

ANÁLISIS DEL PAISAJE DE LA CUENCA DEL IBAIZABAL

Resumen

Se ha analizado la estructura y composición del paisaje actual de la cuenca del Ibaizabal determinando que tipos de vegetación son dominantes y cuales son los más afectados por los procesos de fragmentación. Para ello se han analizado los índices de paisaje a tres escalas: mancha, tipo de vegetación y paisaje. La cuenca está caracterizada por una cobertura forestal relativamente grande (65.7 %) y por un desplazamiento de las manchas hacia valores pequeños (mediana = 0.953Ha). Por otro lado, se han comparado las comunidades de vegetación más representativas de la zona utilizando los siguientes índices de paisaje: tamaño de mancha, forma de la mancha, índices de dispersión y índices de aislamiento. Las plantaciones de coníferas y eucalipto ocupan más de la mitad del área de estudio, y a su vez, presentan el mayor tamaño medio de teselas con $35,903 \pm 8,65$ Ha. En cambio, el robledal-bosque mixto, siendo la vegetación potencial de la zona, solamente presenta un 3.65% de la superficie total con un tamaño medio relativamente pequeño ($1,623 \pm 0,748$ Ha). Por eso, el robledal-bosque mixto es el tipo de vegetación que menor índice de fragmentación presenta. Esto quiere decir que es la vegetación más afectada por los procesos de fragmentación al ser substituido en gran medida por los prados y plantaciones forestales.

1. Introducción

Muchos estudios y avances en ecología del paisaje han rebelado que la configuración del paisaje tiene un fuerte impacto en la diversidad local (Dauber *et al.*, 2003). Es decir, la calidad del hábitat es un factor importante que determina la presencia de especies (Dauber *et al.*, 2003; Rocchini *et al.*, 2005). Por ello, para el mantenimiento de la biodiversidad es necesario una gestión desde el punto de vista ordenación del territorio a través del mantenimiento adecuado de las manchas de ecosistemas en el paisaje (Waldhardt, 2003). De este modo, un análisis a nivel de paisaje nos sirve de herramienta tanto para la conservación de la biodiversidad (Rocchini *et al.*, 2005) como para una gestión forestal sostenible (García *et al.*, 2003; Waldhardt, 2003; Dauber *et al.*, 2005).

Hay que considerar el paisaje como un mosaico de elementos los cuales están vinculados por flujos materiales y energéticos (Terradas, 2001). La manera en la que los ecosistemas se distribuyen en el territorio es fundamental para la regulación de los flujos, dispersión de las especies y mantenimiento del ecosistema en sí (Rodríguez *et al.*, 2006). Es decir, la biodiversidad depende totalmente de la configuración del paisaje (Burel *et al.*, 2002) con sus componentes principales que son la matriz y las manchas (Terradas, 2001).

El paisaje que vemos, es el resultado de una secuencia de procesos históricos (Terradas, 2001) que a su vez afectan en el uso del suelo. En Europa, uno de los cambios mas notables en el uso de los suelos, ocurrió en el siglo XX. Como consecuencia, el paisaje cambió bruscamente ya que muchos bosques maduros desaparecieron repercutiendo directamente en la biodiversidad (Onaindia *et al.*, 2004).

En Bizkaia y Gipuzkoa, el cambio en los usos de suelo también ha tenido gran repercusión en la configuración del paisaje (Onaindia *et al.*, 2004). Hoy día, mientras que los tipos de vegetación seminaturales presentan una superficie relativamente pequeña, las plantaciones forestales ocupan un área mucho mayor. Por ejemplo, el robledal-bosque mixto, aún siendo la vegetación potencial dominante de Bizkaia (Aseginolaza *et al.*, 1988), solamente ocupa una muy pequeña superficie (i.e., 3%) de esta región (Onaindia *et al.*, 2004). Todo esto, afecta directamente a la biodiversidad ya se ha visto que las comunidades seminaturales presentan diversidades mayores que las artificiales (Wulf, 2002).

Siendo esto así, la percepción de la gestión sostenible de los bosques ha cambiado considerablemente hasta que hoy día se consideran de gran importancia los factores ecológicos, económicos y sociales (Wulf, 2002). En la conferencia Pan Europea de Helsinki se fijó la biodiversidad como factor ecológico importante, ya que se trata de un valor básico de conservación (Dauber *et al.*, 2003).

Hay que considerar el paisaje como un mosaico de elementos los cuales están vinculados por flujos materiales y energéticos (Terradas, 2001). La manera en la que los ecosistemas se distribuyen en el territorio es fundamental para la regulación de los flujos, dispersión de las especies y mantenimiento del ecosistema en sí (Rodríguez *et al.*, 2006). Es decir, la biodiversidad depende totalmente de la configuración del paisaje (Burel & Baudry, 2002) con sus componentes principales que son la matriz y las manchas (Terradas, 2001).

El objetivo principal de este estudio es analizar la estructura de la cuenca del Ibaizabal como indicador de biodiversidad para una gestión sostenible de los bosques. Para ello se calcularán los índices de paisaje a tres escalas: manchas, vegetación y paisaje. De este modo, se podrán determinar cuales son los tipos de vegetación dominantes así como cuales son los más afectados por los procesos de fragmentación ya que se trata de una zona densamente poblada e industrializada (Rallo *et al.*, 1998).

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El estudio ha sido realizado en la cuenca hidrográfica del río Ibaizabal, norte de España (43°07'N, 2°51'W). Esta cuenca está situada en Euskadi y forman parte de ésta las provincias de Bizkaia (mayoritariamente), Gipuzkoa y Araba. La superficie de la cuenca es de 48.320Ha y la altitud varía desde los pocos metros (< 50m) hasta aproximadamente los 1200m (GESPLAN, 2002). Por lo cual, en esta área se pueden encontrar tanto valles atlánticos como montañas septentrionales (Aizpuru *et al.*, 1990).

