



Universitat de Girona

PAISATGE I ABANDONAMENT AGRARI A LA MUNTANYA MEDITERRÀNIA: UNA APROXIMACIÓ AL CAS DE LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL (ALTA GARROTXA) DES DE L'ECOLOGIA DEL PAISATGE

Diego VARGA i LINDE

ISBN: 978-84-691-1538-1

Dipòsit legal: Gi. 147-2008

<http://hdl.handle.net/10803/7915>

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.

Tesi Doctoral

**PAISATGE I ABANDONAMENT AGRARI A LA
MUNTANYA MEDITERRÀNIA: UNA APROXIMACIÓ AL
CAS DE LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL (ALTA
GARROTXA) DES DE L'ECOLOGIA DEL PAISATGE.**

DIEGO VARGA I LINDE

TESI DOCTORAL

Paisatge i abandonament agrari a la muntanya mediterrània: una aproximació al cas de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa) des de l'ecologia del paisatge.

DIEGO VARGA I LINDE

Director: Josep Vila i Subirós
Institut de Medi Ambient
Universitat de Girona

Girona, juliol de 2007

TESI DOCTORAL

Paisatge i abandonament agrari a la muntanya mediterrània: una aproximació al cas de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa) des de l'ecologia del paisatge.

DIEGO VARGA I LINDE

Director: Josep Vila i Subirós
Institut de Medi Ambient
Universitat de Girona

DOCTORAT DE MEDI AMBIENT
Itinerari "Ordenació del paisatge i Gestió del Medi Ambient"
Universitat de Girona
2007

*"Chaos is the law of nature,
order is the dream of man".*

Henry Adams

Índex general

Índex figures	V
Índex gràfics	VIII
Índex taules	X
Índex mapes	XII

Agraïments

Capítol 1. Introducció	1
1.1. Presentació	2
1.1.1. Justificació	2
1.1.2. Antecedents	4
1.2. Estructura	8
1.3. Objectius	10
1.3.1. Objectius generals	10
1.3.2. Objectius específics	11
1.4. Caracterització de l'àrea d'estudi	12
1.4.1. Medi natural	12
1.4.1.1. Localització i delimitació de l'espai	12
1.4.1.2. Climatologia	13
1.4.1.3. Litologia	15
1.4.1.4. Geomorfologia	17
1.4.1.5. Hidrologia	17
1.4.1.6. Edafologia	18
1.4.1.7. Caracterització de la flora i vegetació amb especial èmfasi a la lligada als hàbitats no forestals	19
1.4.1.8. Caracterització de la fauna amb especial èmfasi a la lligada als hàbitats no forestals	22
1.4.2. Patrimoni cultural	24
1.4.2.1. Jaciments paleontològics i arqueològics	24
1.4.2.2. Monuments historicoartístics, arquitectura popular i medieval	25
1.4.3. El paisatge de l'Alta Garrotxa	27
1.4.3.1. Evolució històrica	27
1.4.3.2. Aproximació física dels darrers cinquanta anys.....	29
1.5. Marc legal	31

Capítol 2. Marc teòric i conceptual	35
2.1. L'abandonament rural de la muntanya mediterrània	36
2.1.1. El cas d'Europa	36
2.1.2. El cas de Catalunya	41
2.2. Dinàmiques paisatgístiques a la muntanya mediterrània	46
2.2.1. La importància i evolució dels seus paisatges culturals	47
2.2.2. Impactes de les noves dinàmiques paisatgístiques sobre els territoris de muntanya	51
2.2.2.1. Conseqüències sobre l'economia local	52
2.2.2.2. Conseqüències sobre la biodiversitat	54
2.2.2.3. Conseqüències sobre els incendis forestals	57
2.3. El paper de la Política Agrària Comunitària (PAC) en el procés d'abandonament rural	61
2.3.1. La Reforma de la Política Agrària Comunitària	61
2.3.2. La Política Agrària Comunitària i la Xarxa Natura 2000...	64
2.4. L'Ecologia del paisatge, una aproximació holística a l'estudi dels paisatges agraris	66
2.4.1. El naixement d'una nova disciplina	66
2.4.2. Mètodes quantitativs en l'ecologia del paisatge	70
2.4.2.1. Índexs del paisatge	70
2.4.2.2. Programaris per al càlcul d'índexs paisatgístics ...	73
2.4.2.3. Interpretació dels índexs paisatgístics	74
2.4.3. Transformacions paisatgístiques	76
2.4.3.1. Caracterització dels processos espacials	76
2.4.3.2. La fragmentació paisatgística	77
2.4.3.3. La connectivitat paisatgística	79
2.4.4. La recuperació dels valors estètics dels paisatges tradicionals	81
2.5. Instruments per a l'estudi i conservació dels paisatges	83
2.5.1. Els Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG)	83
2.5.1.1. Introducció i definicions	84
2.5.1.2. Tipus de SIG i funcions	85
2.5.1.3. Anàlisi multicriteri i SIG	87
2.5.2. Mètodes heurístics i optimització lineal	92
2.5.2.1. Introducció als mètodes heurístics	92
2.5.2.2. Introducció als models d'optimització matemàtica i el seu camp d'aplicació	95
Capítol 3. Metodologia	101
3.1. Caracterització de les dinàmiques paisatgístiques en el període 1957-2003.....	102

3.1.1. Les fotografies aèries del vol americà 1957: ampliació, característiques i ortorectificació	102
3.1.1.1. Escaneig de les fotografies aèries del 1957	102
3.1.1.2. Ortorectificació de les fotografies aèries del 1957.	103
3.1.1.3. Procediment amb ERDAS IMAGINE 8.4	105
3.1.2. Generació d'un TIN ((<i>Triangulated Irregular Network</i>) i un MDE (Model Digital d'Elevacions) de la zona d'estudi escala 1:5000	109
3.1.3. Fotointerpretació i digitalització dels usos i cobertes del sòl del 1957 i 2003	113
3.1.4. Càlcul d'índexs paisatgístics	114
3.1.4.1. Índexs emprats per la quantificació i caracterització del patró paisatgístic espacial	118
3.1.4.2. L'ús de Fragstats en l'anàlisi paisatgística	128
3.2. Manteniment, recuperació i creació de nous espais oberts a partir de l'Anàlisi Multicriteri i l'aplicació del Procés Analític Jeràrquic (AHP)	130
3.2.1. Caracterització de l'espai en funció de l'aptitud a mantenir, recuperar i crear nous espais oberts	130
3.2.1.1. Procés Analític Jeràrquic (AHP)	130
3.2.1.2. Definició de criteris i restriccions	131
3.2.1.3. Càlcul dels pesos (weights)	141
3.2.2. Implementació del procés analític jeràrquic dins ArcGis Desktop-ArcInfo	147
3.2.2.1. Geoprocessament i ModelBuilder	148
3.3. Creació i selecció de tesselles a partir d'un mapa d'aptitud ..	158
3.3.1. Paràmetres del model	158
3.3.1.1. Descripció dels paràmetres i regions biogeogràfiques	158
3.3.1.2. Anàlisi estadístic amb el programa SPSS	161
3.3.2. Procés de construcció de tesselles (Patch Growing Process)	164
3.3.2.1. Descripció i antecedents	165
3.3.2.2. Elements que configuren PGP	168
3.3.2.3. Execució del model PGP	170
3.3.3. Procés de selecció/priorització de tesselles (Patch Selecting Process)	173
3.3.3.1. Introducció als models matemàtics lineals	174
3.3.3.2. El mètode Simplex	175
3.3.3.3. MPS (Mathematical Programming System)	181

3.3.3.4. Disseny d'un model lineal enter per seleccionar/prioritzar tessel·les	183
Capítol 4. Resultats i discussions	195
4.1. Evolució i caracterització paisatgística	196
4.1.1. Anàlisi de la composició paisatgística	196
4.1.1.1. Evolució de la composició paisatgística en el període 1957-2003	200
4.1.1.2. Canvis en la composició paisatgística en el període 1957-2003	207
4.1.2. Anàlisi de la configuració paisatgística	222
4.1.2.1. Anàlisi d'índexs per tessel·les	222
4.1.2.2. Anàlisi d'índexs per classes	231
4.1.2.3. Anàlisi d'índexs per paisatge	235
4.2. Recuperació potencial d'espais no forestals	237
4.2.1. Anàlisi multicriteri i SIG	237
4.2.2. Descripció dels paràmetres d'entrada per l'execució de PGP (Patch Growing Process) i PSP (Patch Selecting Process)	244
4.2.2.1. Caracterització de les regions biogeogràfiques	244
4.2.2.2. Paràmetres d'entrada en funció de la regió biogeogràfica	246
4.2.3. Patch Growing Process (PGP)	248
4.2.3.1. Repercussions i millores del model proposat amb PGP envers l'estructura paisatgística actual	251
4.2.4. Patch Selecting Process (PSP)	256
4.2.4.1. Creació d'escenaris	256
4.2.4.2. Repercussions i millores dels escenaris proposats amb PSP envers l'estructura paisatgística actual	262
Capítol 5. Conclusions	269
Bibliografia	277
Annex I	305
Annex II	311
Annex III. Cartografia digital adjunta al cd	

Índex figures

Figura 1: Localització de l'àrea d'estudi	12
Figura 2: Precipitació anual en mm	14
Figura 3: Temperatura anual en °C	15
Figura 4: Principals jaciments arqueològics de l'Alta Garrotxa	25
Figura 5: Població activa rural per sectors en alguns països europeus.	38
Figura 6: Canvis en la biodiversitat segons el model de gestió	39
Figura 7: Procés de colonització del bosc en contraposició amb els espais oberts	44
Figura 8: Components principals de l'estructura paisatgística	69
Figura 9: Composició i configuració del paisatges	69
Figura 10: Principals transformacions paisatgístiques	77
Figura 11: Hàbitats d'interior respecte hàbitats de marge	79
Figura 12: Grau de connectància (decreixent d'1 a 4)	80
Figura 13: Esquema general d'un anàlisi multicriteri	88
Figura 14: Procés de jerarquies analítiques (AHP)	89
Figura 15: Entrada de punts de control amb ERDAS	107
Figura 16: Model digital del terreny format TIN	109
Figura 17: Model digital del terreny format raster	110
Figura 18: Model digital del terreny raster a partir del mòdul IsoMDE de MiraMon	112
Figura 19: Tipologies de bosc	114
Figura 20: Nivells d'aplicació del càlcul d'índexs del paisatge	115
Figura 21: Grandària de les tessel·les	115
Figura 22: Nombre de tessel·les	116
Figura 23: Forma i compacitat de les tessel·les	116
Figura 24: Vora-ecotò entre tessel·les	117
Figura 25: Distància entre tessel·les	118
Figura 26. Diversitat i estructura paisatgística	118
Figura 27: Paràmetres inicials de Fragstats	128
Figura 28: Selecció d'índexs paisatgístics per nivell d'anàlisi	129
Figura 29: Exemple de càlcul de finestra mòbil	136
Figura 30: Resum del procés analític jeràrquic	147
Figura 31: Entorns de geoprocessament de dades	148
Figura 32: Elements principals de Model Builder	149
Figura 33: Model Builder per al criteri de biodiversitat (BD)	153
Figura 34: Model Builder per al criteri patrimoni cultura (PC)	153
Figura 35: Model Builder per al criteri d'estructura paisatgística (EP) ...	154
Figura 36: Model Builder per al criteri de risc d'incendi (RI)	155
Figura 37: Model Builder per al criteri de cost de gestió (CG)	156

Figura 38: Model Builder general de l'anàlisi multicriteri	157
Figura 39: Distribució de les regions biogeogràfiques a Catalunya	160
Figura 40: Anàlisi factorial amb SPSS	162
Figura 41: Anàlisi discriminant amb SPSS	164
Figura 42: Generació d'una tessel·la a partir de Patch Growing Process (PGP)	165
Figura 43: Forats creats pels algorismes generadors de tessel·les	167
Figura 44: Esquema dels elements bàsics de PGP	168
Figura 45: Procés d'adhesió de cel·les dins PGP	170
Figura 46: Opcions de localització de la cel·la d'inici	171
Figura 47: Tipus de radi d'activitat	171
Figura 48: Grandària de la tessel·la a generar	172
Figura 49: Percentatge d'acceptació	172
Figura 50: Factor de compacitat	173
Figura 51: Resolució d'un problema de programació lineal gràficament	177
Figura 52: Divisió de l'àrea d'estudi en subregions	183
Figura 53: Càlcul de l'índex de proximitat	184
Figura 54: Exemple d'arxiu (*.xls) amb les variables d'entrada del model	189
Figura 55: Programa per formular el model en llenguatge MPS	191
Figura 56: Arxiu MPS dins de LINGO	192
Figura 57: Arxiu resultant de la resolució del model lineal enter amb LINGO	193
Figura 58: Procés de fragmentació del bosc obert i de les pastures	232
Figura 59: Procés d'aïllament/disgregació dels espais oberts	234
Figura 60: Procés d'homogeneïtzació i pèrdua d'heterogeneïtat pai- satgística	236
Figura 61: Aplicació dels pesos de la matriu de conservació en l'anà- lisi multicriteri	239
Figura 62: Aplicació dels pesos de la matriu neutra en l'anàlisi Multicriteri	241
Figura 63: Aplicació dels pesos de la matriu de cost de gestió en l'anàlisi multicriteri	243
Figura 64: Paràmetres d'entrada al programa PSP referents a pro- ximitat	248
Figura 65: Evolució de l'heterogeneïtat paisatgística 1957-2003-PGP	256
Figura 66: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de conservació de la biodiversitat	257
Figura 67: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de cost de la gestió	259

Figura 68: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de distribucio/ connectivitat	261
Figura 69: Evolució de l'heterogeneïtat paisatgística 1957-2003-PGP- PSP	267

Índex gràfics

Gràfic 1: Estat de conservació del patrimoni arquitectònic de l'Alta Garrotxa	27
Gràfic 2: Evolució de la població censada a l'Alta Garrotxa (dins del PEIN) durant el període 1950-2001	31
Gràfic 3: Percentatge de territori muntanyós per diferents països Europeus	37
Gràfic 4: Evolució de la població activa de les comarques pirenaïques 1986-2001	42
Gràfic 5: Evolució de les explotacions agrícoles i ramaderes al Pirineu català 1980-2000	43
Gràfic 6: Evolució de la superfície forestal a Europa per regions (1970=100%)	48
Gràfic 7: Evolució de la població d'aus vinculades als espais forestals i Agraris	55
Gràfic 8: Evolució de les poblacions de papallones vinculades a diferents espais	56
Gràfic 9: Evolució del nombre d'incendis respecte a la superfície cremada 1980-2004	59
Gràfic 10: Evolució de la grandària de les tessel·les de bosc tancat 1957-2003	223
Gràfic 11: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les de bosc tancat 1957-2003	223
Gràfic 12: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les de bosc tancat 1957-2003	223
Gràfic 13: Evolució de la grandària de les tessel·les de bosc dens 1957-2003	224
Gràfic 14: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les de bosc dens 1957-2003	224
Gràfic 15: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les de bosc dens 1957-2003	225
Gràfic 16: Evolució de la grandària de les tessel·les de bosc obert sobre pastura 1957-2003	226
Gràfic 17: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les de bosc obert sobre pastura 1957-2003	226
Gràfic 18: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les de bosc obert sobre pastura 1957-2003	226
Gràfic 19: Evolució de la grandària de les tessel·les de bosc obert sobre tartera 1957-2003	227

Gràfic 20: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les bosc obert sobre tartera 1957-2003	227
Gràfic 21: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les bosc obert sobre tartera 1957-2003	228
Gràfic 22: Evolució de la grandària de les tessel·les de conreus 1957-2003	229
Gràfic 23: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les de conreus 1957-2003	229
Gràfic 24: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les de conreus 1957-2003	229
Gràfic 25: Evolució de la grandària de les tessel·les de pastures 1957-2003	230
Gràfic 26: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les de pastures 1957-2003	230
Gràfic 27: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les de pastures 1957-2003	231
Gràfic 28: Evolució de la grandària de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model	252
Gràfic 29: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model	252
Gràfic 30: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model	253
Gràfic 31: Evolució de la grandària de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003	263
Gràfic 32: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003	264
Gràfic 33: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003	264

Índex taules

Taula 1: Béns culturals d'interès nacional de l'Alta Garrotxa	26
Taula 2: Comparativa de les cobertes del sòl 1957-1997	29
Taula 3: Evolució de la població a les comarques pirenaïques 1950 2006	41
Taula 4: Superfície aforestada segons la categoria del sòl	57
Taula 5: Taula de comparació de parells de Saaty	90
Taula 6: Codificació de les cobertes i usos del sòl del 1957 i el 2003	113
Taula 7: Valors atorgats en funció de la classificació SPEC	134
Taula 8: Reclassificació dels usos i cobertes del sòl en funció de l'ambient	159
Taula 9: Usos i cobertes del sòl a escala 1:7.500 del 1957	196
Taula 10: Usos i cobertes del sòl a escala 1:5.000 del 2003	198
Taula 11: Usos i cobertes del sòl normalitzats a escala 1:7.500 del 1957	200
Taula 12: Usos i cobertes del sòl normalitzats a escala 1:5.000 del 2003	202
Taula 13: Evolució entre usos i cobertes del sòl normalitzats 1957-2003	204
Taula 14: Distribució absoluta i relativa de superfície no forestal del 1957 a l'any 2003	205
Taula 15: Matriu de canvis de les cobertes i usos del 1957 respecte de les cobertes i usos del 2003	207
Taula 16: Retrospecció de les cobertes i usos del 2003 respecte de les cobertes i usos del 1957	208
Taula 17: Comparació anàlisi per classes d'àrees i vora 1957-2003	233
Taula 18: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat 1957 2003	235
Taula 19: Comparació anàlisi paisatgística 1957-2003	236
Taula 20: Agrupació dels espais ENP en dos grups provinents de l'anàlisi de conglomerats	245
Taula 21: Variables significatives en la formació dels grups	246
Taula 22: Anàlisi de la configuració dels paràmetres d'entrada	247
Taula 23: Anàlisi de proximitat	247
Taula 24: Comparació anàlisi d'àrees i vora dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model	254
Taula 25: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003- model	255
Taula 26: Comparació anàlisi paisatge agrari 1957-2003-model	255

Taula 27: Comparació anàlisi d'àrees i vora dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003	265
Taula 28: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003	265
Taula 29: Comparació anàlisi paisatge agrari entre els diferents escenaris i el 2003	266

Índex mapes

Mapa 1: Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957	197
Mapa 2: Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 2003	199
Mapa 3: Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957 "estandaritzats"	201
Mapa 4: Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 2003 "estandaritzats"	203
Mapa 5: Espai obert versus espai tancat (1957 i 2003)	206
Mapa 6: Evolució dels conreus des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	210
Mapa 7: Evolució de les pastures des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	211
Mapa 8: Evolució del bosc obert sobre pastura des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	212
Mapa 9: Evolució del bosc obert sobre tartera des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	213
Mapa 10: Evolució del bosc dens des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	214
Mapa 11: Evolució del bosc tancat des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	215
Mapa 12: Retrospecció dels conreus des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	216
Mapa 13: Retrospecció de les pastures des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	217
Mapa 14: Retrospecció del bosc obert sobre pastura des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	218
Mapa 15: Retrospecció del bosc obert sobre tartera des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	219
Mapa 16: Retrospecció del bosc dens des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	220
Mapa 17: Retrospecció del bosc tancat des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol	221
Mapa 18: Mapa d'aptitud segons la matriu de conservació	240
Mapa 19: Mapa d'aptitud segons la matriu neutral	241
Mapa 20: Mapa d'aptitud segons la matriu de cost de gestió	243
Mapa 21a: Tessel·les generades a partir de PGP	249
Mapa 21b: Espai agrari model (PGP + 2003)	250

Mapa 22: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de conservació de la biodiversitat	258
Mapa 23: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de cost de la gestió	260
Mapa 24: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de distribució/connectivitat	261

*** Nota:** *tota la cartografia que apareix en el text es troba en color en el cd adjunt a l'interior de la contraportada*

Agraïments

En primer lloc, vull agrair el suport financer rebut del programa de beques de recerca de la Universitat de Girona 2003-2006 i del Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD) francès.

Al Departament de Geografia i la Càtedra de Geografia i Pensament Territorial de la Universitat de Girona per la càlida acollida al llarg d'aquests quatre anys. Un agraïment especial a les seves secretàries (Chantal, Esther i Anna) per agilitzar els interminables i feixucs tràmits burocràtics.

Al Consorci de l'Alta Garrotxa per l'interès mostrat des del primer instant en aquesta recerca fent-se càrrec de l'obtenció de les fotografies aèries ampliades del vol americà. Als seus tècnics, especialment la Inès i la Sara per l'ajuda rebuda i facilitar-me l'accés a tota la informació digital generada de l'espai natural protegit.

Voldria agrair també, a en Xavier Oliver que ha contribuït revisant, comentant i corregint el manuscrit; a l'Anna Ribas pel seu recolzament i la seva ajuda tant logística com tècnica; al Marc i l'Aitana per les seves orientacions i consells en el món de l'anàlisi estadístic.

Als amics del Biogeography Lab i del Department of Geography de la Universitat de Califòrnia Santa Bàrbara, especialment a en David per brindar-me la seva hospitalitat en tot moment i introduir-me en el món de l'anàlisi multicriteri i a en Rick per prestar-me quatre mesos del seu any sabàtic per dissenyar conjuntament els models matemàtics i el software.

A l'Ivi, Lora, Liber, Vivi, Matt, Jason, Patrick, Theresa per fer més amena la meva estància californiana i pels seus "useful tips" que van fer més fàcil la integració al continent nord-americà.

A tota la gent d'AMBEA per permetrem uns mesos de desconexió i per trencar amb els moments de monotonia causats per la immersió de la tesi.

No puc oblidar al la resta de becaris i amics de feina amb els que he compartit despatx, passadís, cafès i tertúlies al bar de la facultat, sopars amb interminables partides de trivial i entranyables "excursionetes" de cap de setmana (Carles, Clau, Juli, Moi, Jordi, Xevi, Montse, Albert, Marc, Stefi, Lluís, David i Anna).

Al meu director de tesi per la seva predisposició permanent i incondicional en aclarir els meus dubtes, les seves observacions crítiques i els seus suggeriments al llarg de tot el procés de redacció de la tesi a més de la seva amistat.

Al meu pare que m'ha fet costat en totes les decisions i sobretot en aquesta darrera travessia científica, a la meva mare per les seves classes magistrals de cuina tradicional entre apartat i apartat de tesi i a la meva germana pels seus ànims en els moments més necessaris.

I finalment a l'Anna, que gràcies a aquesta tesi vaig tenir la sort de conèixer i encara continua formant part de la meva vida, el més especial agraïment per la teva inacabable paciència, suport i il·lusió que has demostrat al llarg d'aquests anys.

Capítol 1. Introducció

En aquest primer capítol es fa una breu presentació sobre quins han estat els aspectes (tant generals com personals) rellevants a l'hora d'emmarcar aquesta recerca dins de l'àmbit de l'estudi dels paisatges rurals i agraris de la muntanya mitjana mediterrània. Per altra banda, també es recullen els principals antecedents d'aquest estudi, es defineixen els objectius generals i específics i es fa una caracterització de l'àrea d'estudi: incloent els valors naturals, culturals i paisatgístics. Finalment, es conclou amb un apartat sobre el marc legal actual de l'àrea d'estudi.

1.1 Presentació

Aquest primer apartat vol contextualitzar i justificar la rellevància d'aquesta tesi a partir de l'estudi de les dinàmiques en el paisatge al llarg dels darrers cinquanta anys i de les conseqüències sobre el territori. Unes dinàmiques que es troben estretament relacionades amb l'abandonament de l'activitat agrària que han sofert d'una manera més intensa els territoris de muntanya mediterrània. També es detallen quins han estat els principals documents i estudis previs que s'han utilitzat per desenvolupar aquesta recerca.

1.1.1 Justificació

Els espais muntanyencs de Catalunya han experimentat des de finals del segle XIX, i d'una manera molt especial a partir de la segona meitat del segle XX, un despoblament progressiu. Aquesta tendència s'ha mantingut estable fins fa pràcticament 15 o 20 anys, quan un incipient desenvolupament turístic, juntament amb l'arribada dels que sovint s'han anomenat *neorurals*, han posat fre tímidament a aquesta dinàmica sostinguda.

L'abandó de l'activitat ramadera, forestal i agrícola per falta de rendibilitat econòmica ha donat lloc a notables canvis paisatgístics i ambientals en el territori, com l'augment de la superfície i l'acumulació de biomassa forestal, cosa que ha provocat una clara homogeneïtzació dels paisatges de muntanya, especialment en el cas de la muntanya mitjana mediterrània. La pèrdua d'espais agraris, sobretot pastures, en les zones subalpines i alpines no s'ha vist tan dràsticament amenaçada fruit d'unes condicions bioclimàtiques més favorables que han permès el manteniment d'una pastura de qualitat, cosa que ha fet possible garantir una certa rendibilitat econòmica. Això és molt més difícil dins del domini bioclimàtic mediterrani, que permet només l'existència d'una pastura de poca qualitat.

Aquests paisatges mediterranis de muntanya s'han vist cada cop més dominats pel bosc en detriment de la diversitat paisatgística i l'heterogeneïtat que caracteritzen els mosaics agroforestals existents, que formaven part d'un llegat històric i cultural mil·lenari. Aquesta dinàmica socioambiental està desencadenant una nova situació d'increment de la vulnerabilitat d'aquests paisatges, davant perturbacions com poden ser les plagues, les malalties forestals, els incendis d'alta intensitat o la sequera. Igualment, el resultat d'aquest procés d'homogeneïtzació està provocant una pèrdua de diversitat

biològica i paisatgística estretament lligada a una important dissipació de la seva identitat històrica cultural.

Aquesta dinàmica inicialment era positiva, ja que els boscos havien arribat a un grau d'explotació extrem al segle XIX, quan el procés de desamortització va posar en mans de particulars antigues propietats forestals eclesiàstiques. L'impacte de la desamortització va ser tan gran que alguns autors han arribat a considerar-la com la destrucció forestal més greu en la història de l'Estat espanyol. Així mateix, en aquesta època va continuar accelerant-se el creixement demogràfic, la qual cosa va conduir novament a un increment de la pressió per dur a terme rompudes amb un nou impacte negatiu sobre la superfície ocupada pels boscos.

Així doncs, molts dels paisatges que en l'actualitat encara conservem són fruit de la interrelació medi-societat a l'entorn de l'explotació dels recursos naturals. L'existència de mosaics configurats per camps de conreu i masses forestals contribueix a la conservació de la diversitat natural i cultural i a la disminució del risc d'incendis. Moltes espècies de fauna busquen aliment en els cultius i es refugien als claps de bosc que queden entre els conreus. Els espais oberts, com conreus i pastures, són també lloc de descans per a algunes aus; les zones de transició entre espais oberts i zones boscoses són àrees que aprofiten moltes espècies per instal·lar-s'hi. A més, aquests espais són el testimoni de l'explotació antròpica del medi, de la qual resten diferents empremtes: parets de pedra seca, cases, ermites, cabanes... I així mateix, les pastures i els camps de conreu que es mantenen en explotació poden actuar com a potencials tallafocs.

Per tant, fer front a la contínua pèrdua d'aquests paisatges agroforestals esdevé una prioritat tant per a les administracions com per als científics i ciutadans. I cal traduir aquesta prioritat en un esforç superior a l'hora d'estudiar-los, protegir-los, mantenir-los i fins i tot, en la mesura que sigui possible, seria recomanable recuperar-los.

En un àmbit més personal, el meu interès per les causes i conseqüències ambientals de l'abandó rural prové sens dubte del fet d'haver nascut en un municipi de muntanya que ha vist evolucionar els seus paisatges clarament agroforestals cap a paisatges predominantment forestals. La convivència amb les conseqüències del despoblament ha despertat en mi l'interès per aquests espais oberts i m'ha portat a realitzar la meua recerca a l'espai natural de l'Alta Garrotxa, en concret a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol, territori abrupte i de difícil accés, que va experimentar entre 1950 i 1980 un dràstic procés de despoblament i abandó de les activitats tradicionals. Aquesta pèrdua de

població bàsicament va ser deguda al declivi del carboneig, amb l'arribada del butà, i a l'atracció de mà d'obra per part de la indústria instal·lada a la plana d'Olot i a les valls del Fluvià.

Aquest procés d'abandonament es descriu molt bé en els testimonis recollits per molts autors en distintes obres, com per exemple en el llibre *Vida rural a la comarca de la Garrotxa*, d'Esteve Puigmal i Maurici Duran (1981):

“Cert. Avui dia al meu poble, de terra no se n'hi veu. Però és clar que n'hi ha. No s'hi veuen terres de conreu, de la mateixa manera que no n'hi devien veure els primers pobladors; però ells sí que sabien que n'hi havia: sabien que era al sotabosc. Però, és clar, el poble començà a deshabitar-se i aquelles feixes es van anar deixant, fent-ne les alzines casa seva. Ara doncs, la terra torna a ser amagada al sotabosc” (pàg. 63).

“Vaig baixar i la vam fer petar. Però tot d'una en Jaume va entrar a la barraca i va sortir-ne amb quelcom que em deixà aturat: era un transistor [...]

[...] però ara que la civilització li havia fet aquell invent, hauria de deixar de fer de carboner: tan prompte apareixen els transistors damunt la terra, com aquella pesta de garrafes de butà que acabarien per sempre amb el carbó, la gent de bosc, els carboners...

Ironia estúpida de la Civilització: creava un invent per a fer feliç el carboner, al propi temps que li prenia l'ofici” (pàg. 87).

Com es pot llegir en aquestes línies, tots aquests canvis paisatgístics, caracteritzats per l'extensió de la superfície forestal cap als cultius i pastures, encara resten en la memòria dels darrers pobladors d'aquest territori aspre i de mala petja.

