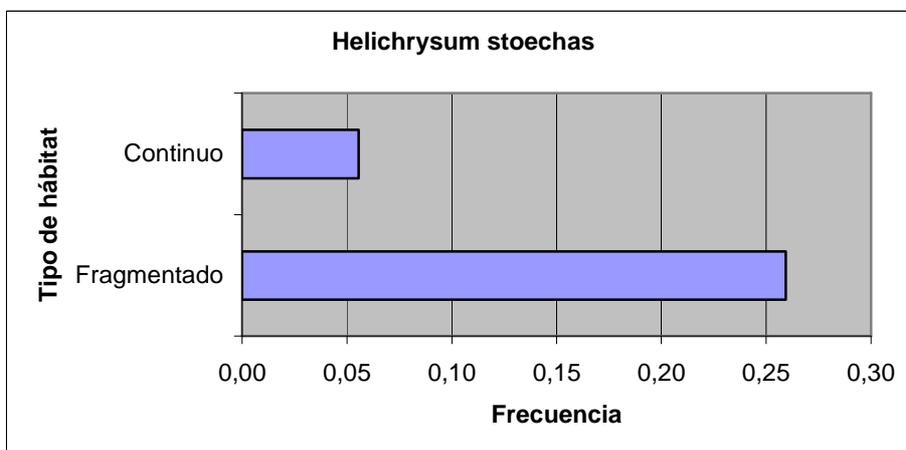


Figura 103: Frecuencias de *H. stoechas* en los distintos hábitats.

- *Polygala rupestris*: Las diferencias de esta especie existen por la ausencia de la misma en los muestreos realizados en el carrascal (Figura 104).

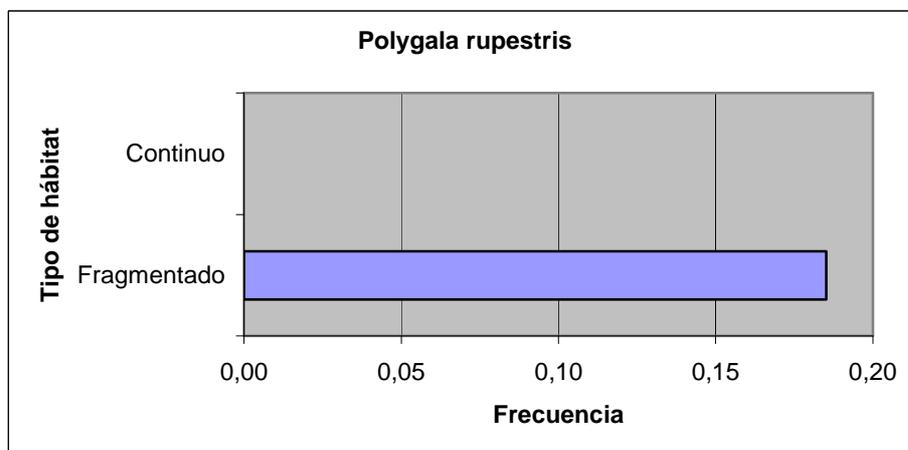


Figura 104: Frecuencias de *P. rupestris* en los distintos hábitats.

4.2. Caracterización y valoración de la avifauna en las zonas estudiadas.

4.2.1. Montepinar

4.2.1.1. Listado completo de especies y análisis de la riqueza

El número de especies que se han observado en el lugar varía notablemente si nos referimos al periodo reproductor o al periodo invernante.

En el caso del periodo reproductor, el número de especies asciende a 34 (Tabla 20):

Listado de especies de Montepinar. Periodo reproductor	
<i>Acanthis cannabina</i>	<i>Motacilla alba</i>
<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Muscicapa striata</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Oenanthe leucura</i>
<i>Apus apus</i>	<i>Oriolus oriolus</i>
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	<i>Parus major</i>
<i>Carduelis carduelis</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Carduelis chloris</i>	<i>Pica pica</i>
<i>Columba palumbus</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Cuculus canorus</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Delichon urbicum</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Streptopelia turtur</i>
<i>Galerida sp.</i>	<i>Sturnus unicolor</i>
<i>Hirundo daurica</i>	<i>Sylvia hortensis</i>
<i>Hirundo rustica</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Lanius senator</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Loxia curvirostra</i>	<i>Turdus merula</i>
<i>Merops apiaster</i>	<i>Upupa epops</i>

Tabla 20: Listado actual de especies de aves durante el periodo reproductor en Montepinar.



Figura 105: Pollo de perdiz en la mancha interior grande.

Para el periodo invernante, el número de especies disminuye a 21 (Tabla 21):

Listado de especies Montepinar. Periodo invernante	
<i>Acanthis cannabina</i>	<i>Parus major</i>
<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Carduelis chloris</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>
<i>Fringilla coelebs</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Galerida sp.</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Hieraetus pennatus</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Loxia curvirostra</i>	<i>Turdus merula</i>
<i>Parus ater</i>	

Tabla 21: Listado actual de especies de aves durante el periodo invernante en Montepinar.

Para analizar la riqueza se han realizado comparaciones en ambos periodos con el “pool” municipal de especies, considerando tanto la totalidad de las especies como las especies forestales, tal como se han definido en la metodología. Son las consideradas como tales por Hernández y González (1997), es decir, excluyendo a aquellas especies que se alimentan en el aire (vencejos, golondrinas, abejarucos...) y a las rapaces.

Como “pool” municipal nos referimos al número de especies equiparable a la riqueza máxima del municipio de Murcia en paisajes rurales de media y baja altura (600 m.s.n.m.). La forma de estimar este valor fue mediante 28 estaciones de escucha situadas en el Majal Blanco, parte de la Sierra de Carrascoy y su piedemonte. Hay que considerar que el ámbito municipal es una zona con poca riqueza de especies,

sobre todo de ámbito forestal, ya que solo se presentan el 53% de las especies forestales existentes en toda la Región (73).

Las estaciones de escucha del periodo reproductor se llevaron a cabo durante la primavera de 2007. En este periodo, se catalogaron 34 especies de aves, lo que representa un 79,07% del “pool” municipal (43). Si nos fijamos en el total de especies forestales, el número observado es de 28, lo que representa un 80% del “pool” municipal (35). Si este valor se compara con los muestreos realizados por Hernández y González (1997) en unos transectos cercanos a la zona de estudio (6 Km), el número de especies forestales es similar (28 frente a 24), siendo ligeramente mayor en Montepinar, incluso considerando que la metodología facilita la detección de un mayor número de especies en el citado estudio.

En el caso del periodo invernante, los datos obtenidos son tanto del 2007 como del 2008, y el número de especies que se muestrearon fue de 21, siendo 20 de ellas invernantes regulares. En este caso, la comparación se podría hacer con el Estudio de Impacto Ambiental de 1993 ya citado anteriormente. El número de especies en el año 1993 era de 19 frente a las 21 actuales, por lo que se observa un aumento marginal. En cuanto a las especies forestales, el número asciende a 18, de las cuales, todas se pueden considerar como invernantes regulares. En el caso de 1993, este número de especies fue de 16.

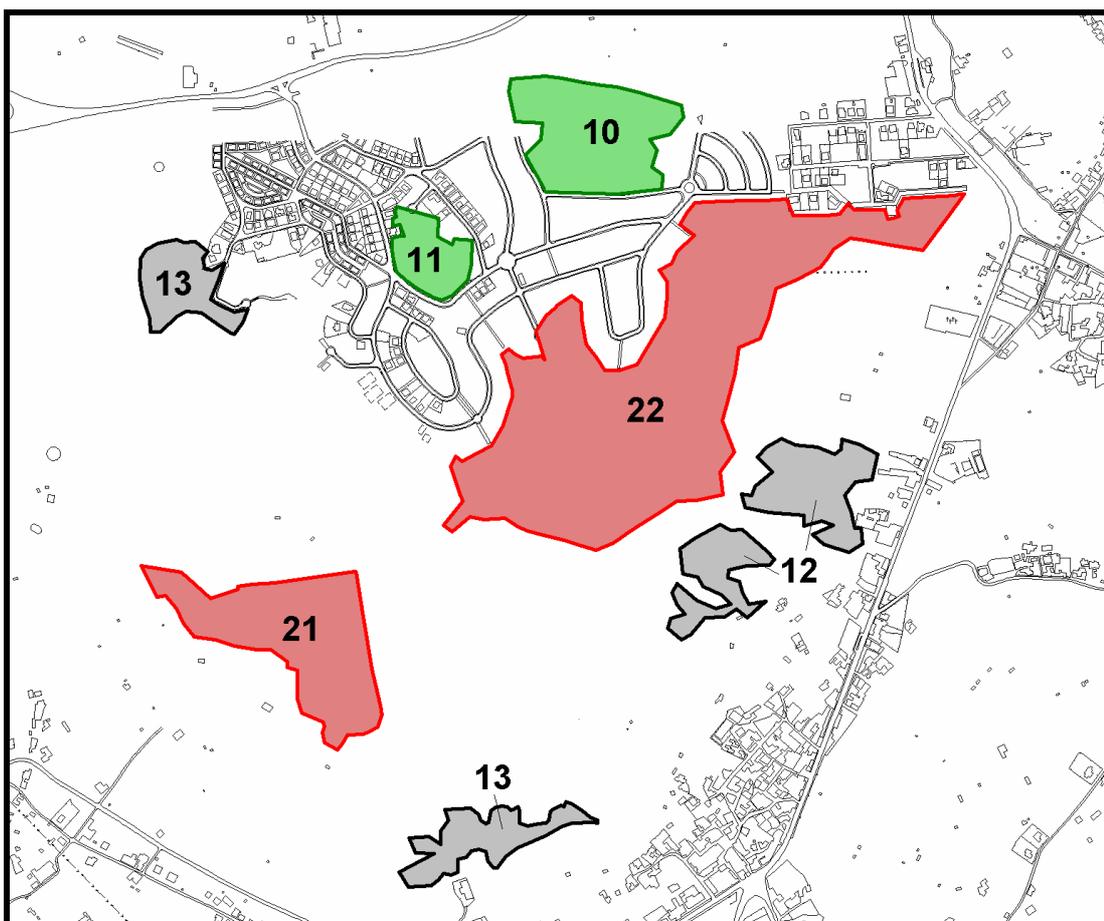


Figura 106: Riqueza de especies de aves reproductoras en cada uno de los sectores muestreados en Montepinar, dependiendo del nivel de protección de la mancha forestal (rojo==Parque Forestal Municipal; verde=Zona Verde de la urbanización; gris=sin protección).

Si hacemos una comparación de las riquezas mancha por mancha (figura 106), podemos hacer las siguientes observaciones (teniendo en cuenta que para alguna de las manchas no se tienen datos para el periodo invernante):

- Mancha sur: El número de especies observadas en esta mancha es de 12, 11 de ellas forestales. Por lo tanto, si comparamos este valor con el “pool” municipal total, representa un 27,91%, mientras que si lo comparamos con el “pool” municipal de especies forestales, representa un 31,43%. Para el periodo invernante no hay datos.
- Polvorines: Es la segunda mancha con mayor riqueza de especies junto con la mancha principal. El número de especies es de 21, que es un 48,84% del “pool” municipal. De estas, todas menos una son forestales, por lo que podemos decir que es la mancha con mayor número de especies forestales, que representan un 57,14% del “pool” municipal. En cuanto a las especies invernantes, en esta mancha aparecieron 13 en una sola visita, frente a las 19 observadas en el Estudio de Impacto Ambiental de 1993. En el caso de especies forestales se observaron 12 frente a 16.
- Oeste: Mancha en la que se detectaron 13 especies, que es un 30,23% del “pool” municipal. Todas las especies son consideradas como forestales, por lo que el porcentaje con respecto al “pool” municipal en especies forestales aumenta hasta un 37,14%. Para esta mancha, no se tienen datos de especies invernantes.
- Interior pequeña: Se trata de una mancha muy aislada por la Urbanización, y esa puede ser la razón por la que el número de especies reproductoras se bajo (11), un 25,58% del “pool” municipal. De éstas 10 son forestales por lo que ahora, el porcentaje con respecto al “pool” municipal es de 28,57%. Aún así, estamos hablando de porcentajes muy bajos. Para esta mancha no existen datos del periodo invernante
- Interior grande: Aunque sea de mayor extensión que la mancha anterior, el hecho de que también este aislada por la Urbanización puede hacerle que tenga un bajo número de especies, incluso menor que la mancha anterior (10) Esto apenas representa un 23% del “pool” municipal. Estas son todas forestales, por lo que en esta comparación, el valor asciende a 28,57%. Tampoco existen datos para especies invernantes.
- Este: El número de especies que aparecen en esta zona (12) representa un 27,91% del “pool” municipal, pero de éstas, 11 son consideradas como forestales, por lo que el nuevo porcentaje es de 31,43%. En esta mancha si que se tienen datos para el periodo invernante, apareciendo 17 especies en dos visitas frente a las 19 del Estudio de Impacto Ambiental de 1993. En este estudio, se observaron 16 especies forestales, y en la mancha Este habían 15,

por lo que esta mancha puede albergar casi el 100% de las especies invernantes que pueden aparecer en todo el continuo.

- Principal: Junto con los Polvorines, es la zona donde la riqueza de especies es mayor, con 22 especies (51,16% respecto al “pool” municipal), pero de estas, hay 2 que no se consideran forestales, por lo que hay un 57,14% de especies forestales con respecto al “pool” municipal. En esta zona, si que existen datos para el periodo invernante, además, con más visitas que ninguna otra mancha. En 4 visitas, se observaron 12 especies de las que 11 son consideradas como forestales. Por lo tanto, aún teniendo mayor número de visitas que la mancha Este, el número de especies encontradas es menor en esta mancha.

4.2.1.2. Respuesta a la fragmentación

Las comparaciones realizadas, se van a hacer desde don puntos de vista. Por un lado se compara la frecuencia de aparición de las especies en cada una de las manchas, y por otro lado se comparara la abundancia de las mismas en los diferentes hábitats:

Para comparar la frecuencia entre el hábitat continuo y el fragmentado, se ha realizado la prueba estadística de la χ^2 para ver si las diferencias en la frecuencia de aves entre el hábitat continuo y el hábitat fragmentado son significativas.

Los resultados obtenidos son que existen diferencias significativas en las siguientes especies:

- *Carduelis carduelis*: Existen diferencias a favor del hábitat fragmentado con un nivel de significación de 0,1 (Figura 107).

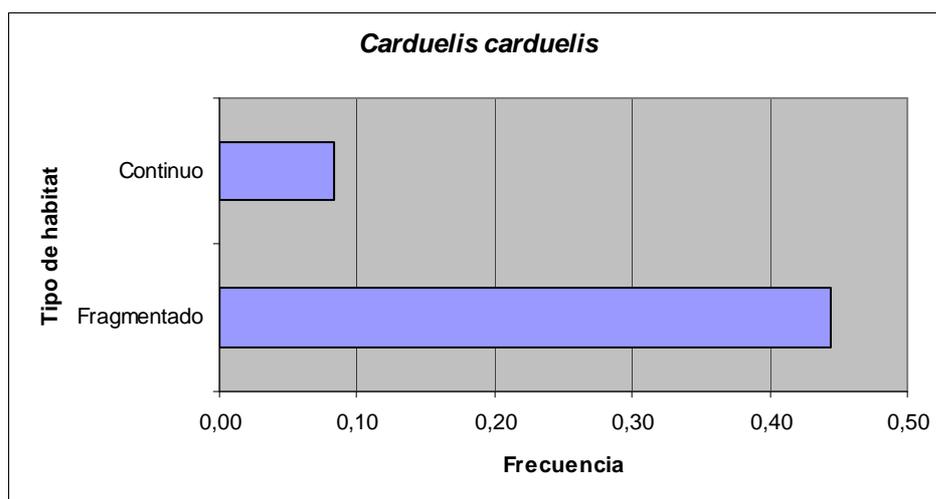


Figura 107: Frecuencias de *C. carduelis* en los distintos hábitats.

- *Parus major*: Hay diferencias significativas a favor del hábitat continuo con un nivel de significación de 0,05. El valor obtenido en el test es de 4,69 (Figura 108).

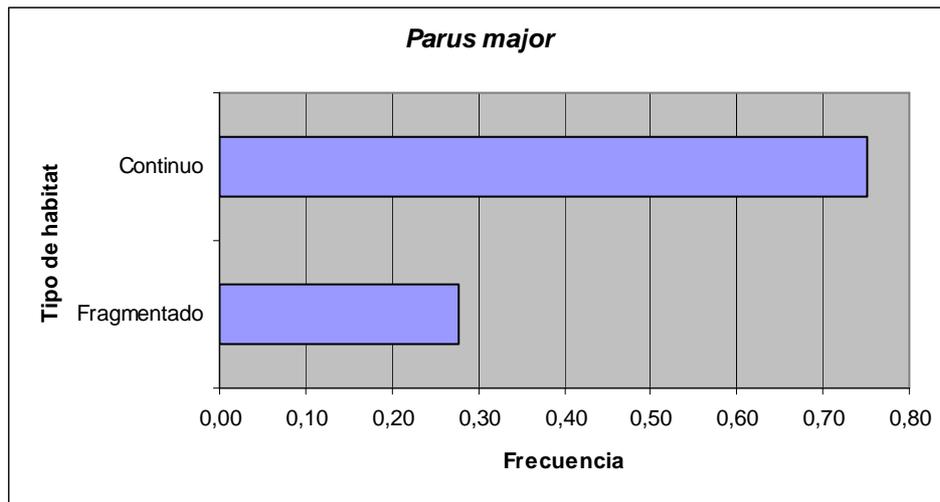


Figura 108: Frecuencias de *P. major* en los distintos hábitats.

- *Sylvia undata*: Las diferencias encontradas en esta especie son significativas, hecho lógico debido a la ausencia de la especie en el hábitat fragmentado (Figura 109).

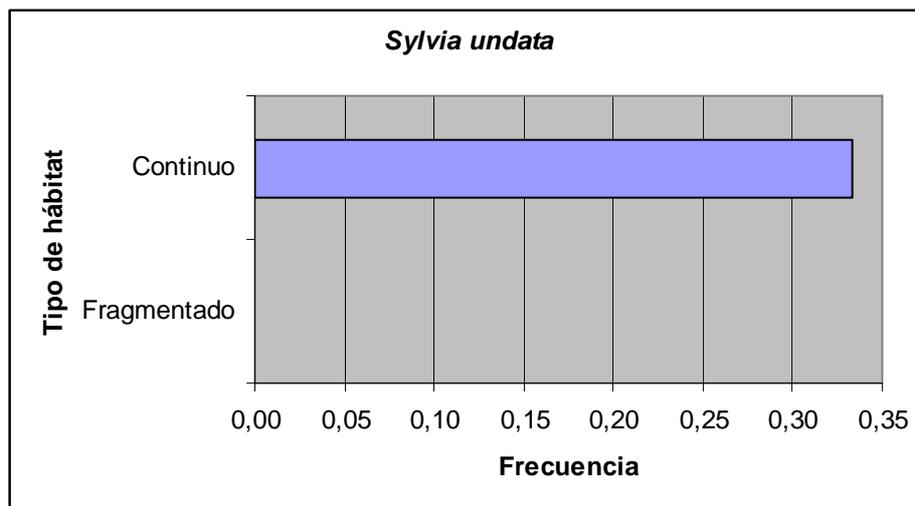


Figura 109: Frecuencias de *S. undata* en los distintos hábitats.