El clima característico de esta región es el Atlántico con una media de precipitación y temperatura anual de entre 1200 - 2000mm y entorno a los 12 ° C respectivamente. El tipo de sustrato, en cambio, es muy variable pero se aprecia una dominancia del sustrato tipo Flysh con unos afloramientos calizos en las montañas mas altas de esta zona (Aizpuru *et al.*, 1990).

En casi la totalidad de la cuenca, la vegetación potencial es el robledal-bosque mixto (*Quercus robur*), pero en las zonas de más altitud es el hayedo (*Fagus sylvatica*). En cambio, la distribución y ocupación de estas vegetaciones ha sido considerablemente alterada y disminuida por la influencia del hombre. En esta región, muchos robledales han sido remplazados por repoblaciones forestales (especialmente *Pinus radiata*) (Schmitz *et al.*, 1997) hasta llegar al punto de que hoy día ocupan un porcentaje muy pequeño (aprox. 3%) del área forestal de la región (Onaindia *et al.*, 2004).

Esta cuenca, casi desde el comienzo de su cauce principal llamado Arratia (Rallo *et al.*, 1998), se encuentra muy poblada (con aproximadamente 220.000 habitantes sin tener en cuenta Bilbao) e industrializada (en especial: industrias metalúrgicas y químicas). No obstante, se trata de una zona a proteger puesto que se encuentran zonas de gran interés ecológicos, como por ejemplo los parque naturales de Gorbea (con el biotopo de Itxina) y Urkiola (GESPLAN, 2002).

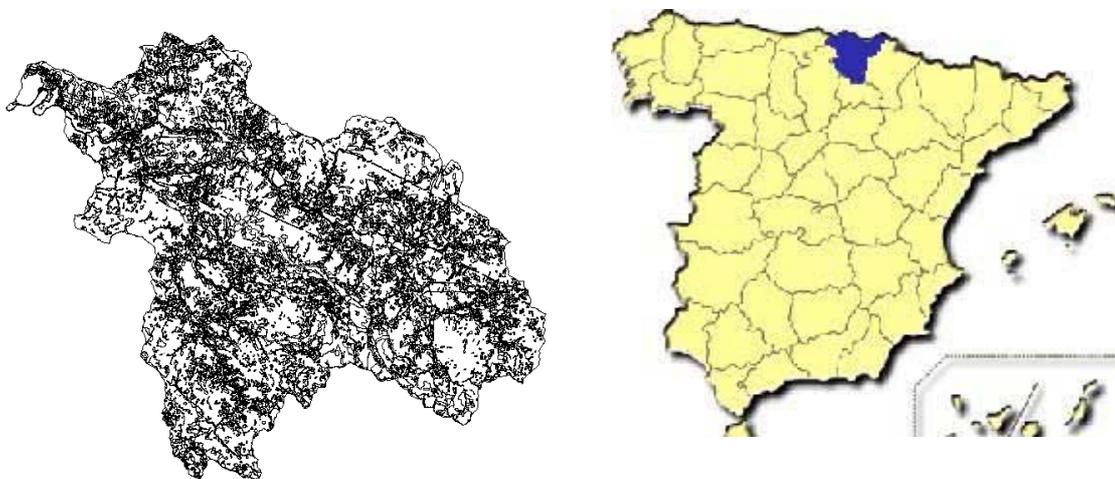


Figura 1. La cuenca del Ibaizabal (imagen de la izquierda) y su localización (imagen de la derecha).

2.2. Base de datos GIS

La base de datos utilizada para el análisis ha sido obtenida del mapa de vegetación (a escala 1:10.000) elaborada y facilitada por el centro IKT (Nekazal Ikerketa eta Tecnología). Para la elaboración del mapa, se han utilizado ortofotos a escala 1:5000 sacados en Septiembre del año 2002. Por otro lado, para la clasificación de los tipos de vegetación, se han basado en la clasificación de hábitats EUNIS (Moss & Davies, 2002).

De todos los tipos de vegetación de la clasificación EUNIS existentes en la cuenca, se han resumido en 15 tipos de vegetación (Tabla I). Comentar que, al efectuar el análisis del paisaje, se han descartado las manchas de vegetación inferiores a 0.2 Ha (= 1415 manchas muy dispersas). Por eso del área total de 48.320 Ha se ha estudiado realmente el 99,63%, es decir, 48.142 Ha.

2.3. Caracterización de las manchas

Mediante el programa V-Late insertado en el ARCGIS9, se han calculado los siguientes índices a nivel de las teselas: área (A), perímetro (P), número de manchas (NP), dimensión fractal (FD), índice SHAPE e índice de proximidad (PI). El FD y el

índice SHAPE dan información sobre la forma de la mancha. Para el cálculo del FD el V-Late ha utilizado la fórmula del Fragstat (McGarigal *et al.*, 2002) equivalente a $FD=2\ln P/\ln A$, donde A es el área de cada mancha en m² y P es el perímetro en m. El resultado está comprendido entre 1 y 2; en cuanto más se acerca al 1 la forma de la mancha será de perímetro simple, más circular. En cambio, cuanto más se acerque el resultado al 2 la mancha será de perímetro complejo, más alargado. Para el índice SHAPE, se ha utilizado la siguiente fórmula: $SHAPE = P/(2\sqrt{A\pi})$. Cuando el valor es próximo a 1 la mancha es circular y aumenta sin límite a medida que la mancha se vuelve más irregular.