1.1.2 Antecedents

Aquesta situació, entre d'altres, va motivar la creació, el 15 de desembre de 2000, del Consorci per a la Protecció i Gestió de l'EIN de l'Alta Garrotxa, que des de llavors es responsabilitza de la conservació i gestió de l'espai.

En el curt període de temps que ha transcorregut des de la creació del Consorci fins avui dia es poden trobar estudis promoguts per aquest òrgan que incideixen d'una manera més o menys directa sobre aquest canvi

ambiental i paisatgístic viscut al llarg d'aquests darrers 50 anys. Cal destacar els següents estudis i treballs, que han servit de gran suport a aquesta recerca. Es poden classificar en dos blocs temàtics: biodiversitat i patrimoni cultural.

Biodiversitat:

- *L'estat actual del teix a Catalunya*. Caritat, A.; Sala, E. i Vilar, L. (2003).
- *Cartografia i estudi dels hàbitats no forestals de l'Alta Garrotxa (pastures i conreus) amb especial èmfasi dels hàbitats d'interès comunitari*. Vila, J.; Varga, D.; Cortijo, S. i Macias, M. (2003).
- *Catàleg d'arbres monumentals, d'interès i singulars de l'Alta Garrotxa*. Carbonell, R. (2003).
- *Catàleg d'invertebrats de l'Alta Garrotxa*. Carbonell, R. (2003).
- *Catàleg de vertebrats de l'Alta Garrotxa*. Carbonell, R. (2003).
- *Els boscos madurs de l'EIN de l'Alta Garrotxa*. Montserrat, J. i Agelet, A. (2003).
- *Hàbitat dels vertebrats de l'Alta Garrotxa*. Carbonell, R. (2003).
- *Hàbitat dels invertebrats de l'Alta Garrotxa*. Carbonell, R. (2003).
- *Dossier de camp de la flora protegida i amenaçada de la Garrotxa*. Oliver, X. i Font, J. (2004).
- *Estat actual i regeneració del Teix (Taxus baccata) a l'Alta Garrotxa*. Caritat, A.; Sala, E.; Crous, A. i Varga, D. (2005).
- *Observacions interessants de ropalòcers (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) a l'EIN de l'Alta Garrotxa*. Browing, P.; Carbonell, R. i Lockwood, M. (2005).
- *Inventari de la comunitat d'ungulats salvatges de l'Alta Garrotxa*. Pagès, M. (2006).
- *Informe de seguiment de l'àguila daurada a l'Alta Garrotxa*. ANEGx (2006).
- *Seguiment de la flora al·lòctona de l'Alta Garrotxa*. Xavier Oliver (2006).
- *Delimitació i avaluació inicial del potencial biològic dels boscos madurs de l'EIN de l'Alta Garrotxa*. Agelet, A i Montserrat, J. (2006).

- *Seguiment i conservació de la flora vascular protegida i/o amenaçada de l'Alta Garrotxa*. Oliver, X. (2006).
- *Rapinyaires nidificants a la Garrotxa*. Trabalon, F.; Lockwood, M. (2006).

Patrimoni cultural:

- *Coves de l'Alta Garrotxa*. Miret, F.; García, M. i altres (1998).
- *Catàleg d'elements del patrimoni arquitectònic*. Espuña, C. (2003).
- *Espai Natural de l'Alta Garrotxa (guia de patrimoni històric i cultural)*. Oller, J. (2003).
- *Les ocupacions paleolítiques de la cova 120: resultats preliminars de la intervenció de l'any 2003*. Terradas, X. (2004).
- *Inventari de camins tradicionals de l'EIN Alta Garrotxa*. ECAFIR (2004).
- *Memòria conservació del patrimoni monumental de l'Alta Garrotxa*. Gallart-Espuña Arquitectes (2004).
- *Les activitats extractives a l'Alta Garrotxa i els seus vestigis materials*. Martín, P. (2004).
- *Pla de gestió del patrimoni arqueològic*. Martín, P. (2004).
- *Estudi de l'estat de conservació del patrimoni monumental de l'Alta Garrotxa*. Espunya, C. (2004).
- *Excursions per l'Alta Garrotxa*. Sadernes, St. Aniol. Agustí, J. (2005).
- *A peu per la Garrotxa*. Mauri, J. (2006).
- *El paisatge de l'Alta Garrotxa en els moments finals de les economies caçadores - recol·lectores*. Alcalde, G. (2006).

Altres treballs rellevants per a aquesta investigació i que també han estat consultats són:

- *Normes especials de protecció del medi natural i del paisatge de l'Alta Garrotxa* Direcció General de Patrimoni Natural (1995).
- *Pla especial de delimitació definitiva de l'espai del PEIN: l'Alta Garrotxa*. Generalitat de Catalunya Departament de Medi Ambient (2000).
- *Actualització dels estudis de base i diagnosi de l'EIN de l'Alta Garrotxa*. La Vola (2004).
- *Un procés participatiu a l'Alta Garrotxa. El camí cap a un futur sostenible*. Sánchez, S. (2005).
- *Informe del catàleg de basses i punts d'aigua de l'Alta Garrotxa*. Adianthus (2005).
- *El temps a l'Alta Garrotxa*. Zapata, J. (2006).
- *Pla de prevenció i extinció d'incendis forestals de l'EIN de l'Alta Garrotxa*. Terradebosc (2006).

A més, anualment es realitzen unes jornades temàtiques de reflexió sobre la gestió de l'espai protegit, que han estat també una referència important. Les temàtiques tractades han estat:

2000. I Jornades. Estratègies de Futur per a l'Alta Garrotxa. Aquestes jornades es van dur a terme després de la constitució del Consorci, de manera que, com que es tractava d'un punt de partida, es volia obrir un moment participatiu per definir les estratègies per a l'Alta Garrotxa i per al Consorci en concret (Carrillo, 2000).

2002. II Jornades. L'Ús Públic a l'Alta Garrotxa. Després de dos anys des de la creació del Consorci, es va detectar un dels problemes clau d'aquest territori; per això el títol d'aquestes jornades (Càtedra de Geografia i Pensament Territorial, 2002).

2003. III Jornades. Gestió d'Espais Oberts a l'Alta Garrotxa. Va ser en el marc d'aquestes jornades on es van presentar els primers resultats d'aquesta investigació (Calabuig, 2003).

2004. IV Jornades. La Gestió Forestal a l'Alta Garrotxa: Explotació *versus* Conservació. Es van tractar aquells aspectes relacionats amb la manera de gestionar els boscos per millorar-ne la conservació (Vila, 2006).

2005. V Jornades de l'Alta Garrotxa: Passat, Present i Futur. Es va fer una valoració del funcionament del Consorci i de l'evolució del territori des de la seva aparició. També es pretenia redirigir les línies estratègiques de futur del territori (Vila, 2007).

Cal esmentar també el treball d'altres científics, com és el cas de les tesis doctorals del Dr. Viñas (1989), titulada *Cartografia de les unitats de vegetació i de les formacions vegetals de l'Alta Garrotxa*, i la del Dr. Vila (2000), titulada *Anàlisi i valoració dels boscos de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa)*.

Altres estudis més detallats sobre la zona d'estudi en concret corresponen a Josep Vila, Joan M. Welch i Diego Varga sobre l'evolució de l'estructura paisatgística a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Vila, 2001; Vila, 2004; Varga et al., 2004; Varga, 2004; Varga, 2005).

1.2 Estructura

Aquesta tesi doctoral s'estructura en **cinc capítols**, que en concret són els que es detallen i s'expliquen sintèticament a continuació:

Capítol 1. Introducció (presentació, estructura, objectius, caracterització aèria i estudi).

Aquest primer capítol serveix per contextualitzar la recerca i justificar-ne la validesa científica i la utilitat. Aquest capítol, a més, recull una justificació tant general com personal sobre les motivacions per dur a terme aquesta investigació. També hi ha algunes consideracions sobre la importància de mantenir i recuperar espais oberts, com conreus i pastures. Per altra banda, es recullen els principals antecedents d'aquest estudi i es defineixen uns objectius. Finalment, es fa una caracterització de l'àrea d'estudi: es resumeix la localització de la zona de treball i la situació dels principals valors, com la climatologia, la hidrogeologia, la geomorfologia, els sòls, la fauna, la flora, el patrimoni cultural i el paisatge. És una informació de gran utilitat i que s'ha de tenir en compte a l'hora d'ordenar i gestionar l'espai.

Capítol 2. Marc teòric i conceptual (abandonament rural, dinàmiques paisatgístiques a la muntanya mediterrània, ecologia del paisatge, instruments per a la gestió dels paisatges).

El segon capítol fa un repàs de la principal bibliografia existent i consultada sobre l'estudi dels processos d'abandonament rural i les dinàmiques paisatgístiques en la muntanya mediterrània, i s'analitzen també els principals treballs i publicacions referents a l'ecologia del paisatge, amb el propòsit de tenir un bon punt de partida i aplicar els nous coneixements per abordar la problemàtica de reducció d'espais oberts i l'homogeneïtzació del paisatge sota els preceptes d'aquesta nova i emergent disciplina. Finalment, es fa una cerca dels principals instruments i tecnologies emprades per facilitar l'estudi i conservació dels paisatges.

Capítol 3. Metodologia (preparació del material, anàlisi de l'estructura paisatgística, modelització).

L'apartat metodològic té un gran interès en aquesta recerca i es divideix en tres parts:

- Obtenció i creació del material. S'ha fet un esforç per recopilar el màxim d'informació disponible de l'àrea d'estudi bàsicament referent a biodiversitat, patrimoni cultural i paisatge i riscos naturals. Aquella informació no disponible i que es considera de gran importància per desenvolupar aquesta recerca s'ha creat.
- Anàlisi de l'estructura paisatgística: a partir de l'aplicació d'índexs de paisatges en l'àrea d'estudi en dos períodes de temps diferents (1957 i 2003), s'ha analitzat el canvi en els patrons paisatgístics i les dinàmiques.
- Finalment, el tercer apartat, i el més innovador d'aquesta recerca per al manteniment i la recuperació potencial d'espais oberts, és, en primer lloc, el disseny d'un mètode multicriteri per crear mapes d'aptitud. En segon lloc, la creació d'un model heurístic per generar tesselles a partir de mapes d'aptitud i, finalment, la creació d'un model lineal enter per seleccionar tesselles.

Capítol 4. Resultats i discussions

Un cop presentada la metodologia emprada, es presenten els resultats obtinguts. La finalitat és quantificar l'evolució viscuda pels hàbitats no forestals en el període d'estudi i així comparar-los amb les dades que provenen del model proposat en aquesta investigació per recuperar antics espais oberts.

Capítol 5. Conclusions i recomanacions

Es presenten les aportacions més destacades que s'han extret de l'anàlisi dels resultats, a més d'establir unes propostes i línies estratègiques per a la gestió dels espais oberts de l'Alta Garrotxa per a una major presència de fauna vertebrada i conservació de la diversitat biològica, riquesa cultural i paisatgística. Es facilita també la minimització dels impactes que es poden derivar dels riscos naturals, com el d'incendi forestal, que es veuen potenciats per aquesta estructura paisatgística tan homogènia.

1.3 Objectius

1.3.1 Objectius generals

- En primer lloc cartografiar i quantificar l'evolució dels usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol en el període 1957-2003 a una escala de detall (1:7500-1:5000) amb la finalitat d'analitzar i avaluar el procés d'homogeneïtzació del paisatge.
- En segon lloc dissenyar una nova metodologia per determinar el manteniment i la recuperació potencial d'espais no forestals prioritaris (cultius, pastures i boscos oberts) mitjançant sistemes d'informació geogràfica, models heurístics i models lineals enters. Tot plegat analitzant i valorant la repercussió dels nous espais potencials en l'estructura paisatgística.

1.3.2 Objectius específics

Del primer objectiu principal es desprenen els objectius específics següents:

- Orto rectificació de la fotografia aèria ampliada (100 × 100) del 1957.
- Cartografiar els usos i les cobertes del sòl a escala 1:7.500 a partir de la fotografia aèria ortorectificada de l'any 1957.
- Cartografiar els usos i les cobertes del sòl a escala 1:5.000 del 2003 a partir dels ortofotomapes de l'ICC del 1996 i de treball de camp.
- Quantificar els canvis produïts en relació a la composició i configuració dels diferents usos i cobertes del sòl en el període 1957-2003 mitjançant índexs paisatgístics.
- Avaluar el grau d'homogeneïtzació del paisatge i les seves possibles conseqüències: biològiques, culturals i en relació amb els riscos naturals mitjançant el càlcul d'índexs paisatgístics.

Del segon objectiu principal es desprenen els objectius específics següents:

- Dissenyar un model multicriteri amb SIG a partir dels criteris (biodiversitat, patrimoni cultural, estructura del paisatge, risc d'incendi i cost de gestió) per a la creació d'un mapa d'aptituds que faciliti la prioritització davant d'una potencial recuperació d'antics espais oberts.
- Disseny d'un model heurístic per generar tessel·les de diferents grandàries i estructura (forma i compacitat) a partir de mapes d'aptitud.
- Disseny d'un model lineal enter per seleccionar a partir d'un conjunt de tessel·les existents aquelles que permeten optimitzar (maximitzar o minimitzar) una sèrie de criteris preestablerts i proposar una ordenació equilibrada i integrada dels nous espais oberts que sigui real amb les necessitats del territori i els valors del espai natural protegit.
- Quantificar els canvis proposats pel model en relació amb el mapa d'usos i cobertes del sòl de l'any 2003 i avaluar-los en relació amb l'actual estructura paisatgística.

1.4 Caracterització de l'àrea d'estudi

A continuació es descriuen els principals valors naturals, culturals i paisatgístics de l'àrea d'estudi.

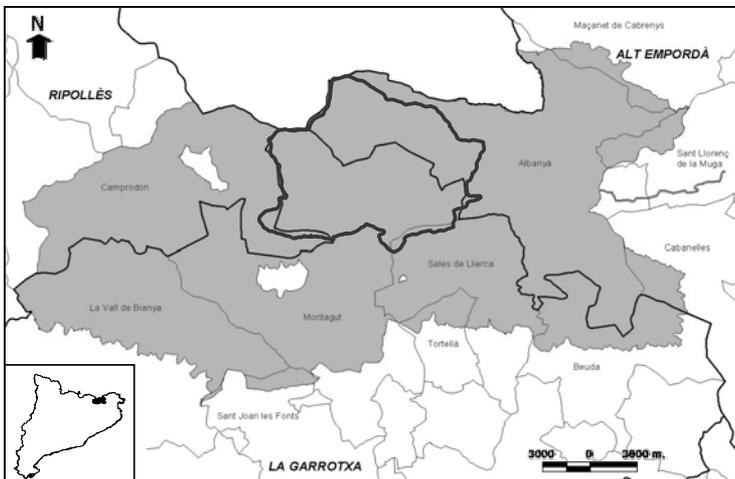
1.4.1 Medi natural

Aquest apartat inclou en primer lloc una síntesi de la localització i delimitació de l'espai, seguit de les principals característiques físiques com ara la climatologia, la hidrogeologia, la geomorfologia i els sòls i finalment es fa un esment important a la caracterització de la flora i fauna lligada als hàbitats no forestals.

1.4.1.1 Localització i delimitació de l'espai

Les valls d'Hortmoier i Sant Aniol formen part de l'Espai d'Interès Natural (EIN) de l'Alta Garrotxa, que s'estén al llarg d'uns 400 km² al nord de la comarca de la Garrotxa, al nord-est del Ripollès i al nord-oest de l'Alt Empordà. Aquesta àrea està limitada al nord per la divisòria d'aigües entre la conca de la Muga i del Fluvià, que defineix al mateix temps, en bona part, la línia fronterera entre l'Estat espanyol i l'Estat francès.

Figura 1: Localització de l'àrea d'estudi



Font: elaboració pròpia a partir d'informació del DMAiH

En concret, les valls d'Hortmoier i Sant Aniol estan delimitades al sud per la serra de Bestracà, amb el puig de Bestracà (1.044 m) i els cingles de Gitarriu amb el Freixenet (1.192 m), de manera que queda com a únic pas de sortida l'estret de Castell s'Espasa, per on transcorre la riera de Sant Aniol. Al nord, aquestes valls queden demarcades per la divisòria d'aigües entre la subconca del Llierca i la conca de la Muga, i s'assoleix en aquesta àrea la màxima altitud absoluta amb el Comanegra (1.558 m). A l'oest, la vall d'Hortmoier està definida pels contraforts meridionals del Comanegra i els septentrionals de la serra de Bestracà. Finalment, a l'est la vall de Sant Aniol queda tancada per la divisòria d'aigües entre la subconca del Llierca i la del Borró (Vila, 1999).

1.4.1.2 Climatologia

Cal remarcar la inexistència d'estacions meteorològiques homologades i amb sèries llargues de dades a l'interior de l'Alta Garrotxa, exceptuant la que va funcionar durant uns anys de Beget. Així, les referències de caràcter climàtic que es recullen en aquest apartat provenen, fonamentalment, d'estacions situades a la perifèria de l'Alta Garrotxa: Camprodon, Montagut, Castellfollit de la Roca, Fontcoberta, Maçanet de Cabrenys, la Presta, Molló, Olot, Sant Pau de Segúries, Pontós i Agullana. D'altra banda, les dades s'han complementat amb les de l'*Atlas climàtic* a partir de la versió accessible des del web del DMA i amb les dades de les estacions meteorològiques situades dins de l'espai: Mas Bagatell (vall del Bac), el Surarol (Lliurona), Mas Coll de Bucs (Sant Miquel de Pera), Can Galceran (Sadernes), Ca n'Agustí de Riu (Sant Feliu de Riu) i Oix (Zapata, 2007).

a) Precipitacions

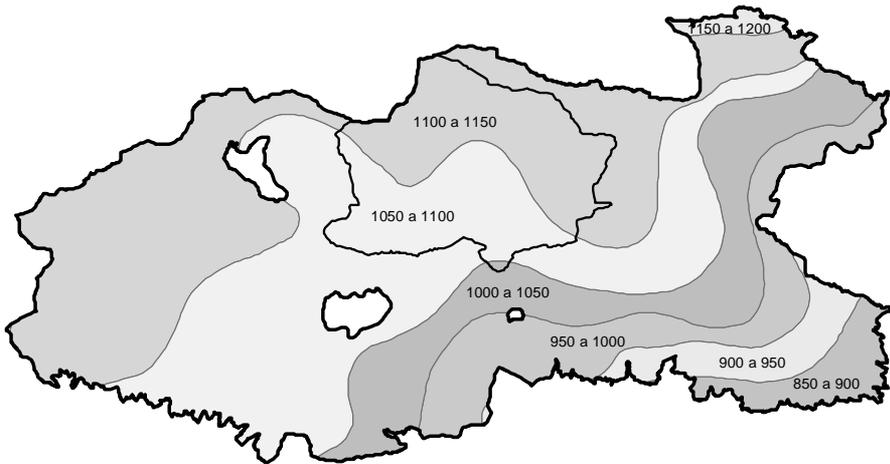
L'àrea d'estudi forma part de la Ibèria plujosa, ja que les precipitacions se situen sempre per sobre dels 700 mm de mitjana anual. A les valls d'Hortmoier i Sant Aniol la precipitació oscil·laria entre els 1.100-1.150 mm als punts més alts de la zona septentrional, fins als 950-1.000 a la part més meridional. Si es parla de la distribució estacional de les precipitacions, cal dir que durant els mesos d'hivern es recull una mitjana de 180-200 mm, i són l'estació més seca de l'any en aquest territori.

Tant a la primavera com a l'estiu aquesta zona es troba a la part elevada de l'escala d'interval de precipitació mitjana anual a Catalunya. A la primavera se superen els 340 mm a l'extrem més septentrional, la resta se situa entre 320-

340 mm i una fracció més sud-occidental està en l'interval 300-320. A l'estiu l'extrem més occidental oscil·la entre 300-320 mm, que es va reduint fins a arribar a 240-260 mm de la part més oriental.

Finalment, a la tardor torna a estar a la part alta de l'escala d'interval en relació amb la resta de Catalunya, amb valors semblants als de l'estiu (La Vola, 2003).

Figura 2: Precipitació anual en mm



Font: elaboració pròpia a partir de l'*Atlas climàtic de Catalunya*

b) Temperatures

Pel que fa a les **temperatures mitjanes** de l'Alta Garrotxa, estan compreses entre els 14 °C dels observatoris del nord de l'Alt Empordà i la part baixa del Fluvià i els 9-10 °C de la zona nord-occidental, passant pels 12,9 °C d'Olot i els 13,2 °C de Castellfollit de la Roca. Una consideració a part mereixen els 14,6 °C de Beget, ja que alguns autors indiquen que aquesta dada és exageradament elevada per la situació geogràfica i l'altitud (530 m) d'aquesta població, i cal prendre amb prudència les dades termomètriques que hi fan referència.

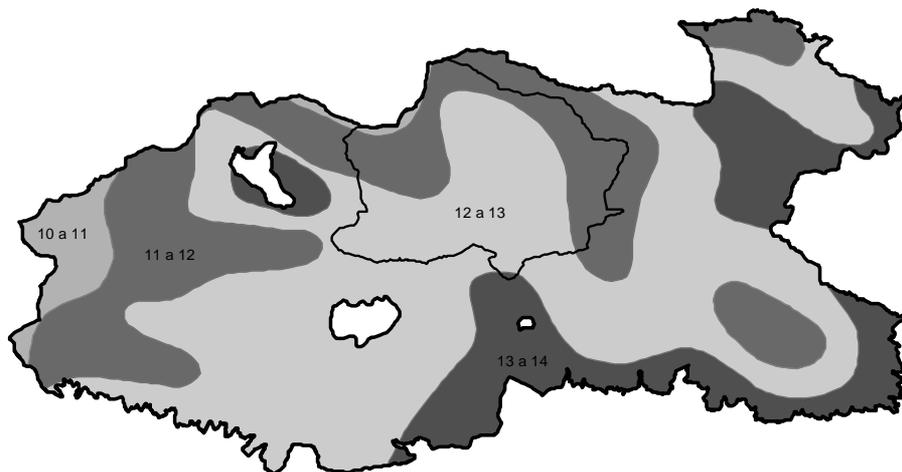
L'**amplitud tèrmica** anual de la zona és molt alta i supera els 17 °C als observatoris de la plana empordanesa, tot i que cal assenyalar la possibilitat

que es tracti d'una dada distorsionada pel fet de disposar de registres curts. A la part nord-occidental del territori l'amplitud tèrmica gira entorn dels 15 °C.

Les **mínimes absolutes** arriben als -10 °C en els observatoris empordanesos, i es recullen mínimes negatives al llarg del període novembre-abril. A Olot i Castellfollit s'arriben a assolir valors de -16 °C i -13 °C, respectivament, i es poden assolir mínimes negatives d'octubre a maig. Finalment, a la part nord-occidental les mínimes absolutes oscil·len entre -15 °C i -18 °C, i es recullen mínimes negatives al llarg del període setembre-maig, amb l'excepció de Molló, on aquesta possibilitat es redueix al període octubre-abril.

Les **màximes absolutes** presenten uns valors similars a la plana empordanesa, a Olot i a Castellfollit, i se situen entre els 38-39 °C. En canvi, als observatoris de la part nord-occidental es troben entre els 30-34 °C (La Vola, 2003).

Figura 3: Temperatura anual en °C



Font: elaboració pròpia a partir de l'*Atlas climàtic de Catalunya*

1.4.1.3 Litologia

Els materials tenen una incidència directa a l'hora de determinar el tipus de vegetació i, en definitiva, el tipus de pastura. Segons A. Estévez (1973), destaca la presència de 5 sèries distintes a l'Alta Garrotxa, de les quals 4 hi són presents al llarg de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol:

- Materials metamòrfics: es troben resseguint les falles est-oest que es varen originar durant el neogen com a resultat del procés de distensió alpina i també com a afloraments del sòcol fent el paper de base per a sèries posthercinianes. Entre aquesta mena de materials cal remarcar gneis precambrians, micasquistos clapejats amb marbres i nivells carbonats associats als micasquistos clapejats amb marbres; tots es troben disposats en el marc de les falles Talaixà-Can Menera i Sant Aniol.

- Materials formats per roques ígnies postorogèniques: formen part del sòcol sobre el qual reposen els materials posthercinians. Aquests tallen totes les estructures, amb l'excepció de les zones de contacte amb els micasquistos i gneis, en què la disposició és pràcticament estratiforme. D'aquests podem assenyalar granit porfiroblàstic, aplites i pegmatites i roques porfíriques àcides. Els podem trobar a l'est de l'ermita de Sant Aniol i a la part est de la petita vall de Riu.

- Materials posthercinians: trobem distintes formacions, de les quals destaquem:
 - El garumnià: integrada per margues, conglomerats de quars, gresos i argiles de tons vermellosos. En la zona d'estudi es concentren resseguint pel sud la falla Talaixà-Can Menera.
 - Formació Sagnari: dominada per margues, especialment margues esquistoses a vegades de caràcter detrític i amb glauconita. És una de les formacions dominants, situada a la part més al nord de la nostra àrea d'interès.
 - Formació Corones: està constituïda per margues arenoses i gresos de ciment calcari amb alguns nivells de calcàries intercalades. Es troba resseguint tota una franja al nord de la falla de Talaixà-Can Menera.

- Materials quaternaris: tenen com a origen l'erosió de tot el conjunt de materials que formen part de la totalitat de la conca hidrogràfica del riu Llierca. Aquests estan compostos per blocs, graves, sorres i argiles. La millor mostra es troba en el fons de la vall d'Hortmoier.

1.4.1.4 Geomorfologia

Dins la complexitat geomorfològica actual d'aquest territori es poden diferenciar morfològicament dos grans àmbits en el marc de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol. En primer lloc, el que formaria part pròpiament de la Serralada Pirinenca, i és on es troben els pics de més altitud, entre els quals destaca el Comanegra (1.558 m), punt culminant de l'anomenada serra de Monars. Tot i les altures que s'assoleixen, les formes de relleu són relativament suaus.

La resta de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol formen part dels darrers estreps orientals de la Serralada Transversal i constitueixen els espais geomorfològicament més abruptes i accidentats. Tot plegat és fruit de la intrincada barreja de falles i plegaments que comporta l'aparició d'aquest entramat de valls encaixonades i de cingleres espectaculars.

Pel que fa als materials a la part pirinenca, hi dominen les roques de caràcter igni i metamòrfic, amb una presència molt important de granit i granodiorites. En l'àrea de la Serralada Transversal cal remarcar la predominança de calcàries i margues. Aquesta condició geològica afavoreix l'aparició i el desenvolupament d'un modelat càrstic que es troba en bona part d'aquest territori. Aquesta mena de modelat ha comportat l'aparició de processos erosius, també el desenvolupament d'importants zones de tarteres que són presents en els vessants de moltes d'aquestes muntanyes, i evidentment la presència d'un notable nombre de coves i avencs.

Finalment, cal remarcar que la complexitat geomorfològica determina l'existència de vessants d'orientació molt diversa, acompanyats de valls fondes i estretes que han contribuït a generar un gran nombre de microambients que han afavorit notablement la diversitat biològica present en aquestes valls (Vila, 1999 i Vila, 2001).

1.4.1.5 Hidrogeologia

La xarxa fluvial de les valls d'Hortmoier i Sant Aniol forma part de la subconca del riu Llerca, que alhora forma part de la conca del riu Fluvià.

Aquesta està formada per la riera de Beget (al pas per la vall d'Hortmoier, anomenada riera d'Hortmoier), que neix prop de Rocabrúna, on recull les aigües del Montfalgars i del coll de Malrem. Posteriorment, ja a l'alçada del nucli de Beget, rep les aigües dels vessants sud-occidentals del Comanegra, i

més endavant, de la riera de Salarsa, que recull les aigües dels obacs del Talló i el puig Ou. Abans d'ajuntar-se a la riera d'Oix, travessa la vall d'Hortmoier, on rep l'aigua que prové de la carena Comanegra - pic de les Bruixes - pic de Sant Marc.

Finalment, a la sortida d'Hortmoier s'aiguabarreja amb la riera d'Oix i acaba convertint-se en la riera d'Escales, fins a arribar a trobar-se amb la riera de Sant Aniol. És a partir d'aquest punt que aquest curs hídric s'anomena riu Llierca.

Pel que fa a la de Sant Aniol, caldria dir que té l'origen al coll de les Falgueres, a la frontera entre els Estats de França i Espanya, al nord-est del Comanegra, i pren el nom de la collada fins a trobar la casa de Morató, on rep el nom de la casa. Passada aquesta casa, el riu davalla entre el camp del Roc i el puig sa Noguera, i aviat el corrent s'estimba pel salt de la Capa primer i el Brull després, per penetrar a la vall de Sant Aniol, a partir d'on s'anomena riera de Sant Aniol. Al llarg d'aquest recorregut rep les aigües de l'obac del pic de les Bruixes i de la vall de Ribelles; posteriorment les del pic de Sant Marc i el Ferran i, finalment, del torrent de la Comella i el del Tumany.

Tal com s'ha comentat anteriorment, el predomini litològic de roques calcàries a la zona d'estudi afavoreix la presència de fenòmens càrstics, els quals tenen una gran importància en el funcionament hidrològic del territori, ja que bona part dels recursos que arriben a aquestes valls en forma de precipitació es converteixen en recàrrega dels aqüífers subterranis i alhora entren a formar part del complex hidrològic Alta Garrotxa - estany de Banyoles (Vila, 2000).