Después, se han realizado los análisis estadísticos agrupando las manchas que han sido fragmentadas por uno u otro motivo (urbanización o hábitats rurales).

En el caso de las manchas fragmentadas por la urbanización, no se han encontrado diferencias significativas para ninguna de las especies observadas. Pero, para las manchas fragmentadas por hábitats rurales, si que se han encontrado estas diferencias, pero solo en una especie:

- *Picus viridis*: El valor estadístico obtenido es de 4,65, por lo que podemos decir que existen diferencias significativas para un nivel de significación de 0,05, a favor del hábitat fragmentado. Esta diferencia es esperable porque esta especie no ha sido observada en el hábitat continuo (Figura 110).

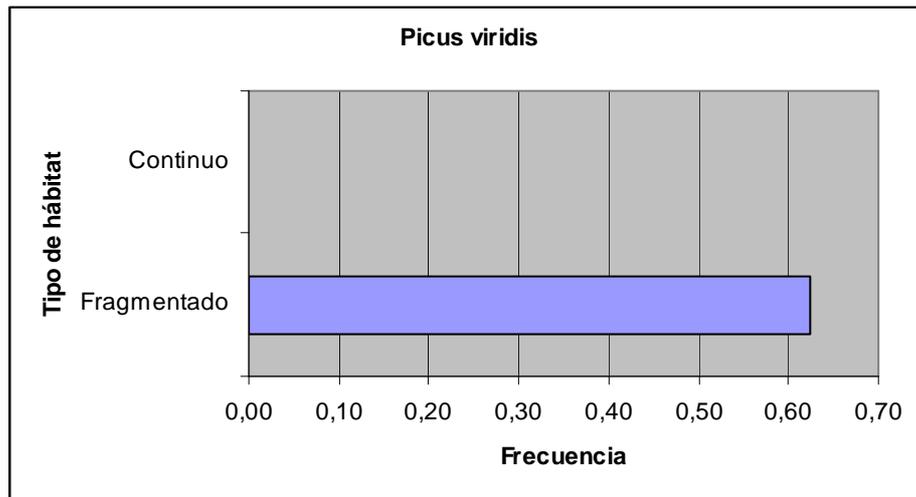


Figura 110: Frecuencias de *P. viridis* en los distintos hábitats.

La comparación de la abundancia de especies entre el hábitat fragmentado y el continuo se ha realizado con el test de Wilcoxon, mediante el cual se han obtenido valores que indican diferencias marginalmente significativas ($p < 0,1$) entre el hábitat fragmentado y el hábitat continuo.

Dichas especies son:

- *Carduelis carduelis*: El valor del estadístico es de 0,08. Las diferencias son a favor del hábitat fragmentado (Figura 111).

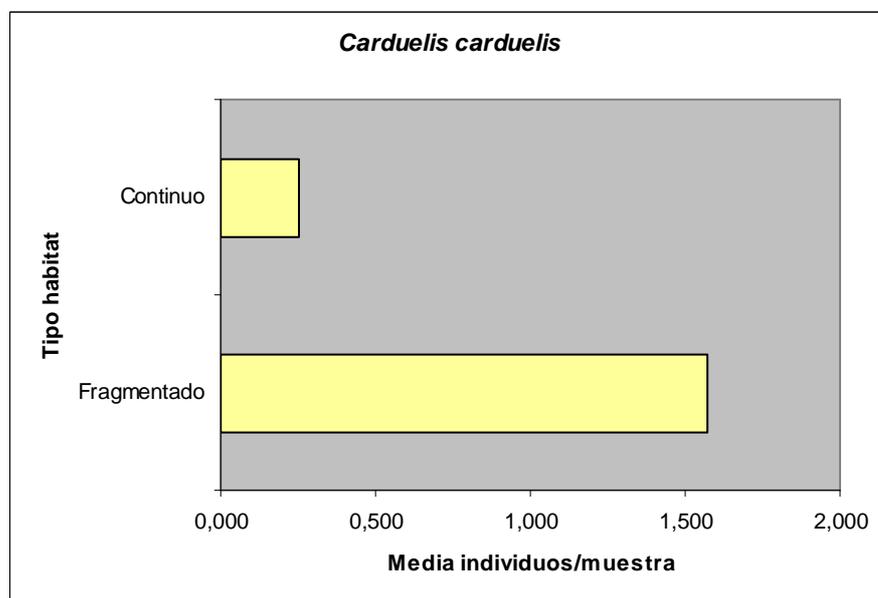


Figura 111: Abundancias de *C. carduelis* en los distintos hábitats.

- *Lanius senator*: Tenemos diferencias significativas a favor del hábitat fragmentado (Figura 112).

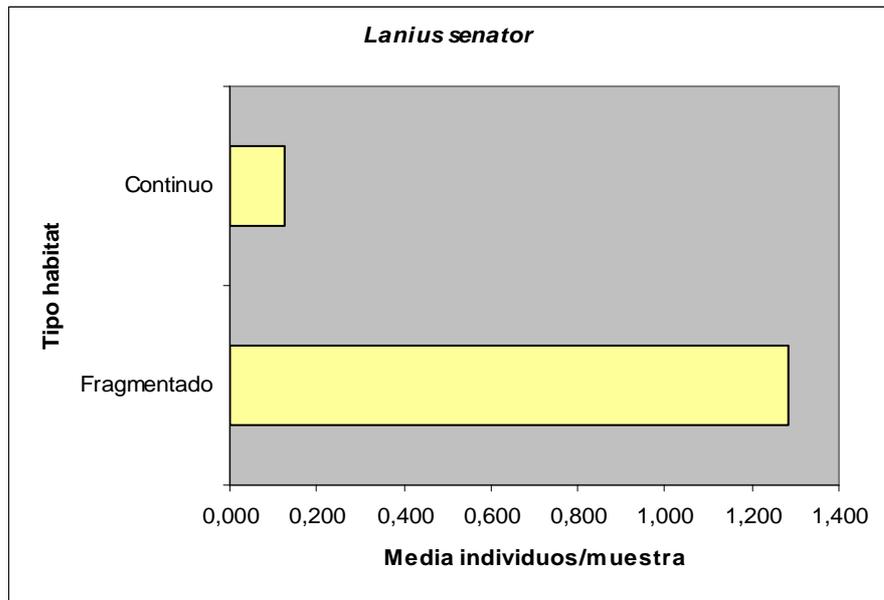


Figura 112: Abundancia de *L. senator* en los distintos hábitats.

La abundancia de esta especie en cada una de las manchas se puede ver representada en la Figura 113.

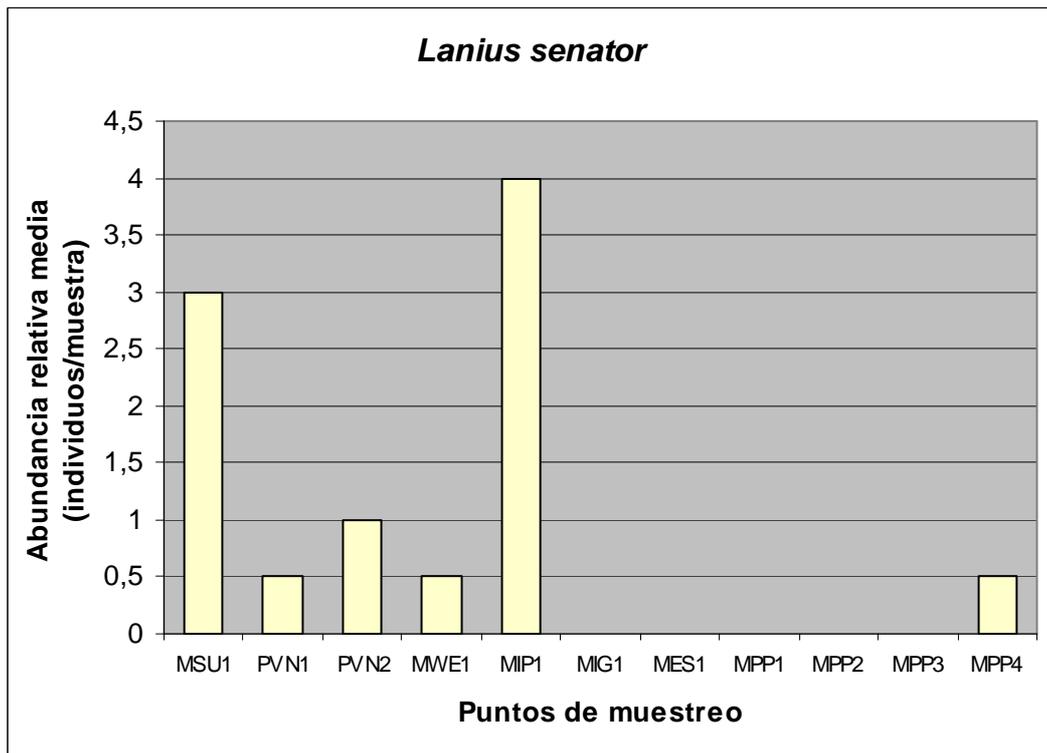


Figura 113: Abundancia relativa media de *L. senator* en cada una de las manchas.

- *Parus major*: Encontramos diferencias significativas a favor del hábitat continuo (Figura 114).

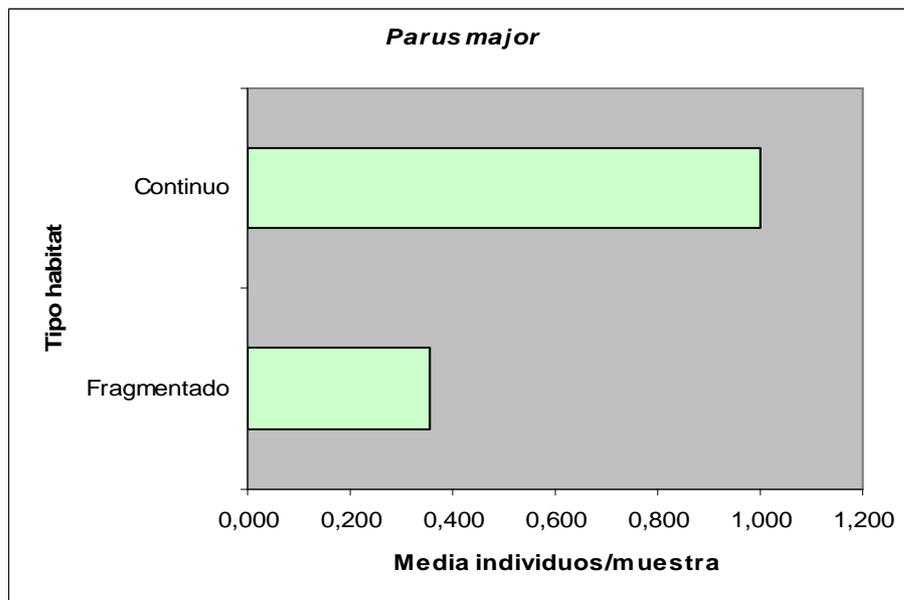


Figura 114: Frecuencias de *P. major* en los distintos hábitats.

De nuevo, podemos observar la abundancia relativa de la especie en cada una de las manchas (Figura 115).

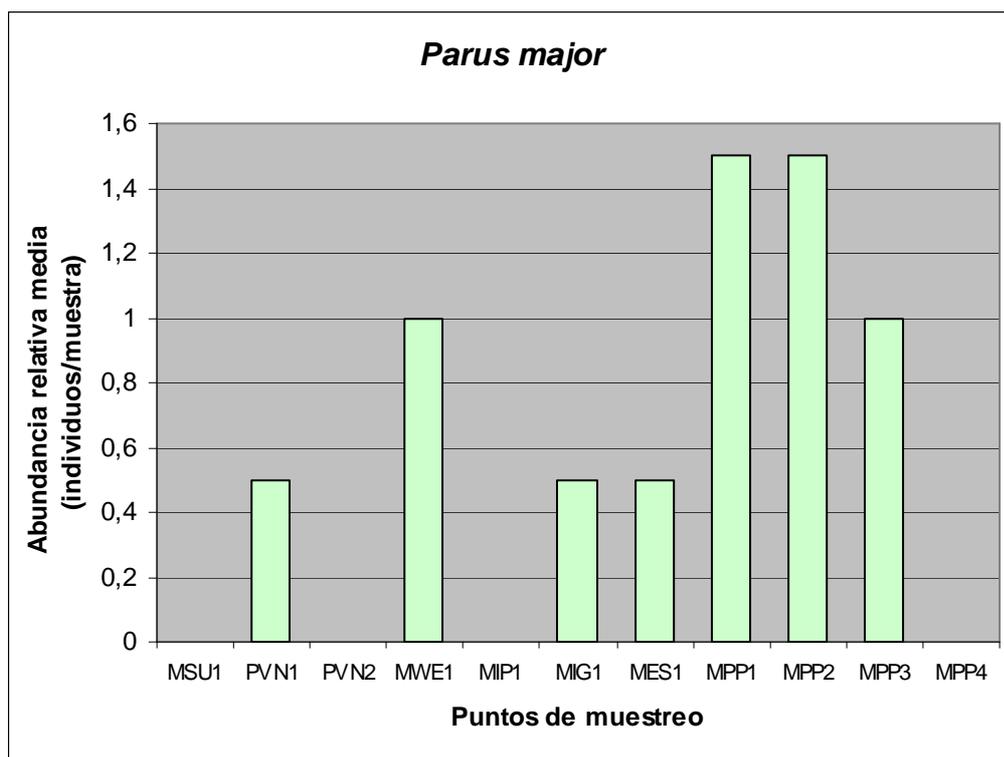


Figura 115: Abundancia relativa media de *P. major* en cada una de las manchas.

Por último, conviene mostrar las diferencias en la abundancia total tanto en el hábitat continuo como en el fragmentado, así como la abundancia relativa media en cada uno de los puntos de muestreo (Figuras varias 116 y 117).

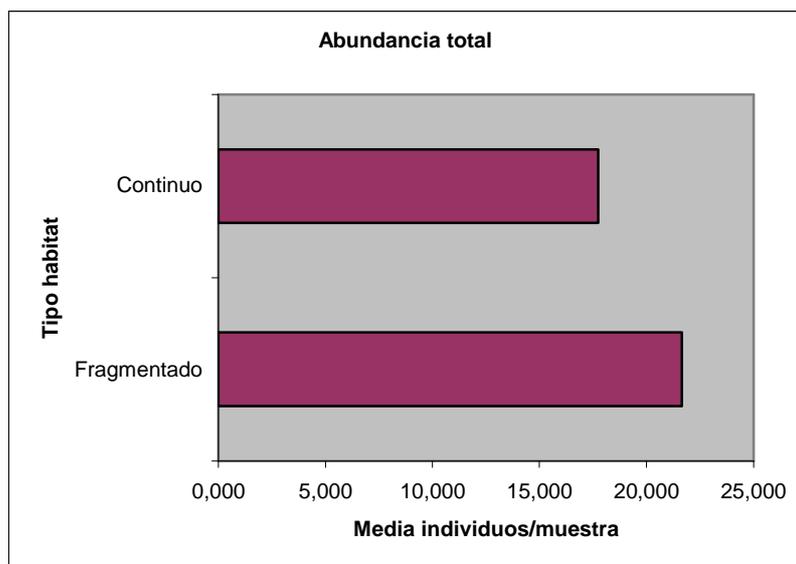


Figura 116: Abundancia total de los distintos hábitats.

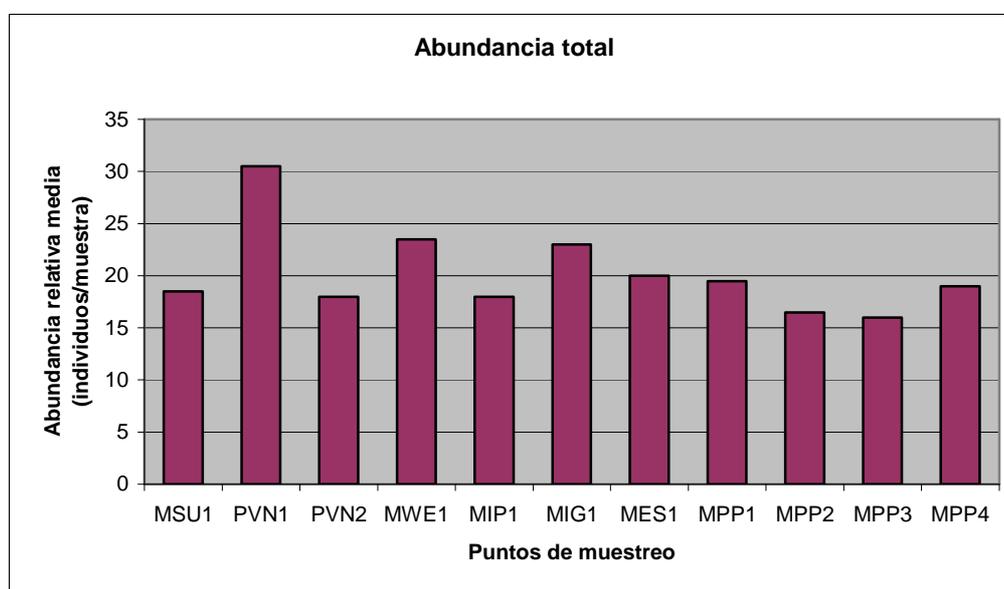


Figura 117: Abundancia total de cada una de las manchas.

4.2.2. Majal Blanco

4.2.2.1. Listado completo de especies y análisis de la riqueza

En el caso del Majal Blanco, los listados de especies en los diferentes periodos (reproductor e invernante) no son muy diferentes.

En el periodo reproductor, el número de especies observadas son 32, y son las siguientes (Tabla 22):

Listado de especies Majal Blanco. Periodo reproductor	
<i>Acanthis cannabina</i>	<i>Miliaria calandra</i>
<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Muscicapa striata</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Oriolus oriolus</i>
<i>Apus apus</i>	<i>Parus ater</i>
<i>Athene noctua</i>	<i>Parus cristatus</i>
<i>Carduelis carduelis</i>	<i>Parus major</i>
<i>Carduelis chloris</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Columba palumbus</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Corvus monedula</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Cuculus canorus</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Streptopelia turtur</i>
<i>Fringilla coelebs</i>	<i>Sturnus unicolor</i>
<i>Galerida theklae</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Hirundo daurica</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Lanius senator</i>	<i>Turdus merula</i>
<i>Merops apiaster</i>	<i>Upupa epops</i>

Tabla 22: Listado actual de especies de aves durante el periodo reproductor en el Majal Blanco.