El índice de proximidad informa del grado de aislamiento de la mancha y depende del número, el tamaño y la distancia a la que se encuentran las otras manchas localizadas dentro de un radio determinado. Este índice, se calcula con la fórmula $P_i = \sum A_{ir}/h_{ir}^2$ donde A_{ir} es el área de la mancha i del mismo tipo que se encuentra dentro de un radio r y h_{ir} la distancia a dicha mancha. Cuando no se encuentra ninguna mancha del mismo tipo dentro del radio, el valor es de 0; y éste aumenta a medida que crece el número de manchas y el tamaño, y disminuye la distancia entre estas. En este caso se ha calculado el PI para diferentes radios (50, 500, 1000 y 2000m) para posteriormente ver cual es el que mejor caracteriza la diferencia entre los diferentes tipos de vegetación.

2.4. Caracterización de los tipos de vegetación

A partir de los datos sacados mediante el V-late, se han calculado los siguientes índices a nivel de vegetación cuyas formulas se encuentran en el programa FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002, in García *et al.*, 2005): número de manchas (NP), area total en Ha (CA), tamaño medio de manchas (MPS), dimensión fractal media (MPFD), media del índice SHAPE (MSHAPE), densidad de manchas por 100ha (PD), distancia media a la mancha más cercana (MNND) e índice de proximidad medio para el radio que mejor caracteriza la diferencia entre los diferentes tipos de vegetación (MPI).

También se han calculado los índices de dispersión (R) (Forman, 1995) y de fragmentación (F). Las fórmulas utilizadas para estos dos índices son:

- Índice de dispersión: $R = 2 dc (\lambda/\pi)$
 dc: distancia de borde a borde
 λ: densidad media de manchas (100Ha)
- Índice de fragmentación: $F = CA/NP * R$

2.5. Caracterización del paisaje

A nivel de paisaje (en la totalidad de la cuenca) se han calculado los siguientes índices: área total (TA), número de manchas (NP), tamaño medio de manchas (MPS), densidad de manchas (PD), índices de diversidad de Shannon (SHDI) y de Simpson (SIDI), índices de equitatividad de Shannon (SHEI) y de Simpson (SIEI) y riqueza (PR). Este último índice equivale en nuestro caso al número de diferentes tipos de vegetación existentes en la cuenca. Las fórmulas utilizadas son las que figuran en el programa Fragstat.

2.6. Análisis estadísticos

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos, se han tenido en cuenta solamente 9 de los 15 tipos de vegetación, los cuales son: el brezal-argomal-helechal-matorral, los prados y praderas, los hayedos, las plantaciones de coníferas y *Eucaliptus* sp., los bosques mediterráneos, los bosques de ribera, la vegetación de roquedos, el robledal-bosque mixto y los bosques naturales de jóvenes frondosas.

Mediante el programa SPSS se han comparado el tamaño de manchas, la dimensión fractal (FD) y la distancia a la mancha más cercana NND entre los diferentes tipos de vegetación citados mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney. Antes de efectuar este test, mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, nos percatamos de que los datos no eran normales y que no se podían normalizar. Por eso, efectuamos la prueba para varias muestras independientes, llamada H de Kruskal-Wallis, para ver si había diferencias significativas dentro de cada índice,

Por otro lado, se han seleccionado los valores de PI calculados a partir de un radio de 500m para la posterior comparación entre los nueve tipos de vegetación en cuestión. Para ello, se han efectuado igualmente los siguientes test: Kolmogorov-Smirnov, Mann-Whitney y H de Kruskal-Wallis.

3. Resultados

3.1. Estructura del paisaje

De la superficie estudiada de 48142 Ha (ya que se han estudiado solamente las manchas <0.2 Ha), dominan con un 52% de superficie las plantaciones de coníferas y eucalipto, ocupando un área total de 25095.9 Ha. En segundo lugar se encuentran los prados y praderas con un 16.39% del área total (7891.2 Ha). En cambio, los abedulares cubren muy poca superficie con solamente el 0,03 % del área total (12,40 Ha). Comentar que el robledal-bosque mixto, aún siendo la vegetación potencial de la zona, representa sólo el 3.65% de la superficie total con 1754.836 Ha.

En cuanto al número de manchas, observamos que el robledal presenta un valor relativamente alto, con 1081 manchas, comparando con la superficie total ocupada; y que en cambio, las plantaciones de coníferas y eucalipto presentan un menor número con 699 manchas, pese a su gran ocupación en la cuenca. El abedular, sin embargo, es la formación que menor número de teselas presenta, con solamente 10 manchas.

A nivel de paisaje, el número de teselas es de 7992, el tamaño medio de éstas es de $6,024 \pm 0,835$ Ha y la densidad de manchas es de 1,107 manchas /100 Ha. Las formaciones vegetales que presentan mayor tamaño medio de teselas de son las plantaciones de coníferas y *Eucaliptus* sp. con $35,903 \pm 8,65$ Ha. Se observa que el error estándar es muy elevado en general. En cambio, los cultivos y jardines se encuentran dispersos en pequeñas manchas de $0.911 \pm 0,058$ Ha de media. Decir que en los robledales-bosques mixtos, también, el tamaño medio de manchas es relativamente pequeño ($1,623 \pm 0,748$ Ha).

Tabla I. Valores de los índices calculados a nivel de tipo de vegetación (excepto Rc y F). CA = área total en Ha, NP = número de manchas, MPS = Tamaño medio de manchas en Ha, FD = dimensión fractal, MNND = dist. media a la mancha más cercana del mismo tipo en metros, PD = densidad de manchas por 100 ha, MPI 500m = índice de proximidad en un radio de 500 metros.