1.4.1.6 Edafologia

Els sòls d'aquestes valls es poden agrupar en els següents tipus de categories agrològiques, que fan referència a la productivitat agrícola i al risc de pèrdua de sòl en cas de cultivar-lo. En concret, s'han detectat cinc categories distintes:

- **Classe I.** Inclou terrenys d'agricultura intensiva sense limitacions. Es troben presents en alguns punts del fons de les valls.
- **Classe III.** Terrenys d'ús agrícola moderat, localitzats entorn del pla de Freixenet i del coll Roig.

- **Classe VI.** Terrenys no aptes per a cap cultiu que necessiti llaurada, però, a més, amb una marcada limitació de caràcter climàtic, molt poca fondària i un pendent considerable. Han estat detectats a la zona de la creu del Principi.
- **Classe VII.** Terrenys no laborables on, ocasionalment, s'aclareix el bosc per extreure'n fusta. Seria necessària, però, una important regulació pel risc que suposa, ja que una forta aclarida o una extracció per ròsec no respectuoses poden malmetre el poc sòl que hi ha. Són presents en petites taques al llarg de totes dues valls.
- **Classe VIII.** Sòls d'utilització no aconsellable, majoritàriament de zones amb pendent molt pronunciat (>50 %). Representen 20.524,88 ha (57,59 % de la superfície) de tot l'espai protegit de l'Alta Garrotxa. A l'àrea d'estudi són presents a la serra de Bestracà i als cingles de Gitarriu.

Com a conclusió d'aquest apartat, podem considerar que el 95 % de la superfície del territori de l'Alta Garrotxa no és apta per a usos agrícoles, i només són compatibles, per evitar pèrdues de sòls, els aprofitaments de caràcter forestal i ramader. Aquestes limitacions en les activitats que potencialment es poden desenvolupar a l'Alta Garrotxa són fruit dels inconvenients plantejats per cinc factors: pendent, temperatures, sòls poc profunds, carst i afloraments de materials (La Vola, 2003).

1.4.1.7 Caracterització de la flora i la vegetació, amb un èmfasi especial a la lligada als hàbitats no forestals

En general, la vegetació dominant en aquest sector és l'alzinar, en les seves variants de terra baixa (*Viburno-Quercetum ilicis* "Quercetum ilicis galloprovinciale") i muntanyenc (*Asplenio-Quercetum ilicis* "Quercetum mediterraneo-montanum"), que arriben a fer-se pels solells fins a una altitud de 1.200 m al Bassegoda i de 800-900 m al Comanegra. Sovint aquests alzinars, molt atapeïts, recobreixen d'una catifa densa els vessants i les lleixes del rocam. Per sobre del seu domini queda poc territori, però als solells s'estableix el feu de la roureda de roure martinenc (*Buxo-Quercetum pubescentis*) fins al capdamunt dels cims més alts.

Els obacs, en canvi, pel fet de tenir una humitat més elevada, són domini de la roureda de roure martinenc ja a partir dels 350 o 400 m d'altitud, i més amunt, d'esplèndides fagedes (*Fagion*). Quan l'aigua no hi manca i hi ha sòl suficient, els boscos riberencs són de verns (*Lamio-Alnetum*), però al mig de les parts

més amples o en els llocs amb massa poc espai s'hi fan les salzedes (*Saponario-Salicetum*).

Per sobre dels 900 m d'altitud, en alguns obacs dels cims calcaris més orientals, des de la Mare de Déu del Mont i la Tossa d'Espinau fins al Bassegoda s'hi poden establir pinedes naturals de pi roig (*Primulo-Pinetum*), encara que les obagues culminals de cims de l'Alt Empordà, Garrotxa i Ripollès es troben majoritàriament ocupades per prats d'ussona (*Festuca gautieri*), sobre substrat calcari. En aquestes obagues trobem també roures i espècies del *Buxo-Quercetum*, i en altres podem trobar faig i espècies del *Buxo-Fagetum*.

Al llarg del sector central de l'Alta Garrotxa, i en concret a la zona d'estudi, no hi ha només roques calcàries, sinó que també hi ha alguns petits afloraments de roques de composició silícia. Això fa que la composició florística dels pocs indrets silícis sigui especial, cosa que dona lloc a variants silicícies d'alzinar que es fan en els solells secs i l'establiment a les obagues d'algunes comunitats, com és cas del roure africà (*Carici-Quercetum*). Pel que fa a aquestes rouredes, actualment es troben substituïdes per castanyedes.

Les parts més baixes de les obagues d'alguns massissos, com per exemple el de Bestrecà, són especialment humides, perquè els pendents a cara nord són molt pronunciats. L'interès d'aquestes clotades rau en el fet que s'hi fan claps de roureda de roure pèrol (*Isopyro-Quercetum*).

Als pendents del Bestrecà sobre Hortmoier, aquests boscos d'obaga es barregen amb les castanyedes que hem esmentat abans, fet que origina un mosaic complicat d'interrelacions entre alzinars, rouredes, castanyedes, boscos de roure pèrol i, fins i tot, fagedes, a causa de la confluència dels factors microclimàtics, geològics i edàfics (Viñas, 2001 i Viñas, 1993).

Pel que fa als hàbitats no forestals, en el marc de l'Alta Garrotxa hi podem diferenciar dues grans menes de pastures:

- 1) Pastura seca calcícola (*Aphyllantion*)
- 2) Pastura mesòfila calcícola (*Festuco-Brometea*)

Aquest segon gran tipus de pastura seria àmpliament dominant en l'àrea d'estudi. Així doncs, en l'espai ocupat pels hàbitats no forestals a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol hi podem diferenciar la següent tipologia de comunitats (Vila, 2003):

Pastura mesòfila calcícola: *Festuco – Brometea*.

La classe *Festuco – Brometea*, que en aquest cas es distribueix per la seva part nord-occidental, en el que són els seus dominis menys càrstics i més humits. Aquest tipus de pastura es considera *hàbitat d'interès comunitari* (HIC) amb el qualificatiu de prioritari.¹

Les espècies considerades característiques de la classe *Festuco – Brometea* són (Bolòs, 2001): *Arenaria serpyllifolia* ssp. *serpyllifolia*, *Carlina vulgaris*, *Cerastium brachypelatum*, *Erigeron acer*, *Filipendula vulgaris*, *Helianthemum nummularium* ssp. *tomentosum*, *Koeleria splendens*, *Sanguisorba minor* ssp. *minor* i *Thymus serpyllum* ssp. *chamaedrys*.

Aquesta formació vegetal (*Festuco-Brometea*) és el resultat de la combinació d'espècies herbàcies de caràcter subcontinental (*Festucetalia valesiaca*) juntament amb altres de pròpies de regions més oceàniques o submediterrànies (*Brometalia erecti*). En el cas concret de l'Alta Garrotxa, no es tractaria d'una formació (*Xerobromion*), sinó amb un marcat caràcter (*Mesobromion* amb *Bromus erectus*), fruit de la substitució del bosc potencial per la intervenció antròpica. En les comunitats de l'aliança *Mesobromion* es produeix un desplaçament progressiu de les espècies graminoides a les espècies de fulla plana i més o menys ampla (Folch, 1986).

Entre les espècies que potencialment componen aquesta mena de pastures cal remarcar (European Commission, 1999, p. 56)²: *Anthyllis vulneraria*, *Arabis*

¹ Assoleix la consideració d'hàbitat d'interès comunitari prioritari per la presència d'orquídiades. Així, per exemple, en els mateixos *Estudis de base* (1995, p. 249 - 250) s'hi remarcava literalment la presència de:

- Les mulleres acidòfiles de caràcter subalpí (*Ass. Caricetum nigrae*): única localització a l'Alta Garrotxa i punt més oriental de distribució.
- Les jonqueres acidòfiles montanes (*Ass. Juncetum acutiflori*) alternades amb les mulleres acidòfiles anteriors: caràcter excepcional a l'Alta Garrotxa.
- Els prats mesòfils de caràcter acidòfil (*Ass. Chamaespacio – Agrostidetum capillaris* i *Ass. Alchemillo – Festucetum nigrescentis*) barrejats amb prats de dall (*Ass. Rhimantho – Trisetum flavescens*): únics a l'Alta Garrotxa i poc extensos als Pirineus.
- Les landes acidòfiles, gódua i falguera (*Ass. Prunello – Sarothamnetum scoparii*), així com les de bruguerola amb pota de lleó (*Ass. Alchemillo – Callunetum vulgaris*), que té en aquest darrer cas la qualificació d'hàbitat d'interès comunitari prioritari.
- Per acabar, cal esmentar l'existència d'un petit fragment de vegetació rupícola que inclou l'aliança *Sedo – Sclerathion*, també declarada com a prioritària per la normativa comunitària.

² No s'ha inclòs la relació d'orquídiades potencialment presents i que li acabarien conferint la categoria de hàbitat d'interès comunitari prioritari; en concret aquestes són: *Ophrys apifera*, *Ophrys insectifera*, *Orchis mascula*, *Orchis militaris*, *Orchis morio*, *Orchis purpurea*, *Orchis ustulata* i *Orchis mascula*.

hirsuta, *Campanula glomerata*, *Carex caryophylllea*, *Carlina vulgaris*, *Centaurea scabiosa*, *Dianthus carthusianorum*, *Eryngium campestre*, *Koeleria pyramidata*, *Leontodon hispidus*, *Medicago sativa* ssp. *falcata*, *Primula veris*, *Sanguisorba minor*, *Scabiosa columbaria* i *Veronica teucrium*.

Cal recordar que les espècies característiques de l'aliança *Mesobromion* són (Bolòs, 2001): *Campanula glomerata*, *Carex caryophylllea*, *Cirsium acaule* ssp. *acaule*, *Cirsium tuberosum*, *Euphrasia alpina* ssp. *pulchra*, *Euphrasia stricta*, *Gentiana ciliata*, *Gentiana cruciata*, *Hieracium lactucella*, *Orchis militaris*, *Orchis ustulata*, *Plantago media*, *Prunella grandiflora* subsp. *grandiflora* i *Trifolium montanum*. A l'Alta Garrotxa (PEIN) cal remarcar, entre les pastures mesòfiles, la presència de l'associació següent:

— Prats de plantatge mitjà i eufràsia (Ass. *Euphrasio – Plantaginetum mediae*). Prat relativament baix, dens i atapeït, propi de zones frescals i humides, dins el domini de la roureda de roure martinenc.

En alguns punts situats als entorns de la zona de canvi o transició entre una tipologia i una altra de pastures es pot trobar puntualment la presència de pastura seca calcícola fent mosaic amb pastura mesòfila calcícola. Així mateix, és important remarcar que les escadusseres localitzacions conegudes de presència de prats de dall dins de l'Alta Garrotxa es troben a l'extrem oest de la seva part més septentrional, i també de l'àrea d'estudi (Vila, 2003).

1.4.1.8 Caracterització de la fauna, amb un èmfasi especial a la fauna lligada als hàbitats no forestals

Pel que fa al medi faunístic, hi ha una gran diversitat de biòtops, a causa de la confluència dels ambients mediterranis i dels medioeuropeus i atlàntics, que condiciona una gran riquesa i varietat d'espècies faunístiques que viuen en diferents ambients. A més, l'existència d'importants sectors del territori relativament feréstecs possibilita l'establiment d'espècies que han estat foragitades de gran part del país.

Entre els amfibis i rèptils, destaquen la salamandra (*Salamandra salamandra*), el tritó pirinenc (*Euproctus asper*), la granota roja (*Rana temporaria*), el lluert (*Lacerta viridis*), la serp d'Esculapi (*Elaphe longissima*), la bivia tridàctila (*Chalcides chalcides*), la serp verda (*Malpolon monspessulanus*) i groga (*Coluber viridiflavus*) i l'escurçó (*Vipera aspis*), així com la serp d'aigua escurçonera (*Natrix maura*).

Entre els poblaments d'aus, cal assenyalar que la zona és rica en rapinyaires, com ho demostra la presència de l'àguila daurada (*Aquila chrysaetos*), el falcó pelegrí (*Falco peregrinus*), el duc (*Bubo bubo*), l'àguila marcenca (*Circaetus gallicus*) i l'aligot (*Buteo buteo*) i, amb molta menys densitat, el falcó mostatxut (*Falco subbuteo*). A les cingleres, hi trobem igualment el roquerol (*Ptytopyroge rupestris*), la merla blava (*Monticola solitarius*), el pardal roquer (*Petronia petronia*), el pela-roques (*Tichodroma muraria*) i la gralla vermella (*Pyrhacorax pyrrhacorax*). En els marges de prats i conreus trobem l'escorxador (*Lanius collurio*) i, a les zones de bosc, el falcó vesper (*Pernis apivorus*), l'astor (*Accipiter gentilis*), l'esparver (*Accipiter nisus*), el gamarús (*Strix aluco*), el picot garser gros (*Picoides major*) i el picot negre (*Drycopus martius*), la mallerenga d'aigua (*Parus palustris*), el blauet (*Alcedo atthis*) i el trencapinyes (*Loxia curvirostra*). (Macias, 1988; Trabalon, 2006).

La recent declaració de zona ZEPA de l'Alta Garrotxa és deguda a la presència de sis espècies incloses en la Directiva d'aus: l'àguila daurada (*Aquila chrysaetos*), el duc (*Bubo bubo*), l'escorxador (*Lanius collurio*), el falcó vesper (*Pernis apivorus*), el picot negre (*Drycopus martius*) i el blauet (*Alcedo atthis*).

Altres rapinyaires que es reproduïen en la zona i que actualment s'hi observen de forma esporàdica són l'àguila cuabarrada (*Hieratus fasciatus*), el trencalòs (*Gypaetus barbatus*) i el voltor comú (*Gyps fulvus*). En aquest sentit cal esmentar que properament entrarà en funcionament un canyet promogut pel Consorci de l'Alta Garrotxa i la Fundació Territori i Paisatge, que pot ser un element molt positiu per a la recuperació d'aquestes espècies protegides.

Entre els mamífers destaca, en els ambients d'influència mediterrània, la presència de la rata cellarda (*Eliomys quercinus*), el talpó roig (*Clethrionomys glareolus*) i el talpó muntanyenc (*Microtus agrestis*). A les zones de roureda, fageda i pi roig hi són característics el llió gris (*Glis glis*), la marta (*Martes martes*) i el gat salvatge (*Felis silvestris*); en els cursos d'aigua apareix el turó (*Mustela putorius*); a les àrees emboscades és molt usual el senglar (*Sus scrofa*), i a les zones de coves hi habiten els ratpenats, entre els quals trobem el ratpenat de ferradura gran (*Rhinolophus ferrum-equinum*), el ratpenat orellut meridional (*Plecotus austriacus*) i el ratpenat d'orelles dentades (*Myotis emarginatus*).

La comunitat de carnívors està ben desenvolupada. Hi abunden la guineu (*Vulpes vulpes*), la mostela (*Mustela nivalis*), la fagina (*Martes foina*), el teixó (*Meles meles*), la geneta (*Genetta genetta*) (Macias, 2001). Pel que fa als grans herbívors, després de diverses introduccions, reintroduccions o expansions de reintroduccions d'altres indrets, hi podem trobar a hores d'ara cérvols (*Cervus*

elaphus), muflons (*Ovis musimon*), cabirols (*Capreolus capreolus*), daines (*Dama dama*) i isards (*Rupicapra rupicapra*) (Macias, 1993; Pagès, 2006).

També cal fer referència a la fauna invertebrada, i sobretot la cavernícola, en la qual destaquen per la seva especial singularitat els coleòpters cavernícoles endèmics (*Molopidius spinicollis*), els quilòpodes cavernícoles endèmics (*Lithobius altotyphlus*) i l'escorpió cavernícola endèmic del Pirineu oriental (*Belisarius xamberi*) (La Vola, 2003).

1.4.2 Patrimoni cultural

El patrimoni cultural de l'Alta Garrotxa es pot descriure a partir de dos grans blocs: els jaciments paleontològics i arqueològics, i el patrimoni històric d'èpoques més recents.

1.4.2.1 Jaciments paleontològics i arqueològics

L'Alta Garrotxa presenta prop de 35 jaciments arqueològics documentats, molts dels quals en cova. Des dels anys vuitanta aquests jaciments han anat agafant cos gràcies a diversos estudis realitzats per arqueòlegs (Miret, 1998; Martín, 2004; Terradas, 2004). Actualment, dels 35 de reconeguts, n'hi ha 10 dels quals solament se sap que hi ha restes, tot i que encara no hi hagi hagut cap intervenció. Entre aquestes troballes cal remarcar, per la seva notorietat, les següents: la Cova 120, la dels Ermitons, la Cista de la Creu del Principi, la bauma del Serrat del Pont i la torre de Falgars.

Figura 4: Principals jaciments arqueològics de l'Alta Garrotxa

Període geològic	Anys aC.	Context cultural	Jaciments
H O L O C È	s. V dC s. II aC	Món romà	Torre de Falgars
	s VII aC	Ibèric Ferro	
	1.800 aC	Bronze	Cova de les Monges Cova dels Ermitons Cova de la Pòlvora Tota dels Maimons Cova Jaume Puigmal
	2.500 aC	Calcolític	
	6.000 aC	Neolític	Cova del Bisbe Cova dels Ermitons Cova s'Espasa Cova d'en Noguer Cova d'en Pòlvora Planafloza Cova de la Figa Cita Príncep Pdra Dreta
	8.000 aC	Mesolític	
P L I S T O C È	40.000 aC	Paleolític Superior	Cova s'Espasa Can Menera
	200.000 aC	Paleolític Mitjà	Cova dels Ermitons (33.000 aC.) Cova 120 (de 150.000 a 60.000 aC.)
	800.000 aC	Paleolític Inferior	

Font: Pau Martín, 2004

Podem dir que la distribució dels jaciments arqueològics a l'Alta Garrotxa es concentren bàsicament a la zona del riu Llierca - riera de Sant Aniol, des del Serrat del Pont fins a una mica abans d'arribar a Sant Aniol d'Aguja.

1.4.2.2 Monuments historicoartístics, arquitectura popular i arquitectura medieval

El patrimoni historicoartístic de l'Alta Garrotxa, a més dels jaciments arqueològics, està format també per edificacions més recents, la majoria de l'època medieval i d'estil romànic. D'aquest patrimoni, les esglésies, ermites i altres construccions religioses romàniques formen el conjunt més destacat, però també les construccions civils o militars són importants, encara que actualment en trobem moltes d'abandonades i/o en mal estat de conservació.

Una part d'aquest patrimoni ha estat declarat bé cultural d'interès nacional, recollit per la Resolució de 8 de juliol de 1983 (DOGC núm. 361, del 7.9.83), per la qual s'inicia l'expedient de declaració de monument historicoartístic a favor del "conjunt de l'arquitectura popular i medieval de l'Alta Garrotxa". Aquesta mateixa resolució incoa l'expedient per a la declaració de conjunt natural d'interès cultural a favor de les zones de la vall de Sant Aniol, massís de Bestracà, vall d'Hortmoier i massís de Bassegoda.

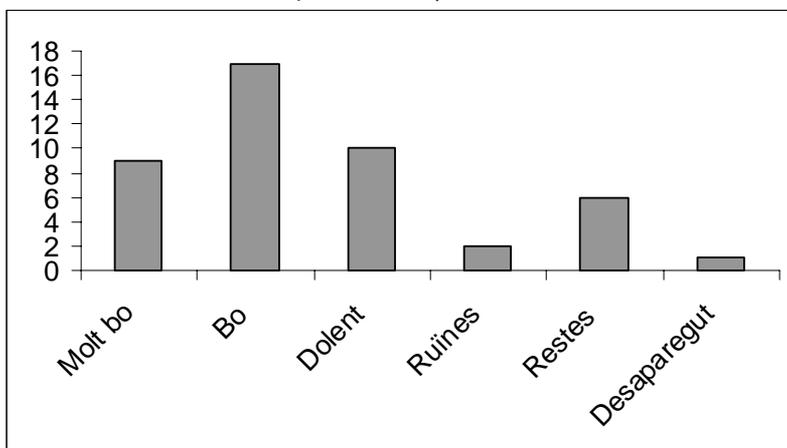
Taula 1: Béns culturals d'interès nacional de l'Alta Garrotxa

Municipi	Bé cultural d'interès nacional
Montagut	Cabesses, segles XV i XVI
	Castell d'Oix, segles XV i XVI
	Castell de Montagut, segles XVII i XIV
	Castell de Montpetit, època desconeguda
	Torre de Talaixà, època medieval
	Castell de Pera, medieval
Beuda	Puig del Far o castell de Falgars, època medieval
	Capella de l'Anunciació de Falgars
	Capella de Sant Miquel de Coma de Roure
Sales de Llierca	Castell de Salas, segles XIV i XV
	Castell s'Espassa, època desconeguda
Sant Joan les Fonts	La torre de Canadell, segle XIV
La Vall de Bianya	La torre de la Vall del Bac, època desconeguda
Albanyà	La torre de Corsavell, segles XIII i XIV
	El Mas Sobirà, època medieval
Camprodon	Castell de Bestracà, època medieval
	Beget, segles XIV i XX (incoat)
	Castell de Rocabrúna, segles X i XV

Font: <http://cultura.gencat.es/invarquit/index.htm>

Finalment, cal esmentar el Catàleg del patrimoni arquitectònic, realitzat des del Col·legi d'Arquitectes de Catalunya amb conveni amb el Consorci, en el qual s'ha analitzat l'estat de conservació i la urgència d'intervenció en cada cas. Un resum dels resultats que formen el patrimoni arquitectònic de l'Alta Garrotxa són: 13 construccions militars, 42 construccions religioses, 33 construccions civils i 50 elements del patrimoni arquitectònic previstos en els catàlegs dels diferents planejaments municipals (Sala, 2001; Espunya, 2004).

Gràfic 1: Estat de conservació del patrimoni arquitectònic de l'Alta Garrotxa



Font: Espunya, 2004

1.4.3 El paisatge de l'Alta Garrotxa

Per estructurar la informació disponible sobre paisatge de la zona d'estudi s'ha dividit aquest apartat en dos blocs, el primer referent a l'evolució històrica (període que va des del paleolític inferior fins a la segona meitat del segle XX) i el segon bloc que fa referència a una aproximació física dels canvis experimentats en els darrers cinquanta anys.

1.4.3.1 Evolució històrica

L'estudi d'anàlisis pol·líniques (Alcalde, 1991) posa de manifest el predomini del bosc en tot aquest territori des del paleolític inferior, fa uns 82.000 anys. L'evolució de les masses forestals estava determinada pels canvis introduïts per la dinàmica climàtica: etapes més humides i fredes afavorien la presència de fagedes i avetoses i la manca de precipitacions afavoria el pi roig. Només en els períodes més freds de la glaciació del Würm els boscos de pi roig i d'altres espècies resistents a les baixes temperatures es van convertir en purament testimonials i van cedir el domini als prats.

Durant l'edat antiga la dinàmica climàtica ja no era el factor exclusiu i determinant. La intervenció antròpica es va convertir en una variable clau, ja que l'activitat humana començava a modificar de manera decidida el paisatge

vegetal. Però va ser en l'edat mitjana que les muntanyes de l'Alta Garrotxa es van convertir en una zona de refugi per a molta gent i els recursos del bosc eren aprofitats intensament. En aquesta època va començar a estendre's la pràctica de fer artigues, a partir de la rompuda del bosc, així com l'ocupació de les costes i pendents de les muntanyes amb la construcció de feixes i terrasses (Bonassie, 1979; Puigdevall, 1985).

A partir de la segona meitat del segle XVI el govern va incrementar notablement la pressió sobre els recursos forestals amb la política de reforçament del poder naval iniciada per Felip II, la qual cosa va suposar la necessitat d'invertir els millors arbres en el compliment d'aquest objectiu. La degradació de la qualitat dels boscos va provocar que el rei Ferran VI promulgés l'*Ordenanza para la conservación y aumento de los montes de marina*, que es va aplicar també en algunes zones de l'Alta Garrotxa, com la vall del Bac, l'agost del 1753 (Llongarri, 1984).

Evidentment, a aquesta intensa explotació del bosc s'hi afegien altres aprofitaments tradicionals, uns d'incidència més puntual, com els cullerers, esclopers i artesans de les pipes, i altres quantitativament més remarcables, com el carboneig.

Al segle XIX el procés de desamortització posa en mans de particulars antigues propietats forestals eclesiàstiques que moltes vegades van ser explotades de forma devastadora per poder pagar a la hisenda pública els pagarés firmats moltes vegades com a part ajornada de la compra, o senzillament per rendibilitzar ràpidament la inversió (Ballé, 1986).

A més, a partir de la segona meitat del segle XIX el ferrocarril es converteix en una nova font de demanda de fusta de qualitat per a la fabricació de travesses de tren. A l'Alta Garrotxa van ser especialment importants els requeriments ferroviaris durant el final del segle XIX i principis del segle XX, i fins i tot hi ha referències d'alguna última compra de fusta per part de RENFE cap al 1960 (Grabolosa, 1968).

La situació descrita anteriorment ha canviat radicalment en les últimes dècades. El punt d'inflexió cal situar-lo al voltant de 1950 amb l'inici d'una progressiva desaparició del que tantes vegades s'ha considerat com a "paisatge tradicional en mosaic", fruit del despoblament i el declivi del carboneig amb l'arribada del butà i l'atracció que per a la mà d'obra suposava la indústria instal·lada al llarg de la vall del Fluvià. El resultat és una uniformització gradual del paisatge a partir de l'increment progressiu de l'espai forestal en detriment de pastures i conreus. Era un procés en un principi positiu, després de la ferotge explotació i espoliació que havia patit aquest

territori, però que a hores d'ara pot esdevenir letal per a un territori secularment antropitzat.

1.4.3.2 Aproximació física dels darrers cinquanta anys

Els canvis paisatgístics de l'Alta Garrotxa en els darrers decennis (Vila, 2003) es poden expressar a partir de l'estudi de l'evolució dels usos i cobertes del sòl.

Taula 2. Comparativa de les cobertes del sòl 1957-1997

Usos i cobertes del sòl	1957		1997		1957-97	
	ha	%	ha	%	ha	%
Bosc tancat >90% de recobriment	12.806	39,4	24.258	74,7	11.450	89,4
Bosc dens 90-60 %	2.934	9	3.083	9,5	149	5,1
Bosc obert 60-10 %	4.390	13,5	2.427	7,5	-1.963	-44,4
Pastura <10 %	9.193	28,3	2.433	7,5	-6.760	-73,5
Conreu	2.501	7,7	186	0,6	-2.315	-92,5
Sup. denudada	655	2	80	0,2	-575	-87,8

Font: Vila, 2003.

De les dades recollides en el quadre d'evolució de les cobertes del sòl durant el període 1957-97 es poden destacar dos aspectes importants:

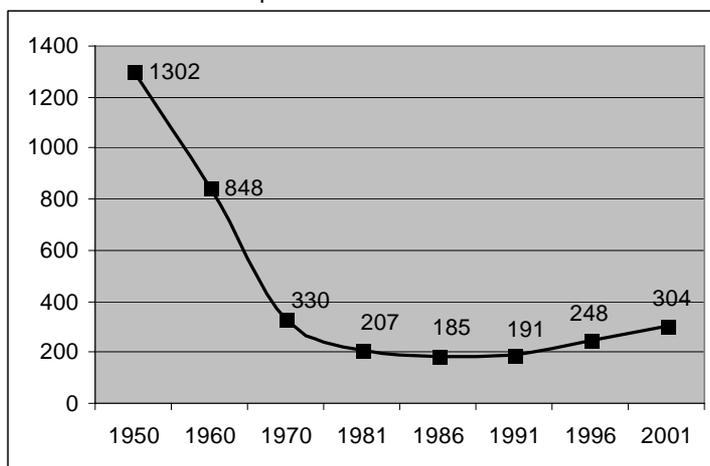
— L'evolució dels espais tancats, on cal destacar en primer lloc l'increment del bosc tancat en un 89,4 %. La reducció de la pressió antròpica sobre el recurs forestal ha comportat una recuperació dels boscos, que fins aleshores estaven sotmesos a un intens grau d'explotació. *Increment del bosc dens en un 5,1%*. Un increment molt menor que en el cas del bosc tancat però que respondria a la mateixa dinàmica.

— Retrocés dels espais oberts, una *reducció del bosc obert en un 44,4 %*, fet que es pot vincular també a la qüestió ramadera, ja que a l'Alta Garrotxa la pastura en espais forestals oberts era una realitat present, com per exemple seria el cas de la zona de Ribelles o la Comella. Aquesta reducció del bosc obert des del 1957 s'explica perquè bona part s'hauria incorporat a la categoria de bosc dens i tancat. *Reducció de les pastures*

en un 73,5 %. Aquesta reducció dràstica de la superfície ocupada per pastures fruit de la disminució de l'activitat ramadera s'hauria dut a terme a partir de la conversió de zones de pastura en espai forestal amb distints graus de recobriment (tancat, dens o obert). Finalment, una *reducció dels conreus en un 92,5 %* fruit especialment del progressiu despoblament que ha experimentat en aquest període.

L'evolució de les cobertes del sòl durant el període 1957-1997 està íntimament relacionada amb la dinàmica demogràfica que ha viscut tot aquest territori. En aquest sentit, cal recordar que durant aquestes quatre dècades hi ha hagut una important disminució de la població; en concret, el nombre d'habitants censats dins de l'EIN de l'Alta Garrotxa ha passat de 1.302 a 304, fet que suposa una reducció del 76,2 %, la qual s'assimila força al decreixement de les àrees de pastures. La progressiva disminució de la població s'ha corregit en els darrers 15 anys amb un certa recuperació de la població censada a l'àrea d'estudi, ja que es passa d'un mínim històric de 185 persones l'any 1986 a les 304 de l'any 2001, fet que suposa un increment del 64,3 %. De totes maneres, la mena d'activitat desenvolupada per aquests nous habitants sovint té poca incidència en l'evolució de l'estructura del paisatge. En definitiva, es podria afirmar que l'estructura del paisatge està determinada per l'ús que es fa del territori més que no pas pel nombre d'habitants que acull. Aquesta és una constatació especialment útil en el cas de l'Alta Garrotxa, on la nova població cada cop viu menys vinculada al sector econòmic primari (Esgleas, 2003).