En el caso del periodo invernante, se observaron 30 especies, de las cuales, una es migrante o invernante ocasional (*Milvus migrans*) (Tabla 23):

Listado de especies Majal Blanco. Periodo invernante	
<i>Acanthis cannabina</i>	<i>Motacilla alba</i>
<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Parus ater</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Parus cristatus</i>
<i>Buteo buteo</i>	<i>Parus major</i>
<i>Carduelis carduelis</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Carduelis chloris</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Columba palumbus</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Corvus monedula</i>	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Fringilla coelebs</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>
<i>Galerida sp.</i>	<i>Sylvia atricapilla</i>
<i>Lanius meridionalis</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Loxia curvirostra</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Milvus migrans</i>	<i>Turdus merula</i>

Tabla 23: Listado actual de especies de aves durante el periodo invernante en el Majal Blanco.

Para el análisis de la riqueza, se han realizado las mismas comparaciones que para Montepinar, es decir comparación con el “pool” municipal y con las especies forestales.

El total de especies observadas durante el periodo reproductor es de 32, frente a las 43 del “pool” municipal, lo que representa un 74,42%. Por otro lado, el número de especies de todo el Majal Blanco es de 35, por lo tanto, en la zona de estudio aparece un 91,43% de las especies totales. Por otro lado, el número de especies

forestales observadas es de 28 lo que representa un 80% del “pool” municipal, y un 90,32% del total del Majal Blanco (31 especies)

El número de especies invernantes observadas asciende a 30, de las cuales, 29 se pueden considerar como invernantes regulares. En cuanto a las especies forestales, se observaron 27, todas ellas regulares. En este caso, no existen datos a nivel municipal para poder comparar.

A continuación, se analiza la riqueza de la avifauna en cada una de las manchas muestreadas y en el carrascal:

- Carrascal: Durante el periodo reproductor, aparecieron 18 especies en la zona del carrascal que es un 41,86% respecto al “pool” municipal, y tan solo un 51,43% de las especies que aparecen en todo el Majal Blanco. De estas 18, 17 son especies forestales, y los porcentajes son bastante similares a los anteriores. En cuanto a las especies invernantes, no se ha muestreado en invierno ya que no lo cubre ningún programa de seguimiento de aves.
- Mancha Norte: Es la mancha más pobre en cuanto a riqueza de especies con tan solo 14 especies que representan un 32,56% del “pool” municipal y un 40% de las especies que aparecen en el Majal Blanco. De estas, 12 especies son consideradas como forestales. En cuanto a las especies invernantes, por el contrario, es la mancha con mayor número de especies, muestreadas en dos visitas. Se observaron 18 especies, de las cuales 17 son forestales.
- Mancha Central: Mancha más rica (24 especies) en el periodo reproductor conteniendo un 55,81% del “pool” municipal y un 68,57% de todas las especies del Majal Blanco. De estas, 21 especies son forestales, por lo que los porcentajes aumentan considerablemente (60%). En el periodo invernante, también se prevé una riqueza alta, porque aparecen 17 especies en una sola visita (16 forestales)
- Mancha Sur: Se observaron 18 especies, lo que supone un porcentaje con respecto al “pool” municipal y al Majal Blanco de 41,86% y 51,43% respectivamente. Porcentajes similares se encuentran en cuanto a las especies forestales que aparecen 16 diferentes. En el periodo invernal, se presupone una baja riqueza, ya que en dos visitas aparecieron 16 especies (todas forestales)

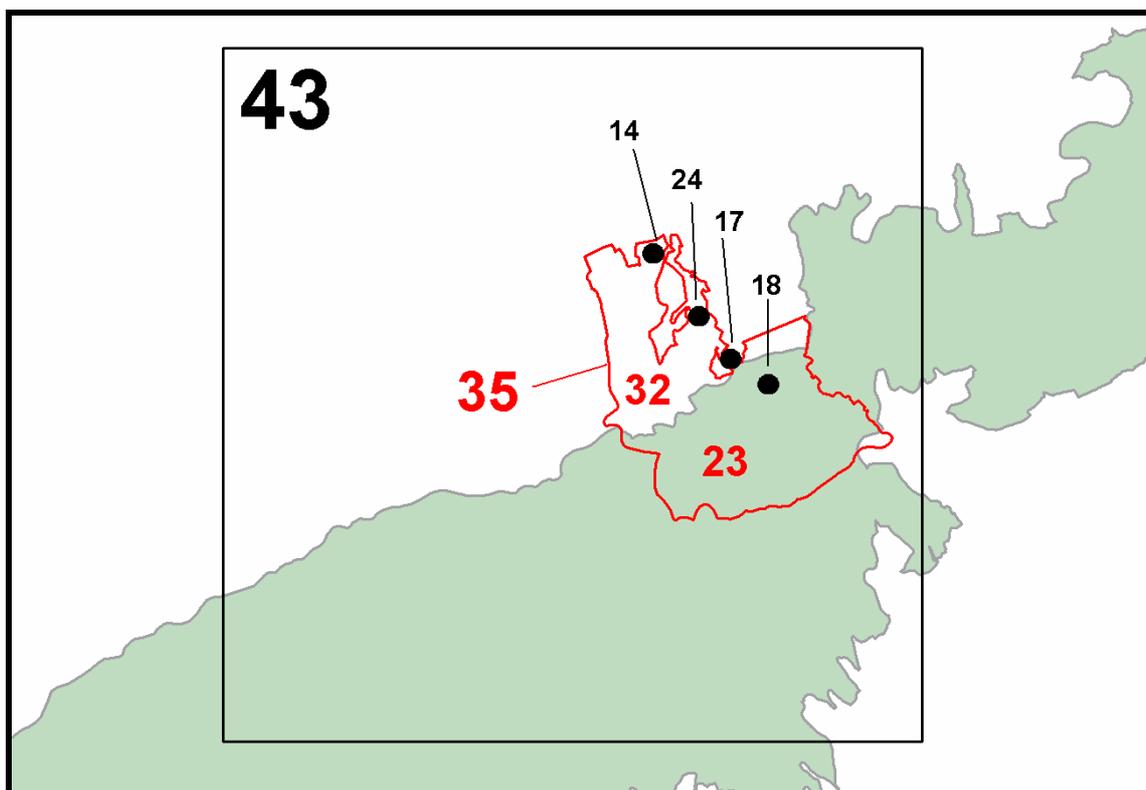


Figura 118: Riqueza de especies de aves en cada uno de los sectores muestreados en el Majal Blanco, en el total de este Parque Forestal y en la cuadrícula UTM de 10 x 10 km que lo incluye. Se representa también el límite del Lugar de Importancia Comunitaria de El Valle y Carrascoy y la riqueza de las partes del Majal incluida y no incluida dentro de esta figura de protección.

4.2.2.2. Respuesta a la fragmentación

Para la comparación de la frecuencia entre el hábitat continuo y el fragmentado, de nuevo aplicamos la prueba estadística de la χ^2 , y tras esta las especies para las que se han obtenido diferencias significativas entre el hábitat continuo y el fragmentado son:

- *Parus cristatus*: Se obtiene un valor muy elevado (8,27), por lo que el nivel de significación con el que podemos decir que existen diferencias significativas es incluso de 0,005 (Figura 119).

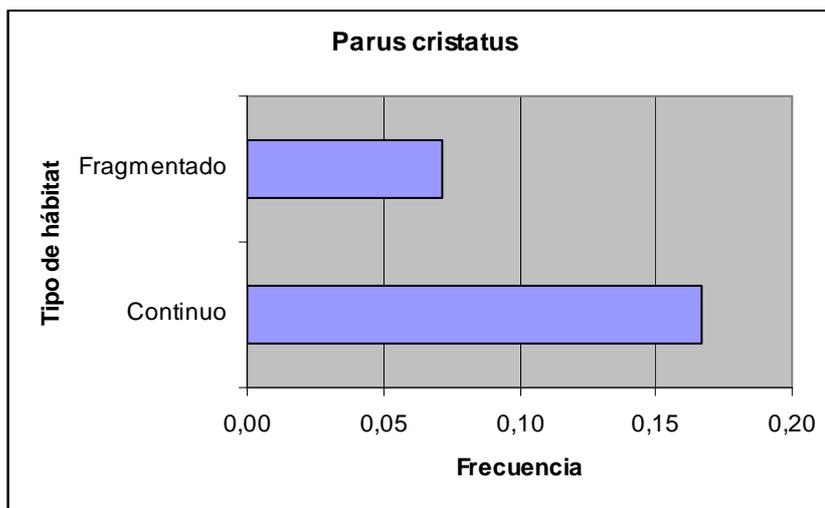


Figura 119: Frecuencias de *P. cristatus* en los distintos hábitats.

- *Sylvia undata*: Existe diferencias significativas para un valor de significación de 0,025 (Figura 120).

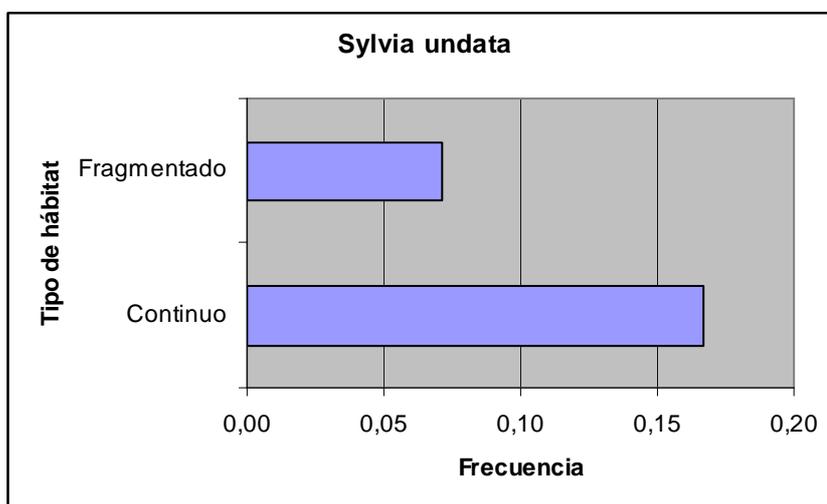


Figura 120: Frecuencias de *S. undata* en los distintos hábitats.

Para la comparación de la abundancia, utilizamos el test de Wilcoxon de igual manera que se ha utilizado en el apartado correspondiente a Montepinar

En este caso, la única especie para la que se presentan diferencias marginalmente significativas es *Sylvia undata* (Figuras 121 y 122).

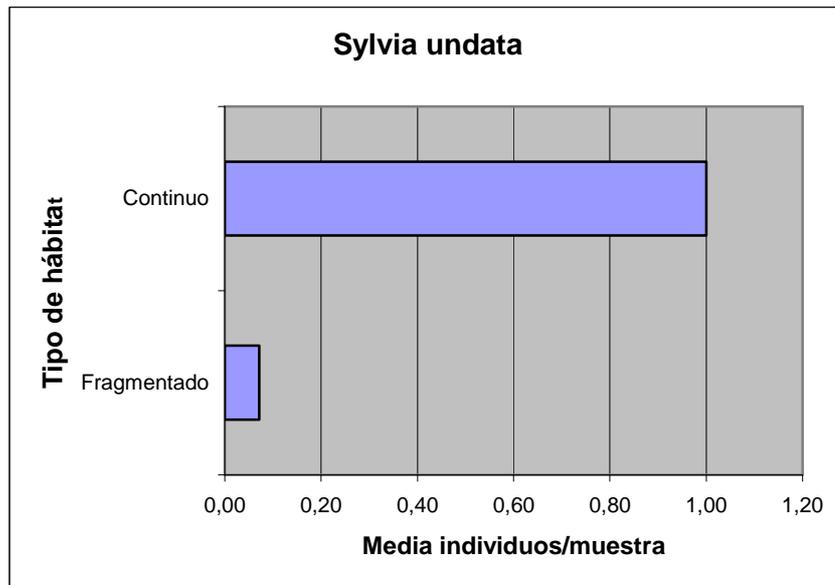


Figura 121: Abundancia de *S. undata* en los distintos hábitats.

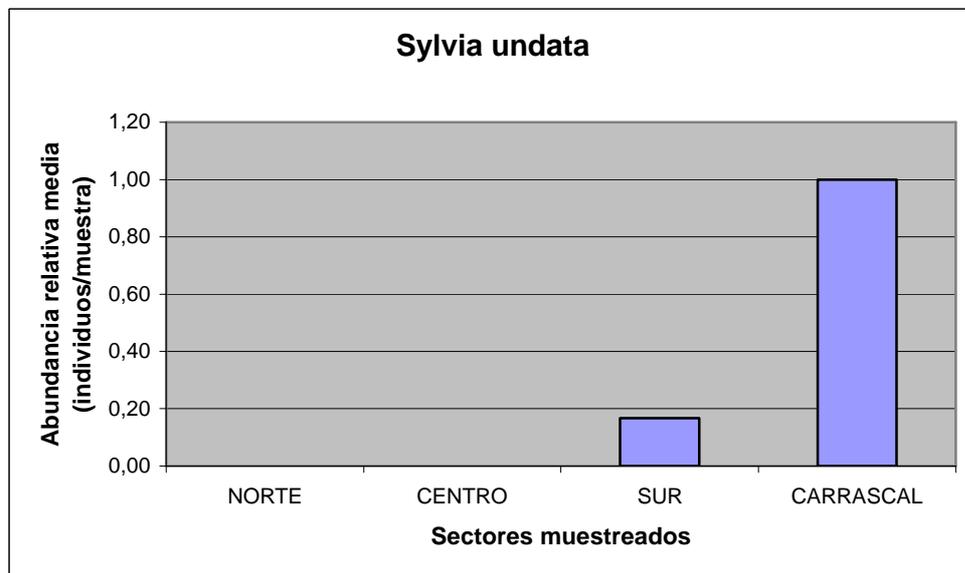


Figura 122: Abundancia de *S. undata* en cada una de las manchas.

Por otro lado, también podemos comparar la abundancia total de la comunidad de aves, tanto la media de individuos por muestra como la abundancia relativa por sector muestreado (Figuras 123 y 124).

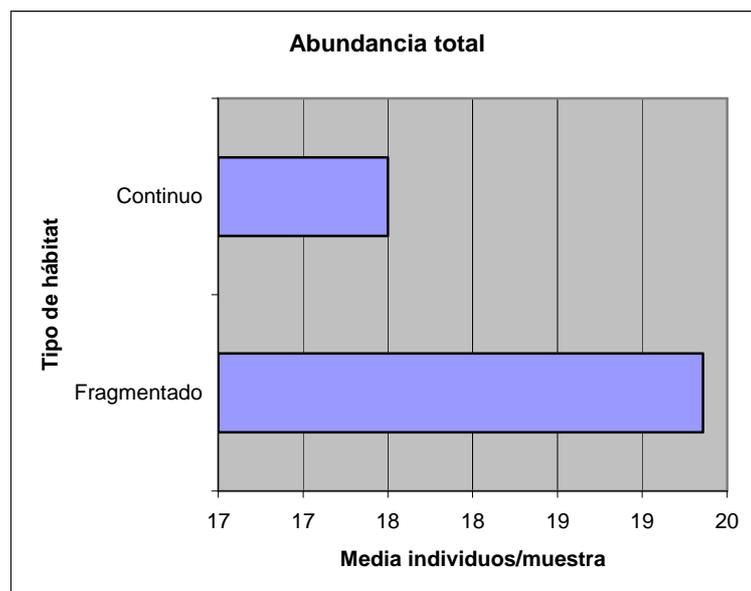


Figura 123: Abundancia total en los distintos hábitats.

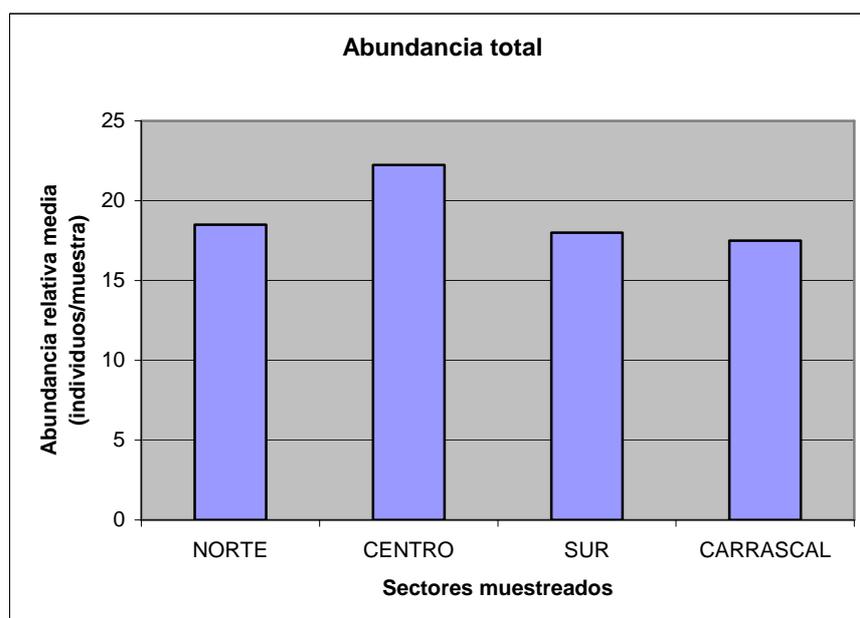


Figura 124: Abundancia relativa media en cada una de las manchas.

4.3. *Cambios en algunos indicadores biológicos estudiados durante la transformación urbanística*

Cabe anotar que estos cambios sólo se han estudiado en la zona de Montepinar, ya que el estudio de la zona del Majal Blanco es bastante antiguo y descriptivo, por lo que faltarían datos para poder comparar.

Aunque se intenta reflejar los cambios que se han producido durante la transformación urbanística de los terrenos, no se puede establecer una relación causal directa con el proceso urbanizador.

En el caso de Montepinar, la comparación para saber los cambios se ha realizado con el Estudio de Impacto Ambiental realizado en la EIA de la Actuación Urbanística de El Campillo.

4.3.1. Vegetación

Tres son los indicadores biológicos que se han estudiado:

- Riqueza de especies: Se comparan riquezas de especies invernantes, ya que es el único periodo para el que hay datos anteriores (Tabla 24):

Listado especies 1993	Listado especies 2008
<i>Asparagus albus</i>	<i>Asparagus albus</i>
<i>Asparagus horridus</i>	<i>Asparagus horridus</i>
<i>Ballota hirsuta</i>	<i>Ballota hirsuta</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
<i>Chamaerops humilis</i>	<i>Chamaerops humilis</i>
<i>Dianthus broteri</i>	<i>Dianthus broteri</i>
<i>Fumana laevipes</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>
<i>Fumana ericoides</i>	<i>Fumana ericoides</i>
<i>Fumana thymifolia</i>	<i>Fumana laevipes</i>
<i>Helianthemum almeriense</i>	<i>Fumana thymifolia</i>
<i>Helianthemum pilosum</i>	<i>Helianthemum almeriense</i>
<i>Helianthemum syriacum</i>	<i>Helianthemum syriacum</i>
<i>Helychrisum stoechas</i>	<i>Helichrysum stoechas</i>
<i>Lavandula multifida</i>	<i>Lavandula multifida</i>
<i>Lavatera maritima</i>	<i>Lavatera maritima</i>
<i>Phagnalon saxatile</i>	<i>Paronychia suffruticosa</i>
<i>Phlomis lychnitis</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Retama sphaerocarpa</i>	<i>Phagnalon saxatile</i>
<i>Rhamnus lycioides</i>	<i>Phlomis lychnitis</i>
<i>Ruta angustifolia</i>	<i>Poligala rupestris</i>
<i>Salsola genistoides</i>	<i>Rhamnus lycioides</i>
<i>Sedum album</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Teucrium capitatum</i>	<i>Ruta angustifolia</i>
<i>Thymus hiemalis</i>	<i>Salsola genistoides</i>
	<i>Salsola vermiculata</i>
	<i>Sedum sediforme</i>
	<i>Sideritis leucantha</i>
	<i>Teucrium capitatum</i>
	<i>Thymelaea hirsuta</i>
	<i>Thymus hyemalis</i>
	<i>Withania frutescens</i>

Tabla 24: Comparación entre los listados de especies vegetales del año 1993 y el año 2008.