VEGETACIÓN	CA	%CA	NP	MPS	FD	MNND	PD	MPI500 m
Hábitats acuáticos	83,44	0,17	58	1,439 ± 0,283	1,534 ± 0,010	653 ± 163,518	0,120	81,7 ± 21,6
Abedular	12,40	0,03	10	1,239 ± 0,262	1,363 ± 0,022	1519 ± 539,833	0,021	0,1 ± 0,1
Núcleos de población	3687,46	7,66	925	3,986 ± 2,770	1,376 ± 0,001	133 ± 5,445	1,921	89479,9 ± 52480,5
Brez-argo-hele- mato	2916,72	6,06	1209	2,413 ± 0,365	1,403 ± 0,002 a	150 ± 4,271	2,511	1181,9 ± 655,2
Prados y praderas	7891,19	16,39	1434	5,503 ± 0,373 b	1,369 ± 0,001 b	63 ± 3,509	2,979	6624,9 ± 3746,7
Hayedos	1435,98	2,98	291	4,935 ± 0,824 c	1,358 ± 0,002	123 ± 12,877 c	0,604	333,0 ± 107,5 c
Plant. Conif y Eucali	25095,94	52,13	699	35,903 ± 8,656 c	1,353 ± 0,002	49 ± 2,291	1,452	49395,5 ± 11699,7
Plant. Frondosas	1081,69	2,25	325	3,328 ± 0,619	1,359 ± 0,003	352 ± 22,305	0,675	225,1 ± 62,8
Bosq. Mediterráneos	947,96	1,97	201	4,716 ± 0,893 bc	1,374 ± 0,004 bef	148 ± 35,034 e	0,418	1144,9 ± 879,7 e
Bosq. de ribera	490,53	1,02	247	1,986 ± 0,167 cd	1,479 ± 0,004	169 ± 16,425 ce	0,513	211,4 ± 62,8
Cultivos y jardines	596,94	1,24	655	0,911 ± 0,058	1,365 ± 0,002	196 ± 10,534	1,361	29,2 ± 10,5
Vegetación roquedos	804,98	1,67	97	8,299 ± 2,339 ce	1,387 ± 0,006 aehj	162 ± 25,310 cf	0,201	260,8 ± 98,5 c e
Roble – bosq. Mixto	1754,84	3,65	1081	1,623 ± 0,748 e	1,391 ± 0,002 h	137 ± 4,677 f	2,245	32,0 ± 4,8
Bosq. joven frondosas	1301,92	2,70	722	1,803 ± 0,113 de	1,376 ± 0,002 fj	208 ± 8,486	1,500	21,8 ± 3,2
Zonas sin vegetación	40,38	0,08	38	1,063 ± 0,198	1,372 ± 0,011	1367 ± 186,77	0,079	0,2 ± 0,1

Tabla II: Valores de los índices calculados a nivel de paisaje. TA = área total estudiada en Ha, NP = número total de manchas estudiadas, PD = densidad de manchas, PR = riqueza, SHDI = índice de diversidad de Shannon, SIDI = índice de diversidad de Simpson, SHEI = índice de equitatividad de Shannon, SIEI = índice de equitatividad de Simpson.

TA	NP	MPS	PD	PR	SHDI	SIDI	SHEI	IEI
48142,363	7992	6,024 ± 0,835	1,107	15	1,677	0,687	0,619	0,737

3.2. Análisis de datos

3.2.1. Tamaño de manchas

El brezal-argomal-helechal-matorral es el único tipo de vegetación que se diferencia de todos los demás (Tabla III). El robledal-bosque mixto es el que presenta el menor tamaño medio de manchas con $1,623 \pm 0,748$ Ha, pero no se diferencia significativamente de la vegetación de roquedos ni del bosque natural de jóvenes frondosas (Figura 2.a.). El tamaño medio de las manchas de los hayedos, plantaciones de coníferas y eucalipto, bosque mediterráneo, bosque de ribera y vegetación de roquedo no se consideran diferentes. Las plantaciones de coníferas y eucalipto, presentan un MPS muy elevado pero con un error estándar muy alto (Figura 2.a.).

Tabla III. Comparación de los tamaños de manchas (comparación de las medianas) entre los diferentes tipos de vegetación mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney. Las vegetaciones son: 4 = argomal-helechal-matorral; 5 = prados y praderas; 6 = hayedos; 7 = plantaciones de coníferas y *Eucaliptus* sp.; 9 = bosques mediterráneos; 10 = bosques de ribera; 12 = vegetación de roquedos; 13 = robledal-bosque mixto y 14 = bosques naturales de jóvenes frondosas.

VEGETACIONES	4	5	6	7	9	10	12	13	14
4	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.008	<0.001	<0.001
5	<0.001	0	0.005	0.003	0.061	<0.001	0.027	<0.001	<0.001
6	<0.001	0.005	0	0.705	0.719	0.28	0.487	<0.001	0.002
7	<0.001	0.003	0.705	0	0.967	0.117	0.306	<0.001	<0.001
9	<0.001	0.061	0.719	0.967	0	0.167	0.376	0.001	0.002
10	<0.001	<0.001	0.28	0.117	0.167	0	0.964	0.04	0.076
12	0.008	0.027	0.487	0.306	0.376	0.964	0	0.261	0.318
13	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.04	0.261	0	0.821
14	<0.001	<0.001	0.002	<0.001	0.002	0.076	0.318	0.821	0