Gràfic 2: Evolució de la població censada a l'Alta Garrotxa (dins del PEIN) durant el període 1950-2001³



Font: elaboració pròpia a partir d'*Estudis de base del Pla especial de protecció del medi natural i del paisatge de l'Alta Garrotxa* (1994), IDESCAT (2003), i informació aportada pel Consorci de l'Alta Garrotxa.

Si establim gràficament la relació existent entre l'evolució de les diferents cobertes del sòl i l'evolució demogràfica, es veu clarament la vinculació entre la disminució de zones de pastures i conreus amb la reducció progressiva de la població. Aquesta dinàmica es complementa amb un increment més que notable de la superfície forestal.

1.5 Marc legal

El PEIN (Pla d'espais d'interès natural de Catalunya) té l'origen en la Llei 12/1985, de 13 de juny, d'espais naturals (DOGC núm. 556, de 28.6.1985), i va ser aprovat mitjançant el Decret 328/1992, de 14 de desembre (DOGC núm. 1714 d'1.3.1993).

Els espais inclosos al PEIN han de disposar d'un seguit d'eines que en facilitin la gestió. Entre aquestes eines hi ha la delimitació definitiva i precisa de l'espai

³ La població censada en un municipi sol ser un nombre superior a la població resident real en el mateix espai. Així doncs, per exemple, s'ha fet una estimació aprox. en relació amb les dades de l'any 2001. En concret es calcula que hi ha una població censada de 304 persones, mentre que la població resident se situaria al voltant de les 276 persones.

(Pla especial de delimitació, PED), així com la redacció d'un Pla especial de protecció del medi natural i del paisatge, PEPMNP.

La manca d'aquest pla especial a dia d'avui fa que l'únic document normatiu de referència que s'utilitza per a la gestió de l'espai de l'Alta Garrotxa fins a l'actualitat són les Normes especials de protecció del medi natural i el paisatge de l'Alta Garrotxa, de l'any 1994. Però aquestes normes especials s'han de considerar avui dia un document obsolet, que cal actualitzar i ampliar, amb la disponibilitat de noves eines que permetin millorar i completar la gestió de l'EIN de l'Alta Garrotxa. A més, a l'Alta Garrotxa hi trobem altres figures de protecció, com són:

- Reserva Natural Parcial de la Muga - Albanyà (Decret 123/1987)
- Refugis de pesca de Beget i capçalera de la Muga, fins a l'aiguabarreig amb la riera Major.
- Zona de pesca controlada de la Muga (Albanyà - Sant Llorenç) (Ordre de 28.2.94)
- Arbres monumentals: els tres roures d'Hortmoier (Ordre de 30.8.88), el roure de Can Planes (Ordre de 19.4.91) i el roure de la font del Bac (Ordre de 3.12.92).
- Forests del Catàleg d'utilitat pública, núm. 6, 71, 76, 77 i 79.
 - Així mateix, gaudeixen de protecció, segons la legislació sectorial aplicable, diversos elements de l'important patrimoni històric i cultural de l'Alta Garrotxa.

El Consorci per a la Protecció i la Gestió de l'Espai d'interès Natural de l'Alta Garrotxa agrupa els 11 municipis amb superfície inclosa a l'EIN, els consells comarcals de la Garrotxa, l'Alt Empordà i el Ripollès i la Diputació de Girona. La gestió de l'EIN de l'Alta Garrotxa recau sobre el Departament de Medi Ambient i els ajuntaments que tenen part del seu límit municipal dins l'espai. El Consorci en aquest marc actua com a entitat que aglutina els diferents municipis que formen part de l'espai.

Un altre aspecte que cal destacar per la seva rellevància en la gestió de l'espai és la propietat de les terres de l'EIN de l'Alta Garrotxa, que són pràcticament totes de naturalesa privada, excepte unes 2.000 ha (de les 32.000 ha de l'EIN) que pertanyen al DMA.

La necessitat de renovar les normes especials de protecció del medi natural i el paisatge de l'Alta Garrotxa creades l'any 1994 té importància en la incorporació de nous aspectes apareguts en legislacions posteriors a aquestes normes, com poden ser la Directiva Hàbitats, Xarxa Natura 2000 i la Llei de protecció, gestió i ordenació del paisatge a Catalunya.

El Consell de les Comunitats Europees va aprovar l'any 1992 la Directiva 92/43/CEE, de 21 de maig, relativa a la conservació dels hàbitats naturals i de la fauna i la flora silvestres, coneguda com a Directiva Hàbitats. Els principis precedents d'aquesta directiva es troben en la Directiva 79/409/CEE, relativa a la conservació de les aus silvestres (recollida per la Directiva Hàbitats), el Conveni de Berna i el Projecte CORINE biòtops.

La Directiva Hàbitats, juntament amb la Directiva de les aus, representen l'instrument més important en el territori europeu quant a conservació de la biodiversitat. En la legislació de l'Estat espanyol, la transposició de la Directiva Hàbitats es materialitza en el Reial decret 1997/1995. Posteriorment, el Consell de les Comunitats Europees va aprovar la Directiva 97/62/CE, que consisteix en una millora, modificació i substitució dels annexos I i II de la directiva anterior.

Un dels objectius clau de la Directiva Hàbitats és la creació de la Xarxa Natura 2000, que ha de garantir el manteniment en un estat de conservació favorable dels hàbitats de les espècies en la seva àrea de distribució natural dins el territori de la Unió Europea. L'article 3 de la Directiva Hàbitats determina que els espais que pertanyin a Natura 2000 han de contenir hàbitats de l'annex I o espècies de l'annex II.

La inclusió de l'EIN de l'Alta Garrotxa dins de Natura 2000 té l'origen en la necessitat d'ampliació de la proposta catalana. Els motius bàsics d'aquesta ampliació s'expliquen per la necessitat de representar millor els hàbitats i les espècies d'interès comunitari a les regions biogeogràfiques alpines i mediterrànies, el procediment d'infracció per la insuficient declaració de zones d'especial protecció per a les aus (ZEPA) i la queixa comunitària sobre la declaració de nous espais a l'àmbit estèpic. A principis de l'any 2005 el Govern de Catalunya designa com a ZEPA alguns dels espais actualment proposats com a llocs d'importància comunitària (LIC), que són el pas previ per obtenir la declaració de zones d'especial conservació (ZEC) que estableix la Directiva Hàbitats (Ordre MAH 1534/2005). Això representa un nou règim de protecció i la inclusió de 22 espais més a l'anterior proposta catalana Natura 2000.

La promulgació de la Llei 8/2005, sobre la protecció, gestió i ordenació del paisatge a Catalunya, ha de garantir la preservació dels valors patrimonials,

culturals i econòmics amb un model de desenvolupament sostenible. El projecte de llei preveu dos instruments bàsics: els catàlegs, que són de caràcter descriptiu, i les directrius del paisatge, que tenen un caràcter normatiu. Aquesta llei vol dotar els paisatges catalans d'un estatus de protecció jurídica i establir instruments per a la seva gestió i millora.

Capítol 2. Marc teòric i conceptual

Al llarg d'aquest segon capítol s'ha creat un marc teòric a partir de la bibliografia existent i consultada sobre diversos estudis de processos d'abandonament rural i dinàmiques paisatgístiques en la muntanya mediterrània. A més, la base d'aquesta recerca es sustenta en els pilars de l'ecologia del paisatge, és per això que s'ha fet un especial incís en escollir detalladament els principals estudis i publicacions amb el propòsit d'aconseguir un bon punt de partida i coneixement que faciliti la comprensió i anàlisi de la problemàtica que recau sobre la reducció d'espais oberts i l'homogeneïtzació del paisatge. Finalment, es conclou amb una cerca dels principals instruments i tecnologies que són emprades per estudiar i gestionar els paisatges.

2.1. L'abandonament rural de la muntanya mediterrània

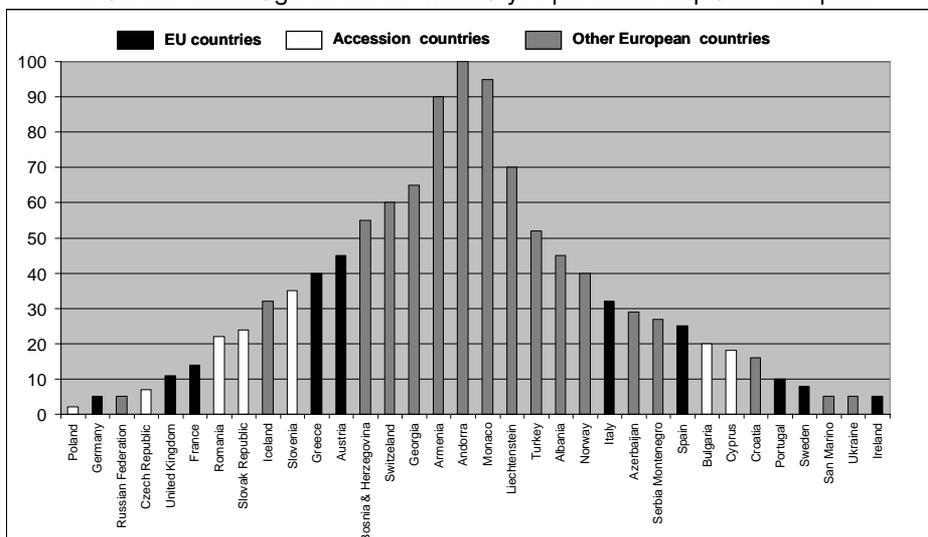
En aquest primer apartat introductori es fa referència a les causes principals del canvi en el model socioeconòmic vinculat al procés d'industrialització viscut a les àrees rurals de muntanya d'Europa i Catalunya, canvi que ha ocasionat un clar abandonament de les terres i, consegüentment, de les pràctiques agràries, i que s'ha traduït en uns impactes ambientals sobre els seus paisatges culturals.

2.1.1. El cas d'Europa

Els canvis estructurals desencadenats pel desenvolupament industrial i que ha experimentat el món rural europeu en els darrers cinquanta anys, especialment dins els territoris rurals de muntanya, posen de manifest les conseqüències d'una crisi del sistema econòmic tradicional, fonamentat, sobretot, en l'agricultura i la ramaderia (McDonald, 2000; Sluiter, 2007). Els processos de despoblament i alhora d'envelliment de les poblacions rurals, sobretot dels municipis més petits, han agreujat aquesta problemàtica, per això ha sorgit la necessitat de cercar noves fonts d'ingressos que activin l'economia local, com ara el turisme. Aquest desenvolupament turístic ha afavorit una reorganització dels sectors econòmics a favor del sector terciari o de serveis i un detriment del sector primari, que gairebé ha desaparegut. A grans trets, s'ha passat d'una muntanya agrària (pastures, conreus, explotació silvícola i masos) a una muntanya d'oci (restauració, camins, turisme d'aventura, segona residència) que està molt poc habitada, tot i que hi ha variacions estacionals molt remarcables (Garcia-Ruiz, 1990).

Els espais de muntanya de la Unió Europea tenen un paper important, ja que cobreixen el 30 % del territori EU-25. L'any 2002 prop del 20 % de tota la superfície agrària utilitzada corresponia a les zones de muntanya; a més, el percentatge d'explotacions agràries situades en aquestes zones muntanyoses era de prop del 27 % del total (Price, 1998; Dax, 2002).

Gràfic 3: Percentatge de territori muntanyós per diferents països europeus

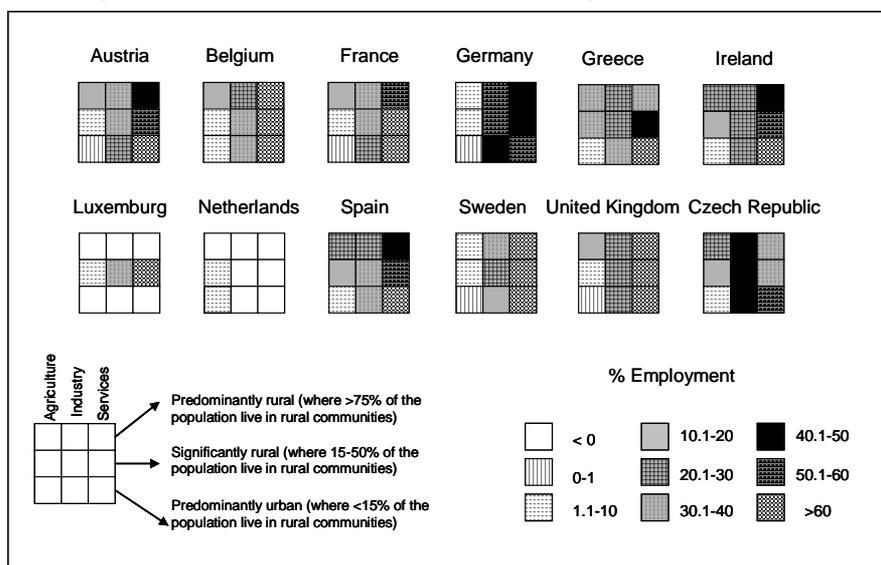


Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (2005)

La desaparició del sector primari en el medi rural de muntanya ha estat afavorida per la manca d'inversió en infraestructures, sobretot les que estan relacionades amb l'accessibilitat i els serveis bàsics, que han afavorit i segueixen afavorint els processos de despoblament i d'aïllament geogràfic. Aquest despoblament té l'origen durant el procés d'industrialització, en què la necessitat de mà d'obra de les indústries localitzades a les grans ciutats o a les valls amples va afavorir un èxode rural cap a aquestes àrees i un clar abandonament de les pràctiques agràries. A més, la falta de serveis públics en moltes d'aquestes àrees rurals respecte de les grans ciutats feia que les ciutats fossin una opció més atractiva per a la gent jove, fet que va desencadenar un envelliment de la població rural que no va deixar pas a cap mena d'esperança de relleu generacional (Heilig, 2002). Aquesta situació és particularment important al sud i l'est d'Europa, on el canvi econòmic i polític ha afectat negativament les condicions perquè s'hi desenvolupi una activitat agrària (EEA, 2004).

Actualment es reconeix la importància de les zones de muntanya i, a més, en la societat en general hi ha un discurs obert sobre el rol que tenen, ja que proveeixen de recursos naturals, són una part important dels valors ecològics, culturals, paisatgístics i de lleure, s'hi concentren la majoria dels espais protegits i actuen com a instrument per garantir la conservació contra les forces inductores de canvi.

Figura 5: Població activa rural per sectors en alguns països europeus



Font: elaboració pròpia a partir d'OECD (1997)

Podem trobar a escala internacional diversos referents en defensa de la importància i la fragilitat de les zones de muntanya, com són els casos de:

Agenda 21, capítol 13, “Managing fragile ecosystems - Sustainable mountain development”. United Nations Conference on Environment and Development, 1992

“Mountains are an important source of water, energy and biological diversity. Furthermore, they are a source of key resources as minerals, forest and agricultural products and of recreation. As a major ecosystem representing the complex and interrelated ecology of our planet, mountain environments are essential to the survival of the global ecosystem [...] Hence, the proper management of mountain resources and socio-economic development of the people deserves immediate action.”

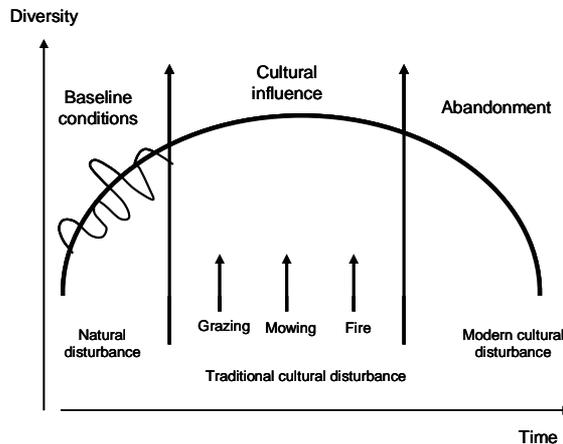
Any Internacional de les Muntanyes. FAO, 2000

“The fragility of mountain ecosystems means that the impacts of unsustainable development are more rapid, heavier and more difficult to correct than in other areas of the world; thus sustainable approaches to development deserve particular attention in mountain areas”.

Aquests referents apareixen en un moment que l'èxode rural i l'abandó de les pràctiques agràries tradicionals s'han convertit en una de les amenaces principals dels territoris de muntanya. A més, cal afegir-hi un fenomen de marginalització (entenen-se com un procés en el qual un territori ocupa una posició límit dins un sistema socioeconòmic i, per tant, queda exclòs de les exigències i els avantatges d'aquest sistema) vers aquests territoris que són el fruit de la Segona Guerra Mundial.

Avui dia podem trobar dos motius importants de marginalització. D'una banda, la gestió insostenible de les explotacions en règim intensiu, en què es donen episodis greus de contaminació, de sobreexplotació dels recursos naturals i de consum d'ús del sòl que fan improductives les terres i acaben produint també un procés d'abandó per manca de productivitat de les terres. De l'altra, el grau de desenvolupament baix de les àrees de muntanya, la gran vulnerabilitat econòmica i l'aïllament geogràfic afavoreixen també els processos d'abandonament. En canvi, aquestes àrees proporcionen una àmplia gama d'actius vitals i serveis per al desenvolupament de tota la societat humana en comparació de la marginalització per excés d'intensificació. La manca d'ús i de gestió de les antigues explotacions té grans conseqüències en termes de pèrdua d'estabilitat i resiliència dels ecosistemes, ja que eren sistemes naturals que havien estat alterats artificialment i que, per tant, necessiten fluxos continus d'entrada d'energia per poder-se mantenir d'aquesta manera (Bignal, 1996; Caravelli, 2000; McNeill, 2004; Torta, 2004).

Figura 6: Canvis en la biodiversitat segons el model de gestió



Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (1997)

Els problemes ambientals, econòmics i socials que són fruit de la marginalització i de l'aïllament geogràfic no afecten només aquests espais rurals de muntanya, sinó també tota la societat en general. Per tant, els polítics, els científics i els planificadors han d'actuar de manera més eficaç en la caracterització i resolució dels problemes que, al contrari de la resta del territori, dificulten el desenvolupament social i econòmic, ja que donen lloc a processos d'abandonament i perjudiquen la productivitat agrària (Baldock, 1996).

Les polítiques europees sovint exhibeixen inconsistències respecte al manteniment i la conservació d'aquestes àrees de muntanya i no prenen prou en consideració els requeriments especials i l'atenció que necessiten. Les mesures financeres com ara els subsidis, els incentius i el pagament de remuneracions són els instruments principals que han adoptat la Unió Europea i els governs nacionals i regionals per pal·liar les tendències a la marginalització i l'abandó del territori, unes mesures que moltes vegades no arriben a ser suficients per combatre-les (Tress, 2005).

Durant molts anys la comunitat internacional ha subestimat les conseqüències ambientals de l'abandó rural i de les pràctiques agrícoles que s'han fet durant segles en aquestes zones de muntanya. Recentment la política agrària comunitària (PAC) ha començat a reconèixer breument els greus impactes d'aquest procés sobre el medi ambient. Conseqüentment, són necessaris nous escenaris per revitalitzar l'economia d'aquestes zones i mantenir-ne l'heterogeneïtat biològica, cultural i paisatgística (Redecker, 2002).

Un d'aquests escenaris revitalitzadors inclouria el turisme, entenent-lo com una activitat complementària i diversificadora de l'economia local però no l'única, ja que si no es podria caure en el perill del "monocultiu" turístic. Per aquesta raó és molt important planificar el desenvolupament de l'activitat turística per evitar massificacions i per aconseguir que, realment, sigui la població local la beneficiària principal de l'arribada de turistes. Malauradament, hi ha territoris on s'està ignorant aquest perill i s'està avançant vers una dependència delicada, gairebé exclusiva, dels ingressos turístics, amb la consegüent inestabilitat que aquest plantejament pot comportar. El turisme dins l'àmbit rural cal concebre'l com una font d'ingressos que permet preservar i conservar els recursos locals i que alhora contribueix a crear ocupació i a millorar la qualitat de vida dels habitants del territori.

2.1.2. El cas de Catalunya

El món rural de Catalunya està immers clarament en un procés accelerat de despoblament i abandó del territori, motivat, sobretot, per la pèrdua de la rendibilitat de les feines que, històricament, s'havien fet al camp i a la muntanya: conreu agrícola, ramaderia extensiva, silvicultura, aprofitaments forestals, entre d'altres (Arqué, 1982; Nogué, 1985 i Parés, 1985).

Els canvis estructurals que ha experimentat el món rural català en els últims anys, especialment als territoris de muntanya, evidencien les conseqüències d'una crisi del sistema econòmic tradicional, que es basa en el sector primari. Els processos de despoblament i alhora d'envelliment de les poblacions rurals, sobretot dels municipis més petits, han agreujat aquesta problemàtica, motiu pel qual ha sorgit la necessitat de cercar noves fonts d'ingressos que activin l'economia local. En el cas de les comarques pirenaïques, cal remarcar que tenen prop del 3 % de la població catalana, un territori que suposa el 25 % de Catalunya (Idescat, 2006).

Taula 3: Evolució de la població a les comarques pirenaïques 1950-2006

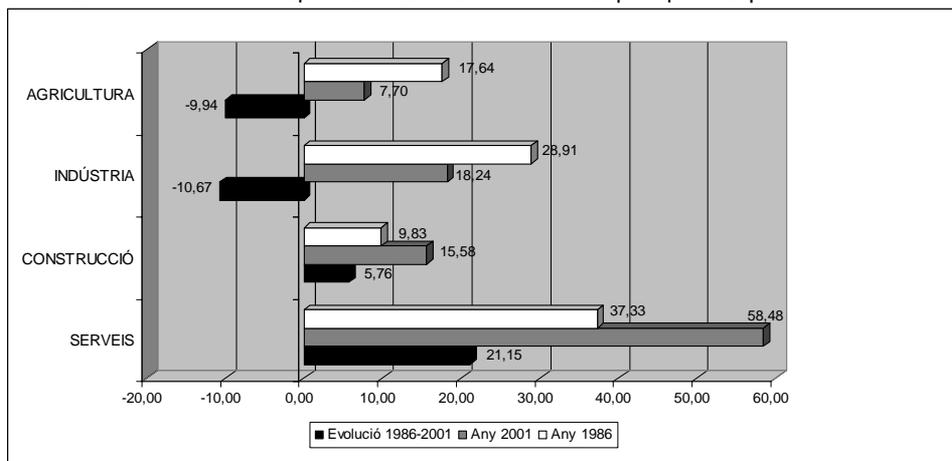
	1950	1960	1970	1981	1991	2006
Alt Urgell	22.002	10.844	19.895	19.828	19.010	21.257
Alta Ribagorça	5.296	6.444	4.590	4.344	3.514	4.074
Berguedà	41.933	48.109	45.843	42.154	38.965	40.064
Cerdanya	11.582	11.850	12.465	12.456	12.396	17.235
Garrotxa	39.725	40.640	44.001	44.942	46.060	52.834
Pallars Jussà	19.792	19.990	16.210	15.633	12.860	12.648
Pallars Sobirà	10.223	10.076	7.697	5.245	5.418	7.067
Ripollès	33.209	34.621	33.851	32.958	27.167	26.366
Solsonès	11.956	11.659	10.734	10.711	10.792	13.050
Val d'Aran	6.555	6.525	5.055	5.923	6.184	9.554
Pirineu català	202.273	210.758	200.341	194.194	182.366	206.155
Catalunya	3.240.313	3.925.779	5.122.567	5.958.006	6.059.494	7.134.697
% Pirin./Cat	6,24	5,37	3,91	3,26	3,01	2,89

Font: elaboració pròpia a partir de Roigé (1994) i Idescat (2006)

La industrialització va tenir una gran incidència sobre les bases econòmiques i socials. L'augment de la demanda d'energia elèctrica a partir de la Segona Revolució Industrial (principis del segle XX) va impulsar la construcció d'un gran nombre de centrals hidroelèctriques a les valls pirenaïques (Violant,

1985). Es necessitava molta mà d'obra procedent de l'exterior per construir-les. A més, la construcció d'aquestes centrals va repercutir de manera considerable tant en l'economia com en la millora de les comunicacions. A les comarques del Pirineu de Lleida només van conèixer les instal·lacions hidroelèctriques, i a les comarques del Ripollès, el Berguedà i la Garrotxa es va registrar una industrialització important en diferents sectors (teixits, metal·lúrgia, ciment...), aprofitant el curs dels rius i la proximitat de l'energia (Roigé, 1994).

Gràfic 4: Evolució de la població activa de les comarques pirenaïques 1986-2001



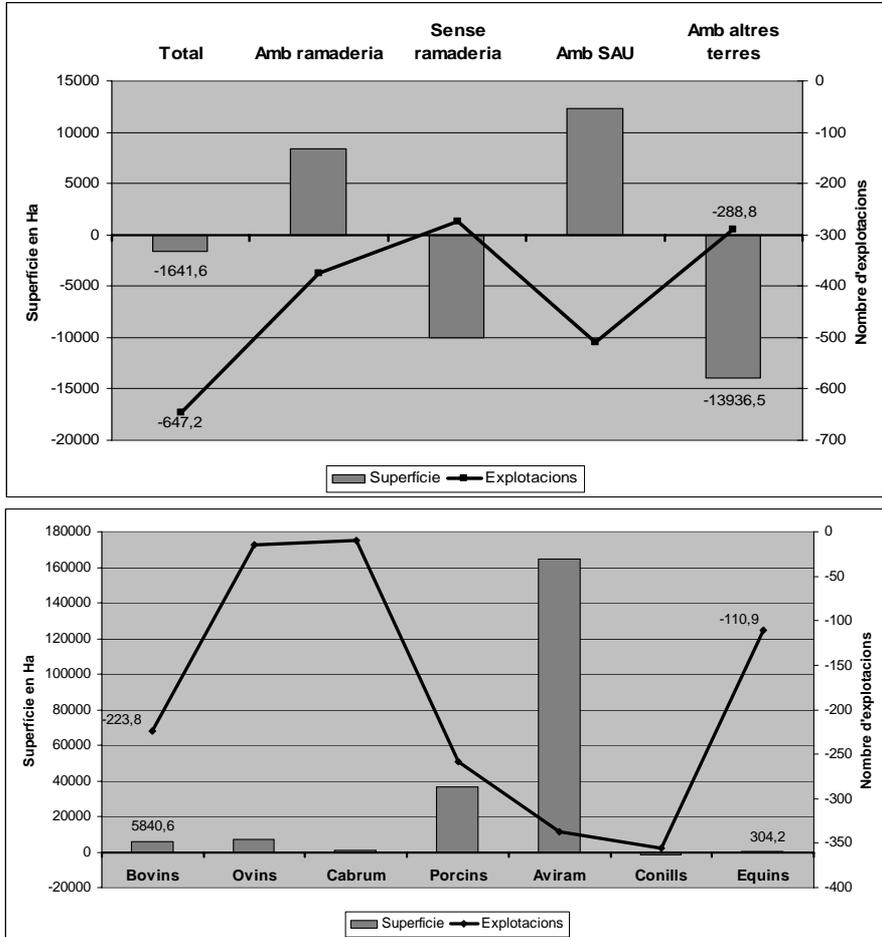
Font: elaboració pròpia a partir de Roigé (1994) i Idescat (2006)

A les zones pirenaïques d'alta muntanya, convertides, en certa manera, en reserves ecològiques, la crisi de l'agricultura ha estat afavorida per la manca de competitivitat d'aquestes explotacions, que ha portat moltes zones a un procés de crisi traduït en una lenta davallada de la ramaderia i una despoblació important; la poca grandària de les explotacions en règim extensiu, que majoritàriament estan disperses pel territori, dificulta encara més la competitivitat dels productes respecte d'aquelles zones on predomina una explotació intensiva (vegeu el gràfic 5).

En altres casos l'activitat ramadera ha estat substituïda per altres orientacions econòmiques més rendibles a curt termini, com ara el turisme. La disminució de la ramaderia és més sensible a les comarques on el turisme ha tingut un desenvolupament més gran; així, la Vall d'Aran i la Cerdanya han passat del "monocultiu" ramader al "monocultiu" turístic, i han mantingut una estructura

demogràfica equilibrada que no es troba en altres comarques on aquest sector té menys incidència (Villaró, 1988).

Gràfic 5: Evolució explotacions agrícoles i ramaderes al Pirineu català 1980-2000



Font: elaboració pròpia a partir d'Idescat (2006)

En aquestes dues gràfiques es posa de manifest la reducció del nombre d'explotacions, tant agrícoles com ramaderes, però no de la superfície total de l'explotació, cosa que és un exemple clar del procés d'intensificació que viu aquest sector. S'ha passat d'una economia autosuficient, amb un gran nombre de petites explotacions disperses per tot el territori, a una intensificació total de les explotacions, en què unes quantes explotacions agrupen tota la superfície.

A més, aquestes explotacions es concentren en zones determinades, en valls importants que tenen infraestructures i serveis, fet que afavoreix encara més l'abandonament de les pràctiques agràries en zones menys afavorides, com ara les àrees de muntanya.

D'aquestes circumstàncies esmentades s'ha derivat un procés d'increment de la superfície aforestada (poblada sobretot per espècies piròfites) al nostre país (Gordi, 1996), especialment en zones de muntanya. Aquesta caiguda demogràfica, la terciarització de l'economia i les polítiques agràries a Catalunya han tingut una afectació directa sobre l'abandonament dels conreus, la progressió de formacions boscoses i la disminució de la cabana ramadera. Els canvis en els usos del sòl repercuteixen en la vegetació natural, el cicle de l'aigua i del carboni, l'erosió del sòl (Garcia-Ruiz, 1991), el risc d'incendis i la pèrdua de diversitat cultural, biològica i paisatgística. En números rodons, a Catalunya hi ha una superfície forestal de dos milions d'hectàrees (prop d'un 61 % del total) segons l'Inventari ecològic i forestal de Catalunya (IEFC).