Se puede observar un aumento significativo en el número de especies presentes que ha pasado de 24 especies a 31. Esto supone un aumento de casi el 25% en el número de especies. Cabe destacar que hay dos especies que con el paso del tiempo han desaparecido que son *Retama sphaerocarpa* y *Helianthemum pilosum*. Pero, también se puede observar que han aparecido otras especies nuevas (o no observadas en el estudio anterior) como son *Dorycnium pentaphyllum*, *Paronychia suffruticosa*, *Pistacia lentiscus*, *Poligala rupestris*, *Salsola vermiculata*, *Sideritis leucantha*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymelaea hirsuta* y *Withania frutescens*. Gran parte de estas diferencias pueden deberse a un mayor esfuerzo de prospección.

- Abundancia de palmitos: La comparación se ha centrado en los tres barrancos que existen en la zona (oriental, central y occidental) En el estudio de 1993, las abundancias de palmito que se obtuvieron fueron las expuestas en el apartado 1.2.2.1.1. Actualmente, las abundancias que se han obtenido han sido (Tabla 25):

Barranco	Longitud (m)	Número de pies	Abundancia (pies/100m)
Oriental	641	15	2,34
Central	303	17	5,61
Occidental	327	29	8,87
TOTAL	1271	61	4,8

Tabla 25: Abundancia actual de los palmitos en los diferentes barrancos.

Por lo tanto, cabe destacar que se ha encontrado un aumento en la abundancia de palmitos en los barrancos. Hay que señalar que las longitudes de los barrancos han sufrido variaciones debido a la expansión de la urbanización.

También se estudia la abundancia de palmitos fuera de los barrancos (a 25 metros) que en el año 1993 se estimó de entre 0,6 y 1 pie por hectárea, mientras que en el año 2008 se han obtenido los siguientes datos (Tabla 26):

Barranco	Superficie (m2)	Número de pies	Abundancia (pies/100m2)	Abundancia (pies/Ha)
Oriental	32050	13	0,041	4,1
Central	15150	14	0,092	9,2
Occidental	16350	16	0,097	9,7
TOTAL	63550	43	0,068	6,8

Tabla 26: Abundancia actual de los palmitos fuera de los barrancos.

Es decir, se ha observado un importante aumento de la abundancia de palmitos fuera de los barrancos (Figura 125). La interpretación de este aumento de la densidad de palmito es difícil.

Aunque no se puede descartar un incremento natural de las poblaciones, quizá en respuesta al aclareo del pinar (que mejoraría la disponibilidad hídrica), los resultados podrían ser consecuencia de diferencias metodológicas.



Figura 125: Palimitos fuera de las líneas de drenaje.

- Características del pinar: En el año 1993, se hizo un estudio bastante descriptivo de las características del pinar. Los principales puntos de este estudio y su comparación con la actualidad son:
 - En 1993, tan solo en la cercanía de los caminos se habían hecho tratamientos silvícolas por lo que se estimaba que más del 60% del pinar estaba sin tratar. En 2008, ya se han realizado aclareos en el hábitat continuo y las manchas interior grande, interior pequeña, oeste, Polvorines y este.
 - En 1993 el diámetro medio del pinar era de 6-8 cms, mientras que en la actualidad, el valor medio es de 14,49 cms.
 - En 1993, el valor medio de altura del pinar se situaba entre 3,5-5 metros. En 2008, este valor se situaba entre 6-7 metros de altura.
 - La densidad del pinar en el 1993 era entre 1500-2600 pies por hectárea, mientras que actualmente ha disminuido a valores de 322 pies por hectárea.

Con todo esto, podríamos decir que el pinar ha evolucionado favorablemente, pero a un ritmo menor del que cabría esperar para un pinar en condiciones óptimas. Los tratamientos en general habrían propiciado una estructura más adecuada, pero las masas se encuentran cerca de unas condiciones limitantes para el desarrollo arbóreo.

4.3.2. Avifauna

En el caso de la avifauna, el único indicador que puede ser objeto de comparación es la riqueza de especies. Hay que tener en cuenta que los listados obtenidos se refieren a especies invernantes, ya que es el único periodo para el que se tienen datos antiguos.

En la tabla 27 se expone el listado de especies para ambos estudios:

Listado especies EsIA	Listado de especies invernantes2007/08
<i>Accipiter nisus</i>	<i>Acanthis cannabina</i>
<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>
<i>Alectoris rufa</i>	<i>Alectoris rufa</i>
<i>Athene noctua</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Cisticola juncidis</i>	<i>Erithacus rubecula</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Falco tinnunculus</i>
<i>Falco Tinnunculus</i>	<i>Fringilla coelebs</i>
<i>Galerida cristata</i>	<i>Galerida sp.</i>
<i>Motacilla alba</i>	<i>Loxia curvirostra</i>
<i>Parus major</i>	<i>Parus ater</i>
<i>Passer domesticus</i>	<i>Parus major</i>
<i>Phoenicurus ochruros</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Saxicola torquata</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Serinus serinus</i>	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>
<i>Sylvia melanocephala</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Turdus merula</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Upupa epops</i>	<i>Sylvia undata</i>
	<i>Turdus merula</i>

Tabla 27: Comparación entre los listados de especies de aves del año 1993 y los años 2007/08.

Se observa un aumento poco significativo del número de especies (solo 1 especie), pero si se pueden observar diferencias cualitativas en la composición de especies, ya que podemos encontrar una serie de especies que solo aparecen en el año 1993, y otras que solo aparecen actualmente. A continuación se enumeran estas especies:

Especies del 1993: *Accipiter nisus*, *Athene noctua*, *Cisticola juncidis*, *Motacilla alba*, *Saxicola torquata* y *Upupa epops*.

Especies del 2007/08: *Acanthis cannabina*, *Carduelis chloris*, *Fringilla coelebs*, *Loxia curvirostra*, *Parus ater*, *Picus viridis* y *Sylvia undata*.

De la comparación de ambos listados, la primera conclusión sería que un estudio basado en una sola temporada invernal puede no detectar todas las especies. No obstante, teniendo en cuenta que nuestro muestreo fue más intensivo, es posible que algunas especies citadas en 1993, en especial las que correspondieran a biotopos de cultivos abandonados (hoy ocupados por la urbanización) podrían haber desaparecido o haberse tornado raras. Es el caso de *Saxicola torquata* y *Cisticola juncidis*. No obstante llama la atención el incremento en el número de especies típicamente forestales (*Fringilla coelebs*, *Loxia curvirostra*, *Parus ater*, *Picus viridis* y *Sylvia undata*), algunas de las cuáles podrían haberse incrementado en la zona en años recientes.

4.4. Características ecológicas y paisajísticas relacionadas con los patrones de biodiversidad observados

En este apartado se va a intentar determinar cuáles son los principales gradientes ambientales que se ponen de manifiesto en las zonas observadas, según sus características biofísicas y de impacto humano (principalmente como consecuencia del grado de urbanización).

Para esto, en primer lugar se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA) en el que se han utilizado como variables las expuestas en la tabla 28.

Código	Significado
SUPK	Superficie en Km ²
PERI	Perímetro de la mancha
IFOR	Índice de forma (P/A)
DPEQ	Distancia a manchas de <30 ha (Km)
DGRA	Distancia a manchas de >30 ha (Km)
DMAT	Distancia a manchas de >100 ha (Km)
CONE	Conectividad con la masa forestal
GURB	Grado de urbanización del entorno
GAGR	Superficie agrícola en el entorno
GFOR	Superficie forestal no arbolada en el entorno
EDAD	Edad de la masa forestal
CSUE	Cobertura de suelo desnudo
CROC	Cobertura de rocas
CHOJ	Cobertura de hojarasca
CPAS	Cobertura de pastizal
CCAM	Cobertura de caméfitos
CARB	Cobertura de arbustos
CLIQ	Cobertura de líquenes
CANU	Cobertura de anuales
COPA	Cobertura de copas
TPIN	Total de pinos
PVIV	Total de pinos vivos
PMUE	Total de pinos muertos
PJUV	Densidad de pinos juveniles

PINM	Densidad de pinos inmaduros
PADU	Densidad de pinos adultos

Tabla 28: Variables utilizadas en el Análisis de Componentes Principales.

Las variables conectividad con la matriz forestal y grado de urbanización, uso agrícola y forestal no arbolado en el entorno se han estimado en una escala de 4-5 términos. Las categorías de conectividad son:

- 4** = pertenece a matriz forestal de > 30 ha
- 3** = área satélite con conexiones localizadas con 5
- 2** = área satélite > 30 ha aislada
- 1** = área satélite de < 30 ha con conexión localizada con 2 o 1
- 0** = área satélite de < 30 ha aislado o con conexiones localizadas con 1

Tabla 29: Categorías de conectividad.

Las categorías de grado de urbanización, entorno agrícola y forestal no arbolado (rodeando al perímetro de la mancha), son:

- 0** = hábitat no representado en el perímetro
- 1** = < 25 % del perímetro
- 2** = 25 - 50 % del perímetro
- 3** = 50 - 75 % del perímetro
- 4** = > 75 % del perímetro

Tabla 30: Categorías de grado de urbanización, entorno agrícola y forestal no arbolado.

El análisis de Componentes Principales es una técnica ampliamente utilizada para sintetizar conjuntos amplios de variables y para detectar gradientes, que ha sido aplicada al estudio de los efectos de la fragmentación y urbanización sobre la biodiversidad (Blair, 2004; Fernández-Juricic, 2004).

Los resultados completos de dicho análisis se presentan en el Anexo IV. La tabla 31 muestra los pesos individuales (“factor loadings”) de las variables en los 5 primeros componentes (todos ellos con autovalores > 1).

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
SUPK	0,182	0,272	-0,227	0,206	0,027
PERI	0,227	-0,037	-0,099	0,128	0,184
IFOR	-0,101	-0,32	0,14	-0,147	0,3
DPEQ	-0,146	-0,251	-0,063	-0,264	0,08
DGRA	-0,069	0,193	-0,315	0,248	0,28
DMAT	-0,306	-0,15	-0,127	0,066	0,061
CONE	0,255	0,193	-0,103	-0,088	0,068
GURB	-0,214	0,292	0,131	0,061	-0,155
GAGR	-0,013	-0,25	-0,048	0,297	-0,311
GFOR	0,108	-0,234	-0,263	-0,077	0,396
EDAD	0,305	-0,003	0,055	-0,159	-0,143
CSUE	-0,148	0,057	0,338	0,094	0,241
CROC	-0,204	0,142	0,086	-0,064	0,36
CHOJ	0,21	-0,141	0,267	0,011	0,128
CPAS	-0,134	0,107	0,378	-0,119	0,144
CCAM	-0,129	0,236	0,307	-0,028	0,048
CARB	0,213	0,128	0,108	0,089	-0,044
CLIQ	0,305	0,087	0,004	-0,248	-0,067

CANU	-0,164	-0,225	-0,133	0,35	-0,217
COPA	-0,131	0,01	0,242	-0,064	-0,374
TPIN	0,053	0,101	0,185	0,502	0,186
PVIV	0,222	-0,207	0,237	0,245	0,074
PMUE	-0,201	0,316	-0,105	0,155	0,076
PJUV	0,303	0,08	0,174	0,127	-0,029
PINM	0,245	0	0,09	0,026	0,121
PADU	0,013	-0,338	0,198	0,274	0,045

Tabla 31: Pesos individuales de las variables en el PCA.

En negrita se destacan aquellas variables que ostentan un peso comparativamente mayor y son las que utilizaremos como base para interpretar los gradientes. Tan solo vamos a analizar los dos primeros ejes (PC-1 y -2) con los que ya conseguimos abarcar un 50,5% de la varianza acumulada (Tabla 32).

PC	Autovalores	%Variation	Cum.%Variation
1	8,08	31,1	31,1
2	5,05	19,4	50,5
3	3,7	14,2	64,7
4	2,42	9,3	74
5	2,12	8,1	82,1

Tabla 32: Autovalores, varianza explicada y acumulada por los 5 primeros ejes del PCA.

La representación de los sectores en el plano definido por estos dos primeros ejes, junto con los vectores que adquieren una longitud proporcional al peso de las variables utilizadas, se muestran en la figura 126.

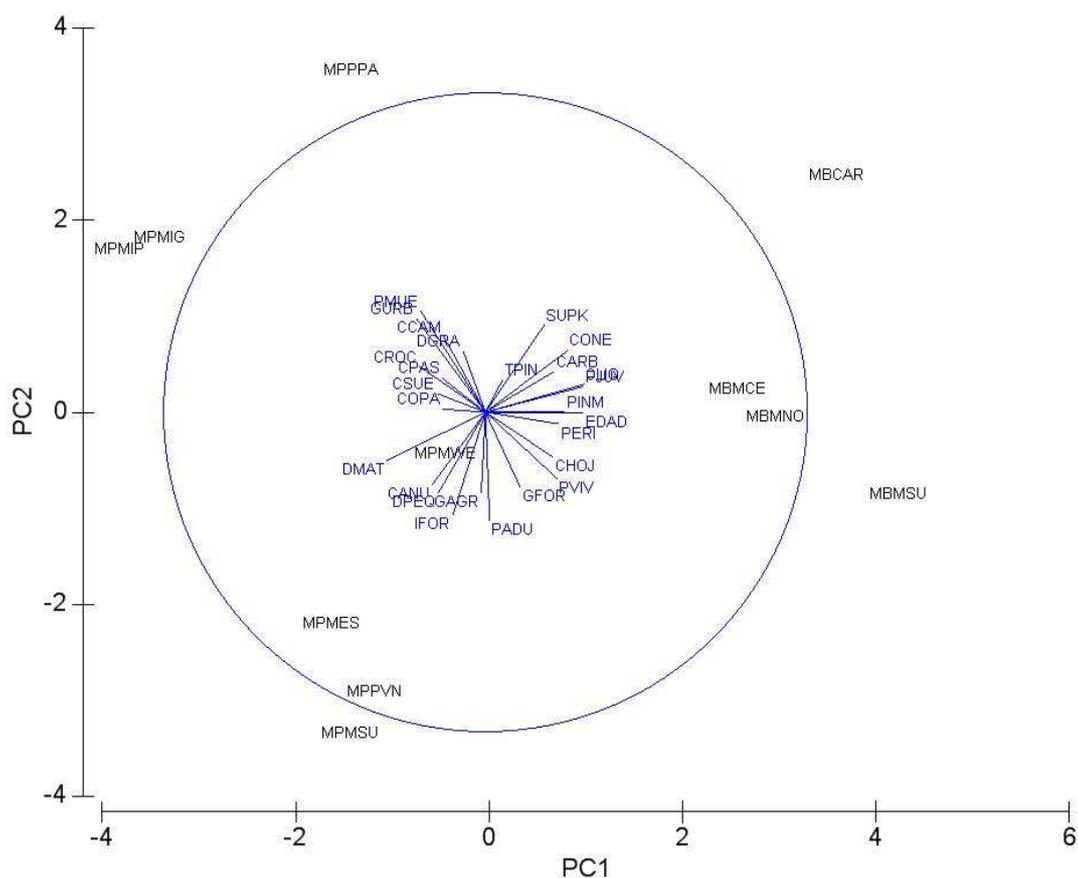


Figura 126: Representación de los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales basado en las variables paisajísticas, de estructura de la vegetación y uso.

PC1 – Se obtienen valores altos con signo positivo para toda una serie de variables que nos podrían indicar el grado de desarrollo del ecosistema, porque las manchas que aparecen en el extremo positivo de PC1 son aquellas pertenecientes al Majal Blanco. Ya que estas son las manchas con mayor perímetro (PERI) y mayor conectividad porque la fragmentación en estas manchas no llega a ser total, sino que nos mostraría un cierto gradiente (en función del alejamiento a la matriz forestal). Otras variables como la edad de la masa forestal (EDAD), y la densidad total de pinos vivos (PVIV), juveniles (PJIUV) e inmaduros (PINM) nos indican una importante vitalidad que facilita el progreso de la sucesión de ese ecosistema, con una buena regeneración del pinar. Por último, existe una variable con valor alto que es la cobertura de líquenes (CLIQ) la cual nos podría indicar una elevada humedad en la zona del Majal Blanco.

Por otro lado, si observamos las manchas de Montepinar, podemos ver como existe una diferencia importante entre la mayoría de ellas y las dos manchas que quedan fragmentadas por la urbanización (MPMIP y MPMIG) Esto nos podría mostrar el efecto negativo de la urbanización en el proceso de sucesión de un ecosistema forestal.

Por último, existe una variable con peso negativo que es la distancia con manchas forestales de más de 100 has. Esto se puede explicar si tenemos en cuenta la cercanía de las manchas del Majal Blanco a una matriz forestal de dichas

características, mientras que en Montepinar, la zona más cercana con esas características serían Los Cuadros (>3 Km)

No obstante, el PC1 no puede interpretarse como un gradiente de madurez, sino más bien como un eje que opone las situaciones de mayor dinamismo y grado de recuperación de la vegetación. El área del Majal Blanco también ha experimentado históricamente una fuerte presión de explotación agrícola, maderera..., de la que se estaría recuperando, expandiéndose el pinar hacia terrenos agrícolas. Por ello las variables con mayor valor positivo son las que nos podrían explicar un mayor grado de sucesión en el ecosistema, tales como el total de pinos juveniles e inmaduros, la edad de la mancha, el total de pinos vivos, etc. En cambio, las masas forestales de Montepinar representarían formaciones forestales de origen humano, por lo general con mucha menos capacidad de autoregeneración y quizá limitadas por las condiciones climáticas, edáficas... Una excepción podría ser la mancha oeste (MPMWE), situada en una posición central en este gradiente. La cobertura de copas contribuye a la parte negativa del eje, lo que guarda relación con una mejor situación del dosel arbóreo en algunas manchas de Montepinar, pero la cobertura de arbustos (con sentido opuesto) indica una mayor complejidad estructural en las masas del Majal.

PC2 - En este caso, las variables con mayor peso positivo son SUPK (superficie en Km²), GURB (grado de urbanización) y PMUE (total de pinos muertos), por lo que parece indicar que el peor estado de conservación del pinar está asociado con el grado de urbanización, aunque no necesariamente tiene que estar causado por éste. Conforme a esta interpretación, se observa que las manchas con mayor valor son MPPPA, MPMIG, MPMIP y MBCAR. Para el caso de las unidades de Montepinar, estas manchas son las más afectadas por la urbanización, o bien por que están totalmente fragmentadas por esta, o porque en todo su perímetro se está dando el proceso urbanizador. Para el Majal Blanco (MBCAR), la razón podría ser la misma que para MPPPA (proximidad a la urbanización Torreguil).