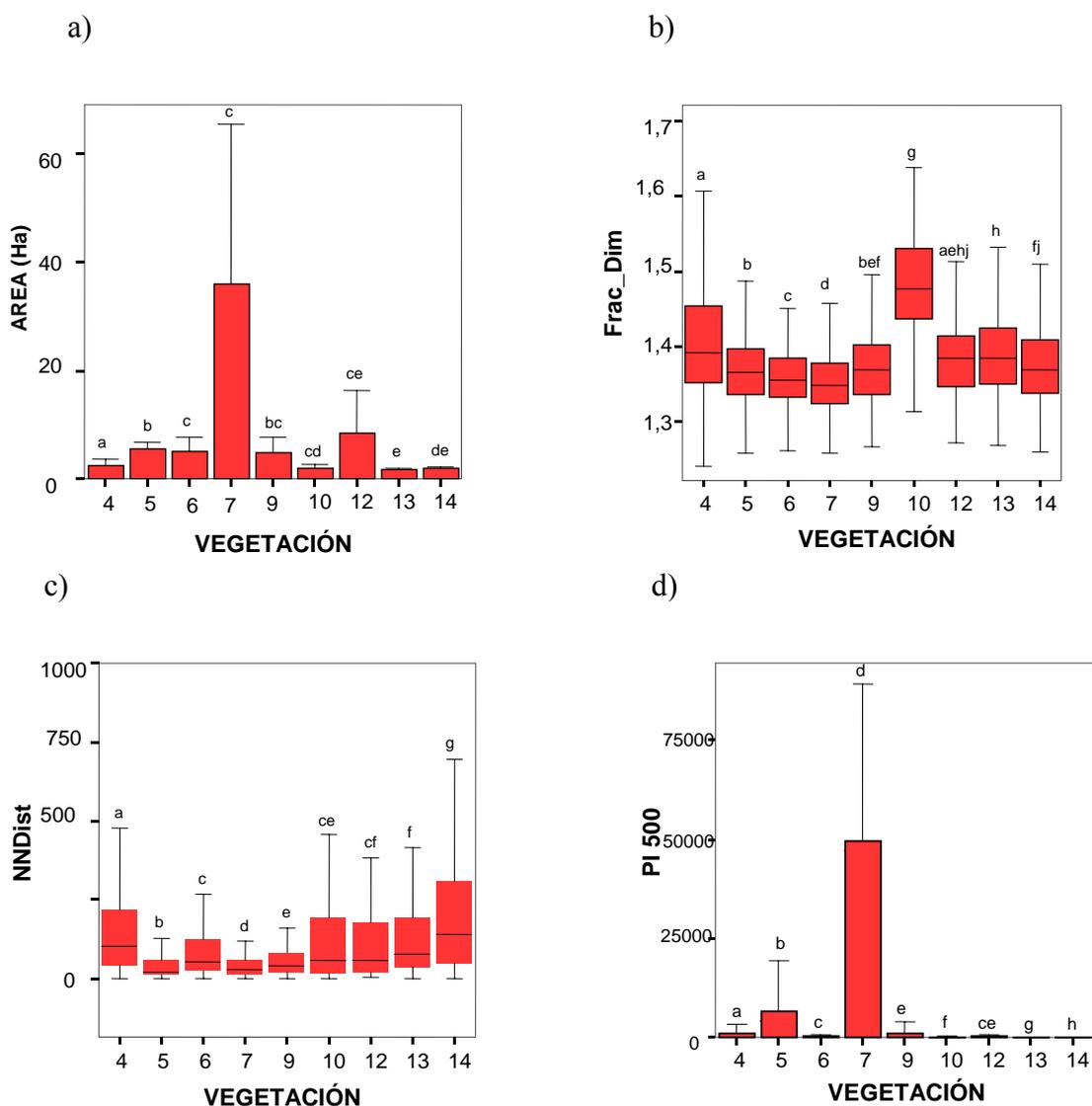


Figura 2. En estas figuras se muestran para los nueve tipos de vegetación considerados: a) Tamaño medio de manchas y el error estándar de cada una de ellas. b) Mediana de la dimensión fractal y el error estándar. c) Mediana de la distancia a la mancha más cercana y el error estándar. d) Media del índice de proximidad para un radio de 500m y el error estándar. Para las vegetaciones véase tabla III.

3.2.2. Forma de las manchas

Existen diferencias respecto a la forma de las manchas en general. Los bosques de ribera presentan una dimensión fractal de muy elevada de 1.479 ± 0.004 y se distingue significativamente de todas las demás vegetaciones ($p < 0.001$). Los hayedos y las plantaciones de coníferas y *Eucaliptus* sp., también poseen dimensiones fractales distintas a las demás vegetaciones (Tabla IV). Las plantaciones de coníferas y eucalipto son las que presentan la menor media de dimensión fractal (Figura 2.b.).

Tabla IV. Comparación de la dimensión fractal entre los diferentes tipos de vegetación mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney. Para las vegetaciones véase tabla III

VEGETACIONES	4	5	6	7	9	10	12	13	14
4	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.054	0.001	<0.001
5	<0.001	0	<0.001	<0.001	0.289	<0.001	0.003	<0.001	0.012
6	<0.001	0.001	0	0.019	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
7	<0.001	<0.001	0.019	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
9	<0.001	0.289	0.002	<0.001	0	<0.001	0.058	<0.001	0.67
10	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0	<0.001	<0.001	<0.001
12	0.054	0.003	<0.001	<0.001	0.058	<0.001	0	0.501	0.077
13	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.501	0	<0.001
14	<0.001	0.012	<0.001	<0.001	0.67	<0.001	0.077	<0.001	0

3.2.3. Aislamiento

El bosque natural de jóvenes frondosas es el que muestra mayor distancia a la mancha más cercana (NNDist) con una media de $208 \pm 8.486\text{m}$ (Figura 2.c.). En cambio, las plantaciones de coníferas y eucalipto son las que menor NNDist muestran con una media de $49 \pm 2.29\text{ m}$ (Tabla V). No hay diferencia significativa ($p > 0.05$) entre el NNDist del bosque de ribera, el hayedo y la vegetación de roquedo, ni tampoco entre el del bosque mediterráneo y de ribera (tabla V).