Figura 7: Procés de colonització del bosc en contraposició amb els espais oberts



Font: Arxíu Fotogràfic Consorci Alta Garrotxa

Cal tenir present que el 80 % de la superfície forestal catalana és de titularitat privada (IEFC, 1991) i, per tant, la gestió d'aquests espais depèn en bona part de les possibilitats i la voluntat dels propietaris. El bosc és una part més de moltes explotacions agràries catalanes i constitueix un complement als conreus i a la ramaderia amb més o menys importància, en funció de l'orientació tècnica i econòmica de les nostres explotacions. En els darrers

anys, el pes de la part forestal s'ha reduït en molts casos, de manera paral·lela a la davallada de la rendibilitat dels aprofitaments fusters.

Aquest rendiment econòmic tan baix implica que el mercat de la fusta i la llenya no garanteixi per si mateix que es gestionin els boscos catalans. Tanmateix, el bosc continua sent un recurs per a la gent del territori, que permet aprofitar sinergies entre diferents vessants productius de l'explotació i permet que s'hi pugui treballar en èpoques de menys intensitat de treball per a la ramaderia o l'agricultura.

Si parlem d'espècies forestals, cal esmentar que en el passat l'alzina i sobretot el roure van ser l'objectiu d'unes pràctiques silvícoles que han fet reduir enormement la seva dominància als boscos de Catalunya (Boada, 2003). Però Catalunya continua sent un país d'alzines i de roures, i això, en els propers anys, cada cop es farà més evident en el paisatge. Hi ha dues espècies més que tenen garantida una part important del territori, el pi negre, amb el qual res no competeix muntanya amunt, i el pi blanc, capaç d'aguantar nivells més grans de sequera que la resta d'espècies arbòries (IEFC, 1991).

Però durant els darrers cinquanta anys, el procés de globalització ha produït profundes transformacions dins del món rural. A causa d'aquestes transformacions i de la marginalització de moltes àrees rurals de Catalunya, es va fer el que ha estat el I Congrés del Món Rural de Catalunya (Rural 06), que parteix de la necessitat d'una reflexió col·lectiva sobre el present i el futur del món rural, encapçalada per les organitzacions professionals i per representants del món cooperatiu, la indústria i l'Administració de Catalunya, i que s'ha estès posteriorment a tota la societat.

Es posen a debat dos eixos de treball bàsics:

- El futur del sector agroforestal: la reforma de la política agrària comuna, que ha de permetre definir un marc de referència i unes estratègies emmarcades en el Programa de desenvolupament rural de Catalunya 2007-2013. Aprofitar la multifuncionalitat de l'agricultura catalana per potenciar actuacions que contribueixin a la nova dinàmica de cohesió i viabilitat integral de les zones rurals, de desenvolupament equilibrat del territori i de conservació del medi ambient, el paisatge, la cultura popular i les tradicions.
- Estratègies aplicables al desenvolupament del món rural: promoure l'impuls d'activitats agràries complementàries generadores de riquesa. Identificar i avaluar estratègies orientades a la gestió sostenible del món rural i a la valoració dels recursos culturals i ambientals.

La realitat socioeconòmica d'aquestes àrees és el resultat d'un llarg procés de despoblament que ha determinat l'economia i l'estructura del paisatge. D'una societat que aprofitava els recursos primaris s'ha passat al sector terciari, bàsicament el turisme, com a mitjà de suport. Precisament, és en aquest context en què apareix l'oportunitat que ofereix el turisme com a element clau en les polítiques de desenvolupament local per la seva capacitat de reactivar l'economia local aprofitant els recursos endògens de la zona i, al mateix temps, de contribuir a dinamitzar la mateixa societat local. Altres iniciatives, com ara la custòdia del territori, que és una filosofia de treball per facilitar les iniciatives voluntàries de conservació de la natura, el paisatge i el patrimoni cultural en finques privades i municipals, i la producció de productes ecològics amb denominació d'origen, poden col·laborar en el desenvolupament local i mantenir una part de l'estructura paisatgística.

Cal que les administracions actuïn per aturar el procés de despoblament i abandonament que viu el món rural. Fixar la població al territori i mantenir les activitats tradicionals del món rural és sinònim de riquesa cultural i patrimonial, qualitat de vida i sostenibilitat ambiental per a tot el país.

En aquest sentit, caldrà dur a terme les inversions necessàries per tal de reequilibrar el territori i facilitar les necessitats actuals a la gent que viu allunyada dels grans pols urbans. Les activitats tradicionals del món rural (agricultura, ramaderia extensiva, silvicultura, aprofitaments forestals, etc.) són una garantia d'ordenació i gestió del paisatge i del territori, amb una despesa molt baixa per a l'Administració. Cal que es reconegui i difongui el valor afegit d'aquestes activitats sobre el territori i el conjunt de la societat.

2.2. Dinàmiques paisatgístiques a la muntanya mediterrània

En aquest apartat es justifica la importància històrica i cultural de la gestió i la multifuncionalitat que presenten els paisatges mediterranis. També s'aprofundeix en la naturalesa i les causes dels canvis paisatgístics, i es fa un èmfasi especial en el procés d'aforestació.

2.2.1. La importància i l'evolució dels seus paisatges culturals

Europa és famosa pels seus paisatges mediterranis, que presenten una composició i configuració complexa com a resultat de la gestió tradicional desenvolupada en aquest territori. Durant segles, els humans han explotat els recursos naturals per garantir la seva supervivència i l'abastiment per al bestiar. Aquesta gestió es basava en una economia autosuficient que afavoria indirectament la formació de paisatges amb un grau d'humanització alt i una diversitat ecològica i cultural també força elevada. En aquest període d'autosuficiència, es produeixen a la vegada episodis i situacions de sobreexplotació, per l'excés de pressió de les pràctiques agràries exercides sobre els recursos naturals, especialment els boscos (en el cas de Catalunya, alzinars i rouredes).

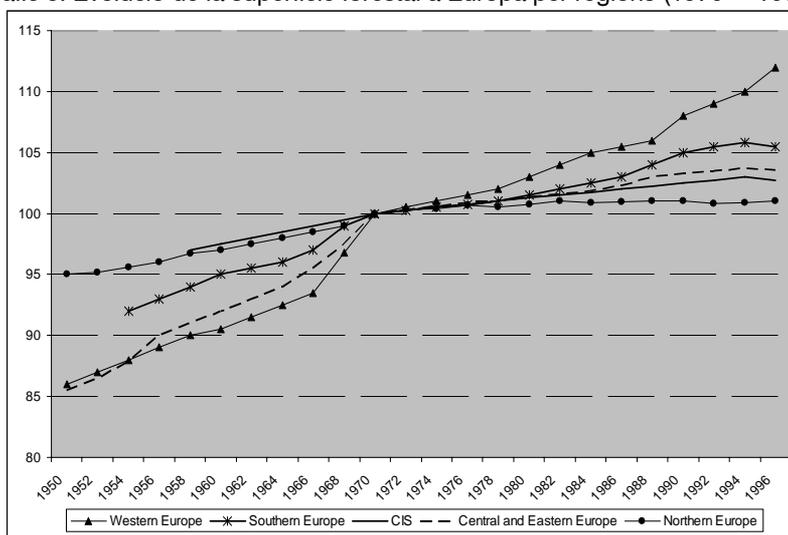
La utilització de pràctiques tradicionals de baixa intensitat, com a conseqüència d'una economia familiar i rural, ha donat lloc a una gran proporció d'hàbitats i paisatges valuosos (Nassauer, 1995). Aquests paisatges, a més, es caracteritzen per la seva multifuncionalitat (fonts de biodiversitat, patrimoni cultural, producció, funcions ambientals, lleure, control del risc d'incendi, etc.), fruit d'anys i anys de gestió i adaptació a les necessitats socials i les condicions del medi.

L'aspecte que presenta avui dia un territori és el fruit de la gestió que han fet diferents generacions al llarg dels temps i dels canvis en les pressions polítiques i agràries que actuen directament o indirectament sobre el paisatge. Aquesta alternança de gestió al llarg dels anys (ja sigui manual, animal o mecanitzada) ha creat uns paisatges culturals excepcionals, amb un alt valor estètic, cultural i ecològic (Lasanta, 2005). Aquestes tècniques i les condicions naturals i socioeconòmiques han quedat reflectides en els patrons específics dels camps, els romanents de boscos i aspectes similars. La llarga història de la gestió i transformació dels paisatges agraris europeus, igual que la seva multifuncionalitat, ha conduït a la creació de patrons regionals regulars en els usos del sòl i a la presència d'elements geomètrics disposats en el paisatge, que creen un rerefons històric i cultural de la mateixa regió.

No obstant això, a principis del s. XX, i particularment des de la Segona Guerra Mundial, la relació existent entre agricultura i natura es va transformar dramàticament per la intensificació dels sistemes de producció i l'abandonament de les zones rurals (Tilzey, 2000). Aquest abandonament de l'activitat tradicional dels espais agraris ha desencadenat greus transformacions en el paisatge, caracteritzades per una contínua i progressiva colonització del bosc i dels matolls, que gairebé s'han estès per la majoria

d'antics espais oberts. Aquests canvis es poden resumir en dos tipus de dinàmica: per una banda, una homogeneïtzació paisatgística deguda a l'expansió del bosc, i per l'altra, la fragmentació de les zones agràries deguda a aquesta expansió forestal (Brown, 1991; Poyatos, 2003; Lasanta, 2006). Aquest fort increment de la superfície forestal que es dona en la majoria de països industrialitzats pot representar un procés positiu per contrarestar tendències de sobreexplotació de boscos en altres parts del món. Però el creixement incontrolat de nous espais forestals representa un problema que implica la pèrdua d'un paisatge en mosaic construït per l'activitat agrària i d'una gran varietat d'hàbitats d'interès comunitari, a més d'un increment del risc d'incendis.

Gràfic 6: Evolució de la superfície forestal a Europa per regions (1970 = 100 %)



Font: Gold (2003)

Les dinàmiques paisatgístiques i dels seus possibles efectes sobre el territori s'han convertit en un important focus d'estudi i treball en la darrera dècada (Forman, 1986; O'Neill, 1988; Turner, 1989; MacGarigal, 1995 i Lasanta, 2005).

El coneixement i l'estudi espacial i temporal dels patrons paisatgístics permeten identificar aquestes dinàmiques d'homogeneïtzació/fragmentació, igual que les conseqüències ambientals lligades a l'aparició de processos d'erosió, infiltració i escorrentia, el canvi en el comportament dels processos hidrològics i geomorfològics, l'augment en el risc d'incendis i la pèrdua de

biodiversitat i patrimoni cultural (Hunziker, 1995, Gordi, 1996; Bender, 1998; Farina, 2000; Badia, 2002 i Fahrig, 2003).

Les zones de muntanya són importants no només pel seu grau elevat de diversitat biològica (que, a més, és ben coneguda), sinó també per l'enorme patrimoni històric artístic, que moltes vegades ha quedat en un segon pla. En els darrers anys, els valors culturals dels nostres paisatges han adquirit una certa rellevància respecte de la gestió del nostre patrimoni per al desenvolupament sostenible dins del món rural per la transcendència que tenen a l'hora de suplir tota una sèrie de necessitats de la nostra societat actual.

Els paisatges europeus, que representen una herència rica de valors naturals i culturals, han estat amenaçats per les forces de canvi, que els pressionen i provoquen que perdin la identitat. Un corrent més holístic a l'hora d'estudiar aquests paisatges n'ha facilitat l'estudi, l'anàlisi i la comprensió per millorar-ne la conservació. No hem d'oblidar que moltes vegades l'estudi històric d'aquest patrimoni cultural ens permet entendre el perquè de l'existència de la biodiversitat actual, quina ha estat la seva evolució al llarg dels anys i quins poden ser els futurs escenaris. És per tot això que l'estudi sociocultural d'aquests paisatges rics en símbols culturals i que són el fruit d'anys d'activitat humana no pot ser considerat en un bloc separat dels estudis del medi natural (Farina, 2000).

La societat s'ha adonat que la qualitat i la diversitat de molts paisatges culturals s'estan deteriorant i que això té uns efectes adversos sobre la qualitat de les seves vides. Aquesta preocupació ha arribat fins a l'esfera política, en què s'han començat a promoure iniciatives per conservar aquests paisatges. A escala mundial podem trobar el Conveni de la UNESCO sobre la protecció del patrimoni cultural i natural (París, 1972) i el Conveni de la UNESCO per a la preservació del patrimoni cultural immaterial (París, 17 d'octubre de 2003), com a marc per a la identificació, preservació, transmissió i revitalització del patrimoni cultural dels nostres paisatges (coneixements, creences, tradicions, etc.).

Des d'un àmbit europeu trobem el Conveni del Consell d'Europa per a la protecció del patrimoni arqueològic (Valletta, 1992), l'estratègia de la diversitat biològica i del paisatge paneuropea (Sofia, 1995) i el Conveni europeu del paisatge (Florència, 2000), en què apareix la definició de paisatge com una zona o àrea local tal com la perceben els pobles locals o els visitants, els trets visuals i el caràcter de la qual són el resultat de l'acció de factors naturals i culturals. La rellevància d'aquesta definició és, doncs, la gran importància que

dóna a la percepció que la societat té dels paisatges i la necessitat de l'acció humana per gestionar-los. Treu importància a altres aspectes dels paisatges de caire més ecològic, com a mostra d'una visió holística.

A escala més local i en el cas de Catalunya, trobem la Llei 8/2005, sobre la protecció, gestió i ordenació del paisatge de Catalunya. Pel que fa als instruments que han de servir per protegir, gestionar i ordenar els paisatges, la llei crea els catàlegs del paisatge, que són uns documents de caràcter descriptiu i prospectiu que determinen la tipologia de paisatges a Catalunya i n'identifiquen els valors (ambientals, culturals, estètics, històrics, religiosos, simbòlics i identitaris) i l'estat de conservació.

Així doncs, actualment el concepte de paisatge cultural és acceptat arreu del món, i una prova d'això són les legislacions mundials, europees i nacionals que el defensen. Els paisatges culturals sobrepassen les fronteres i es converteixen en un camp en què la cooperació entre institucions té un paper important.

Una altra característica lligada a aquests paisatges culturals és la multifuncionalitat que presenten. Durant el període de la Segona Guerra Mundial, l'increment dels canvis induïts per les innovacions socials i tecnològiques va portar a la intensificació dels usos del sòl. Aquesta pressió creixent sobre els usos del sòl va fer augmentar els problemes ambientals i va encoratjar el desenvolupament d'un sistema multifuncional, en què la solució espacial va ser una segregació de les funcions i els usos del sòl.

Les nombroses demandes sobre el paisatge —ecològiques, econòmiques, socioeconòmiques, històriques, estètiques i lúdiques— poden arribar a ser subministrades si considerem el paisatge des del punt de vista d'un sistema multifuncional i a partir d'una visió holística. Aquesta multifuncionalitat dels paisatges ha anat molt lligada i ha estat molt útil a les economies autosuficients dels paisatges agraris mediterranis, especialment a les àrees de muntanya, on la poca superfície apta per ser gestionada havia de complir alhora tot aquest conjunt de funcions (Mander, 2003).

Els paisatges sempre canvien perquè són l'expressió de les dinàmiques i interaccions entre les forces naturals i culturals del territori. Els paisatges tradicionals són el resultat de reorganitzacions consecutives del territori per adaptar-se millor als seus nous usos, als canvis de la demanda social i a la nova estructura espacial. Els canvis socioeconòmics actuals exerceixen una gran pressió sobre els paisatges tradicionals. Processos com ara la marginalització, la proliferació de la segona residència i el turisme són una

amenança clara per a la conservació d'aquests paisatges, si no hi ha cap mena de regulació.

El geògraf Marc Antrop (2005) analitza la naturalesa i les causes dels canvis paisatgístics en els darrers segles i també per què és important l'estudi dels antics paisatges per al seu futur. En aquest sentit, determina tres forces de canvi: l'accessibilitat, la urbanització i la globalització. La combinació d'aquestes tres forces defineix el tipus de paisatge originat i quina n'ha estat la gestió. L'abandó de l'activitat agrària l'han facilitat una manca d'accessibilitat, la concentració de béns i serveis a les valls i planes on s'han situat les indústries i les grans ciutats i l'obertura d'un mercat internacional. Aquests canvis han afavorit la desaparició dels antics paisatges culturals amb una economia autosuficient en què a cada poble es podia trobar un fuster, un metge, un paleta, un modista, un ferrer, un músic, etc. i així donar els serveis necessaris per a la vida quotidiana.

La investigació en el camp dels paisatges culturals està lligada a diverses disciplines, com ara la geografia, l'economia, l'ecologia, l'arquitectura, la història, la sociologia i les ciències ambientals. En els darrers anys s'ha produït un moviment cap a la integració de diferents disciplines en l'estudi i investigació dels paisatges culturals i, per tant, un creixement ràpid dels estudis interdisciplinaris en què investigadors, gestors i agents socials col·laboren per buscar solucions reals als problemes paisatgístics.

La integració de tantes disciplines en aquest àmbit demostra la complexitat i incertesa en l'estudi dels paisatges culturals, cosa que significa una necessitat d'integrar diferents aproximacions científiques fins a arribar a una visió holística de l'estudi dels paisatges. Els paisatges no són una realitat física, sinó que porten incorporats una realitat mental, social, cultural i estètica. Diversos processos naturals i culturals interaccionen en les dinàmiques paisatgístiques d'un territori, cosa que implica que tant les ciències socials com les ciències naturals i artístiques haurien de ser integrades dins d'una disciplina holística per a l'estudi dels paisatges, com ara les ciències relativament recents, per exemple, l'ecologia del paisatge.

2.2.2. Impactes de les noves dinàmiques paisatgístiques sobre els territoris de muntanya

A més de l'evolució i l'impacte de les noves dinàmiques paisatgístiques sobre els paisatges culturals que s'ha comentat i detallat en l'apartat anterior, cal fer

referència a les conseqüències sobre l'economia local, la biodiversitat i els incendis forestals.

2.2.2.1. Conseqüències sobre l'economia local

L'abandonament de les terres agràries i, per tant, la seva manca de gestió efectiva han afavorit un procés de colonització del bosc i dels matollars, i la superfície d'espais oberts s'ha reduït dràsticament (Garcia-Ruiz, 1996; Molinillo, 1997; Debussche, 1999; MacDonald, 2000).

Aquesta dinàmica paisatgística ha produït modificacions en els processos geomorfològics i hidrològics (Tasser, 2003; Garcia-Ruiz, 1996): la modificació de les taxes d'infiltració i escorrentia de les aigües superficials; la producció, pèrdua i acumulació de sediments; la pèrdua de diversitat biològica i paisatgística; la pèrdua de qualitat estètica, i l'increment del risc d'incendis. L'abandonament de les feixes, localitzades en zones de fort pendent, ha afavorit també els processos d'erosió i, en canvi, la colonització del bosc en zones de fort pendent ha ajudat a disminuir-los (Dunjó, 2003). Aquests impactes, la majoria negatius, es tradueixen en pèrdues econòmiques per als habitants de la zona.

Entre les conseqüències econòmiques relativament fàcils d'identificar en aquesta nova dinàmica paisatgística, cal anomenar els impactes dels riscos ambientals sobre els assentaments humans, les infraestructures i les activitats, al contrari de les pèrdues de biodiversitat i patrimoni cultural, que són més difícils d'avaluar (Fernández-Ales, 1991). En el cas del patrimoni cultural, una aproximació parcial es podria basar en l'opinió de la percepció del canvi en el paisatge per part dels residents i els turistes. Alguns estudis demostren que un territori parcialment reforestat no és percebut de la mateixa manera pels residents, que veuen el bosc com una font de vida, que pels visitants, per a qui el bosc es converteix en un simple element lucratiu (Hunziker, 1995). Aquesta opinió estètica, i fins i tot psicològica, de la percepció dels canvis del paisatge pot arribar a generar visions ben diferents, com s'ha comentat anteriorment: els visitants prefereixen clarament els espais que han estat reforestats i els residents i els agents locals perceben el paisatge resultant com insegur, descuidat, brut i lluny del concepte tradicional, i lamenten la pèrdua de patrimoni cultural. Això és a causa del fet que la gent local està molt més informada dels impactes negatius del canvi paisatgístic, especialment en termes de riscos ambientals i pèrdues econòmiques. Al contrari dels visitants,

que, inconscients de les repercussions d'aquest canvi, experimenten el nou paisatge com altament natural i intocable.

D'altra banda, l'accés i la penetració difícil d'aquest nou paisatge forestal afecta la possibilitat d'interactuar-hi i pot crear un nivell d'insatisfacció força important des d'un punt de vista turístic, amb les conseqüències que pot ocasionar pel fet de tractar-se d'una de les fonts d'ingressos principals de les zones de muntanya.

Les principals conseqüències econòmiques directes o indirectes d'aquest procés d'abandonament han estat relacionades amb la davallada de la ramaderia extensiva, que ha anat donant lloc a una ramaderia més lletera i estabulada per maximitzar-ne la producció. Les pastures representen una combinació única i harmoniosa entre els esforços naturals i l'activitat humana, i el resultat és una coevolució històrica entre societat i ambient. És per aquesta raó que l'abandó de la pastura extensiva sovint provoca una pèrdua irreversible del coneixement tradicional enterament connectat al patrimoni cultural i provoca, en aquests casos, l'oblit de centenars d'anys d'adquisició de coneixements tècnics per millorar la producció sense haver de sobreexplotar els recursos naturals.

A més, l'abandó d'aquestes pràctiques agràries tradicionals comporta una sèrie d'impactes: increment dels riscos naturals; pèrdua de la productivitat de les terres; pèrdua del valor del sòl; pèrdua del capital natural i de la qualitat ambiental; escassetat dels serveis ambientals; pèrdua d'espais oberts que són molt útils per potenciar l'activitat turística i els esports de muntanya; pèrdua de la varietat de productes i races tradicionals, pèrdua de diversitat d'ambients/hàbitats; davallada de les formes de vida i del coneixement tradicional; pèrdua permanent del paisatge cultural, i disminució de la presència humana amb el consegüent descuit territorial de la muntanya (Conti, 2004).

La majoria d'aquests impactes determinen la pèrdua d'ingressos potencials en aquestes zones, i alguns altres formen part d'una esfera de valors ètics i morals difícilment quantificables. D'altra banda, no sempre és possible determinar si els impactes esmentats anteriorment tenen un caràcter positiu o negatiu en termes absoluts, ja que diversos grups socials poden interpretar els impactes de manera molt diferent.

En aquest context, els canvis paisatgístics i les seves conseqüències sobre el medi s'han convertit en un problema per a polítics i gestors per posar fre a l'èxode rural i als greus problemes de pèrdua d'identitat d'aquestes zones

deprimides que actuen com a reservori de recursos naturals, culturals i de lleure.

2.2.2.2. Conseqüències sobre la biodiversitat

La conservació de la biodiversitat s'ha convertit en un dels temes prioritaris per a molts investigadors a escala internacional. Tot plegat per les evidències constants de l'amenaça que la condició transformadora de l'ésser humà comporta sobre el medi natural i sobre la biodiversitat del nostre planeta. També cal remarcar l'existència d'un compromís de conservació per part de la societat que ha estat marcat per l'aprovació del Conveni de la diversitat biològica (Rio de Janeiro, 1992). Evitar-ne el deteriorament a mitjà i a curt termini ha esdevingut una peça clau per al desenvolupament de noves polítiques que tenen el territori com a marc de referència. En el context de la reforma de la política agrària comunitària, les noves mesures han d'ajudar a mantenir i fins i tot a fer créixer la biodiversitat a escala local, regional i continental (Meffe, 1997; Ahern, 2006; Rocchini, 2006; Falcucci, 2007).

La interacció entre societat i medi té un paper important en la configuració dels paisatges culturals i en el manteniment de la biodiversitat (Farina, 2000). Segons la Directiva Hàbitat 92/43/CEE sobre la conservació dels hàbitats naturals i la fauna i la flora silvestre, s'inclouen hàbitats seminaturals creats o mantinguts per l'activitat humana, com ara conreus i pastures. En molts casos les característiques d'aquests sistemes seminaturals desapareixerien si el treball agrícola deixés d'existir.

Així doncs, tal com s'ha comentat anteriorment, la manca de gestió efectiva sobre els espais agraris facilita que aquests espais siguin colonitzats per espècies arbustives. És probable que en un primer estadi la diversitat florística augmenti (Höchtel, 2004; Marrón, 1991), però la biodiversitat tendeix a baixar al llarg del procés de successió a causa de la invasió d'espècies pioneres. A més, durant la successió secundària les espècies especialistes desapareixen i donen lloc a d'altres de més competitives però menys valuoses.

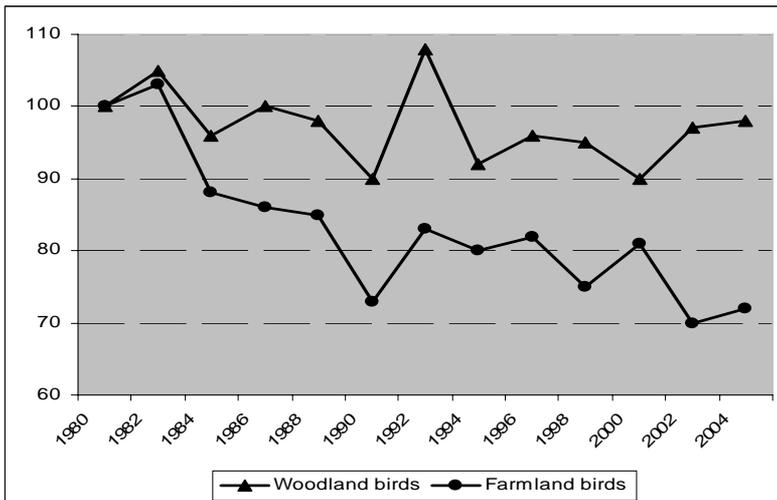
La diversitat biològica lligada a aquests ambients de muntanya mediterrània depèn de l'heterogeneïtat espacial creada per les forces naturals i de l'acció humana al llarg dels anys. Moltes vegades aquesta biodiversitat és superior a la que trobem en paisatges naturals on no ha intervingut l'acció humana (Naveh, 1994; Swihart, 2004).

Les pràctiques tradicionals que s'han fet a les regions de muntanya estan regulades per cicles estacionals i per patrons espacials d'activitat humana. Aquest tipus de gestió s'ha reflectit en la creació de paisatges en mosaic (Forman, 1995; Turner, 2001; Farina, 2006), que tenen un grau elevat de diversitat biològica i paisatgística, són testimonis culturals de la regió i ajuden a combatre el risc d'incendis.

Per tant, un dels pilars bàsics per conservar la biodiversitat en aquests paisatges de muntanya és el manteniment de l'agricultura i dels hàbitats lligats a aquesta activitat (Dax,1997).

Un gran nombre d'espècies estan lligades a les activitats agràries. Un 60 % de les espècies d'aus d'Europa tenen un estatus de conservació desfavorable i prop d'un 70 % depenen de l'activitat agrària (Baillie, 2004; Red List, 2006). A escala europea, els hàbitats agraris presenten el percentatge de riquesa d'aus més elevat en comparació de la resta d'hàbitats (Tucker, 1997; Wilson, 1999).

Gràfic 7: Evolució de la població d'aus vinculades als espais forestals i agraris

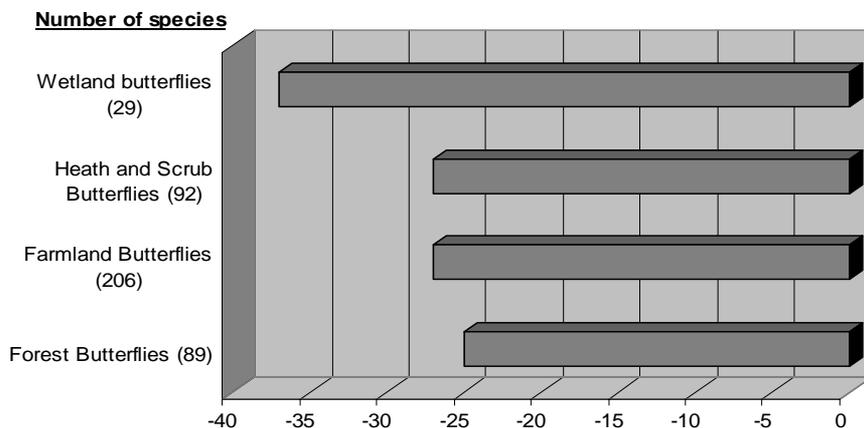


Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (2005)

A més, la importància d'aquests paisatges no es redueix merament a la presència d'aus. En el cas de les papallones, alguns estudis reflecteixen que el 65 % del total d'espècies que hi ha a Europa viuen en zones obertes, com ara conreus i pastures (Donald, 1998; Red List, 2006). Altres aspectes, com la davallada de les poblacions d'insectes per l'abandonament de les pràctiques tradicionals, han estat a bastament estudiats (Petit, 1998; Schmidt, 2005),

igual que determinats tipus d'espècies de flora (Welch, 1995; Andreasen, 1996).

Gràfic 8: Evolució de les poblacions de papallones vinculades a diferents espais



Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (2005)

A Europa existeixen 203 tipus d'hàbitat que estan amenaçats, dels quals 132 estan potencialment influenciats per un procés d'intensificació i 32, per un d'abandonament de l'activitat humana. En aquest darrer grup 31 hàbitats són representats per pastures i 1 per terres de cultiu (EEA, 2005).