No obstante, la mayor densidad de pinos muertos (frente a pinos adultos) tendría una interpretación diferente en Montepinar (donde la repoblación podría haberse realizado con densidades inadecuadas) que en el Majal Blanco (donde podría ilustrar factores históricos o tratamientos subsiguientes a otro tipo de perturbaciones).

La asociación del proceso urbanizador con el número total de pinos muertos, podría explicarse por un mayor estrés ambiental sobre el pinar por el efecto de algún factor limitante del medio (edáfico, disponibilidad de agua, microclima, etc..). Tal como se ha indicado en el apartado 1.2.2, los estudios ambientales previos en la zona indicaban la presencia de terrenos agrícolas abandonados en el piedemonte, hoy ocupados por las edificaciones, que constituirían suelos más propicios para el desarrollo forestal, hoy relegado a sustratos menos favorables. Estas condiciones favorables podrían darse en las restantes manchas de Montepinar, que se sitúan en terrenos bajos de carácter netamente agrícola (Polvorines) o sobre antiguos espartales (Mancha Sur), también considerados suelos en un buen estado de conservación.

Como variable con peso negativo importante aparece PADU (total de pinos adultos), que caracteriza a las manchas MPMES, MPPVN y MPMSU, que son aquellas que se encuentran fragmentadas por hábitats rurales. En una situación intermedia, tendríamos todas las demás manchas (de Montepinar y del Majal

Blanco), en las que la intensidad del proceso urbanizador es media. Estas zonas presentan también situaciones intermedias en cuanto a la densidad de pinar.

Por lo tanto, se podría decir que en Montepinar, la fragmentación urbana relega el pinar a situaciones de mayor estrés ambiental, lo que unido a densidades de repoblación excesivas, hace que éste se encuentre mucho menos desarrollado que en zonas de carácter más agrícola o en otras zonas puntualmente favorecidas por sus condiciones edáficas, topográficas, etc. Esto explica que, asumiendo igual densidad inicial de pinar, en aquellas manchas fragmentadas por hábitats rurales se haya podido mantener esa densidad, cosa que en manchas fragmentadas por la urbanización no pasa.

Observando los pesos de las restantes variables, vemos una relación entre las manchas con coordenadas más altas en el PC2, y variables como la cobertura de caméfitos (los cuales se pueden ver favorecidos por una densidad menor de pinar), la cobertura de rocas (que nos podría indicar el factor edafológico como limitantes) y de suelo desnudo.

Una vez descritos e interpretados estos dos gradientes, el paso siguiente es explorar sus relaciones con las especies de flora y fauna (nanofanerófitos, aves) que se han utilizado como indicadores de conservación de los fragmentos forestales. También se hará lo mismo para otros indicadores de biodiversidad como la riqueza o diversidad de especies. Por último, se han relacionado también con los índices de conservación de la avifauna citados en el apartado 3.3.

- SPEC: Que a su vez puede ser SPEC 2 ó 3 dependiendo del grado de conservación no favorable en Europa, y Non-SPEC con grado de conservación favorable. Esto viene definido en “Birds in Europe” (2004)

(Birds in Europe 2004)	SPEC	Valor
	SPEC 2	8
	SPEC 3	4
	NON-SPEC	1

Tabla 33: Valores del índice SPEC.

- DAVES: Le daremos un valor de 1 ó 0 dependiendo de si la especie se encuentra ó no en el anexo 1 de la Directiva de Aves.

DAVES (Directiva 79/409)	
Anexo I	1
No Anexo I	0

Tabla 34: Valores del índice DAVES.

- LRAE: El valor de la especies dependerá del grado de protección según el Libro Rojo de las Aves en España.

LRAE (Libro Rojo de las Aves de España)		
VU	Vulnerable	2
NT, LC, DD	Casi amenazada, preocupación menor, datos insuficientes	1
NE	No evaluada	0

Tabla 35: Valores del índice LRAE.

De tal forma que la asignación final de valores a cada una de las especies de la avifauna queda de la siguiente manera:

	Código	Especie	SPEC	DAVES	LRAE
Alimentación aérea	APAP	<i>Apus apus</i>	1	0	0
	HIDA	<i>Hirundo daurica</i>	1	0	0
	HIRU	<i>Hirundo rustica</i>	4	0	0
	MEAP	<i>Merops apiaster</i>	4	0	0
Forestales	AECA	<i>Aegithalos caudatus</i>	1	0	0
	GALS	<i>Galerida sp.</i>	4	0	0
	COPA	<i>Columba palumbus</i>	1	0	0
	STDE	<i>Streptopelia decaocto</i>	1	0	0
	STTU	<i>Streptopelia turtur</i>	4	0	2
	CUCA	<i>Cuculus canorus</i>	1	0	0
	CACA	<i>Carduelis carduelis</i>	1	0	0
	CACH	<i>Carduelis chloris</i>	1	0	0
	FCOE	<i>Fringilla coelebs</i>	1	0	0
	SESE	<i>Serinus serinus</i>	1	0	0
	LASE	<i>Lanius senator</i>	8	0	1
	MOAL	<i>Motacilla alba</i>	1	0	0
	MUST	<i>Muscicapa striata</i>	4	0	0
	OROR	<i>Oriolus oriolus</i>	1	0	0
	PATE	<i>Parus ater</i>	1	0	0
	PCRI	<i>Parus cristatus</i>	8	0	0
	PAMA	<i>Parus major</i>	1	0	0
	PADO	<i>Passer domesticus</i>	4	0	0
	ALRU	<i>Alectoris rufa</i>	8	0	1
	PIVI	<i>Picus viridis</i>	8	0	0
	STUN	<i>Sturnus unicolor</i>	1	0	0
	SYHO	<i>Sylvia hortensis</i>	4	0	0
	SYME	<i>Sylvia melanocephala</i>	1	0	0
SYUN	<i>Sylvia undata</i>	8	1	0	
TUME	<i>Turdus merula</i>	1	0	0	
UPEP	<i>Upupa epops</i>	4	0	0	

Tabla 36: Valoración individual de cada una de las especies de aves según las categorías de los tres índices utilizados.

Esto ha permitido calcular un índice de conservación para cada una de las manchas, que son los que se representan a continuación (Figuras 127 y 128). En el caso de la Directiva de Aves, al existir tan solo una especie en el anexo 1 (*Sylvia undata*) que solo aparecía en tres manchas, no se ha realizado representación gráfica.

Los dos índices representados manifiestan claramente que el valor de conservación de la avifauna no concuerda con el nivel de protección de las manchas forestales. Para el caso del índice SPEC, se obtienen valores superiores en sectores

aislados que sólo son Parque Forestal (Polvorines), en sectores periféricos del Majal Blanco, no incluidos en el Parque Regional de El Valle y Carrascoy (Mancha Central), e incluso en sectores sin ningún nivel de protección (Mancha Sur) de Montepinar, que en la zona del Carrascal, incluida tanto en el Parque Forestal del Majal Blanco como en el Parque Regional y en el Lugar de Importancia Comunitaria de El Valle y Carrascoy.

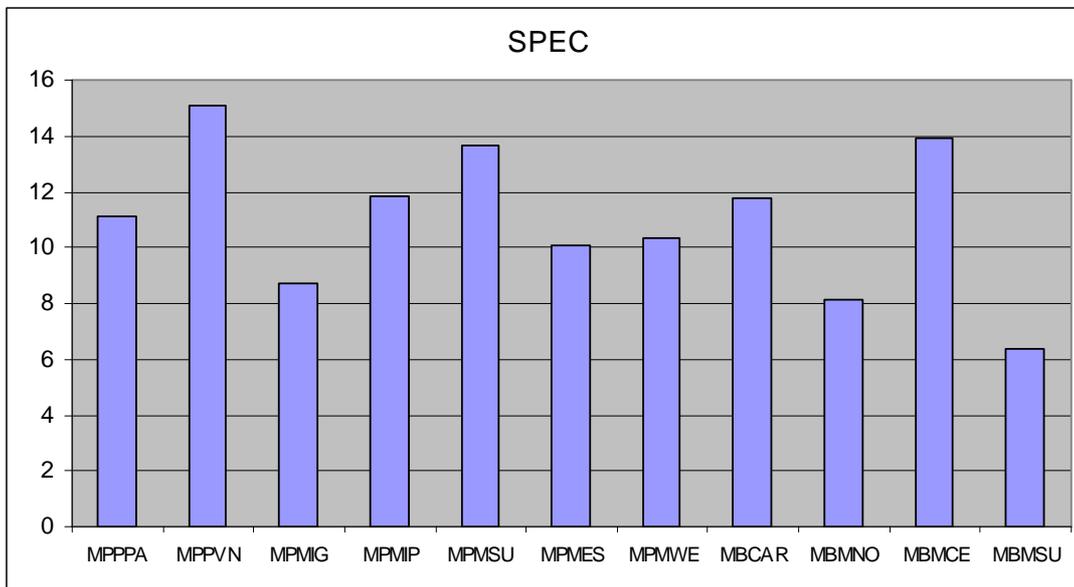


Figura 127: Valor del índice SPEC para cada una de las manchas.

Para el caso del índice basado en el Libro Rojo, de nuevo las manchas con niveles de protección intermedio, bajo o inexistente, superan en valor a las zonas “núcleo” con figuras de protección de rango superior. Este patrón de importancia ornitológica no es sorprendente, ya que otros autores (Pino *et al.*, 2000) también encuentran una mayor riqueza de especies y un mayor valor de conservación en territorios no protegidos situados entre Parques Naturales.

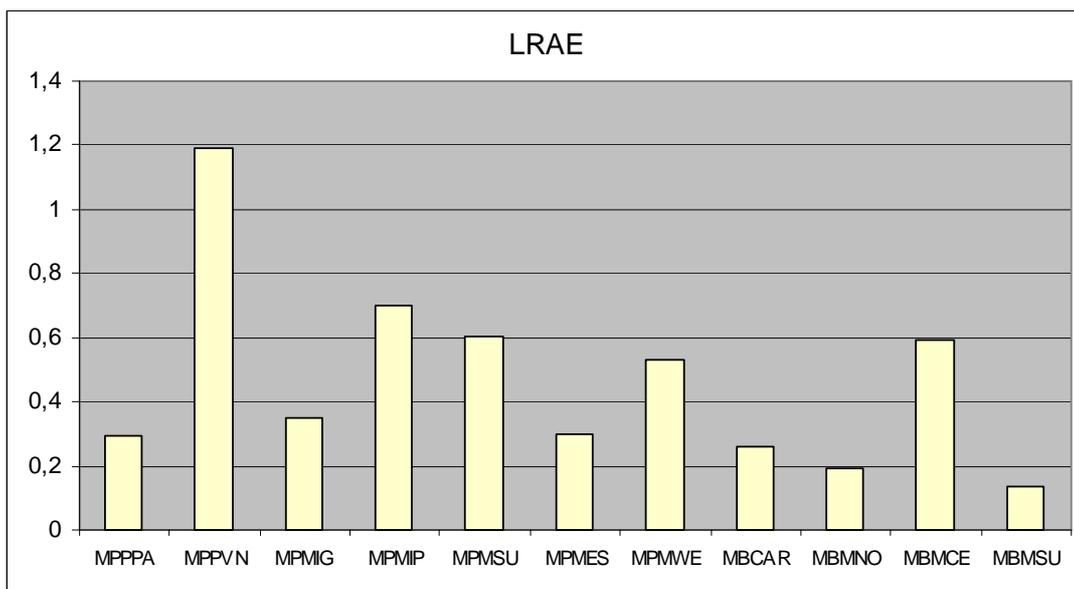


Figura 128: Valor del índice LRAE para cada una de las manchas.

Por último, se ha utilizado el análisis de regresión para ver como se relacionan las diferentes especies (flora y aves), los índices de conservación y las riquezas de algunos grupos, con cada uno de los gradientes interpretados a partir del PCA anterior. Siguiendo a Blair (2004), se han probado modelos de regresión lineal tanto sencillos como cuadráticos buscando el mejor ajuste para cada una de las variables. Se han utilizado los ejes (componentes principales) como variables explicativas, y los indicadores o índices de biodiversidad ornitológica o florística como variables dependientes.

Las variables dependientes incluidas en el análisis son las especificadas en la tabla 37.

Código	Medida	Nombre
APAP	Abundancia media	<i>Apus apus</i>
HIDA	Abundancia media	<i>Hirundo daurica</i>
HIRU	Abundancia media	<i>Hirundo rustica</i>
MEAP	Abundancia media	<i>Merops apiaster</i>
AECA	Abundancia media	<i>Aegithalos caudatus</i>
GALS	Abundancia media	<i>Galerida sp.</i>
COPA	Abundancia media	<i>Columba palumbus</i>
STDE	Abundancia media	<i>Streptopelia decaocto</i>
STTU	Abundancia media	<i>Streptopelia turtur</i>
CUCA	Abundancia media	<i>Cuculus canorus</i>
CACA	Abundancia media	<i>Carduelis carduelis</i>
CACH	Abundancia media	<i>Carduelis chloris</i>
FCOE	Abundancia media	<i>Fringilla coelebs</i>
SESE	Abundancia media	<i>Serinus serinus</i>
LASE	Abundancia media	<i>Lanius senator</i>
MOAL	Abundancia media	<i>Motacilla alba</i>
MUST	Abundancia media	<i>Muscicapa striata</i>
OROR	Abundancia media	<i>Oriolus oriolus</i>
PATE	Abundancia media	<i>Parus ater</i>
PCRI	Abundancia media	<i>Parus cristatus</i>
PAMA	Abundancia media	<i>Parus major</i>
PADO	Abundancia media	<i>Passer domesticus</i>
ALRU	Abundancia media	<i>Alectoris rufa</i>
PIVI	Abundancia media	<i>Picus viridis</i>
STUN	Abundancia media	<i>Sturnus unicolor</i>
SYHO	Abundancia media	<i>Sylvia hortensis</i>
SYME	Abundancia media	<i>Sylvia melanocephala</i>
SYUN	Abundancia media	<i>Sylvia undata</i>
TUME	Abundancia media	<i>Turdus merula</i>
UPEP	Abundancia media	<i>Upupa epops</i>
ABTO	Abundancia media	Toda la comunidad
RITO	Riqueza	Toda la comunidad
ABFO	Abundancia media	Especies forestales
RIFO	Riqueza	Especies forestales
COLU	Abundancia media familia	<i>Columbidae</i>
FRIN	Abundancia media familia	<i>Fringillidae</i>
PARI	Abundancia media familia	<i>Paridae</i>
SYLV	Abundancia media familia	<i>Sylviidae</i>
DIVS	Diversidad (Índice de Shannon)	Toda la comunidad
DIVF	Diversidad (Índice de Shannon)	Especies forestales

SPEC	Indice Conservacion Avifauna SPEC	Toda la comunidad
LRAE	Indice Conservacion Avifauna LRAves Esp	Toda la comunidad
SPEF	Indice Conservacion Avifauna SPEC	Especies forestales
LRAF	Indice Conservacion Avifauna LRAves Esp	Especies forestales
FRHA	Frecuencia	<i>Rhamnus lycioides</i>
FCHA	Frecuencia	<i>Chamaerops humilis</i>
FPIS	Frecuencia	<i>Pistacia lentiscus</i>
FJUN	Frecuencia	<i>Juniperus oxycedrus</i>
FOPU	Frecuencia	<i>Opuntia ficus-indica</i>
RLEN	Riqueza	Todas las especies leñosas
RNAN	Riqueza	Nanofanerófitos
RARB	Riqueza	Arbustos
RCAM	Riqueza	Caméfitos

Tabla 37: Variables dependientes del análisis de regresión.

En el siguiente cuadro resumen (Tabla 38) se exponen aquellas variables para las que existen relaciones al menos marginalmente significativas ($p < 0,1$) con algunos de los ejes de la PCA, diferenciando entre los modelos sencillos y cuadráticos. Para cada modelo estadísticamente significativo se indica el valor de r^2 ajustado y el signo del coeficiente.

Variables	PC1		PC1 ²		PC2		PC2 ²	
	Adj. R ²	P						
GALS			-0,59	*				
COPA	0,62	**						
STDE			0,34	0,07	0,27	0,05	0,69	**
CACH	0,25	0,06						
FCOE	0,77	***						
OROR							0,42	*
PATE	0,4	*						
PCRI	0,2	0,08						
PIVI					-0,35	*	0,51	*
SYHO							0,63	**
SYUN					0,27	0,05	0,35	0,07
PARI	0,25	0,06						
SYLV			-0,33	0,08				
DIVS	0,19	0,09						
DAVE					0,27	0,05	0,35	0,07
FRHA	0,23	0,07						
FPIS	0,32	*	0,5	*				
FJUN	0,34	*	0,55	*				
FOPU					-0,34	*	0,46	*
RLEN	0,44	*	0,66	**	0,24	0,06		
RNAN	0,42	*	0,56	*				
RARB	0,55	**	0,72	**				
RCAM					0,48	*	-0,67	**

Tabla 38: Variables para las que existen relaciones al menos marginalmente significativas.

* P<0,05
 ** P<0,01
 *** P<0,001

Las celdas de fondo blanco se corresponden con la avifauna, y las de fondo coloreado son variables de vegetación.

Del análisis anterior se pueden destacar las siguientes relaciones entre las variables seleccionadas y los gradientes ambientales descritos:

- Son numerosas las variables que se relacionan positivamente con PC1, identificando especies que se ven favorecidas en un hábitat poco fragmentado con una matriz predominantemente forestal. Como por ejemplo, la abundancia de *Columba palumbus*, *Fringilla coelebs* y *Parus ater* (Figuras 129 y 130), y las frecuencias de *Pistacia lentiscus* y *Juniperus oxycedrus*, la riqueza total de leñosas, nanofanerófitos y arbustos se incrementan hacia la parte positiva del eje. Para las variables florísticas, el modelo cuadrático produce una R^2 ajustada mayor (mayor varianza explicada), lo que indicaría que probablemente éstas tienen un óptimo en los extremos (sobre todo en el forestal) y disminuye en la parte central del gradiente (Figura 131 y 132).