Tabla V. Comparación del NNDist entre los diferentes tipos de vegetación mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney. Para las vegetaciones véase tabla III

VEGETACIONES	4	5	6	7	9	10	12	13	14
4	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	<0.001	<0.001
5	<0.001	0	<0.001	0.008	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
6	<0.001	<0.001	0	<0.001	0.014	0.93	0.754	<0.001	<0.001
7	<0.001	0.008	<0.001	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
9	<0.001	<0.001	0.014	<0.001	0	0.051	0.032	<0.001	<0.001
10	<0.001	<0.001	0.93	<0.001	0.051	0	0.602	0.001	<0.001
12	0.003	<0.001	0.754	<0.001	0.032	0.602	0	0.057	<0.001
13	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.057	0	<0.001
14	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0

En cuanto al índice de dispersión (Rc), de las comunidades de vegetación comparadas, el mayor valor lo presenta el brezal-argomal-helechal-matorral seguido del robledal-bosque mixto (Tabla VI). En cambio, la comunidad menos dispersa es la vegetación de roquedos ($Rc = 0.208$). En cuanto a la fragmentación, la vegetación de roquedo es la comunidad que muestra el valor F más grande, es decir, la que más fragmentada se encuentra. Sin embargo, el robledal bosque mixto es el que menor índice de fragmentación presenta (= fragmentación grande).

Tabla VI. Índices de dispersión (Rc) y fragmentación (F) decada tipo de vegetación. Las vegetaciones marcadas con un * son las que se han utilizado para las comparaciones estadísticas.

VEGETACIÓN	Rc	F
Hábitats acuáticos	0.501	1658.19
Abedular	0.201	23974.79
Núcleos de población	1.623	32.07
*Brezal-argomal-helechal-matorral	2.402	16.58
*Prados	1.197	28.06
*Hayedos	0.475	348.17
*Plant.Coníferas y <i>Eucaliptus</i> sp.	0.451	152.83
Plant. Frondosas	1.512	97.99
*Bosques mediterráneos	0.394	608.06
*Bosques de ribera	0.551	353.65
Cultivos y jardines	1.695	43.35
*Vegetación de roquedos	0.208	2387.00
*Robledal-bosque mixto	1.953	22.81
*Bosque natural jóvenes frondosas	1.981	33.66
Zonas sin vegetación	0.687	1843.71

El índice de proximidad (PI) que mejor representa las diferencias entre las vegetaciones es el calculado para un radio de 500m ya que a partir de este radio los valores para cada mancha varían muy poco para todos los tipos de vegetación. Es por eso que se han elegido los valores de los índices de proximidad calculados con un radio de 500m para comparar entre las diferencias existentes entre las vegetaciones a analizar.

Casi todas las vegetaciones presentan un índice de proximidad diferente frente a las demás, las excepciones son: el hayedo con la vegetación roquedos; y el bosque mediterráneo con la vegetación de roquedos ($p > 0.05$) (Tabla VII). La vegetación que mayor media de PI 500 m presenta es la plantación de coníferas y eucalipto seguida de la vegetación denominada prados y praderas (Figura 2.d.).

Tabla VII. Comparación del índice de proximidad entre los diferentes tipos de vegetación mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney. Para las vegetaciones véase tabla III

VEGETACIONES	4	5	6	7	9	10	12	13	14
4	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
5	<0.001	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
6	<0.001	<0.001	0	<0.001	0.019	0.006	0.714	<0.001	<0.001
7	<0.001	<0.001	<0.001	0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
9	<0.001	<0.001	0.019	<0.001	0	<0.001	0.192	<0.001	<0.001
10	<0.001	<0.001	0.006	<0.001	<0.001	0	0.038	0.001	<0.001
12	<0.001	<0.001	0.714	<0.001	0.192	0.038	0	<0.001	<0.001
13	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	0	<0.001
14	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0

4. Discusión

La elección de una escala determinada y no otra, es fundamental ya que de los resultados dependen totalmente de ésta (Burel & Baudry, 2002; Waldhardt, 2003). Como se han mencionado antes, los ortofotos utilizados para la elaboración del mapa de vegetación están a escala 1:5000 ya que se trata de un área muy fragmentada con manchas relativamente pequeñas. Por ejemplo, del área total de la cuenca, solamente 46manchas presentan un área mayor a 100Ha. Es por eso que la escala seleccionada

para la elaboración del mapa GIS es de 1:10000, ya que con una escala mayor se perdería mucha información.

Son varias las razones por las se seleccionaron solamente las manchas superiores a 0.2Ha. Primeramente, existen varias manchas minúsculas que carecen de sentido y que por eso no se han tenido en cuenta. Por otro lado, las manchas pequeñas en vegetaciones no boscosas, como por ejemplo cultivos y prados, pueden tener sentido y ser importantes. En cambio, en una formación boscosa, estas manchas pequeñas no tienen mucho sentido, ya que apenas entran unos pocos árboles.

Existe un estudio efectuado en Asturias de (García *et al.*, 2004), donde al analizar el paisaje se tuvo en cuenta solamente las manchas mayores de una superficie determinada, exactamente los 0.5 Ha. Pero al tratarse Ibaizabal de una cuenca muy degradada y fragmentada, en el que el tamaño de las manchas es relativamente pequeño, se pensó que era mejor poner el límite en 0.2Ha. Se ha observado que las manchas descartadas para el análisis aparecen muy dispersas en el mapa, y que el eliminarlas no supone prácticamente ningún cambio en las proporciones de los valores calculados a nivel de vegetación ni de paisaje. En cambio, estas manchas si que influyen en el tamaño medio de las teselas disminuyéndolas considerablemente. Aún tomada esta medida, comentar que las manchas se distribuyen hacia valores pequeños, con el 50 % de las manchas menores de 0.953Ha.