La repoblació forestal espontània planteja una seriosa amenaça per a la diversitat d'ambients i paisatges, i es concentra bàsicament en àrees de muntanya mediterrània d'alguns països industrialitzats de la Unió Europea. D'acord amb la declaració final de la Conferència Paneuropea sobre Agricultura i Biodiversitat (2002):

“The loss of biological diversity of much of Europe's farmland is largely a result of the continuing decline in traditional, extensive and mixed farming practises, the intensification of agriculture and the abandonment of farming in certain regions, therefore action to preserve biological diversity is therefore urgent.”

El sistema actual per a la conservació d'espais naturals protegits i la designació de la Xarxa Natura 2000 no acaben de coincidir plenament, ja que molts tipus d'ambients no estan inclosos en aquesta xarxa. És per això que el manteniment de la diversitat d'aquests paisatges culturals poden presentar una oportunitat interessant per implementar la Xarxa Ecològica Paneuropea. A més, l'estratègia de la diversitat biològica i del paisatge paneuropea (1995) ha

dedicat en el seu pla d'acció una gran importància als ecosistemes de muntanya.

2.2.2.3. Conseqüències sobre els incendis forestals

L'abandonament de l'activitat agrària ha facilitat un augment ràpid de matolls i massa forestal que es tradueix en el territori en estructures irregulars amb un sotabosc molt dens; en una pèrdua d'àrees de pastura, que són un recurs crucial pel manteniment de la ramaderia, i en la colonització d'antics espais oberts per espècies altament inflamables, cosa que representa un risc d'incendi creixent (Moreira, 2001; Calvo, 2002; Lloret, 2002 i González, 2005)).

Des del punt de vista ambiental, els incendis representen una destrucció dels boscos i dels matollars i un alliberament a l'atmosfera d'una part del carboni i dels nutrients acumulats prèviament en l'ecosistema, i tenen efectes importants sobre la fauna i una implicació directa sobre processos geomorfològics i hidrològics. Molts estudis demostren que alguns efectes del foc són positius per a la biodiversitat, però la veritat és que els incendis posen en perill, a més a més, els assentaments humans i faciliten l'erosió del sòl.

Taula 4: Superfície aforestada segons la categoria del sòl

Country	Area afforested (ha)	% from grassland or pasture	% from arable land	% from permanent crops
Denmark	3.703	1	99	0
Germany	18.611	36	63	0
Greece	6.234	12	84	4
Spain	238.112	64	32	4
France	28.900	80	20	0
Ireland	60.477	95	5	0
Italy	32.301	17	82	0
Netherlands	6.499	0	100	0
Austria	331	100	0	0
Portugal	50.035	17	76	7
Finland	177	47	53	0
UK	61.597	88	12	0
Total	506.976	61	36	3

Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (1997)

L'abandó de l'activitat humana modifica el règim de perturbacions, n'augmenta o en disminueix la intensitat, l'extensió, la freqüència i l'estacionalitat. Els incendis forestals es consideren un dels problemes principals dels boscos

mediterranis, incloent-hi els matollars. Sens dubte, la pèrdua de vides humanes i de propietats fa dels incendis el problema principal de l'abandonament de l'activitat agrària.

Les tendències climàtiques interactuen amb les dinàmiques paisatgístiques. El risc d'incendis és molt important en el clima mediterrani perquè presenta una marcada estacionalitat, amb un període estival en què coincideixen temperatures altes i una humitat relativa de l'aire baixa (Terradas, 1996). A més, si a aquesta combinació de factors climàtics hi afegim episodis de vent secs i càlids propis d'aquestes regions, reunim totes les condicions perquè es produeixi un escenari d'incendi catastròfic que pot arribar a cremar desenes de milers d'hectàrees. A més, coincideix que després de l'estació seca, en què es produeixen els incendis, ve una estació amb pluges torrencials que actuen erosionant els sòls desproveïts de cap mena de coberta vegetal. A més, sembla que la tendència climàtica és l'increment del nombre de dies estivals amb temperatures elevades i humitat de l'aire baixa, a més d'una reducció de les precipitacions, que es tornaran episòdiques i més intenses (Peñuelas, 2001; Piñol, 1998), cosa que incrementarà la freqüència dels incendis i les seves conseqüències.

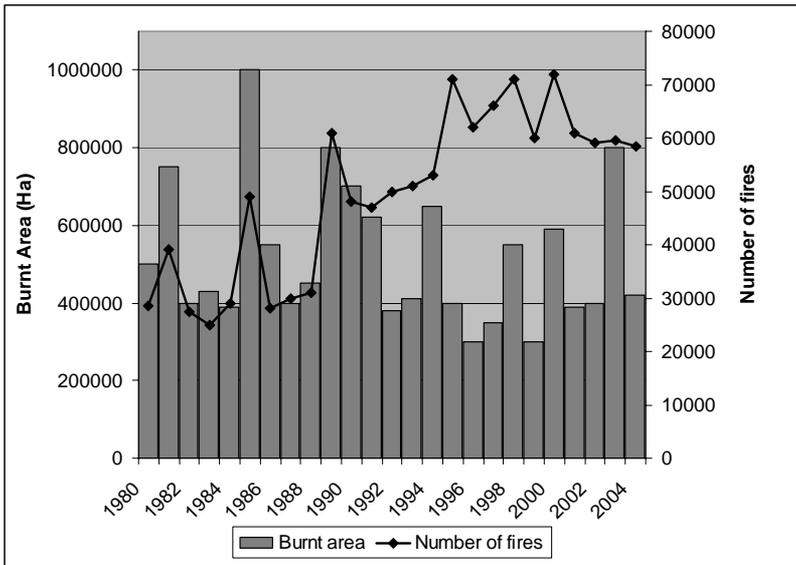
Aquesta aforestació dels diferents espais agraris (vegeu la taula 4), juntament amb l'abandó creixent de les activitats rurals, ha conduït a una situació d'extrema vulnerabilitat respecte al risc d'incendis, especialment en zones mediterrànies de muntanya mitjana, on aquest abandonament ha comportat i continua comportant una expansió, acumulació i continuïtat del bosc. A més, altres factors, com ara el desenvolupament de segones residències en aquestes zones forestals, la proliferació de vies de comunicació i xarxes elèctriques i l'augment de freqüentació, fan més susceptible que en aquest territori hi hagi un gran incendi forestal, ja que faciliten el procés d'ignició dels incendis.

Les estadístiques sobre incendis mostren una relació consistent entre l'augment del nombre d'ignicions i la superfície cremada i l'abandonament de les activitats agràries i la terciarització de l'economia, accentuats a partir dels anys setanta. D'altra banda, apareix el fenomen dels grans incendis forestals (GIF), i l'evolució de la superfície afectada presenta un comportament en forma de pics coincidint amb els anys amb condicions climàtiques crítiques, recurrents en el context mediterrani i que poden incrementar-se amb el canvi climàtic.

L'èxit, en termes generals, de l'extinció dels incendis forestals pot qualificar-se de molt alt, fruit del grau d'eficàcia assolit pels mitjans de prevenció, vigilància i

extinció, reforçats i tecnificats notablement en els últims deu anys. Aquesta eficàcia ha permès limitar l'impacte del foc, però, paradoxalment, ha afavorit l'acumulació de combustibles, que facilita el desenvolupament de grans incendis forestals; això es coneix com la *paradoxa de l'extinció* (Minnich 1983).

Gràfic 9: Evolució del nombre d'incendis respecte a la superfície cremada, 1980-2004



Font: elaboració pròpia a partir d'EEA (1997)

Sembla clar que la gestió de combustible és el factor clau per fer front als grans incendis. Alguns estudis demostren que els tractaments silvícoles poden disminuir en un 300 % els costos de l'incendi (extinció i impacte) amb unes proporcions benefici-cost de 2,94 i d'1,47 per a períodes de retorn de 50 a 10 anys respectivament (Finney, 2001; Loehle, 2004).

Els factors socials són igual d'importants que els naturals a l'hora de comprendre el règim d'incendis. En primer lloc, trobem les actuacions que provoquen directament ignicions de manera deliberada o accidental. D'altra banda, la gran transformació de la societat en el darrer segle ha portat gran part de la població a traslladar-se del medi rural a l'urbà. En moltes zones s'ha produït un abandonament de les pràctiques agrícoles i ramaderes i una acumulació de combustibles com a resultat dels processos de successió secundària. No hi ha dubte que aquesta acumulació de combustibles dóna lloc a intensitats d'incendis molt grans, fruit de l'augment de la probabilitat d'ignició

i les facilitats de propagació. L'abandonament del món rural ha fet disminuir la capacitat de detecció i actuació en els instants inicials de l'incendi.

Partint del fet que el foc és un element natural de l'ecosistema mediterrani, la prevenció i extinció dels incendis forestals hauran de dirigir-se a reduir els nivells de risc i vulnerabilitat fins a valors tolerables per a la societat. S'han de proposar mesures per afavorir la discontinuïtat de les masses forestals i la reducció dels combustibles. Per això és important el paisatge en mosaic, com una estratègia interessant per a la fragmentació del combustible.

Com a conseqüència de la falta de gestió forestal i ramadera, gran part de les masses forestals mediterrànies presenten unes estructures antropogèniques desequilibrades, amb densitats elevades d'arbres de petit diàmetre i creixement estancat, les quals afavoreixen el desenvolupament d'ambients de foc de densitat elevada.

A això cal afegir-hi la pèrdua de la prevenció indirecta (detecció i extinció immediata per part de la població local, coneixement del territori, manteniment de camins, etc.), com s'ha comentat anteriorment, que els agricultors i els neorurals ofereixen amb la seva activitat diària. A una escala superior, a més de les raons econòmiques (falta de rendibilitat i de serveis i infraestructures), trobem també les socioculturals (predomini dels valors de la societat de lleure i de consum i escàs reconeixement social de la figura de l'agricultor).

Els incendis forestals també són el fruit de la manca de gestió i de la mala gestió per part de propietaris i administracions. Però la realitat és la productivitat baixa i els preus baixos del mercat de la fusta, cosa que fa difícil trobar algun propietari que vulgui invertir en una cosa que no li produeix cap mena de benefici.

És en aquest context mediterrani, en el qual es qüestiona la racionalitat econòmica i social de la política agrària comunitària i en el qual els aprofitaments forestals es troben al límit de la seva rendibilitat econòmica o ja han estat abandonats, que una política de gestió del risc d'incendis vertebrada sobre el prisma del desenvolupament rural des del paradigma de la multifuncionalitat necessita la definició de nous instruments legislatius, financers i institucionals.

2.3. El paper de la política agrària comunitària en el procés d'abandonament rural

El baix grau de desenvolupament econòmic del món rural de la muntanya mediterrània ha afavorit els processos d'abandonament amb totes les conseqüències ambientals que hi comporten sobre el territori, com poden ser la pèrdua de diversitat biològica i paisatgística, la pèrdua de patrimoni cultural i l'increment del risc d'incendi entre d'altres. Les incidències i mancances que van ser manifestades durant la passada política agrària comunitària va portar a reformular i assentar (2003) les bases d'una nova política agrària molt més sensible amb el món rural i les seves problemàtiques.

2.3.1. La reforma de la política agrària comunitària

L'any 1958, en el marc de la Conferència de Stressa, i seguint el que s'havia establert al Tractat de Roma, es van iniciar els treballs per crear una política agrària comunitària (PAC). Allí es va concloure que l'agricultura era una part essencial de l'economia i de la societat europea i que la PAC havia de fomentar la millora de les estructures agràries i el creixement de la productivitat i contribuir al desenvolupament del comerç intern i a l'equilibri entre l'oferta i la demanda.

El 1960 la Comissió va donar al Consell de Ministres el que s'ha denominat primer Informe Mansholt, en el qual s'establien les bases de la PAC. Aquest informe, després de ser llargament debatut, va ser aprovat l'any 1962. A partir d'aquesta data, no sense dificultats, es van posar en marxa les diferents organitzacions comunes de mercat (OCM), que són un conjunt de normes que regulen la producció i comercialització d'un determinat producte o grup de productes agraris. Aquest esdeveniment va fer que l'any 1964 el 85 % de la producció agrària estigués regulada per la seva corresponent OCM, i la PAC estava gairebé articulada (Fernández, 1994).

Van ser cinc els objectius que la PAC es va proposar originàriament, establerts en l'article 39 de la versió primitiva del Tractat de Roma:

- incrementar la productivitat fomentant el progrés tècnic i assegurant el lloc de treball òptim dels factors de producció, sobretot de la mà d'obra
- estabilitzar els mercats agraris
- garantir preus raonables als consumidors

- garantir la seguretat dels aprovisionaments
- garantir un nivell de vida equitatiu a la població agrícola.

La PAC es basa en dos pilars molt desiguals: la política de regulació de preus i mercats, que ha estat la més important pel que fa als recursos absorbits i a les actuacions realitzades, i la política d'estructures (que en el futur es vol que sigui una política de desenvolupament rural).

Durant un primer període, que va del 1962 al 1972, les actuacions es van limitar a coordinar les diferents polítiques aplicades en cada un dels sis estats membres inicials (Bèlgica, França, Alemanya, Itàlia, Luxemburg i els Països Baixos). Més tard (1972-1985) hi ha una etapa marcada pel segon Informe Mansholt, en què es recomana una política de preus més restrictiva i es proposen diverses mesures sobre modernització d'explotacions, formació de la mà d'obra, cessament anticipat de l'activitat agrària, ajudes a zones en dificultats (desafavorides i de muntanya) i sobre reducció de la superfície agrària útil i del cens vacum de llet. Però la crisi del petroli del 1973 va limitar molt els recursos financers per fer front a les reformes proposades en aquest informe (Villa, 1996). No obstant això, al llarg d'aquesta etapa es van adoptar tres directives el 1972 (sobre modernització d'explotacions, cessament anticipat i formació professional) i una més l'any 1975 (sobre agricultura de muntanya i zones desafavorides).

La caiguda de les dictadures militars a Grècia (1974), Portugal (1974) i Espanya (1975) va afavorir l'adhesió d'aquests països, i Grècia l'any 1981 i Espanya i Portugal l'any 1986 es van convertir en membres de la CEE.

Els anys 1985-1992, la generalització dels excedents productius en les OCM més importants fa cada vegada més evident la necessitat de potenciar la política d'estructures perquè contribueixi a aconseguir l'equilibri entre l'oferta i la demanda. És per això que, des de l'any 1988 fins a la reforma de la PAC del 1992, la filosofia que inspirarà la PAC serà potenciar mesures de tipus estructural per restablir l'equilibri entre l'oferta i la capacitat d'absorció del mercat i per mantenir una comunitat agrària viable fins i tot en zones poc favorables a l'activitat agrària (muntanya i desafavorides) i la protecció del medi ambient. Però la falta de recursos i la reticència dels governs per l'obligació de cofinançar els projectes estructurals van condicionar-ne els resultats.

La reforma de la PAC del 2003 introdueix canvis importants, com ara la decisió de desaparèllar els pagaments directes a la producció que tenien com a objectiu realçar la competitivitat de l'agricultura comunitària. La Unió Europea

ha pres altres mesures específiques per a aquestes zones per compensar tots aquests desavantatges i desequilibris socials. L'establiment de l'Agenda 2000 (nom que rep un programa d'acció de la Unió Europea) va ajudar a desplegar uns objectius principals per reforçar les polítiques comunitàries i dotar d'un nou marc financer el període 2000-2006.

El darrer canvi que s'ha fet a la PAC (que, a més de disposar el pagament de subsidis per garantir la producció, ha inclòs mesures per al desenvolupament rural i de zones marginades i ajudes per garantir l'ús de bones pràctiques agràries, entre d'altres) ha suposat un fre a les pràctiques intensives, cosa que es traduirà en una millora de l'estat de conservació de les estructures paisatgístiques i, possiblement, en una lenta recuperació d'aquestes estructures.

La PAC consta de dos pilars. El primer tracta sobre la política de preus i mercats i el segon, sobre el desenvolupament de zones rurals i menys afavorides. El reconeixement del potencial natural i cultural d'aquests ambients i la sensibilitat pel despoblament rural han portat la UE a designar àrees desafavorides (Less-Favoured Areas LFA) a través del Reglament 950/97. Aquestes zones, que representen el 55 % de tot l'espai agrari d'Europa, seran afavorides, contra altres zones no catalogades d'aquesta manera, per les ajudes de la nova PAC.

Com s'ha comentat anteriorment, la gran majoria dels pagaments directes de l'antiga PAC deixaran d'estar vinculats a la gran producció. En el seu lloc, una única ajuda per explotació substituirà la major part de les primes de la PAC. En aquest nou procés de reorganització de la PAC, una disminució de la producció agrària pot tenir un paper important a l'hora d'establir un nou rol en la multifuncionalitat dels usos del sòl d'aquests paisatges agraris. Aquest pagament únic es condicionarà al respecte d'unes bones condicions agronòmiques i mediambientals de l'explotació i al compliment d'una sèrie de normes de medi ambient, salubritat dels aliments i benestar dels animals. Per primer cop es mencionen de manera explícita les disposicions recollides en la Directiva Hàbitats i d'aus. Per això les explotacions que respecten aquests requisits legals i mantenen les seves explotacions en bones condicions podran beneficiar-se de les ajudes. En cas d'incompliment de la normativa, els pagaments únics quedaran reduïts en proporció al risc o al dany causat.

Les mesures agroambientals que es van introduir com un paquet de suport a l'antiga PAC eren concebudes com a ajudes a agricultors que optaven per pràctiques ecològiques. La participació en un programa agroambiental implica que l'agricultor dugui a terme pràctiques agràries correctes. El marc general i

les primes màximes per tipus de cultiu han estat establerts a escala europea, però el disseny dels continguts i les condicions es decidiran a escala regional, en el marc dels plans de desenvolupament rural. Les mesures agroambientals no estan concebudes per garantir objectius de conservació, però hi poden contribuir en cas que s'apliquin correctament.

A més d'aquest pagament únic per explotació i de les mesures agroambientals, trobem diverses alternatives de finançament a través del fons de la Unió Europea per vitalitzar aquestes zones, com ara (PAC, 2003):

— El desplegament de la política agrària comunitària i els fons FEOGA, uns fons de suport a l'agricultura, la ramaderia i la silvicultura ecològiques en àrees rurals de tot el territori de la UE. També són possibles altres incentius per subvencionar les explotacions agrícoles i ramaderes que es trobin dins d'un espai Natura 2000.

— Fons estructurals com els Feder, que ofereixen la possibilitat de cofinançar programes ambientals i plans de conservació de la natura, de formació i d'estudis de planificació. Els Leader permeten l'aplicació de programes de desenvolupament rural integrat per a determinades àrees. Aquests programes poden incloure la planificació de la gestió, així com mesures promocionals per als espais de la Xarxa Natura 2000. Els Interreg són una iniciativa que permet la cooperació transfronterera entre estats membres i s'han utilitzat per promocionar la gestió millorada dels espais transfronterers.

— A altres tipus de fons, com els de cohesió, als quals únicament poden accedir quatre països: Espanya, Portugal, Grècia i Irlanda. El seu objectiu és fonamentar el progrés en sectors com ara el medi ambient i els transports.

2.3.2. La política agrària comunitària i la Xarxa Natura 2000

En el marc de les noves perspectives financeres del 2007-2013, la Unió Europea acaba d'aprovar el nou reglament (1698/2005), que estableix els criteris que guiaran els plans de desenvolupament rural durant el període 2007-2013 i que crea el nou fons Feader (fons europeu agrícola per al desenvolupament rural).

Tal com es desprèn del text del Reglament de desenvolupament rural, la Comissió Europea està interessada a finançar una part de les despeses de la Xarxa Natura 2000 a través de diverses mesures que hauran ser incloses en els plans de desenvolupament rural que s'aprovin a escala nacional o regional.

Paral·lelament, els espais d'interès natural també gaudiran de suport financer a través del nou programa Life+. La política de desenvolupament rural dins del context de la nova PAC està estretament relacionada amb dos conceptes: diversitat (multifuncionalitat) i sostenibilitat.

Les mesures principals previstes pel nou reglament amb impacte en els espais d'interès natural són les següents:

- Ajuts destinats a compensar les dificultats naturals a les zones de muntanya.
- Ajuts als agricultors de les zones Natura 2000, amb l'objectiu d'indemnitzar-los pels costos addicionals i les pèrdues d'ingressos derivats de les dificultats que suposa a la zona en qüestió l'aplicació de les directives d'aus i hàbitats.
- Ajuts per hectàrea forestal per indemnitzar els particulars pels costos derivats de les restriccions de la utilització de boscos i altres superfícies forestals que es troben en zones Natura 2000.
- Ajuts per a la "recuperació del potencial forestal danyat per catàstrofes naturals o incendis i per a la implantació de mesures preventives".
- L'ajut per a la conservació i millora del patrimoni rural inclourà l'elaboració de plans de protecció i gestió de les zones Natura 2000 i altres zones d'alt valor cultural i natural, accions de sensibilització en qüestions mediambientals i inversions relacionades amb el manteniment, la restauració i la millora del patrimoni cultural i natural.

En concret, la Unió Europea vol que les mesures que s'estableixin en els programes de desenvolupament rural serveixin per integrar els objectius mediambientals de la Unió Europea i contribueixin al desenvolupament de la xarxa agrària i forestal de Natura 2000. Agricultura i la Xarxa Natura 2000 poden convertir-se en aliats poderosos per aconseguir una aportació financera de la política de desenvolupament rural, i aquesta aportació pot ser efectiva en zones que tenen el perill de ser abandonades.

Aquesta nova tendència d'afavorir la multifuncionalitat dels usos del sòl pot millorar la viabilitat de les àrees rurals que actualment estan marginades i pot arribar a consolidar-se gràcies a decisions polítiques internacionals i nacionals amb una aplicació en l'àmbit local (Klein, 2003).

Altres aportacions financeres queden justificades per l'establiment d'uns serveis i la seva preservació, que no són coberts pels preus del mercat. D'altra

banda, no sembla que una política basada en els subsidis tingui una solució eficaç i sostenible, perquè aquests subsidis impliquen també tota una sèrie de riscos que no són acceptats ni entesos per la gent que no està implicada directament en el territori, desenvolupen actituds passives, obstaculitzen possibles accions innovadores, no són econòmicament sostenibles a llarg termini i, finalment, no sembla que siguin eficaces perquè les tendències de despoblament i abandó de l'activitat agrària segueixen sent un fenomen important. A més, tots aquests esforços de compensació no han servit de gaire perquè, encara avui, els productes que resulten d'aquestes àrees desfavorides segueixen sense poder competir amb els preus del mercat.

2.4. L'ecologia del paisatge, una aproximació holística a l'estudi dels paisatges agraris

Aquest apartat és molt important per al desenvolupament d'aquesta investigació, ja que fonamenta un dels pilars principals, l'ecologia del paisatge, disciplina clau per a una bona anàlisi, evolució i interpretació dels paisatges. Dins d'aquest apartat s'ha inclòs una introducció al naixement i evolució d'aquesta nova disciplina i també s'han descrit els mètodes quantitius que s'empren en l'ecologia del paisatge a l'hora d'estudiar i valorar els canvis paisatgístics d'un territori. Finalment, s'han identificat les transformacions i els processos espacials principals que han experimentat els paisatges actuals durant els darrers cinquanta anys. Entre aquestes transformacions cal remarcar, per la seva incidència territorial, la fragmentació, la connectivitat, i la recuperació important que han experimentat els valors estètics i culturals dels paisatges, fet que afavoreix també una recuperació de la identitat perduda en aquests territoris.

2.4.1. El naixement d'una nova disciplina

El naixement de l'ecologia del paisatge manté una clara vinculació amb la geografia (Troll, 1939). A finals de la dècada dels trenta del segle passat el geògraf Carl Troll va utilitzar per primer cop l'expressió *ecologia del paisatge*, que va definir com l'estudi de tota complexitat de relacions causa-efecte que existeixen entre les comunitats d'éssers vius amb les seves condicions ambientals (Vila, 2007), la primera aproximació holística a l'estudi dels paisatges. Aquesta definició complementava la de *paisatge*, utilitzada en el segle XIX per Alexander von Humboldt, com el conjunt de característiques

d'una regió de la terra (Naveh, 1994). Un altre aspecte que Troll va emfatitzar molt va ser la perspectiva íntegra del paisatge, en què la natura, la cultura, les tradicions, les creences i les persones es relacionaven per crear paisatges diferents. Troll va introduir el terme *ecologia del paisatge* tres anys després que Tansley (1935) definís *ecosistema*: “Els ecosistemes són de diferents tipus i grandària. Constitueixen una categoria dins dels nombrosos sistemes físics de l'univers, des de l'àtom fins a l'univers en el seu conjunt” (Tansley, 1935). Troll es va adonar de la gran importància i complementació de l'estudi vertical (lligat a una aproximació més ecològica) i horitzontal (aproximació més geogràfica) dels paisatges mentre treballava en un estudi d'interpretació de fotografies aèries de la sabana africana.

Posteriorment, la teoria general de sistemes, desenvolupada per L. von Bertalanffy, considera un sistema com una estructura constituïda per components que mostren unes relacions discernibles amb un altre sistema que a la vegada operen juntes, com un tot complex (Bertalanffy, 1968). Aquesta jerarquitització sistèmica està molt relacionada per la teoria desenvolupada per James Lovelock (1979), en què el concepte *Gaia* es correspon amb l'últim nivell jeràrquic del paisatge.

El mateix Carl Troll va començar a aprofundir en aquesta visió integral i holística del paisatge a partir de la Segona Guerra Mundial, cosa que va afavorir que aquesta nova disciplina comencés a agafar cos en el conjunt de l'Europa central al llarg dels anys seixanta. Al llarg d'aquest període de consolidació són nombroses les aportacions que s'han fet des d'altres disciplines, com ara la geografia, l'ecologia, l'arquitectura, la sociologia, l'economia i la història.

La dècada dels vuitanta suposa el desplegament definitiu de l'ecologia del paisatge i també el desplaçament del nucli fundador d'Europa als Estats Units. En aquesta expansió nord-americana destaca el desenvolupament de nous conceptes entorn de la fragmentació i la connectivitat dels hàbitats, a la conservació de la biodiversitat i als corredors biològics, i sobretot el desenvolupament de mètodes quantitius i estadístics (Forman, 1995; Turner, 2001; Wiens, 2006; Wu, 2006). Podem diferenciar, doncs, dos punts de vista diferents dins l'ecologia del paisatge: un de més encaminat al vessant biològic i ecològic, que es trobaria bàsicament als Estats Units i en algunes escoles europees, i un altre d'encapçalat pel centre i l'est d'Europa, que aniria lligat a l'estudi cultural i multifuncional dels paisatges (Bastian, 2001; Mander, 2003).

L'ecologia del paisatge la podem definir com una visió holística de la realitat que intenta integrar al màxim la seva complexitat extremada i dinàmica. Una

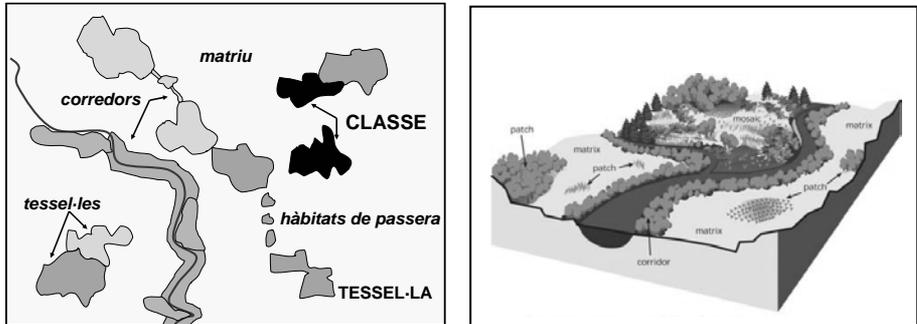
visió de síntesi d'aquesta complexitat és la interpretació de l'heterogeneïtat horitzontal, pròpia de la geografia, que centra la seva atenció en la distribució dels paisatges al llarg del territori. D'altra banda, hi ha l'anàlisi de l'heterogeneïtat vertical, una perspectiva pròpia de l'ecologia basada en la interrelació dels diferents elements biòtics i abiòtics en una proporció determinada del paisatge.

L'ecologia del paisatge focalitza la seva atenció en tres característiques: l'estructura, la funcionalitat i el canvi (Forman, 1986; Turner, 2001; Farina, 1998). Les unitats morfològiques i estructurals que componen el paisatge estan relacionades des d'un punt de vista funcional en produir-se entre si intercanvis d'energia, de material, d'organismes i d'informació. Els canvis i el dinamisme presents en la composició estructural i morfològica del paisatge tenen el seu origen en la mateixa dinàmica ecològica, condicionada per l'activitat antròpica.

La definició dels components principals de l'estructura del paisatge des de la perspectiva de l'ecologia del paisatge es troba en el primer manual publicat per Richard Forman i Michael Godron el 1986, obra que va ser actualitzada posteriorment per Richard Forman el 1995. L'element bàsic per a la interpretació dels paisatges és el concepte de *mosaic*, que, a la vegada, està format per un conjunt d'elements paisatgístics. En el mosaic s'hi poden trobar tres tipus d'elements: tessel·les (*patches*) (Pino, 1999), corredors (*corridors*) i/o hàbitats de passera (*steeping stones*) i la matriu (*matrix*).

Els fragments són les unitats morfològiques que es poden diferenciar en un territori. Els corredors són les connexions existents entre uns fragments i uns altres. Els hàbitats de passera són fragments petits que faciliten la permeabilitat cap a fragments de gran superfície. La matriu es pot definir com l'element dominat, el que ocupa la major superfície, el més ben connectat i el que acaba tenint un paper fonamental en les dinàmiques del paisatge.