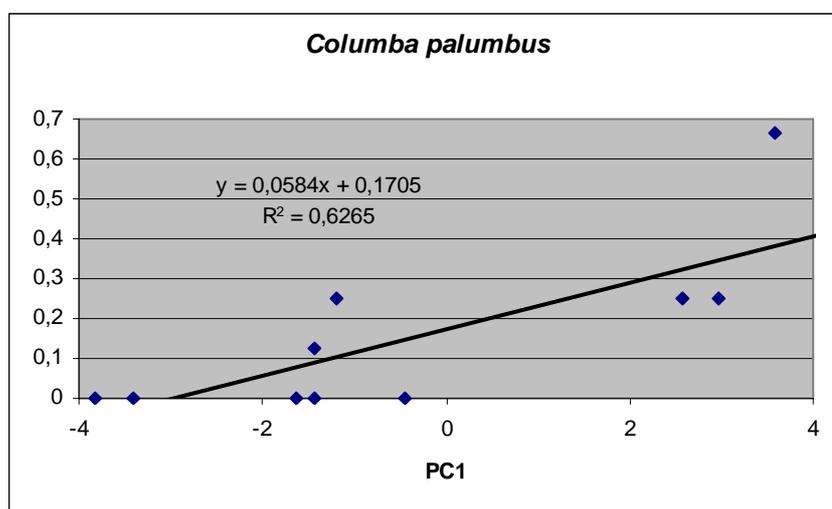


Figura 129: Variable *C. palumbus* relacionada con PC1

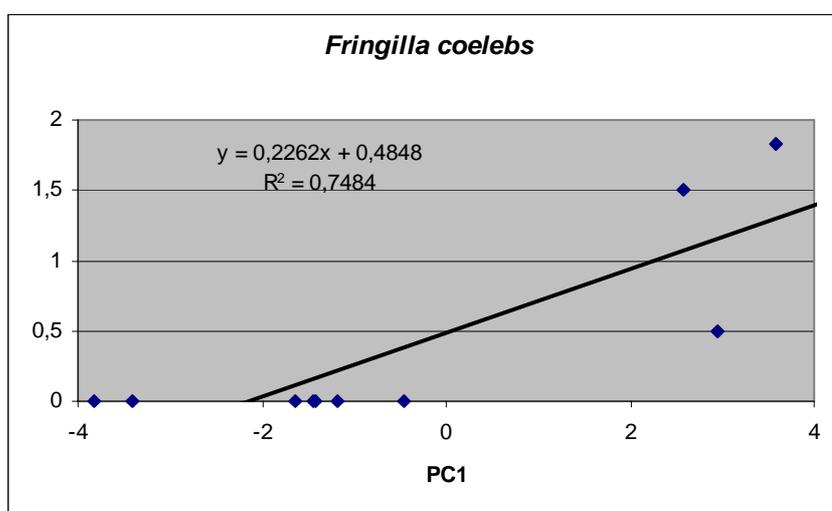


Figura 130: Variable *F. coelebs* relacionada con PC1

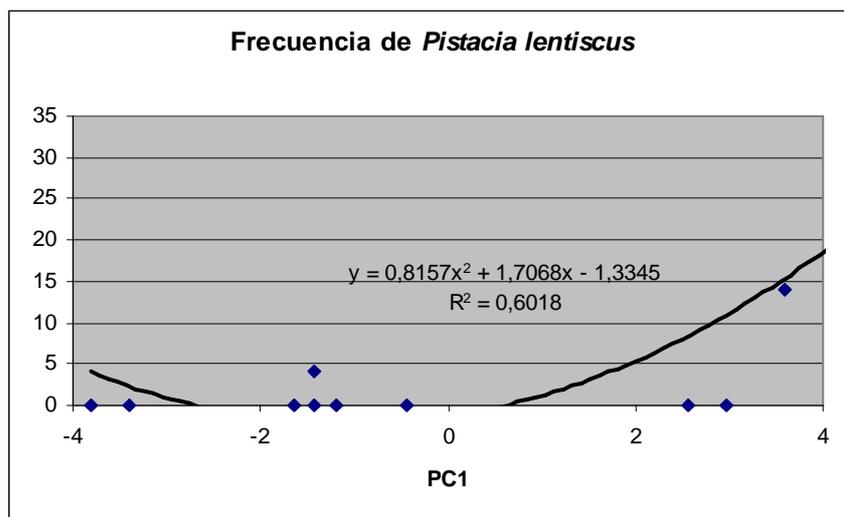


Figura 131: Variable frecuencia de *P. lentiscus* relacionada con PC1.

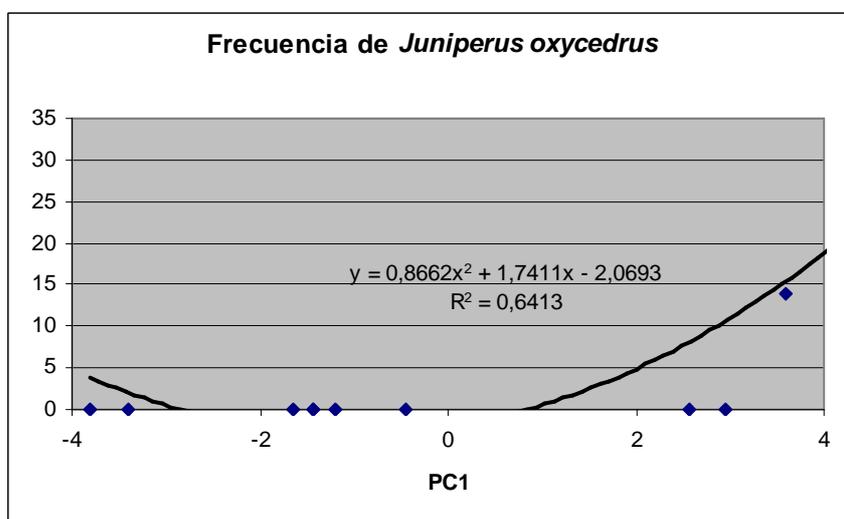


Figura 132: Variable frecuencia de *J. oxycedrus* relacionada con PC1

- Por otro lado, también pueden destacarse aquellas variables que se relacionan negativamente con este gradiente (PC1), y por tanto, se verían favorecidas en un hábitat mayoritariamente rural e incluso con una matriz urbana, y en general en pinares con una menor complejidad estructural. Dentro de éstas tenemos a *Galerida sp.* y destacar la familia *Sylviidae*, dentro de la cual existen especies que son de interés de conservación tanto a nivel nacional como europeo.

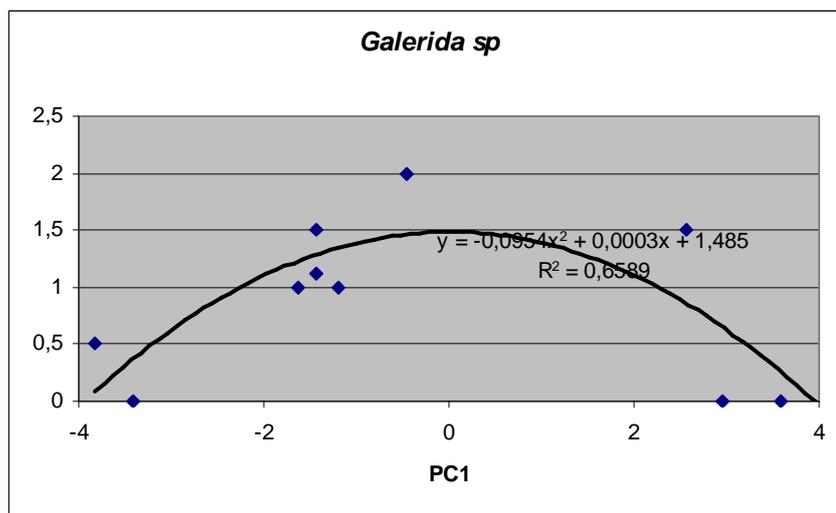


Figura 133: Variable *Galerida sp.* relacionada con PC1.

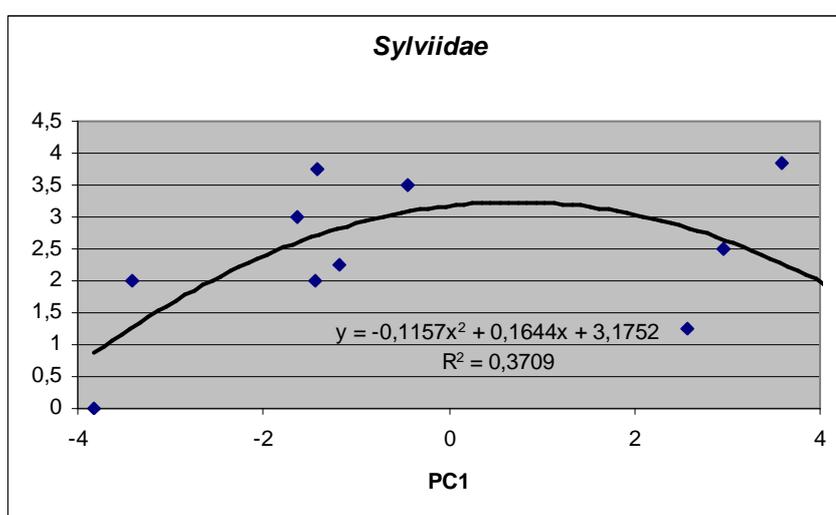


Figura 134: Variable *Sylviidae* relacionada con PC1.

- En cuanto al PC2, existen dos variables que se relacionan negativamente con este gradiente, indicando la preferencia de *Picus viridis* por pinares densos con influencia rural, y la mayor frecuencia de *Opuntia ficus-indica* en las zonas cercanas a cultivos ó expansión de la misma (Figuras 135 y 136). Cabe la duda de si la expansión de esta especie guarda relación con una mayor o menor densidad de pinar, o si tan sólo tiene que ver con la cercanía a fuentes de colonización. En cuanto a las variables que se relacionan positivamente con este componente, destaca la riqueza de caméfitos que se ve influenciada por la densidad de pinar, ya que a pinares menos densos, la disponibilidad de luz, agua y nutrientes para estos caméfitos es mayor.

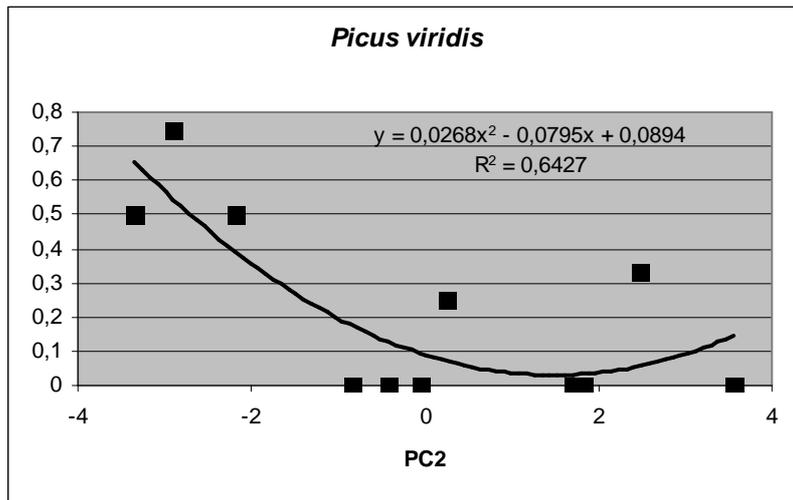


Figura 135: Variable *P. viridis* relacionada con PC2.

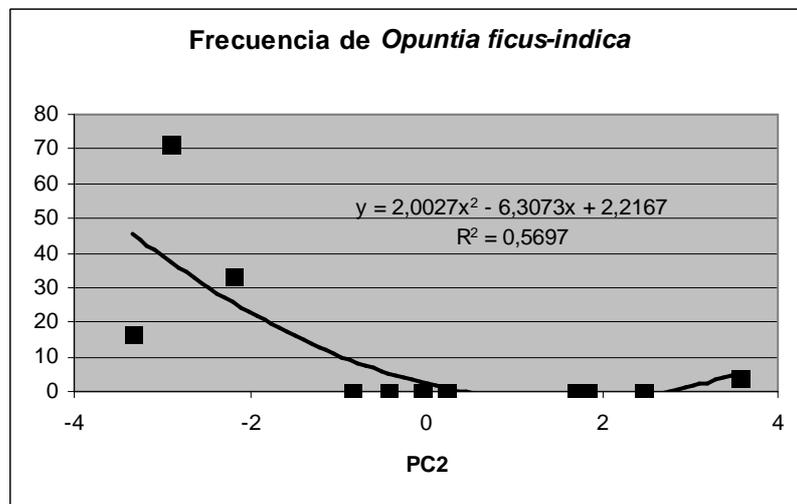


Figura 136: Variable frecuencia de *O. ficus-indica* relacionada con PC2.

- Con los modelos cuadráticos, hay especies que son mejor explicadas, como es el caso de *Streptopelia decaocto*, *Oriolus oriolus*, *Picus viridis* y *Sylvia hortensis*, y también la frecuencia de *Opuntia ficus-indica* y la riqueza de caméfitos. Las relaciones de algunas de estas variables con PC2 se muestran en las figuras 137, 138 y 139.

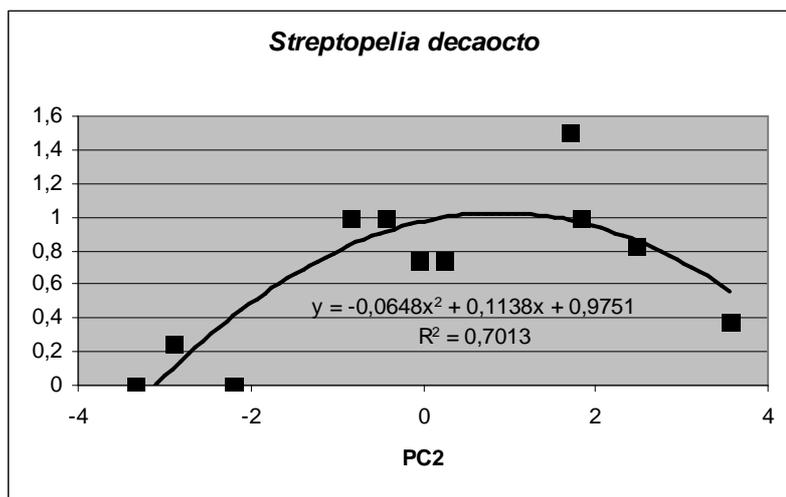


Figura 137: Variable *S. decaocto* relacionada con PC2.

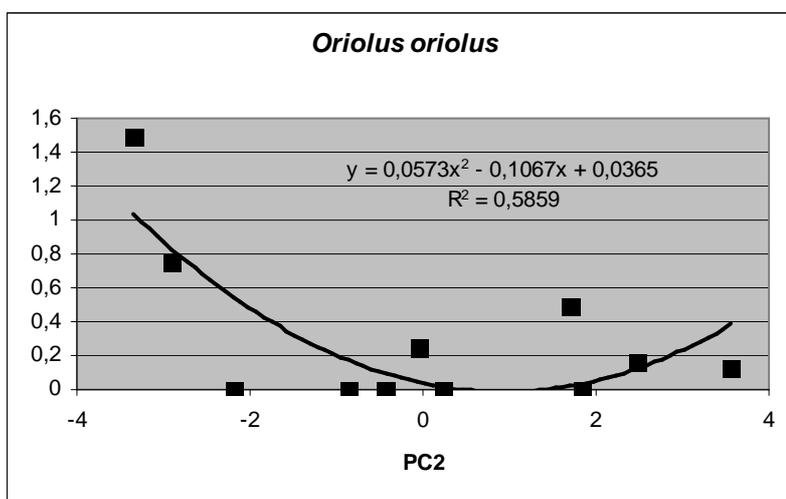


Figura 138: Variable *O. oriolus* relacionada con PC2.

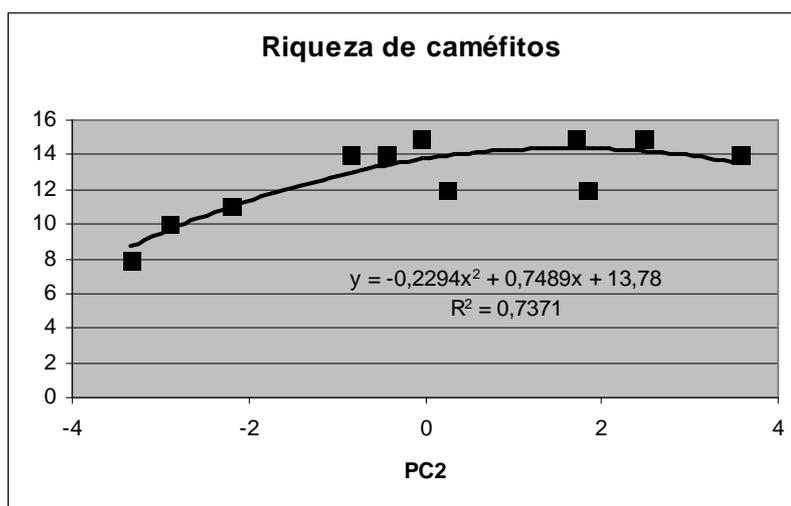


Figura 139: Variable riqueza de caméfitos relacionada con PC2.

5. SÍNTESIS FINAL Y CONCLUSIONES

Lo primero que se podría pensar al enfrentarse a una zona fragmentada por un proceso urbanizador es que su estado de conservación iba a ser deficiente, y que los efectos negativos iban a ser importantes y notorios. Pero tras hacer un estudio detallado de la zona, se ve que no se puede afirmar esto sin antes tener en cuenta una serie de factores importantes que nos condicionan la presencia de unas especies u otras, como son el tipo de fragmentación, el tamaño de la mancha, ó el grupo de organismos que estamos estudiando. En este proyecto se ha seleccionado a la flora leñosa y a las aves forestales como indicadores de las respuestas de la biodiversidad a la fragmentación y modificación del hábitat por la actividad urbanística. De la primera existen trabajos regionales de referencia (López Hernández, 2000). Los segundos están considerados como buenos indicadores de biodiversidad en ecosistemas forestales (Gil-Tena *et al.*, 2007).

Al cambiar las características y condiciones de la zona, en algunas manchas puede ocurrir un proceso de sustitución de especies, apareciendo otras nuevas que aprovechan mejor los nuevos recursos existentes en la zona (Blair 2004).

La vegetación va a ser el grupo al que más le afecte la fragmentación, ya que los cambios pueden provocar la desaparición de algunas especies, y debido a su movimiento restringido, puede impedirse la dispersión y recolonización de especies autóctonas, aunque el proceso urbanizador puede traer consigo la aparición de otras especies nuevas (normalmente oportunistas o exóticas). En el caso de la avifauna, este cambio si se va a dar pudiendo aparecer especies más adaptadas a condiciones urbanas o agrícolas (dependiendo del tipo de fragmentación).

Si tenemos una mancha fragmentada por urbanización, del tamaño de esta va a depender que en ella aparezca más de un hábitat (hábitat forestal y hábitat de borde). Si se cumple esta condición, la abundancia de especies de la mancha podría aumentar por la existencia de ambos tipos de hábitats, aunque la fragmentación extrema puede eliminar a las especies “de interior”, con mayores requerimientos de hábitat continuo (Bianconi *et al.*, 2003).

En una mancha fragmentada por hábitats rurales, además de poder aparecernos especies forestales, pueden presentarse otras que aprovechan ese ecotono agrícola-forestal, pudiendo suponer eso un nuevo aumento de la riqueza de especies.

Esta claro que estos aumentos de la riqueza, no solo dependerán de estas variables, sino que también van a incidir en ellos otras variables. Un claro ejemplo lo tenemos en Los Polvorines, que no solo es una mancha fragmentada por superficie agrícola, sino que además, al estar acondicionada como zona recreativa, los residuos aportados por los visitantes son una fuente de alimento que podría estar influyendo en que numerosas especies acudan a esta mancha para alimentarse. De ahí que la riqueza de especies y abundancia de individuos en esta mancha sea la mayor. No obstante, se trata de uno de los sectores con mayores valores de los índices de conservación, por lo que ésta condición no parece incompatible con uno de los usos

que se pueden asignar a los sistemas generales forestales, conforme a la normativa municipal.