En los últimos 100 años, en centro Europa, los ecosistemas terrestres han sido afectados por el cambio de uso de suelo (Waldhardt, 2003) hasta que hoy día se considera el cambio en los usos de las tierras como causa principal de la actual degradación del ambiente y de la pérdida de biodiversidad, a mismo título que el cambio climático (Burel & Baudry, 2002). Actualmente, en Europa sólo quedan pocos bosques seminaturales y donde más se ha conservado es en el este de Europa (Onaindia *et al.*, 2004).

En el rango cantábrico, durante siglos se eliminaron muchos bosques para transformarlos en praderas de pasto. Seguidamente, con la revolución industrial vino la crisis rural, se abandonaron muchos pastos (de los cuales provienen muchos de los bosques seminaturales) y se reforestaron grandes superficies con plantaciones de pino (García *et al.*, 2005). Por eso, aunque la cuenca del río Ibaizabal presente una gran superficie arbolada de 65.7 %, decir que el 79.3 % está cubierto con plantaciones de coníferas y *Eucaliptus* sp. De ahí, podríamos definir la vegetación de la cuenca como poco diversa, ya que se ha observado que los bosques seminaturales llegan a diversidades significativamente mayores que los no seminaturales o los bosques recientes (Wulf, 2003). Del resto de la superficie no arbolada, gran parte está cubierta todavía de prados y praderas ocupando una superficie importante de la cuenca (16.39 %).

El robledal- bosque mixto, siendo la vegetación potencial de la zona (Aizpuru *et al.*, 1990; Onaidia *et al.*, 2004), solamente ocupa el 3.65% de la superficie estudiada. Es más, se encuentra muy fragmentada presentando un gran número de manchas de poca superficie cada una de ellas (Tabla I). Además, la distribución de estas vegetaciones se ha visto marginada hacia zonas de peor calidad: esquinas de las plantaciones, zonas de más altitud y pendiente, etc. Por lo cual, la situación de los robledales en Bizkaia es bastante preocupante.

Cada vez quedan menos enclaves de gran tamaño en el territorio que puedan funcionar de reserva y fuente de biodiversidad para las manchas de menor tamaño. En nuestro caso, solamente tres teselas de robledal-bosque mixto presentan un área de más de 20 Ha, la mayor con una superficie de 34.895 Ha. Por eso, aunque casi todos los robledales que se encuentran en esta zona no sean de muy buena calidad, sí que tienen un valor ecológico importante. Son formaciones que hay que conservar y gestionar adecuadamente evitando la fragmentación, es decir, la modificación de la calidad del hábitat que lleva consigo: disminución, aislamiento y aumento del efecto borde (Burel & Baudry, 2002; Wulf, 2003).

Por otro lado, se ha observado que existen formaciones de hayedos de extensión considerable (Tabla I), exactamente en las zonas de más altitud. También se ha visto que los bosques mediterráneos se han mantenido (con una dominancia de *Quercus ilex* Subsp. *ilex*). Éstos últimos, prefiriendo los sustratos calcáreos (Aizpuru *et al.*, 1990), se observa que se distribuyen según el tipo de suelo existente en la cuenca. Ambos tipos de vegetación seminaturales, muestran tamaños medios de manchas relativamente grandes y parecidos comparando con el robledal-bosque mixto (hayedo: 4.935 ± 0.824 Ha; bosque mediterráneo: 4.716 ± 0.893 Ha). La razón está en que las distribuciones de estas formaciones no se han visto tan alteradas como el robledal porque crecen en zonas menos idóneas para las plantaciones forestales. El hayedo necesita cierta altitud para crecer y el bosque mediterráneo crece sobre afloramientos calizos de poca profundidad y mala calidad para el asentamiento de pinos.

Comentar que las plantaciones de coníferas y *Eucalyptus* sp. no presentan un valor significativamente diferente de tamaño de mancha en comparación con otras formaciones (Tabla III). Esto es debido a que presenta un error estándar muy alto; mientras la mitad de las manchas presentan un área inferior a 1.079 Ha cada una de ellas, unas cuantas parcelas (29 exactas) ocupan un área de más de 100Ha.

En cuanto a la forma de las manchas, los bosques de ribera presentan una dimensión fractal mayor ($p < 0.001$) a las demás vegetaciones. Esto es lógico, son vegetaciones que crecen en el borde de los ríos y que por esta razón presentan formas alargadas (también llamados galerías riparias) (Ferreira *et al.*, 2005). Los bosques de ribera son formaciones muy frágiles que están compuestos por alisos, sauces, acacias y fresnos diversos y que son fundamentales para la integridad de ecosistemas de ríos. Por esta razón y porque son promotores de diversidad biológica, es necesaria la conservación de estos ecosistemas (Rallo *et al.*, 1998). No hay que olvidar que estas vegetaciones están en continuo deterioro ya que sufren las consecuencias directas e indirectas de los seres humanos como: la urbanización, agricultura, regulación del agua, canalización etc. (Ferreira *et al.*, 2005).

Al contrario que los bosques de ribera, las plantaciones de coníferas son las que muestran la forma más circular o regular. Como son formaciones gestionadas totalmente por los seres humanos es normal que tengan una relación área/perímetro muy simple (García *et al.*, 2005). Comentar que los robledales-bosques mixtos presentan una dimensión fractal relativamente grande, por lo que el efecto borde será un factor a tener en cuenta en la pérdida de biodiversidad de dicho ecosistema (Essen *et al.*, 2006). Para disminuir el efecto borde, y mantener la diversidad no solamente es importante la mancha en cuestión, sino que también la matriz que la rodea (Waldhardt, 2003) siendo

muy perjudiciales: el drenaje intensivo de éste, la fertilización de los suelos de agricultura cercanos, etc. (Wulf, 2003).