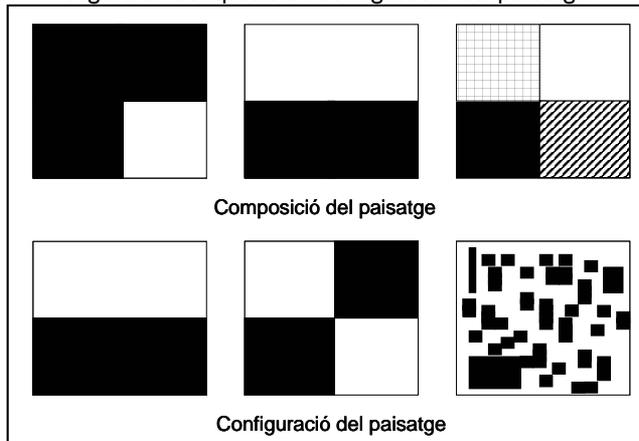
Figura 8: Components principals de l'estructura del paisatge



Font: elaboració pròpia a partir de Federal Interagency Stream Restoration (1998)

La caracterització d'aquests elements morfològics fonamentals obre una àmplia gamma de possibilitats de valoració quantitativa amb l'objectiu d'analitzar la situació en un determinat moment, així com l'avaluació dels canvis al llarg del temps. Hem de diferenciar, però, entre composició del paisatge (varietat i abundància de fragments d'un paisatge) i configuració del paisatge (distribució espacial dels fragments del paisatge).

Figura 9: Composició i configuració del paisatge



Font: elaboració pròpia a partir de Burel, 2002

En aquest sentit, recentment l'ecologia del paisatge ha adaptat un seguit de teories, com ara la teoria jeràrquica, la teoria de metapoblacions, la teoria de percolació i la teoria de perturbacions. La teoria jeràrquica (Allen, 1982) és utilitzada en ecologia del paisatge amb l'objectiu d'estudiar i interpretar patrons i processos a través de diferents escales temporals i espacials. La

teoria de metapoblacions (Levins, 1970), molt relacionada amb la teoria de l'illa biogeogràfica (MacArthur, 1963 i 1967), centra la seva atenció en els sistemes de població que mantenen una relació a partir de l'intercanvi d'un flux d'individus i que acaben constituint una metapoblació. La teoria de la percolació (Gardner, 1987) està formulada a partir del comportament d'un fluid en un medi determinat, així com de l'estudi del moviment dels animals i el potencial d'accés als recursos disponibles. Aquesta teoria defineix un nivell $P_c = 0,5928$, que s'interpreta d'aquesta manera: un hàbitat igual o superior a $P_c = 0,5928$ indica que un animal pot creuar tot el paisatge perquè aquest paisatge està ben connectat; en canvi, els valors per sota ens indicarien fragmentació del paisatge i dificultats de moviment pel paisatge. Finalment, la teoria de perturbacions (Pickett, 1985) es fonamenta en mètodes matemàtics utilitzats per resoldre de manera aproximada problemes que no poden ser resolts de manera exacta. En l'ecologia del paisatge els principis d'aquesta teoria s'aprofiten com una aproximació útil a la complexitat de les relacions inherents en un paisatge.

2.4.2. Mètodes quantitius en l'ecologia del paisatge

Són molts els estudis publicats sobre els càlcul d'índexs paisatgístics per avaluar la composició i configuració del paisatge a partir dels components principals de l'estructura del paisatges (Forman, 1986). Aquest apartat vol ser un resum dels índexs i programaris més utilitzats i les consideracions a seguir per la interpretació dels resultats.

2.4.2.1. Índexs del paisatge

Els resultats de l'aplicació de mètodes quantitius en l'ecologia del paisatge s'agrupen en els denominats *índexs de paisatge*. Aquests índexs aporten dades numèriques interessants sobre la composició i la configuració de paisatges, la proporció de cada coberta o ús del sòl, i la superfície i la forma dels elements del paisatge. A més, els índexs del paisatge permeten una comparació útil i interessant entre diferents configuracions paisatgístiques del mateix territori en moments temporals diferents i la definició d'escenaris futurs.

Els mètodes quantitius en ecologia del paisatge són aplicables a tres tipus de nivell (MacGarigal, 1995; Botequilha, 2006):

— A nivell de tessella: els càlculs s'apliquen a cada fragment individualment

— A nivell de classe: els càlculs s'apliquen a cada conjunt de fragments que comparteixen un tret comú, normalment el tipus de coberta, l'ús del sòl, l'hàbitat, etc.

— A nivell de paisatge: els càlculs s'apliquen al conjunt del paisatge, a tots els fragments i classes.

Es poden diferenciar cinc grans blocs d'índexs de paisatge (MacGarigal, 1995):

Índexs relacionats amb l'àrea, la superfície, la densitat i la variabilitat. Aquests tipus d'índexs es focalitzen en les característiques de dimensió i nombre de fragments que conformen l'àrea d'estudi. Ens permeten disposar d'una primera aproximació general de les característiques morfològiques d'un paisatge determinat.

Els índexs de forma, com indica el seu nom, es troben fonamentats en les característiques de forma dels fragments que constitueixen un paisatge determinat. Aquests tipus de càlcul se centren en la relació àrea/perímetre i faciliten la comprensió d'aquest factor fonamental en l'aspecte morfològic i funcional.

Els índexs d'ecotò i hàbitat d'interior permeten fer càlculs sobre l'amplitud de l'ecotò o hàbitat de marge en relació amb l'hàbitat d'interior. En aquest cas cal precisar una amplitud de marge que serà diferent en funció de les característiques ambientals de cada fragment i el contrast en relació amb el fragment o fragments veïns. L'hàbitat d'interior es considera fonamental per a la presència i el manteniment de fauna i flora especialista, i l'hàbitat de marge facilita la presència d'espècies generalistes (Forman, 1995).

Els índexs de distància, proximitat i connectivitat (Winfree, 2005) calculen la distància des del marge d'un fragment fins al fragment més pròxim de la mateixa classe. Són índexs rellevants per valorar el grau d'aïllament o connectivitat existent entre els fragments, molt relacionats amb la teoria de percolació. Un major aïllament implica una reducció de les possibilitats de moviment de les espècies i del manteniment d'un major grau de diversitat biològica.

Els índexs de diversitat biològica aporten informació sobre el grau d'heterogeneïtat i homogeneïtzació dels paisatges i aporten informació rellevant per poder comparar diferents processos i dinàmiques del paisatge, a més de l'evolució en diferents moments històrics.

Botequilha (2006), a partir de l'anàlisi d'estudis publicats sobre índexs paisatgístics i de consultes a experts en aquest camp, defineix una llista (*top ten*) dels deu índexs més representatius i més útils per cobrir les necessitats de gestors i planificadors del territori per comprendre la composició i configuració dels paisatges.

- Índexs per avaluar la composició:

- *Patch richness*: nombre de les diferents categories de fragments d'un paisatge.

- *Class area proportion*: calcula la proporció de l'àrea del conjunt de fragments d'una classe determinada.

- Índexs per avaluar la configuració:

- *Patch density*: calcula el nombre de fragments totals i de cada classe per unitat de superfície.

- *Patch size*: l'àrea de cada fragment.

- *Patch shape*: mesura la complexitat de la forma d'un fragment.

- *Edge contrast*: és una mesura relativa del contrast d'ecotò; prèviament s'han d'establir uns pesos entre els diferents tipus de contacte.

- *Patch compaction*: es calcula a partir del càlcul de l'índex de Gyrate, que és una mesura d'elongació. Es calcula com la mitjana de la distància de tots els píxels que conté un fragment al centroide d'aquest fragment.

- *Euclidean nearest neighbor distance*: distància al fragment de la mateixa classe més pròxim.

- *Proximity index*: és una mesura d'aïllament que depèn de la quantitat d'hàbitat disponible i de la distància entre els fragments d'hàbitat disponible.

- *Contagion*: és el grau de disgregació i agregació que presenten els fragments d'una classe determinada.

Un altre índex molt utilitzat i que no apareix en aquesta llista és l'índex de diversitat paisatgística de Shannon.

- *Shannon's diversity index*: valora la diversitat (heterogeneïtat) paisatgística a partir de la diversitat i la proporció dels fragments de cada classe. El seu valor absolut no és gaire significatiu, però és útil per comparar diferents paisatges o un mateix paisatge en moments temporals diferents. Un altre índex invers a

aquest, tant pel que fa al càlcul com a la interpretació, es basa en l'homogeneïtat paisatgística i s'anomena *Shannon's evenness index*.

També trobem a la literatura paquets de mesures paisatgístiques que s'han dissenyat per a una funció determinada. La susceptibilitat que ha despertat en molts científics la fragmentació dels paisatges on vivim i les causes que se'n deriven ha quedat reflectida en molts estudis. En destaquen dos per la seva rellevància a l'hora d'interpretar els resultats obtinguts per l'aplicació dels índexs. El primer correspon a Hargis (1998), que examina el comportament de sis índexs (*edge density*, *contagion*, *proximity index*, *mean nearest neighbor distance*, *perimeter-area fractal dimension* i *mass fractal dimension*) en diferents paisatges artificials que presenten graus de fragmentació diferents. Els resultats de l'estudi confirmen el grau elevat de correlació que existeix entre els índexs de *contagion* i *edge density* i el tipus de fragmentació. En el segon estudi, Jaeger (2000) posa de manifest la necessitat de desenvolupar noves mesures per caracteritzar els processos de fragmentació. En el seu treball desenvolupa tres noves mesures (*landscape division*, *splitting index* i *effective mesh size*). Com a resultat de l'aplicació d'aquests tres nous índexs en sis paisatges amb graus de fragmentació diferents, s'observa que *effective mesh size* és la mesura que millor discerneix entre les tipologies de fragmentació.

Cal remarcar l'interessant paper que té l'estadística en aquests tipus d'estudis de caracterització de patrons i dinàmiques paisatgístiques en diferents zones biogeogràfiques o en períodes de temps diferents. L'anàlisi de components principals permet agrupar la màxima variància dels índexs emprats en un grup reduït de factors; d'aquesta manera podem discriminar aquells índexs que no són significatius ni ens aporten cap tipus d'informació entre els paisatges estudiats i que ens podrien portar a una interpretació errònia, i centrar-nos en aquells índexs que sí que són significatius i que permeten discernir els diferents patrons dels paisatges (Riitters, 1995; Gustafson, 1998; Cumming, 2002; Seto, 2005; Kearns, 2005).

2.4.2.2. Programaris per al càlcul d'índexs paisatgístics

Existeix una gran varietat de programaris desenvolupats amb la finalitat de quantificar les característiques de l'estructura del paisatge. Els podem dividir segons la naturalesa de les dades d'entrada, *raster* o *vectorial* (Wade, 2003; Vila, 2007).

— Fragstats: creat l'any 1995 i desenvolupat pel Dr. MacGarigal i la Dra. Marks a la Universitat d'Oregon. Funciona essencialment en format *raster* la versió lliure i en format vectorial de pagament com a extensió del programa ArcInfo de la casa ESRI. És considerat el programa més complet per la diversitat i capacitat de desenvolupar càlculs mètrics, i una prova d'això és el gran nombre d'estudis teòrics i de treballs aplicats que s'han publicat els darrers vint anys en la revista *Landscape Ecology* (en l'actualitat aquesta revista és un punt de referència de primer ordre per als interessats en la matèria) en què s'ha utilitzat aquest programari per caracteritzar els paisatges (Gustafson, 1998; Baldwin, 2004; Cumming, 2002; Wu, 2004; Kearns, 2005;).

— Grass r.le: la primera versió va aparèixer a principis dels anys vuitanta i va ser desenvolupada pel cos d'enginyers dels Estats Units i el Laboratori per a la Investigació de la Construcció. Funciona essencialment en format *raster*. Grass és un sistema d'informació geogràfica que disposa d'un mòdul específic per a l'anàlisi de l'estructura del paisatge r.le (Baker, 1992). És de domini públic, però es requereix el sistema operatiu Unix o Linux.

— Patch Analyst: creat l'any 1999 per Phil Elkie, Rob Rempel i Angus Carr amb finançament del Ministeri de Recursos Naturals d'Ontario (Canadà). Aquest és un programa més modest que els anteriors i es limita a calcular exclusivament els índexs principals del paisatge. Existeix una versió que treballa en format vectorial i una altra en format vectorial/*raster*, i funcionen com a extensió lliure del programa ArcView 3.2 de la casa ESRI, encara que necessiten l'extensió Spatial Analyst de pagament (Seto, 2005).

— V-Late: creat l'any 2003 per un equip del Landscape and Resource Management Research Group de la Universitat de Salzburg (Àustria) i dirigit per Dirk Tiede en el marc del projecte d'investigació europeu SPIN (Spatial Indicators for Nature Conservation). Treballa en format vectorial i es presenta com una extensió lliure d'ArcGis 8.x i, recentment, d'ArcGis 9.x.

2.4.2.3. Interpretació dels índexs paisatgístics

En el moment d'interpretar els índexs de paisatge cal tenir ben presents tot un seguit de consideracions (Li, 2004; Vila, 2007).

La combinació de diferents índexs és fonamental per a una interpretació correcta de les característiques morfològiques dels paisatges i dels patrons paisatgístics. Els resultats numèrics de diferents índexs de forma poden coincidir fins i tot en paisatges clarament diferents des d'un punt de vista

estructural, perquè la base del càlcul prové d'una simple relació àrea/perímetre. La utilització de tipologies d'índexs diferencials dificulta una falsa lectura dels resultats obtinguts.

En el cas dels índexs de diversitat paisatgística, cal recordar que aporten informació quantitativa del grau d'heterogeneïtat o homogeneïtzació d'un paisatge i que no es poden extreure conclusions de caràcter qualitatiu, ja que els paisatges altament degradats des d'una perspectiva qualitativa poden tenir valors de diversitat (heterogeneïtat) força elevats.

Com més informació de partida tinguem sobre la configuració i la composició del paisatge, més difícil d'interpretar seran els resultats. L'elecció del tipus d'índex per calcular variarà notablement en funció del fenomen que es vulgui estudiar, sigui un fenomen d'evolució paisatgística o un fenomen ecològic (Riitter, 1995).

Així doncs, els índexs de paisatge presenten problemes d'aplicació que es poden considerar particulars de cada un. És important remarcar que existeixen un conjunt de limitacions generals referides a la seva aplicació, unes limitacions que no s'han pas de deixar de banda (Botequilha, 2006).

Un paper importantíssim el fa l'escala (Levin, 1992; Wu, 2004), que condiciona els resultats dels índexs paisatgístics, cosa que fa imprescindible identificar correctament quin és el tipus d'escala més adequada, que variarà en funció del tipus d'estudi que es vulgui fer; en cas contrari, s'aconsella una anàlisi multiescalar (Baker, 1996). A més, la comparació de resultats s'ha d'aplicar a partir de la cartografia definida a una mateixa escala i amb categories de llegenda assimilables; en cas contrari, els resultats comparatius es converteixen en una pura suposició.

Un estudi força complet sobre la sensibilitat dels índexs del paisatge quant a variacions de l'escala, resolució de píxel i resolució temàtica (nombre de categories), és el que proposa Baldwin (2004), que estudia el comportament de divuit índexs paisatgístics respecte a les modificacions en l'escala, la grandària del píxel i el nombre de classes d'un paisatge. Els resultats obtinguts deixen palesa la gran sensibilitat dels índexs, perquè, dels divuit índexs estudiats, tretze presenten variacions quan es modifica la grandària del píxel, disset són susceptibles al canvi d'escala i divuit a la resolució temàtica.

2.4.3. Transformacions paisatgístiques des de l'ecologia del paisatge

En aquest apartat s'han descrit els principals processos espacials que responen als diferents patrons de canvi que han experimentat els paisatges els darrers cinquanta anys. Finalment, s'ha prestat atenció a dos dels processos més estudiats i descrits en la literatura per la seva incidència territorial: la fragmentació i la connectivitat.

2.4.3.1. Caracterització dels processos espacials

L'activitat humana va incrementar dràsticament la seva incidència sobre els paisatges a partir dels anys seixanta. Durant la darrera dècada ha sorgit un gran interès entre els científics per desenvolupar nous mètodes dirigits al monitoratge i l'avaluació dels canvis en els usos del sòl, com també l'anàlisi dels patrons espacials del paisatge i la seva relació amb els processos ecològics, que continua sent un repte per als ecòlegs del paisatge (Tischendorf, 2001; Liu, 2002; Corry, 2005).

Actualment es poden observar dos processos oposats que tenen greus conseqüències estructurals i de funcionalitat en els nostres paisatges (Nagendra, 2004). Aquests processos són, per una banda, la intensificació de l'agricultura i la urbanització, i per l'altra, l'abandonament rural (Farina, 2006). Conseqüentment, els paisatges estan subjectes a la transformació de les cobertes i els usos del sòl, que afecten un seguit d'aspectes humans inherents a aquests paisatges, com ara els aprofitaments forestals, l'activitat econòmica, la biodiversitat, la conservació, l'agricultura, els sòls, el paisatge, l'arquitectura i el patrimoni cultural.

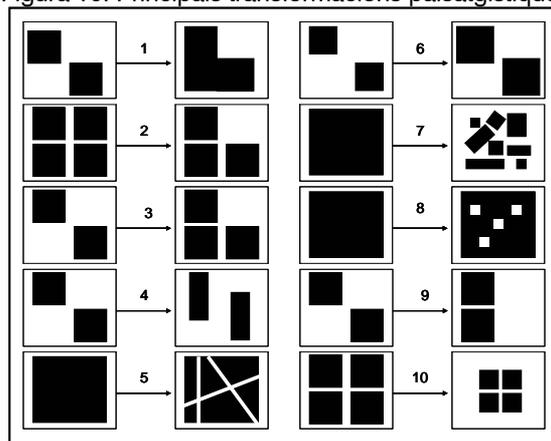
La importància de caracteritzar els patrons del paisatge va portar Bogaert (2004) a establir una metodologia per discriminar entre deu tipus de processos espacials, que resumeixen els diferents patrons de canvi que podem trobar en els paisatges. La identificació que proposa es basa en el càlcul de l'àrea, el perímetre i el nombre de fragments. Aquesta metodologia es proposa per a paisatges binaris, compostos exclusivament per dues classes.

Podem definir aquestes transformacions com:

- *aggregation* (agregació, 1): procés d'unir fragments per formar-ne un de sol i dominant
- *attrition* (atrició, 2): reducció en el nombre de fragments

- *creation* (creació, 3): formació de nous fragments
- *deformation* (deformació, 4): canvi en la forma dels fragments però sense modificar l'àrea dels fragments
- *dissection* (dissecció, 5): subdivisió de la continuïtat d'una àrea per línies del mateix gruix
- *enlargement* (ampliació, 6): increment de la grandària del fragment
- *fragmentation* (fragmentació, 7): trencament d'una àrea en fragments molt petits
- *perforation* (perforació, 8): procés de fer forats en una àrea o fragment
- *shift* (translocació, 9): translocació d'un o més fragments
- *shrinkage* (encongiment, 10): reducció de la grandària dels fragments però mantenint la forma original.

Figura 10: Principals transformacions paisatgístiques



Font: elaboració pròpia a partir de Bogaert, 2004

2.4.3.2. La fragmentació paisatgística

L'augment constant de la població i la pressió de les seves activitats sobre el medi han donat lloc a l'alteració dels paisatges tradicionals. De la mateixa manera, els processos d'abandonament i el règim de perturbacions també exerceixen una alteració i una fragmentació sobre els paisatges. La

fragmentació és un dels conceptes més difosos en ecologia del paisatge; fins i tot és considerat un concepte bàsic per al desenvolupament de la disciplina, i s'aplica tant a hàbitats com a poblacions. La fragmentació és un procés que descriu l'aparició de discontinuïtats en un territori causades majoritàriament per les activitats humanes, en concret per la reconversió dels usos i les cobertes del sòl. Els hàbitats que formaven una única unitat queden separats en fragments petits, aïllats els uns dels altres.

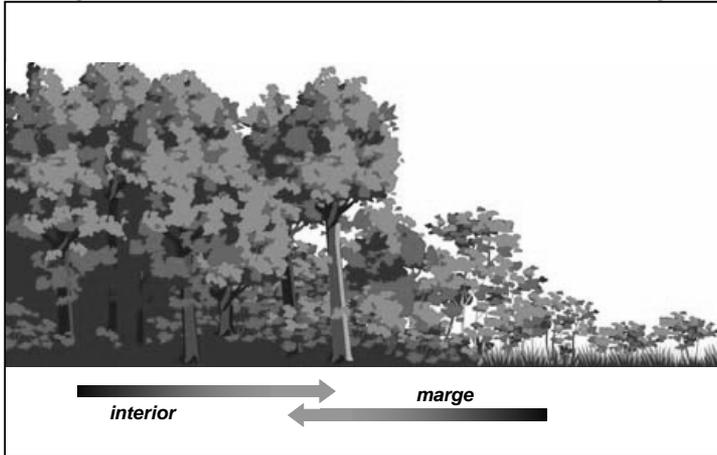
El terme *fragmentació* porta explícit un conjunt de paràmetres espacials (Collingham, 2000; Keitt, 1997; Burel, 2002):

- La superfície total de l'hàbitat en qüestió decreix de manera constant.
- El nombre de tesselles s'incrementa i després s'estabilitza.
- El perímetre de les tesselles augmenta com a conseqüència del creixement del nombre de fragments, i després decreix amb la disminució de la superfície.
- La relació superfície/perímetre, que és una mesura de marge, disminueix ràpidament, i fa disminuir les zones d'interior.
- Disminució constant de la connectivitat entre els fragments i augment de la dificultat en els processos de recolonització.
- L'heterogeneïtat global del paisatge augmenta en els primers estadis i disminueix amb el pas del temps.

La fragmentació pot tenir impactes profunds sobre el paisatge (Riitters, 2000), sobretot pel que fa a la persistència de determinades espècies en els paisatges (Fahrig, 1985; Levins, 1970; Etienne, 2004). Els efectes de la pèrdua d'hàbitat i fragmentació són considerats l'amenaça principal de la pèrdua de biodiversitat a escala mundial (Fahrig, 2003; With, 1999; Saunders, 1991). És per això que diferents teories, sobretot la teoria de percolació (Gardner, 1987) i la de metapoblacions (Hanski, 1999; Bender, 2003), han centrat els seus esforços a descriure les relacions entre paisatges fragmentats i el comportament de les espècies que hi ha. La fragmentació té efectes destacats sobre el comportament del moviment de les espècies entre els fragments del paisatge i la matriu que els envolta, cosa que porta a estudiar la connectivitat tan estructural (merament lligada a la distància entre fragments) com funcional (lligada al grau de permeabilitat de la matriu que pot afavorir el flux d'energia i animals, encara que els fragments estiguin a molta distància) dels paisatges fragmentats (Taylor, 1993; With, 1997; Moilanen, 2002). La fragmentació és un procés que pot ser percebut de manera molt diferent segons l'espècie, com en el cas de les espècies d'interior (grans mamífers), l'hàbitat del qual disminueix

ràpidament fins que desapareixen, mentre que en les espècies de marge els canvis es comencen a percebre més a llarg termini i inicialment poden sortir-ne clarament beneficiades.

Figura 11: Hàbitats d'interior respecte a hàbitats de marge



Font: elaboració pròpia a partir de Federal Interagency Stream Restoration (1998)

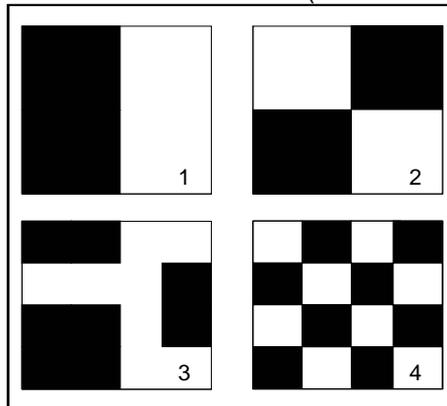
Per al seguiment i l'evolució d'aquests processos de fragmentació sovint s'han fet servir índexs d'ecologia tradicional (MacGarigal, 2005) que demanen experiència per interpretar-los i que a vegades són poc sensibles als processos ecològics que es desenvolupen dins del mateix paisatge, com és el cas de la persistència i el moviment d'espècies, que s'ha comentat anteriorment. Per donar resposta a aquests processos ecològics s'han fet estudis sobre el paper que tenen els corredors biològics en el moviment de les espècies (Hilty, 2006) i en el disseny de nous índexs lligats a la teoria de Grafs, que tenen un comportament més sensible a aquests processos (Ricotta, 2000; Urban, 2001; Rothley, 2005; Urban, 2006) i permeten calcular el grau d'aïllament dels fragments segons els requeriments i la necessitat de l'espècie.

2.4.3.3. La connectivitat paisatgística

És obvi que l'aïllament crea problemes de difusió dels organismes a través del paisatge, ja que es redueix dràsticament la seva capacitat de supervivència si la població la formen un nombre reduït d'individus. A la literatura podem trobar tres conceptes importants referents a la millora de l'aïllament entre fragments (Farina, 2006): connectància, connectivitat i corredors.

La connectància o proximitat és el grau de distància física entre els fragments; és una propietat estructural del mosaic paisatgístic. Com ja s'ha comentat, la matriu és l'element més connectat d'un paisatge, però utilitzem aquest terme per referir-nos a altres elements del paisatge.

Figura 12: Grau de connectància (decreixent d'1 a 4)



Font: elaboració pròpia a partir de Farina, 2006

La connectivitat s'utilitza com la inversa de l'hostilitat de l'espai entre fragments. La connectivitat mesura la quantitat d'hàbitat favorable i disponible per a una espècie focal, igual que la grandària i la distància dels fragments (Fisher, 2002; Calabrese, 2004). Els paisatges amb una connectivitat elevada poden assegurar la supervivència de poblacions aïllades, però la connectivitat elevada també afavoreix l'expansió d'espècies bioinvasores, les malalties, la propagació del foc o qualsevol altre tipus de pertorbació i una major exposició de determinades espècies animals als seus depredadors. Tot i això, es consideren molt superiors els beneficis que no pas els riscos vinculats a la connectivitat (Crooks, 2006).

Els corredors tenen un paper fonamental a l'hora de permetre la interconnexió entre els fragments i de reduir l'efecte distància que determina la presència d'un menor nombre d'espècies en els fragments més aïllats (Wilson, 1992). Els corredors es caracteritzen per cinc funcions. En primer lloc, tenen la funció d'hàbitat; en segon lloc, hi ha la funció de conducció, ja que faciliten el desplaçament de fluxos al seu interior; la tercera funció és la de filtre, perquè suposa una barrera per a determinades espècies, que és parcial o inexistent per a altres; la quarta funció és la de font, en permetre la distribució d'espècies des del corredor cap a la matriu, i, finalment, una cinquena funció d'embornal,

que fa referència al paper que tenen com a refugi que absorbeix espècies procedents de la matriu adjacent (Hilty, 2006).

2.4.4. La recuperació dels valors estètics dels paisatges tradicionals

L'estètica és la branca de la filosofia que té per objecte l'estudi de l'essència i la percepció de la bellesa, i, traslladada al món dels paisatges, es defineix com l'art de prioritzar certs aspectes interessants per trobar la millor revaloració d'aquell element que té més importància per nosaltres.

L'estètica del paisatge és un dels aspectes que presenten més dificultat per a la seva interpretació i mesurament (Bourassa, 1991; Bishop, 1994; Llobera, 2001; Schmidt, 2001), ja que depèn de les condicions intrínseques, cognitives i culturals de l'observador o observadors. Es reconeix que la valoració de la configuració estètica del paisatge es fa des d'un punt de vista social, a diferència del concepte de paisatge ecològic, que es refereix a la conservació de les poblacions d'espècies.

L'estètica dels nostres paisatges ha disminuït d'una manera alarmant des de mitjan s. XX fins avui dia. El desenvolupament i la intensificació de l'agricultura, la urbanització i els canvis en l'ús del sòl ens ajuden a explicar per què el valor estètic no ha estat considerat curosament per la societat. Una resposta des de la teoria de la psicologia ecològica (Kaplan, 1989) va lligada a la dependència de les antigues societats agràries dels seus paisatges, que les proveïen de recursos de primera necessitat. Era aquest lligam el que afavoria que la gent els volgués protegir i no volgués arribar a un nivell extrem d'explotació, ja que aquests paisatges eren el seu mitjà de subsistència. Clarament no era una preocupació purament estètica, sinó una preocupació productiva amb un resultat estètic. En canvi, la dependència que té la societat actual dels combustibles fòssils i altres tipus d'energia ha afavorit la despreocupació per l'aspecte dels paisatges (Farina, 2006).

L'estètica dels paisatges prové de dues fonts principals: els objectes merament físics d'un paisatge i l'observador (Arriaza, 2004). Això significa que un mateix paisatge pot arribar a ser percebut de manera diferent per dues o més persones. És per això que a l'hora de valorar la qualitat visual que presenta un paisatge hi ha una assumpció que els paisatges tenen una bellesa intrínseca o objectiva que està condicionada per la resposta subjectiva de l'observador (Zube, 1982). Aspectes com ara l'edat, el sexe, el nivell

d'educació i formació, el grau de dependència del paisatge, les creences i els interessos expliquen aquesta susceptibilitat per part de l'observador.

Troblem dues aproximacions per avaluar l'estètica dels paisatges (Arriaza, 2004):

— Mètodes directes: encaminats a comparar diferents preferències escèniques del "públic" respecte a l'estètica desitjada del paisatge amb la finalitat d'arribar a un consens.

— Mètodes indirectes: avaluen el paisatge sobre la base de la presència/absència i intensitat de determinades característiques. Aquests mètodes van agregant components al paisatge fins a obtenir un valor total de qualitat escènica, que correspon a la suma de les seves parts.