Por lo tanto, estos parámetros se van a ver favorecidos por los hábitats de tipo agroforestal, característicos de los paisajes en mosaico del Mediterráneo. Esto lo podemos ver en numerosas especies cuyos modelos de regresión sitúan sus preferencias en hábitats con niveles intermedios de desarrollo (o de perturbación), lo cual es una faceta también característica de la biodiversidad mediterránea (Blondel & Aronson, 1999). Además, las especies que aparecen en estos lugares suelen tener mayor valor de conservación que las que hay en las zonas predominantemente forestales. En este sentido, existen estudios que corroboran la relación no lineal entre la abundancia de especies y el grado de urbanización (Hanssen *et al.*, 2005, Blair, 2004).

Como resultado de todo lo anterior, los mayores valores de conservación de la avifauna se suelen dar en sectores forestales marginales o periféricos, a menudo fuera de los espacios protegidos (con excepción del índice basado en la Directiva Aves, que prioriza una especie de hábitats continuos, como es *Sylvia undata*). Esto también se ha observado en otros paisajes forestales mediterráneos (Pino *et al.* 2000).

El mantenimiento de manchas forestales de un cierto tamaño mínimo (en torno a 30 ha parece una opción apropiada para mantener la biodiversidad en el término municipal de Murcia, en especial para la avifauna. Cómo se ha visto, algunas especies de aves sólo persisten en fragmentos grandes o directamente conectados con ellos. No obstante, constelaciones de manchas menores también pueden ser importantes para otras especies (por ejemplo, *Picus viridis*), sobre todo si se inscriben en una matriz rural favorable. *Picus viridis* está considerado como una especie forestal generalista por algunos autores (Gil-Tena *et al.*, 2007), y por otros como un especialista de “hábitat interior” (Bianconi *et al.*, 2003), sensible a la fragmentación. En cualquier caso es un ave considerada indicadora de la condición forestal (Pasinelli, 2006), incluso amenazada por cambios en los paisajes culturales tradicionales (Mikusinski & Angelstam, 1998). Esto añade interés a la distribución que presenta esta especie en los sectores estudiados.

Además del tamaño, resulta importante considerar la estructura de la vegetación, en cuanto a la densidad y cobertura de los distintos estratos representados (López & Moro, 1997). En el caso de los sistemas forestales de origen humano (tales como Montepinar), la capacidad de autoregeneración va a estar muy afectada por las condiciones ambientales, por lo que cabe cuestionarse si en un principio fue positiva la creación de un sistema forestal denso, pudiendo haberse optado por una estructura de matorral arbolado, u otro hábitat más acorde con las condiciones ambientales, que hubiese tenido mayor capacidad de automantenerse en el nivel de madurez alcanzable. Ya se ha visto que estos sistemas pueden albergar una mayor riqueza biológica.

También se ha observado que la presencia de las principales especies de nanofanerófitos es la esperable, e incluso, en algunas zonas, estas especies se encuentran mejor conservadas de lo esperado, sobre todo condicionado por la correcta gestión de la zona.

Uno de los mayores efectos que ha podido tener la urbanización en el caso de Montepinar, especialmente sobre el pinar, es el hecho de que el proceso urbanizador se ha llevado a cabo sobre las zonas que probablemente reunían las mejores condiciones para el desarrollo forestal, lo que indicaría una mala planificación de la zona, y que está condicionando la evolución del área de forma permanente. En las manchas situadas en condiciones menos favorables, y en general en los sistemas estudiados, la reducción de la densidad de pinos tendría efectos favorables sobre el desarrollo del sotobosque, y adecuadamente gestionados, en estos sistemas también se podría reducir el riesgo de incendio, además de mejorar las condiciones hidrológicas (López y Moro, 1997). En Montepinar, en las zonas que por sus condiciones más desfavorables han sufrido un mayor aclarado, mejoran las condiciones para el establecimiento de un sotobosque de caméfitos, y teniendo en cuenta que este grupo presenta una gran cantidad de especies endémicas mediterráneas, sería un punto más a tener en cuenta a la hora de planificar la creación de sistemas forestales.

Para lograr la máxima heterogeneidad a escala local, se debería procurar dedicar a espacio forestal la mayor diversidad posible de condiciones edáficas y topográficas posibles. Ello permitiría manejar las masas forestales hacia estructuras diversas. Esta diversidad ambiental puede contribuir a lograr la máxima diversidad de especies a escala de paisaje. Hay especies, tanto de aves como de flora, prácticamente exclusivas de una mancha (ej. *Periploca angustifolia*) o que sólo aparecen en unos pocos sectores.

La proximidad de las zonas urbanas a masas forestales y la fragmentación de éstas por el desarrollo urbanístico, modifica en cualquier caso las comunidades de aves y tiene otros efectos no deseables sobre la biodiversidad (Theobald, 1977). Por ello, siempre que sea posible las urbanizaciones no deberían aproximarse demasiado a las zonas forestales, estableciéndose espacios de amortiguación (que bien podrían ser hábitats rurales como pastizales y cultivos).

Visto lo anterior, se podría hacer una crítica a la política municipal de agregación del suelo público forestal. Un rápido examen del mapa de Parques y Sistemas Generales Forestales del municipio revela la ausencia casi total de este tipo de espacios lejos del sistema montañoso principal (Carrascoy-El Valle-Columbares-Altahona). Una política alternativa podría servir para aumentar la biodiversidad en zonas que posiblemente estarían destinadas a perderse (aunque esto suponga un aumento de los costos de gestión). La política debería ser más bien de incrementar la eficacia de las redes de conservación a través de la complementariedad (Pressey *et al.*, 1993), de manera que los espacios periféricos o aislados aporten nuevos hábitats y especies a las áreas núcleo ya protegidas. Además, de esta manera se estructuraría el territorio y se favorecería la conectividad a escala comarcal y regional. Y por último, se acerca la naturaleza a la sociedad, y se revaloriza lo rural. Habría que hacer hincapié también en la necesidad de conservar, a escala municipal, no sólo paisajes “forestales” estrictos, sino paisajes agrarios y agroforestales, por su importante contribución a la biodiversidad.

La normativa en vigor establece que las áreas de transformación urbanística deberían integrarse en los terrenos cedidos que, según ésta, deberían ser lugares con elevada potencialidad ambiental. Esta integración se ve en muchos casos cuestionada

por la mala gestión realizada en estas zonas. Sería positivo que, a la hora de evaluar los Planes Parciales futuros o que estén en tramitación, se tuvieran en cuenta los resultados del presente estudio, ya que estos ayudarían a conseguir la integración necesaria según la normativa vigente.

En resumen, se establecen las siguientes **conclusiones**, orientadas a lograr una buena gestión y conservación de las zonas estudiadas de forma sostenida en el tiempo, y de los paisajes asociados a ellas, así como de otros Parques Forestales que se declaren en el Municipio de Murcia, y en general, de todos los sistemas forestales que han sufrido una fragmentación importante por un proceso de urbanización.

1. El estado general de la vegetación en zonas fragmentadas se ve afectado negativamente por una inadecuada planificación y gestión del territorio. En aquellos casos donde la gestión ha sido adecuada (matriz forestal del Majal Blanco) se ve como además de mejorar la estructura del ecosistema de ese lugar, se extiende a los fragmentos cercanos y asociados a él (mancha sur o central del Majal Blanco)

2. La elevada densidad de pinar interfiere con el desarrollo del ecosistema, limitando el desarrollo del sotobosque. Ciertos grupos de especies (por ejemplo caméfitos) se incrementan en aquellos sectores donde el pinar ha sido manejado bajando dicha densidad. Esto se puede ver en las manchas tratadas de Montepinar (interior grande, interior pequeña y hábitat continuo), donde la cobertura de caméfitos es mayor que en las otras manchas, y en el caso de la mancha principal, podríamos atribuir el aumento significativo del número de pies de palmito a este hecho.

3. La fragmentación por hábitats rurales puede ser positiva para la riqueza de especies de aves, ya que la presencia de hábitats agroforestales en representación adecuada, permite que aparezcan especies diferentes. En el Majal Blanco, existen sectores como la mancha central, que alcanzan valores de riqueza relativa (comparada con el “pool” municipal) superiores a los de la matriz forestal (carrascal). Un caso extremo lo observamos en Los Polvorines, donde en tan solo 8,7 hectáreas, tenemos más de la mitad (57,14%) de las especies forestales municipales.

4. El nivel de protección legal de un espacio no guarda una relación directa con el valor de conservación de la avifauna. Por ejemplo, para el índice SPEC aparece mayor valor en zonas sin protección (mancha sur de Montepinar) que en la zona del carrascal del Majal Blanco que posee el máximo grado de protección.

5. Son numerosos los indicadores de biodiversidad que se ven favorecidos por la presencia de paisajes agroforestales con pinares poco densos, siempre y cuando estos sistemas estén lo suficientemente representados. Cabe destacar que entre estos indicadores, no solo estamos hablando de variables de avifauna, sino que también de índices de diversidad y variables de vegetación. Aún así, la conservación de especies típicamente forestales requiere adecuada representación de hábitats con mayor cobertura arbórea.

6. Para estructurar el territorio, sería útil generar nuevos espacios forestales dentro del término, siguiendo los modelos de los sectores estudiados en este Proyecto. Como se ha demostrado, éstos no son incompatibles con otros usos, como por ejemplo los recreativos.

7. Es muy importante tener en cuenta la importancia que aportan los paisajes agrarios y de matorral a estos sistemas forestales, que de estar rodeados por espacios urbanos, no alcanzarían su potencial ecológico (tal y como se ha podido ver en las manchas interiores de Montepinar).

8. Por lo tanto, lo que se tiene que buscar a partir de ahora en los futuros Planes Parciales, es la integración urbana agroforestal como forma de conseguir que estas zonas, a menudo despreciadas incluso por la Administración, desarrollen todo su potencial ecológico y social.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Bianconi, R., Battisti, C. & Zapparoli, M. 2003. Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*, 4: 37-44.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12. Cambridge.
- Blair, RB. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. Pages 33-56 in Lockwood JL, McKinney ML, eds. *Biotic Homogenization*. Norwell (MA): Kluwer.
- Blair. RB. 2004. The effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society* 9(5):2.
- Blair RB, Launer AE, 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80: 113-125
- Blondel, J., Ferry, C. & Frochot, B. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, 6: 414-420.
- Blondel, J. & Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press.
- Boyle B. 2004. La urbanización: una fuerza ambiental considerable. *Population Referente Bureau*
- Cayuela L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Ecosistemas*. 2006/3

- Del Moral, J.C., Escandell, V., Molina, B., Bermejo, A. & Palomino, D. (Eds.). 2008. *Programas de seguimiento de SEO/Birdlife en 2006*. SEO/Birdlife, Madrid.
- Denys C, Schmidt H. 1998. Insect communities on experimental mugwort plots along an urban gradient. *Oecología* 113: 269-277
- Fernández A., 2001. Endozoocoria. La dispersión de semillas por animales. *Quercus*, 185: 13-16
- Fernández-Juricic, E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1303-1316
- Fernández-Juricic, E. 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning*, 69: 17-32.
- Germaine SS, Wakeling BF. 2001. Lizard species distributors and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation* 97: 229-237.
- Gil-Tena, A., Saura, S. & Brotons, L. 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management*, 242: 470-476.
- González Barberá, G. & Díez de Revenga Martínez, E (1993). Fauna y Vegetación del paraje del Campillo. Capítulo incluido dentro del ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL Y ADECUACION ECOLOGICA DE LA PROPUESTA DE ACTUACION URBANISTICA EN EL CAMPILLO (MODIFICACION DEL PLAN GENERAL DE MURCIA). Picazo, H. (Dir). AMBIENTAL, S.L.

- Gutierrez, D. 2002. Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación. *Ecosistemas*. 2002/3.
- Hanski J. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford
- Hernández A. 2001. Papamoscas cerrojillos como dispersores de las semillas del cornejo. La dieta frugívora de un pájaro insectívoro. *Quercus*, 185: 17-19.
- Herranz C. 2002. El impacto ambiental de la iluminación nocturna artificial. *Cuadernos de Ciencias Naturales de Navarra*, 17: 27-44.
- Herrera CM. 2000. Dispersión de semillas por animales en el Mediterráneo: ecología y evolución, en Zamora R., Pugnaire FI. 2000 Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional. Consejo Superior de Investigaciones Científica. Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Jansen, A. & Robertson, A.I. 2001. Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100: 173-185.
- Jordano P. 1982. Migrants birds are the main seed dispersers of blackberries in Southern Spain. *Oikos*, 38: 183-193.
- Kowarik I. 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. Pages 85-103 in Pysek P, Prach K, Rejmánek M, Wade PM, eds. Plant Invasions – General Aspects and Special Problems. Amsterdam (Netherlands): SPB Academic.
- Lehtinen, R. M., S. M. Galatowitsch, and J. R. Tester. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 9:1–12.
- Leveau LM, Leveau CM. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de mar de plata, Argentina. *Hornero* 19(1): 13-21.

- López, G. & Moro, M.J. 1997. Birds of Aleppo pine plantations in south-east Spain in relation to vegetation composition and structure. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1257-1272.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*. 2004/1.
- López Hernández, J.J. 2000. Respuesta ambiental de las principales especies arbustivas en sistemas áridos y semiáridos mediterráneos: Modelos y Aplicaciones. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Martín M. 2000. Análisis de impactos ambientales del desarrollo previsto en San Felipe (Municipio de Santa María de Guía, Gran Canaria). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria.
- Marzluff JM. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. Pages 19-47 in Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R, eds. *Avian Ecology in an Urbanizing World*. Norwell (MA): Kluwer
- McKinney ML. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, vol. 52 No. 10.
- Mikusinski, G. & Angelstam, P. 1998. Economic geography, forest distribution, and Woodpecker diversity in central Europe. *Conservation Biology*, 12: 200-208.
- Miyashita, T., A. Shinaki, and T. Chida. 1998. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological Conservation* 86:357-364

- Pasinelli, G. 2006. Population biology of european Woodpecker species: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 43: 96-111.
- Pino, J; Rodà, F.; Ribas, J.; Pons, X. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks *Landscape and Urban Planning*, 49: 35-48.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E., & Prodon, R. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation*, 12(9) : 1843-1860.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H., 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124–128.
- R Development Core Team (2006). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Available from URL: <http://www.R-project.org>).
- Santos T., Tellería JL. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 2006/2: 3-12.
- Sears AR, Andersson SH. 1991. Correlation between birds and vegetation in Cheyenne, Wyoming. Pages 75-80 in Adam LW, Leedy KL, eds. *Wildlife Conservation in Metropolitan Environments*. Columbia (MD): National Institute for Urban Wildlife.

Anexos

Anexo I. Listado de especies de aves citadas en el texto (con sus nombres comunes)

Nombre científico	Nombre vulgar
<i>Acanthis cannabina</i>	Pardillo común
<i>Aegithalos caudatus</i>	Mito
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz común
<i>Apus apus</i>	Vencejo común
<i>Athene noctua</i>	Mochuelo común
<i>Buteo buteo</i>	Ratonero común
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	Chotacabras pardo
<i>Carduelis carduelis</i>	Jilguero
<i>Carduelis chloris</i>	Verderón
<i>Columba palumbus</i>	Paloma torcaz
<i>Corvus monedula</i>	Grajilla
<i>Cuculus canorus</i>	Cuco
<i>Delichon urbicum</i>	Avión común
<i>Erithacus rubecula</i>	Petirrojo
<i>Falco tinnunculus</i>	Cernícalo vulgar
<i>Fringilla coelebs</i>	Pinzón común
<i>Galerida sp.</i>	Cogujada
<i>Galerida theklae</i>	Cogujada montesina
<i>Hirundo daurica</i>	Golondrina dáurica
<i>Lanius meridionalis</i>	Alcaudón meridional
<i>Lanius senator</i>	Alcaudón común
<i>Loxia curvirostra</i>	Piquituerto
<i>Merops apiaster</i>	Abejaruco
<i>Miliaria calandra</i>	Triguero
<i>Motacilla alba</i>	Lavandera Blanca
<i>Muscicapa striata</i>	Papamoscas gris
<i>Oenanthe leucura</i>	Collalba negra
<i>Oriolus oriolus</i>	Oropéndola
<i>Parus ater</i>	Carbonero garrapinos
<i>Parus cristatus</i>	Herrerillo capuchino
<i>Parus major</i>	Carbonero común
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión común
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Colirrojo tizón
<i>Phylloscopus collybita</i>	Mosquitero común
<i>Pica pica</i>	Urraca
<i>Picus viridis</i>	Pito Real
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Avión Roquero
<i>Serinus serinus</i>	Verdecillo
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tórtola turca
<i>Streptopelia turtur</i>	Tórtola común
<i>Sturnus unicolor</i>	Estornino negro
<i>Sylvia atricapilla</i>	Curruca capirotada

<i>Sylvia hortensis</i>	Curruca mirlona
<i>Sylvia melanocephala</i>	Curruca cabecinegra
<i>Sylvia undata</i>	Curruca rabilarga
<i>Turdus merula</i>	Mirlo
<i>Upupa epops</i>	Abubilla

Anexo II. Matrices de datos

DATOS FÍSICOS, DE USO Y DE ESTRUCTURA DE LA MASA FORESTAL (POR SECTORES DE MUESTREO):

	MPPPA	MPPVN	MPMIG	MPMIP	MPMSU	MPMES	MPMWE	MBCAR	MBMNO	MBMCE	MBMSU
SUPK	0,307	0,087	0,068	0,022	0,029	0,065	0,027	0,280	0,154	0,155	0,143
PERI	2,533	1,607	1,183	0,678	1,300	2,299	0,856	1,100	3,250	3,400	3,900
IFOR	8,245	18,471	17,474	30,404	44,828	35,478	31,704	3,929	21,159	21,950	27,330
DPEQ	0,089	0,250	0,190	0,190	0,230	0,426	0,325	0,015	0,312	0,073	0,073
DGRA	3,380	0,280	0,090	0,180	0,544	0,038	0,541	0,000	0,563	0,015	0,015
DMAT	3,380	3,940	2,950	3,170	4,460	3,850	3,220	0,000	0,563	0,015	0,015
CONE	2	0	0	0	0	1	0	4	3	3	1
GURB	2	1	3	3	0	0	1	1	1	0	0
GAGR	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1
GFOR	2	1	0	0	3	3	2	1	2	2	2
EDAD	1	2	1	1	1	1	3	3	3	3	3
CSUE	35,76	38,10	33,91	36,40	39,96	35,29	23,15	27,54	55,11	27,27	29,05
CROC	11,90	3,16	6,88	7,04	9,10	11,96	6,00	7,00	2,69	9,33	3,46
CHOJ	10,73	18,02	8,69	8,13	20,38	12,88	16,08	20,43	19,97	21,54	20,21
CPAS	12,67	13,29	22,04	26,35	11,96	11,38	27,10	6,32	19,31	29,08	17,63
CCAM	18,53	9,20	22,81	19,69	8,46	20,42	19,80	29,11	11,30	7,06	17,34
CARB	2,78	1,00	0,00	1,00	0,52	0,08	5,50	7,82	0,69	1,83	8,21
CLIQ	0,46	0,32	0,23	0,00	0,00	0,67	2,35	3,25	2,63	2,25	2,04
CANU	6,78	20,27	5,90	1,29	10,63	5,75	1,03	0,14	0,16	0,35	2,05
COPA	13,81	46,70	19,81	24,42	41,79	36,13	29,70	34,00	38,34	45,96	43,71
TPIN	624,00	485,71	500,00	616,67	550,00	383,33	380,00	494,44	555,56	400,00	742,86
PVIV	236,00	485,71	241,67	416,67	533,33	366,67	300,00	472,22	555,56	400,00	728,57
PMUE	388,00	0,00	258,33	200,00	16,67	16,67	80,00	22,22	0,00	0,00	14,29
PJUV	4,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	111,11	55,56	55,56	142,86
PINM	8,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	200,00	44,44	114,29
PADU	224,00	485,71	241,67	400,00	533,33	366,67	300,00	333,33	300,00	300,00	471,43
P<6	60,00	185,71	100,00	300,00	166,67	216,67	240,00	NA	111,11	133,33	200,00
P>6	172,00	300,00	141,67	100,00	366,67	150,00	60,00	NA	200,00	188,89	300,00
PDBH	13,96	15,96	13,99	10,98	14,84	15,30	15,92	NA	8,63	17,20	16,35