Las formaciones que se encuentran más aisladas son el bosque de jóvenes frondosas y el robledal-bosque mixto respectivamente (Tabla I). El aislamiento, implica inhibición de la migración de especies vegetales (sobre todo de herbáceas) y por eso juega un importante papel en la estructura de la distribución de las plantas forestales (Wulf, 2003). Esto refuerza la necesidad de la conservación del área actual presente de bosques. En cambio, la formación que se encuentra menos aislada es la plantación de coníferas y eucalipto seguida de la vegetación denominada prados y praderas (Figura 2.d.). Comentar que no se han observado diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los índices de proximidad del hayedo y de la vegetación de roquedo. La razón es que la distribución de las zonas más rocosas con abundancia de calizas (propicias para la vegetación de roquedo) en esta cuenca coinciden en gran medida con las zonas de más altitud (propicias para los hayedos). Esto ocurre en la zona que abarca parte del parque natural de Urkiola, más en concreto principalmente en los municipios de Abadiño, Mañaria y Atxondo. Algo parecido ocurre entre el bosque mediterráneo y la vegetación de roquedos, no se observa diferencia significativa en el PI ya que presentan distribuciones más o menos paralelas.

Por último, también se han encontrado diferencias en el grado de fragmentación y dispersión. La vegetación más fragmentada es el robledal-bosque mixto presentando muchas manchas que además son muy pequeñas y muy dispersas. Esto quiere decir que es la vegetación más afectada por los procesos de fragmentación al ser substituido en gran medida por los prados y plantaciones forestales de *Pinus radiata* (Schmitz *et al.*, 1997). La vegetación más dispersa es la formada por prados y praderas. Este resultado es debido a que esta última formación presenta el mayor número de manchas. Sin embargo, la vegetación de roquedos, solamente con 97 teselas, es la formación menos dispersa de los nueve tipos de vegetación comparados. Seguidamente se sitúa el bosque mediterráneo con un índice de dispersión bastante bajo. Esta comunidad, presenta un número de manchas relativamente alto comparando con las demás vegetaciones de ocupación parecida, pero sin embargo no aparece muy dispersa (tabla VI). Como se ha citado anteriormente, generalmente la distribución de éstas comunidades dependen del tipo de sustrato más que de la influencia del hombre. En este caso la distribución del bosque mediterráneo se encuentra concentrada en una zona principalmente en las localidades de Mañaria, Dima e Igorre.

5. Bibliografía

- Aizpuru, I., P. Catalán & F. Garín. 1990. *Guía de los árboles y arbustos de Euskal Herria*. Ed. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Gasteiz.
- Aseginolaza, C., D. Gómez, X. Lizaur, G. Monserrat, G. Morante, M. R. Salaverria & P. M^a. Uribe-Echebarria. 1988. *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Ed. Servicio Central de Publicaciones Gobierno Vasco. Vitoria.
- Burel, F & J. Baudry. 2002. *Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

- Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte & V. Wolters. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 321-329.
- Esseen, P-A., K. Ulrika & M. 2006. Nilsson. Forest edge quantification by line intersect sampling in aerial photographs. *Forest Ecology and Management*. xxx: xxx-xxx.
- Ferreira, M. T., F. C. Aguiar & C. Nogueira. 2005. Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management*, 212: 145-159.
- Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press.
- García, D., M. Quevedo, J. R. Obeso & A. Abajo. 2004. Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208: 29-43.
- GESPLAN. Sistema de cartografía ambiental de la C.A.P.V. 2002. Departamento de ordenación del territorio, vivienda y medio ambiente del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Mc Garigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- Moss, D & C. E. Davies. 2002. European topic centre on nature protection and biodiversity. EUNIS habitat classification 2002 work programme. Centre for Ecology & Hydrology. Available at the following web site: <http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp>.
- Onaidia, M., I. Doninguez, I Albizu, C. Garbizu & I. Amezaga. 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195: 341-354.
- Peña, J. 2006. *Sistemas de información geográfica aplicados a la gestión del territorio. Entrada, manejo, análisis y salida de datos espaciales. Teoría general y práctica para ESRI ArcGIS 9*. Ed. Club Universitario. Alicante.
- Rocchini, D., G. L. W. Perry, M. Salerno, S. Maccherini & A. Chiarucci. 2005. Landscape change and the dynamics of open formations un a natural reserve. *Landscape and Urban Planning*, 77: 167-177.
- Rodríguez, G., I. Amezaga, M. San Sebastián, L. Peña & M. Onaindia. 2006. Análisis del paisaje de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Available at the following web site: <http://www.euskadi.net>
- Schmitz, M. F., J. A. Atauri, C. L. de Pablo, P. M. de Agar, A. J. Rescia & F. D. Pineda. 1998. Changes in land use in Northern Spain: Effects of forestry management on soil conservation. *Forest Ecology and Management*. 109: 137-150.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la Vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ed. Omega. Barcelona.
- Rallo, A & E. Orive. 1998. *Ríos de Bizkaia*. Ed. Diputación foral de Bizkaia. Bilbao.
- Rocchini, D., G. L. W. Perry, M. Salerno, S. Maccherini & A. Chiarucci. 2005. Landscape change and the dynamics of open formations un a natural reserve. *Landscape and Urban Planning*, 77: 167-177.

- Rodríguez, G., I. Amezaga, M. San Sebastián, L. Peña & M. Onaindia. 2006. Análisis del paisaje de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Available at the following web site: <http://www.euskadi.net>
- Waldhardt, R. 2003. Biodiversity and landscape-summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 305-509.
- Wulf, M. 2002. Forest policy in EU and its influence on the plant diversity of woodlands. *Journal of Environmental Management*, 67: 15-25.