CÓDIGOS DE LAS VARIABLES:

Tamaño y forma de las manchas	Superficie km2	SUPK
	Perímetro	PERI
	S/P (índice de forma)	IFOR
Distancia a otras manchas	P (<30 ha)	DPEQ
	G (>30 ha)	DGRA
	Matriz forestal	DMAT
Conectividad con la matriz		CONE
Usos en el entorno (grado de desarrollo)	Urbanización	GURB
	Agrícola	GAGR
	Forestal no arbolado	GFOR
Edad de la masa		EDAD
Cobertura lineal (%)	Suelo desnudo	CSUE
	Rocas	CROC
	Hojarasca	CHOJ
	Pastizal (Brachypodium)	CPAS
	Caméfitos	CCAM

	Arbustos	CARB
	Líquenes y musgos	CLIQ
	Otros (anuales)	CANU
	Copas (Pino carrasco)	COPA
Densidad de <i>Pinus halepensis</i>	Densidad total pinos	TPIN
	Vivos	PVIV
	Mortalidad	PMUE
Por clases de edad	Juveniles	PJUV
	Inmaduros	PINM
	Adultos	PADU
Por clases de altura	< 6m	P<6
	>6m	P>6
DBH de <i>Pinus halepensis</i>		PDBH

CÓDIGOS DE LOS SECTORES DE MUESTREO:

Zona de estudio	Sector (mancha)	Código
Montepinar	Mancha forestal principal	MPPPA
Montepinar	Los Polvorines	MPPVN
Montepinar	Mancha Interior Grande	MPMIG
Montepinar	Mancha Interior Pequeña	MPMIP
Montepinar	Mancha Sur	MPMSU
Montepinar	Mancha Este	MPMES
Montepinar	Mancha Oeste	MPMWE
Majal Blanco	Mancha forestal principal (carrascal)	MBCAR
Majal Blanco	Mancha Norte	MBMNO
Majal Blanco	Mancha Centro	MBMCE
Majal Blanco	Mancha Sur	MBMSU

DATOS ORNITOLÓGICOS (POR SECTORES DE MUESTREO):

	MPPPA	MPPVN	MPMIG	MPMIP	MPMSU	MPMES	MPMWE	MBCAR	MBMNO	MBMCE	MBMSU
PC1	-1,428	-1,19	-3,406	-3,816	-1,433	-1,637	-0,45	3,593	2,961	2,57	4,238
PC2	3,561	-2,911	1,826	1,695	-3,345	-2,196	-0,436	2,47	-0,047	0,239	-0,856
PC3	-3,465	-0,619	0,011	4,366	-0,153	-1,463	-0,61	0,257	0,281	-0,274	1,669
PC4	1,995	1,998	-0,544	0,241	0,608	-1,38	-2,466	-0,257	-0,679	-1,606	2,09
PC5	1,568	-2,421	-2,457	1,198	1,497	0,922	-0,215	-1,245	0,79	0,17	0,193
APAP	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,667
HIDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,333
HIRU	0,625	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,25	0
MEAP	0,125	0,25	0	0,5	0,5	0,5	0	0,333	2	0,25	0
AECA	1,25	0,25	0	0	0	5	0	0	0	0,5	4,333
GALS	1,125	1	0	0,5	1,5	1	2	0	0	1,5	0
COPA	0,125	0,25	0	0	0	0	0	0,667	0,25	0,25	0,333
STDE	0,375	0,25	1	1,5	0	0	1	0,833	0,75	0,75	1
STTU	0,25	1,25	0,5	0	0	0	0,5	0,167	0	0,5	0,167
CUCA	0	0,5	0	0	0	0	0	0,333	0,75	0,25	0
CACA	0,25	2,5	4	0	0	1	1	0	0	0,5	0,167
CACH	1,5	3	1	4	1	2	4,5	0	1,5	1,5	0,5
FCOE	0	0	0	0	0	0	0	1,833	0,5	1,5	1,5
SESE	3,125	5,5	3,5	2	2,5	1,5	5	3	5	3	3,167
LASE	0,125	0,75	0	4	3	0	0,5	0	0,25	0,75	0
MOAL	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0	0,25	0
MUST	0,375	1,25	1	0	1	0	0,5	0,5	0	0,25	0
OROR	0,125	0,75	0	0,5	1,5	0	0	0,167	0,25	0	0
PATE	0	0	0	0	0	0	0	0,833	0	0	0,833
PCRI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,5	0
PAMA	1	0,25	0,5	0	0	0,5	1	1	0	0,5	0,833
PADO	1,75	0	7,5	3	0	1	2	0	0,75	2	0,667
ALRU	0,125	0,75	0	0	0	1	0	0,333	0,25	0	0
PIVI	0	0,75	0	0	0,5	0,5	0	0,333	0	0,25	0
STUN	0,25	0,25	0	0,5	0	0	1	0,5	0	1,25	0,5
SYHO	0,5	0,25	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0
SYME	2,75	2	2	0	0,5	3	3,5	2,833	2,5	1,25	1,333
SYUN	0,5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,167
TUME	1,25	1,5	2	0,5	4,5	1,5	1	1,833	1,75	0,75	1,167
UPEP	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0,333
ABTO	17,75	23,75	23	18	18,5	18,5	23,5	17,5	17	21,75	18
RITO	22	21	10	11	12	12	13	18	14	24	18
ABFO	16,75	23,5	23	17,5	18	18	23,5	17,17	14,5	18,25	17
RIFO	19	20	10	10	11	11	13	17	12	21	16
AEGI	1,25	0,25	0	0	0	5	0	0	0	0,5	4,333
ALAU	1,125	1	0	0,5	1,5	1	2	0	0	1,5	0
COLU	0,75	1,75	1,5	1,5	0	0	1,5	1,667	1	1,5	1,5
CUCU	0	0,5	0	0	0	0	0	0,333	0,75	0,25	0
FRIN	4,875	11	8,5	6	3,5	4,5	10,5	4,833	7	6,5	5,333
LANI	0,125	0,75	0	4	3	0	0,5	0	0,25	0,75	0
MOTA	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0	0,25	0
MUSC	0,375	1,25	1	0	1	0	0,5	0,5	0	0,25	0
ORIO	0,125	0,75	0	0,5	1,5	0	0	0,167	0,25	0	0
PARI	1	0,25	0,5	0	0	0,5	1	2,833	0	1	1,667
PASS	1,75	0	7,5	3	0	1	2	0	0,75	2	0,667
PHAS	0,125	0,75	0	0	0	1	0	0,333	0,25	0	0
PICI	0	0,75	0	0	0,5	0,5	0	0,333	0	0,25	0

STUR	0,25	0,25	0	0,5	0	0	1	0,5	0	1,25	0,5
SYLV	3,75	2,25	2	0	2	3	3,5	3,833	2,5	1,25	1,5
TURD	1,25	1,5	2	0,5	4,5	1,5	1	1,833	1,75	0,75	1,167
UPUP	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0,333
DIVS	1,73	1,648	0,718	0,732	0,961	0,813	1,019	1,538	0,859	2,053	1,541
DIVF	1,567	1,61	0,718	0,642	0,875	0,723	1,019	1,48	0,563	1,881	1,386
SPEC	11,11	15,07	8,711	11,81	13,65	10,06	10,31	11,79	8,151	13,89	6,357
LRAE	0,296	1,19	0,352	0,699	0,602	0,301	0,528	0,259	0,194	0,595	0,134
SPEF	9,614	14,59	8,711	11,11	12,95	8,577	10,31	11,3	5,538	12,34	5,284
DAVE	0,176	0	0	0	0	0	0	0,301	0	0	0,067

CÓDIGOS DE LAS VARIABLES:

Código	Variable	
APAP	Abundancia media	<i>Apus apus</i>
HIDA	Abundancia media	<i>Hirundo daurica</i>
HIRU	Abundancia media	<i>Hirundo rustica</i>
MEAP	Abundancia media	<i>Merops apiaster</i>
AECA	Abundancia media	<i>Aegithalos caudatus</i>
GALS	Abundancia media	<i>Galerida sp.</i>
COPA	Abundancia media	<i>Columba palumbus</i>
STDE	Abundancia media	<i>Streptopelia decaocto</i>
STTU	Abundancia media	<i>Streptopelia turtur</i>
CUCA	Abundancia media	<i>Cuculus canorus</i>
CACA	Abundancia media	<i>Carduelis carduelis</i>
CACH	Abundancia media	<i>Carduelis chloris</i>
FCOE	Abundancia media	<i>Fringilla coelebs</i>
SESE	Abundancia media	<i>Serinus serinus</i>
LASE	Abundancia media	<i>Lanius senator</i>
MOAL	Abundancia media	<i>Motacilla alba</i>
MUST	Abundancia media	<i>Muscicapa striata</i>
OROR	Abundancia media	<i>Oriolus oriolus</i>
PATE	Abundancia media	<i>Parus ater</i>
PCRI	Abundancia media	<i>Parus cristatus</i>
PAMA	Abundancia media	<i>Parus major</i>
PADO	Abundancia media	<i>Passer domesticus</i>
ALRU	Abundancia media	<i>Alectoris rufa</i>
PIVI	Abundancia media	<i>Picus viridis</i>
STUN	Abundancia media	<i>Sturnus unicolor</i>
SYHO	Abundancia media	<i>Sylvia hortensis</i>
SYME	Abundancia media	<i>Sylvia melanocephala</i>
SYUN	Abundancia media	<i>Sylvia undata</i>
TUME	Abundancia media	<i>Turdus merula</i>
UPEP	Abundancia media	<i>Upupa epops</i>
ABTO	Abundancia media	Toda la comunidad
RITO	Riqueza	Toda la comunidad
ABFO	Abundancia media	Especies forestales
RIFO	Riqueza	Especies forestales
COLU	Abundancia media familia	<i>Columbidae</i>
FRIN	Abundancia media familia	<i>Fringillidae</i>
PARI	Abundancia media familia	<i>Paridae</i>
SYLV	Abundancia media familia	<i>Sylviidae</i>
DIVS	Diversidad (Índice de Shannon)	Toda la comunidad
DIVF	Diversidad (Índice de Shannon)	Especies forestales

SPEC	Indice Conservacion Avifauna SPEC	Toda la comunidad
LRAE	Indice Conservacion Avifauna LRAves España	Toda la comunidad
SPEF	Indice Conservacion Avifauna SPEC	Especies forestales
LRAF	Indice Conservacion Avifauna LRAves España	Especies forestales

DATOS FLORÍSTICOS (POR SECTORES DE MUESTREO):

	MPPPA	MPPVN	MPMIG	MPMIP	MPMSU	MPMES	MPMWE	MBCAR	MBMNO	MBMCE	MBMSU
FRHA	44	0	16,67	16,67	0	0	40	55,56	0	44,44	66,67
FCHA	16	0	16,67	0	0	0	40	33,33	0	33,33	22,22
FPIS	4	0	0	0	0	0	0	13,89	0	0	33,33
FJUN	0	0	0	0	0	0	0	13,89	0	0	33,33
FOPU	4	71,43	0	0	16,67	33,33	0	0	0	0	0
RLEN	25	15	21	21	13	16	22	34	24	23	35
RNAN	3	0	2	1	0	0	2	9	1	3	8
RARB	7	4	7	5	5	5	6	11	7	8	11
RCAM	14	10	12	15	8	11	14	15	15	12	14

CÓDIGOS DE LAS VARIABLES:

Frecuencia de las principales especies leñosas	Frecuencia de <i>Rhamnus lycioides</i>	FRHA
	Frecuencia de <i>Chamaerops humilis</i>	FCHA
	Frecuencia de <i>Pistacia lentiscus</i>	FPIS
	Frecuencia de <i>Juniperus oxycedrus</i>	FJUN
Frecuencia de exóticas	Frecuencia de <i>Opuntia</i>	FOPU
Riqueza de especies	Riqueza total especies leñosas	RLEN
	Riqueza de nanofanerofitos	RNAN
	Riqueza de arbustos	RARB
	Riqueza de caméfitos	RCAM

Anexo III. Códigos y valores usados para el cálculo de los índices de conservación

SPEC (Birds in Europe 2004)

SPEC 2	8
SPEC 3	4
NON-SPEC	1

SPEC 1	(European species of global conservation concern)
SPEC 2	(Unfavourable conservation status in Europe, concentrated in Europe)
SPEC 3	(Unfavourable conservation status in Europe, not concentrated in Europe)
Non-SPEC^E	(Favourable conservation status in Europe, concentrated in Europe)
Non-SPEC	(Favourable conservation status in Europe, not concentrated in Europe)

DAVES (Directiva 79/409)

Anexo I	1
No Anexo I	0

LRAE (Libro Rojo de las Aves de España)

VU	Vulnerable	2
NT, LC, DD	Casi amenazada, preocupación menor, datos insuficientes	1
NE	No evaluada	0

Especies (azul=alimentación aérea; resto=forestales)	SPEC	DAVES	LRAE
APAP <i>Apus apus</i>	1	0	0
HIDA <i>Hirundo daurica</i>	1	0	0
HIRU <i>Hirundo rustica</i>	4	0	0
MEAP <i>Merops apiaster</i>	4	0	0
AECA <i>Aegithalos caudatus</i>	1	0	0
GALS <i>Galerida sp.</i>	4	0	0
COPA <i>Columba palumbus</i>	1	0	0
STDE <i>Streptopelia decaocto</i>	1	0	0
STTU <i>Streptopelia turtur</i>	4	0	2
CUCA <i>Cuculus canorus</i>	1	0	0
CACA <i>Carduelis carduelis</i>	1	0	0
CACH <i>Carduelis chloris</i>	1	0	0
FCOE <i>Fringilla coelebs</i>	1	0	0
SESE <i>Serinus serinus</i>	1	0	0
LASE <i>Lanius senator</i>	8	0	1
MOAL <i>Motacilla alba</i>	1	0	0
MUST <i>Muscicapa striata</i>	4	0	0
OROR <i>Oriolus oriolus</i>	1	0	0
PATE <i>Parus ater</i>	1	0	0
PCRI <i>Parus cristatus</i>	8	0	0
PAMA <i>Parus major</i>	1	0	0

PADO	<i>Passer domesticus</i>	4	0	0
ALRU	<i>Alectoris rufa</i>	8	0	1
PIVI	<i>Picus viridis</i>	8	0	0
STUN	<i>Sturnus unicolor</i>	1	0	0
SYHO	<i>Sylvia hortensis</i>	4	0	0
SYME	<i>Sylvia melanocephala</i>	1	0	0
SYUN	<i>Sylvia undata</i>	8	1	0
TUME	<i>Turdus merula</i>	1	0	0
UPEP	<i>Upupa epops</i>	4	0	0

Anexo IV. Resultados del Análisis de Componentes Principales de la matriz de datos físicos, de uso y de estructura de la masa forestal

PC	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation		
1	8,08	31,1	31,1		
2	5,05	19,4	50,5		
3	3,7	14,2	64,7		
4	2,42	9,3	74		
5	2,12	8,1	82,1		

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
SUPK	0,182	0,272	-0,227	0,206	0,027
PERI	0,227	-0,037	-0,099	0,128	0,184
IFOR	-0,101	-0,32	0,14	-0,147	0,3
DPEQ	-0,146	-0,251	-0,063	-0,264	0,08
DGRA	-0,069	0,193	-0,315	0,248	0,28
DMAT	-0,306	-0,15	-0,127	0,066	0,061
CONE	0,255	0,193	-0,103	-0,088	0,068
GURB	-0,214	0,292	0,131	0,061	-0,155
GAGR	-0,013	-0,25	-0,048	0,297	-0,311
GFOR	0,108	-0,234	-0,263	-0,077	0,396
EDAD	0,305	-0,003	0,055	-0,159	-0,143
CSUE	-0,148	0,057	0,338	0,094	0,241
CROC	-0,204	0,142	0,086	-0,064	0,36
CHOJ	0,21	-0,141	0,267	0,011	0,128
CPAS	-0,134	0,107	0,378	-0,119	0,144
CCAM	-0,129	0,236	0,307	-0,028	0,048
CARB	0,213	0,128	0,108	0,089	-0,044
CLIQ	0,305	0,087	0,004	-0,248	-0,067
CANU	-0,164	-0,225	-0,133	0,35	-0,217
COPA	-0,131	0,01	0,242	-0,064	-0,374
TPIN	0,053	0,101	0,185	0,502	0,186
PVIV	0,222	-0,207	0,237	0,245	0,074
PMUE	-0,201	0,316	-0,105	0,155	0,076
PJUV	0,303	0,08	0,174	0,127	-0,029
PINM	0,245	0	0,09	0,026	0,121
PADU	0,013	-0,338	0,198	0,274	0,045
	SCORE1	SCORE2	SCORE3	SCORE4	SCORE5
MPPPA	-1,4282	3,5608	-3,4654	1,9948	1,5680
MPPVN	-1,1900	-2,9110	-0,6190	1,9976	-2,4211
MPMIG	-3,4065	1,8260	0,0107	-0,5441	-2,4567
MPMIP	-3,8159	1,6947	4,3664	0,2413	1,1981
MPMSU	-1,4325	-3,3448	-0,1530	0,6081	1,4970
MPMES	-1,6374	-2,1964	-1,4626	-1,3798	0,9225
MPMWE	-0,4500	-0,4360	-0,6098	-2,4658	-0,2154
MBCAR	3,5928	2,4702	0,2574	-0,2567	-1,2447
MBMNO	2,9606	-0,0469	0,2806	-0,6786	0,7896
MBMCE	2,5696	0,2393	-0,2745	-1,6064	0,1698
MBMSU	4,2375	-0,8559	1,6692	2,0896	0,1930