Molts estudis sobre estètica dels paisatges han desenvolupat mesures pictòriques i psicomètriques (Palmer, 2004) que són difícils i a vegades impossibles de transferir als gestors i planificadors perquè puguin ser emprades per millorar l'estètica dels paisatges actuals. Aquestes mesures, fruit d'una percepció més interna del paisatge, haurien de trobar-se combinades amb les propietats més externes dels paisatges, lligades a la seva composició i configuració (Zube, 1982), més fàcilment quantificables (com ara la proporció i l'heterogeneïtat dels usos i les cobertes del sòl).

És el cas de la metodologia que proposa Palmer (2006), que inclou en la seva anàlisi el càlcul de sis índexs paisatgístics relatius a la configuració i a l'escala de paisatge (*largest patch index*, *patch density*, *edge density*, *landscape shape index*, *patch richness density* i *Shannon's evenness index*). L'homogeneïtat en el paisatge es pot trobar representada per la dominància del fragment més gran i per un valor baix de densitat de fragments, cosa que implica un cert ordre dins del paisatge. En canvi, l'augment de la densitat de fragments mostra valors alts d'heterogeneïtat i fragmentació i, consegüentment, implica caos-desordre. La major homogeneïtat fa augmentar el valor escènic, mentre que la fragmentació el fa disminuir (Kaplan, 1989).

Altres estudis, com el cas de Clay (2004), valoren la influència que tenen factors com ara el relleu, la vegetació, l'aigua, el color, el fons escènic i la presència d'elements culturals sobre el disseny de carreteres escèniques. Lligat a l'abandonament de les pràctiques agrícoles, Hunziker (1995) va fer un estudi de la percepció que tenien diferents agents del territori sobre els estats del procés de reforestació d'antics espais agraris.

Altres científics posen de manifest la importància del grau d'ordre que es percep en un paisatge (Antrop, 1998). Una de les mesures que es proposa per calcular el grau d'ordre o caos d'un paisatge és l'entropia (Antrop, 1998; Bogaert, 2005). Ordre, caos i entropia són conceptes estretament relacionats. El concepte d'entropia prové de la termodinàmica i és una mesura que descriu el caos dins d'un sistema tancat.

Considerant que molts dels esforços que s'han fet sobre la valoració de la qualitat estètica dels paisatges han estat contrastats sobre aspectes pràctics orientats a la gestió i conservació, és molt important la creació d'un marc teòric que doni resposta a la necessitat d'identificar la bellesa del paisatge i que ens permeti incloure-la dins de la planificació i la gestió, a més d'ajudar al disseny de noves polítiques més integradores sobre la conservació dels paisatges (Zube, 1982; Terry, 2001).

2.5. Instruments per a l'estudi i la conservació dels paisatges

Les pressions, cada cop més nombroses, que reben els nostres paisatges han incentivat el desenvolupament de noves tècniques i instruments que ajuden a la seva gestió i conservació. A més, s'han vist afavorits per una creixent participació dels agents socials en la presa de decisions, l'obligació a l'accés de la informació pública i la necessitat de resposta de les diferents administracions i organismes internacionals envers la societat. En l'àmbit de la conservació dels paisatges, les millores que s'han aportat es centren bàsicament en la cartografia a partir de dades d'entrada, processament i modelització de les dades d'entrada i la millora en la representació de resultats.

2.5.1. Els sistemes d'informació geogràfica

Avui dia pràcticament ningú té cap dubte sobre la gran utilitat dels sistemes d'informació geogràfica (SIG) en l'anàlisi i gestió del medi natural. Des de l'aparició del primer SIG, el "Canadian GIS" ara fa uns 40 anys, la utilització dels SIG en tasques que requereixen un gran processament de volum de dades ha sofert un creixement exponencial.

2.5.1.1. Introducció i definicions

Els sistemes d'informació geogràfica (SIG) són abans que res una tecnologia desenvolupada arran de la necessitat de disposar de manera ràpida de dades cartogràfiques i alfanumèriques en el marc de l'anomenada *societat de la informació*. Així doncs, una primera característica dels SIG és que permeten disposar, gestionar i analitzar de manera àgil informació espacial. A través d'aquesta plataforma ha estat possible unir múltiples visions que parteixen de les ciències exactes, les ciències humanes i les ciències socials per proveir una valoració integral del territori, del seu estat i de les dinàmiques (Comas, 1993; Heit, 1994; Bosque, 1997; Korte, 2001 i Chuvieco, 2003).

Els primers SIG no apareixen fins a finals dels anys seixanta a partir de sistemes de simulació i modelització, desenvolupats des de la planificació del territori i l'ecologia juntament amb la generació de les primeres grans bases de dades de caràcter estadístic o geogràfic. Però el veritable impuls i popularització no arribarà fins a la dècada dels vuitanta amb l'espectacular desenvolupament de les possibilitats gràfiques dels ordinadors i els perifèrics (Varga, 2005 i Vila, en premsa).

Existeixen una multiplicitat de definicions de SIG, encara que un bon exemple és la que va fer el National Center for Geographic Information & Analysis (www.ncgia.ucsb.edu), que considera un SIG com “una col·lecció organitzada de *hardware*, *software*, dades geogràfiques i personal, dissenyada per capturar, emmagatzemar, manipular, analitzar i desplegar en totes les seves formes la informació geogràficament referenciada amb la finalitat de resoldre problemes complexos de planificació i gestió”.

La diversitat de definicions ha facilitat una aproximació a partir de les seves característiques principals (Burrough, 1986; Barredo, 1996; DeMers, 2003 i Longley, 2005):

- Es tracta d'un sistema de representació que permet visualitzar entitats gràfiques (punts, línies, símbols, imatges, etc.) referenciades mitjançant coordenades.
- Disposa d'una base de dades adjunta fàcilment manejable.
- L'organització de la base de dades fa possible l'anàlisi de les relacions espacials entre les dades emmagatzemades.

- Disposa d'un sistema d'accés a la base de dades que permet fer consultes i simulacions, un sistema de generació de cartografia automàtica i un de generació alfanumèrica a partir de consultes i simulacions.
- Disposa d'un llenguatge de programació que permet la implementació de noves aplicacions.
- Disposa d'un sistema d'importació i exportació de dades geogràfiques i alfanumèriques.

Un SIG funciona com una base de dades amb informació geogràfica (dades alfanumèriques) que estan associades per un identificador comú als objectes gràfics d'un mapa digital. D'aquesta manera, assenyalant un objecte es coneixen els seus atributs i, de manera inversa, preguntant per un registre de la base de dades es pot saber la seva localització en la cartografia.

Els SIG separen la informació en diferents capes temàtiques i les emmagatzemen independentment; així permeten treballar-hi de manera ràpida, senzilla i ordenada. Aquest fet fa que els professionals tinguin la possibilitat de relacionar la informació existent a través de la topologia dels objectes, amb la finalitat de generar informació nova que no podríem obtenir d'una altra manera.

2.5.1.2. Tipus de SIG i funcions

La informació que introduïm a un SIG pot ser *raster* o vectorial. La diferenciació entre aquests dos tipus d'informació permet diferenciar també entre dos grans grups de programari SIG. D'una banda, el model de SIG *raster* o de retícula, que es basa en les propietats de l'espai més que en la precisió de la localització. Divideix l'espai en cel·les regulars cadascuna de les quals representa un valor. Com més grans siguin les dimensions de les cel·les (resolució) menor serà la precisió o el detall en la representació de l'espai geogràfic. D'altra banda, hi ha el model de SIG vectorial, en què l'interès de les representacions es focalitza en la precisió de localització dels elements sobre l'espai. Per modelitzar digitalment les entitats del món real s'utilitzen tres objectes espacials: el punt, la línia i el polígon (Goodchild, 1996; Clarke, 2003 i Peña, 2006).

Les funcions principals que pot resoldre un SIG es poden agrupar en:

- localització: preguntar per les característiques d'un lloc concret

- condició: compliment o no d'unes condicions imposades al sistema
- tendència: comparació entre situacions temporals o espacials que difereixin en alguna característica
- rutes: càlcul de rutes òptimes entre dos punts o més
- pautes: detecció de pautes espacials
- models: generació de models a partir de fenòmens o actuacions simulades.

La versalitat implícita en els SIG posa de manifest la gran quantitat de camps d'aplicació en què són presents, com ara la gestió dels recursos naturals i el medi ambient, el cadastre, els transports, la gestió i planificació territorial (Bracken, 1990), els riscos ambientals i l'anàlisi de mercat.

Aquest caràcter multidisciplinari dificulta l'establiment d'unes fases en el desenvolupament de projectes SIG. No obstant això, podem trobar tres fases que obeeixen al compliment de les unitats funcionals següents (Gutiérrez, 1994 i Bernhardsen, 2002):

- Entrada de dades: aquests sistemes s'alimenten de dades preses per sensors remots (radars, imatges satèl·lit, etc.), sistemes de posicionament global (GPS) i digitalitzacions sobre informació analògica existent. Mitjançant aquest procés es discretitzen les dades contínues i es valida la informació perquè compleixi amb relacions topològiques (veïnatge, contingut, intersecció, etc.). Es construeix un model conceptual de la informació donant-hi sentit lògic per poder ser emmagatzemada.
- Manipulació de les dades: és el procés d'anàlisi, en què la informació emmagatzemada interactua amb les funcions analítiques pròpies de cada SIG. Algunes d'aquestes funcions són: reclasificació, reagrupació, superposició de capes temàtiques, consultes a la base de dades, mesures de distància i proximitat, càlcul de pendents i càlcul de conques visuals.
- Presentació dels resultats: finalment el resultat del projecte ha d'arribar als usuaris interessats. En aquest sentit, trobem eines encaminades a millorar la sortida cartogràfica del nostre SIG o aplicacions que permeten la visualització, la consulta i l'organització de la informació resultant (Hutchinson, 2004).

Hi ha una llarga llista de programari SIG, del qual podem destacar:

- Programari no lliure comercial: ArcGIS (ArcView, ArcInfo), Mapinfo, Maptitude, Geomedia, Geoconcept, GenaMap, Autodesk Map, MicroStation

Geographics, Bentley PowerMap, GeoWeb Publisher, SmallWorld, Manifold, Idrisi, MapPoint, TatukGIS, TNT mips, MiraMon, etc.

— Programari lliure: GRASS GIS, JUMP, MapServer, Quantum GIS, gvSIG, SAGA GIS, MapWindow GIS, Kosmo, etc.

– Programari no lliure gratuït: Spring, FGIS, SavGIS, etc.

2.5.1.3. Anàlisi multicriteri i SIG

Els mètodes d'avaluació multicriteri sovint estan integrats en els SIG i s'empren en l'anàlisi de l'emplaçament òptim d'una activitat determinada, cosa que permet obtenir ràpidament mapes continus d'aptitud. L'anàlisi multicriteri té com una de les seves finalitats clau auxiliar els centres decisors a l'hora de descriure, avaluar, ordenar, jerarquitzar, seleccionar o rebutjar objectes, sobre la base d'una avaluació expressada per puntuacions, valors o intensitats de preferència d'acord amb diversos atributs o criteris (Gilbert, 1985; Pereira, 1993; Barredo, 1996).

L'anàlisi multicriteri és una manera de modelitzar els processos de decisió, en els quals entren en joc: una decisió que ha de ser presa; les variables conegudes i en alguns casos desconegudes o impredecibles (canvi climàtic, situació econòmica i política, etc.) que faciliten el procés de decisió; els possibles escenaris que donen resposta a la decisió que ha de ser presa, i els resultats finals. Mitjançant el model multicriteri el decisor podrà estimar les possibles implicacions que pot prendre cada actuació o escenari, per obtenir una millor comprensió de les vinculacions entre les seves accions i els seus objectius.

L'anàlisi multicriteri proporciona un marc adequat per integrar diferents atributs o criteris (ambientals, econòmics i socials) que intervenen en el procés de decisió. Els atributs o criteris són els punts de vista considerats rellevants per a l'anàlisi i resolució d'un problema i constitueixen la base per a la presa de decisions. A més, són un aspecte mesurable d'un judici i es representen com mapes que indiquen per a cada píxel la major o menor aptitud vers el compliment d'un objectiu determinat (Rothley, 1995; Jankowski, 2001; Cray, 2002).

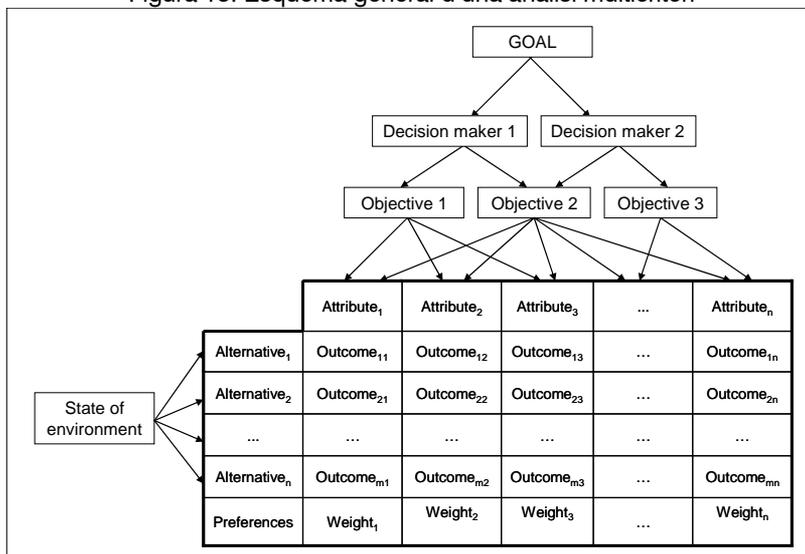
Des d'un punt de vista operatiu, els atributs es poden classificar en tres grups: els de benefici, en els quals l'aptitud creix amb el valor del mateix atribut; els de costos, en què, com més gran és la puntuació, menor és l'aptitud, i,

finalment, els monòtons, en què la utilitat màxima és obtinguda en un valor intermedi dintre del rang possible. També podem trobar restriccions, que corresponen a mapes binaris (0,1) en què les zones excloses de l'anàlisi (màscarees gràfiques) de valor 0 poden correspondre al fons no útil de la imatge.

L'avaluació multicriteri, a més d'integrar aquests factors, els pondera i compensa, i finalment en fa la sumatòria lineal i ofereix com a resultat una sèrie de mapes que expressen la capacitat d'acollida d'un territori.

En general l'anàlisi multicriteri engloba sis components: el primer i principal correspon a l'objectiu o conjunt d'objectius que són establerts pels diferents agents socials involucrats en la presa de decisions i que alhora es pretenen millorar; un segon component es refereix a aquest grup d'agents socials involucrats en el territori que establiran les seves preferències i judicis al llarg de l'anàlisi i ponderaran positivament o negativament els diferents criteris fruit dels seus interessos; el conjunt de criteris per avaluar, que són la base de l'anàlisi; el conjunt d'alternatives per avaluar; l'estat de l'ambient i les variables incontrolables (difícils de predir), com és el cas de l'economia (recessió, inflació) i el cas del temps (pluja, humitat), i finalment trobaríem les conseqüències associades a cada alternativa (Malczewski, 1999; Tkach, 1997; Lahdelma, 2000 i Hargrove, 2004).

Figura 13: Esquema general d'una anàlisi multicriteri

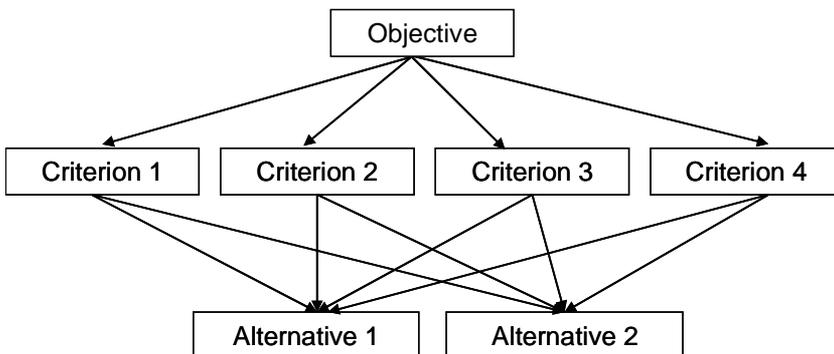


Font: Malczewski, 1999

Existeixen diferents tècniques d'avaluació multicriteri, de les quals la suma lineal ponderada (*simple additive weighting*) és la més coneguda i utilitzada per la seva simplicitat en l'aplicació. Amb aquest mètode s'obté una puntuació global per la suma senzilla de les contribucions obtingudes de cada atribut. Una altra tècnica d'avaluació multicriteri és l'anàlisi del punt ideal (*ideal point methods*) per a cada criteri. La millor alternativa serà la que tingui una menor distància al punt ideal. Els mètodes de preferències borroses (*fuzzy sets*) incorporen la vaguetat i la imprecisió com a font d'incertesa en la solució dels problemes multicriteri. A més, l'aparició de la lògica difusa ha permès incorporar tècniques més adequades per tractar aquestes qüestions. Però el mètode més acceptat i que, a més, ha estat àmpliament incorporat en diferents aplicacions SIG (Marinoni, 2004) per a l'anàlisi d'aptitud és el procés de les jerarquies analítiques (Analytic Hierarchy Process, AHP), desenvolupat per Thomas Saaty (1977).

El propòsit d'AHP se centra en tres procediments: la descomposició, el judici comparatiu i la síntesi de les prioritats del problema de la presa de decisions. Això permet que el decisor pugui estructurar de manera senzilla i visual el problema multicriteri, donant-hi la forma d'una jerarquia d'atributs, la qual contindria mínimament tres nivells: l'objectiu general, a la part superior; els criteris que defineixen les alternatives, en el nivell mitjà, i les alternatives concurrents, a la part inferior. El problema de la presa de decisió ha de ser desintegrat en una jerarquia que capti els elements essencials del problema i després estableixi les prioritats de les alternatives basant-se en el judici de l'usuari (vegeu el capítol de metodologia pàg. 141).

Figura 14: Procés de jerarquies analítiques (AHP)



Font: Malczewski, 1999

Les puntuacions en els atributs són normalitzades a fi d'eliminar problemes de càlcul originats en la utilització de diferents escales i unitats. El propòsit de la normalització és obtenir escales comparables, cosa que permetrà fer comparances entre atributs. Els mètodes més utilitzats per fer aquesta tasca tenen el seu origen en una simple transformació lineal; els més utilitzats són els de fracció del màxim i fracció d'interval. Els procediments de normalització permeten disposar de valors compresos en el rang 0-1 per a tots els criteris que s'hagin inclòs en l'anàlisi. Alguns exemples de transformacions lineals més utilitzats:

$$X'_{ii} = \frac{X_{ii}}{X_i^{\max}} \qquad X'_{ii} = \frac{X_{ii} - X_i^{\min}}{X_i^{\max} - X_i^{\min}}$$

Un cop normalitzats els criteris, el pas següent és ponderar-los segons el grau d'importància pels diferents agents socials. Per fer aquesta ponderació un dels mètodes més estesos entre la bibliografia (Carver, 1991; Eastman, 1998; Malczewski, 1999; Joerin, 2001; Longley, 2005) és el sistema de la matriu de comparació per parells de Saaty (1977). La comparació per parells es fa en termes de raons d'importància sobre la base d'una escala numèrica proposada per Saaty (1990, 1995 i 2003).

Taula 5: Taula de comparació per parells de Saaty

Intensity of importance	Description
1	Equal importance
3	Moderate importance of one factor over another
5	Strong or essential importance
7	Very strong importance
9	Extreme importance
2, 4, 6, 8	Intermediate values
Reciprocals	Values for inverse comparison

Font: Saaty (2003)

L'interès d'integrar els mètodes d'anàlisi multicriteri i els SIG s'ha incrementat de manera molt destacada els darrers anys. Una prova d'això és l'anàlisi feta per Malczewski (2006) durant el període 1990-2004, en què va recopilar 319 articles publicats sobre SIG i anàlisi multicriteri, dels quals el 70 % s'havien publicat en els darrers cinc anys. A més, sobre l'àmbit d'aplicació el 72,4 % de tots els estudis estan vinculats a la planificació ambiental i a la gestió dels recursos naturals.

La utilització conjunta dels SIG i les tècniques d'avaluació multicriteri es presenta com un dels procediments ideals per desenvolupar tasques de planificació territorial (Dai, 2001 i Gerrard, 2001). A tot això s'hi ha d'afegir l'interès creixent per implementar processos participatius mitjançant els quals es pot arribar a un cert consens entre tots els agents implicats en problemes de planificació, especialment en els que poden tenir una especial incidència en el desenvolupament futur del territori que es pretén analitzar. En aquest sentit, sembla que el fet de disposar d'informació sobre la incertesa (Funtowicz, 2000 i Crossetto, 2001) associada al procés és un ingredient de gran valor.

La preocupació per la qualitat de les dades espacials ha anat incrementant-se a mesura que ha augmentat el nombre d'empreses tant públiques com privades dedicades a la producció i distribució d'aquest tipus de dades. En l'anàlisi multicriteri, a més de la qualitat de les dades, també s'han de controlar altres factors, com ara l'edat de les dades, l'àrea de cobertura, l'escala i la resolució, la rellevància de les dades per al problema que s'ha de resoldre, el format i l'intercanvi de les dades.

Sobre aquest tema de l'error, trobem autors que consideren que en moltes aplicacions no cal saber la quantitat d'error, sinó tenir la confiança que l'error i la incertesa a aquests nivells no posen en dubte la validesa dels resultats en una situació específica (Hunter, 1999).

Avui dia, el més important ja no és gestionar la incertesa o adoptar una estratègia per reduir-la, sinó disposar del major volum d'informació possible sobre la incertesa i que siguin les persones responsables de decidir les que assumeixin les conseqüències (Crossetto, 2002). En aquesta estratègia de disposar del major volum d'informació seria convenient incloure la participació pública en el procés de la presa de dades (Jankowski, 2001; Cray, 2002).

2.5.2. Mètodes heurístics i optimització lineal

En els darrers vint anys s'ha despertat dins del món científic un important interès per modelitzar principalment aquells processos estretament relacionats amb la conservació del patrimoni natural tant a escala global, regional com local. Aquests models permeten per una banda simplificar de la millor manera possible el comportament real del procés a estudiar i per altra banda donar una visió de futur de quin serà el seu comportament en funció d'uns paràmetres que contempla el model i alhora poden ser controlats. D'aquesta manera es podrà predir i anticipar els possibles impactes que el procés en qüestió pugui ocasionar sobre el medi ambient.

2.5.2.1. Introducció als mètodes heurístics

La pressió constant dels humans sobre el medi ambient és un problema molt greu sobre la biodiversitat, tot i existir un compromís de conservació declarat en el Conveni de la diversitat biològica (Rio de Janeiro, 1992). Aquest fet ha despertat en els darrers quinze anys l'interès de molts investigadors per desenvolupar un gran nombre de models matemàtics i heurístics amb el propòsit de crear i seleccionar llocs per conservar la biodiversitat.

Es coneix com a heurística la capacitat d'un sistema per dur a terme de manera immediata innovacions positives per als seus fins. La capacitat heurística és un tret característic dels humans; des d'aquest punt de vista es pot descriure com l'art i la ciència del descobriment i de la invenció o de la resolució de problemes mitjançant la creativitat, el pensament lateral o el pensament divergent.

L'heurística tracta de mètodes o algorismes exploratoris durant la resolució de problemes en els quals les solucions es descobreixen per l'avaluació del progrés aconseguit en la recerca d'un resultat final. El terme *heurística* se sol utilitzar actualment com a adjectiu, per caracteritzar tècniques per les quals es millora en mitjanes el resultat d'una tasca resolutiva de problemes.

La popularització del concepte és deguda al matemàtic George Polya (1945) amb el seu llibre *How to Solve It*, que, després d'estudiar centenars de proves matemàtiques des de la seva joventut, volia saber com hi arriben els matemàtics. El llibre conté els principis heurístics que tractava d'ensenyar als seus alumnes de matemàtiques; alguns exemples són:

— Si no aconsegueixes entendre un problema, dibuixa un esquema.

— Si no trobes la solució, fes com si ja la tinguessis i mira què pots deduir-ne (raonament a la inversa).

— Si el problema és abstracte, prova d'examinar un exemple concret.

Més recentment, Michalewicz (2004), en el seu llibre *How to Solve It: Modern Heuristics*, fa un ampli recull de les tècniques i els algorismes més emprats durant els darrers cinquanta anys per resoldre problemes.

La resolució de problemes es pot considerar des del punt de vista de la programació, encara que no tots els problemes poden ser considerats des d'aquest punt de vista, només els problemes que poden ser resolts de manera mecànica, és a dir, mitjançant una seqüència d'instruccions. En general parlem de problemes amb solució algorísmica, i la manera de resoldre'ls serà mitjançant algorismes.

Un algorisme és un conjunt de regles o un conjunt finit d'instruccions que descriuen unes certes operacions que permeten la resolució d'algun tipus de problema. Les operacions a les quals es fa referència en la definició poden ser accions fetes per una màquina, un dispositiu o una persona. En realitat, en la vida quotidiana utilitzem algorismes moltes vegades, per exemple, quan utilitzem una rentadora i seguim una sèrie d'instruccions. També existeixen exemples en l'àmbit matemàtic, com ara l'algorisme de la divisió per calcular el quocient de dos números, l'algorisme d'Euclides per calcular el màxim comú divisor de dos enters positius o el mètode de Gauss per resoldre un sistema lineal d'equacions.

Un algorisme és, doncs, un sistema pel qual s'arriba a una o a diverses solucions, tenint en compte que ha de ser definit, finit i precís. Per precís entenem que cada pas que cal seguir té un ordre; finit implica que té un determinat nombre de passos, o sigui, que té un final, i definit es refereix al fet que si se segueix el mateix procés més d'una vegada arribarem al mateix resultat.

En programació, dos objectius fonamentals per a la majoria de casos és trobar algorismes amb bons temps d'execució i bones solucions, normalment les òptimes. Una heurística és un algorisme que ofereix un o ambdós objectius; normalment es troben bones solucions o s'executen raonablement ràpid, encara que a vegades no hi ha proves que la solució no pugui ser arbitràriament errònia.

En un aspecte més pràctic, l'aplicació d'aquestes tècniques heurístiques han tingut una gran acceptació en l'àmbit de la conservació de la natura i, en

concret, en la localització de zones (*site-location*) que compleixen uns requisits determinats. Gestors i investigadors s'han centrat en la localització d'espais que contenen una espècie amenaçada determinada, un tipus d'hàbitat d'interès determinat, el conjunt d'un ecosistema, zones amb grans valors escènics i lucratius o qualsevol altre tipus de recurs natural. Aquest tipus de problemes de creació i selecció d'àrees que compleixen certs requisits difícilment poden ser resolts per sistemes d'informació geogràfica (Church, 2003), fet que ha afavorit que s'hagin desenvolupat altres tipus de tècniques i programari per donar resposta a aquest problema.

Fent una revisió dels treballs publicats en l'àmbit de localització de zones òptimes, es pot veure que la majoria de models heurístics dissenyats tenen el seu camp d'aplicació en la creació de reserves naturals. Es poden distingir diferents models:

Els que estan encaminats a localitzar zones on són presents determinades espècies amenaçades o protegides. És el mètode més senzill per seleccionar reserves, ja que l'únic requisit és que l'espècie estigui inclosa almenys en una de les reserves seleccionades (Underhill, 1994; Margules, 1988; Nicholls, 1993; Csuti, 1997; Chaplin, 2000; Church, 2000 i Haight, 2000).

Altres models es basen en la protecció d'una superfície d'hàbitat determinada i no pas en el nombre d'espècies que hi ha dins de la zona creada. Un dels models més emprats és l'anomenat BMAS (Biodiversity Management Area Selection Models). Aquest tipus de model ajuda a minimitzar el perímetre de l'àrea total seleccionada per disposar de formes més compactes i facilitar l'agregació de petites zones dins d'una de gran (Fischer, 2003; McDonell, 2002; Nalle, 2002).

També trobem models que tenen com a objectiu la localització potencial de corredors biològics (*corridor/path location models*) i la incorporació de la connectivitat en el procés de selecció d'una xarxa de reserves naturals (Shafer, 2001; Briers, 2002; Nikolakaki, 2004). Aquests models analitzen la facilitat amb què els animals es mouen a través de diferents tipus d'hàbitats (Schadt, 2002; Hargrove, 2004). Alguns d'aquests models tenen la base en la recerca del camí més curt i amb menys cost de fricció entre hàbitats, i altres utilitzen la teoria de grafs (Urban, 2001).

En l'estudi del disseny de reserves naturals hi ha un llarg debat sobre si és millor la creació d'una única gran reserva o l'establiment de moltes reserves però de grandària reduïda (Diamond, 1975). Aquest problema es troba a la bibliografia com a SLOSS (*single large or several small*). Per donar una solució a aquest problema trobem dos models heurístics (Langevelde, 2002). Un és

l'anomenat Mentor (*stepping-stone strategy*), l'objectiu del qual és assignar hàbitats de passera entre les reserves existents. La base d'aquest model és establir un llindar amb referència al cost de la distància entre reserves existents; quan aquest cost de la distància excedeix el llindar, llavors el model crearà nous hàbitats passera per connectar totes dues reserves. L'altre model s'anomena Enlarge (*enlargement strategy*) i se centra en l'anàlisi de l'aptitud dels voltants de la reserva existent i a buscar la zona més apta per augmentar la seva superfície.

Finalment, un dels mètodes heurístics desenvolupats recentment (Brookes, 1997; Church, 2003) pot ser utilitzat per determinar quins indrets són més factibles per ser seleccionats a partir d'una matriu d'aptituds. Aquest procés es pot utilitzar per definir centenars de possibles indrets que reuneixen certs propòsits, requisits o criteris. Aquest mètode es coneix com a PGP (*patch growing process*) i es caracteritza pel fet de ser capaç de generar fragments representatius a partir d'una cel·la d'inici. Tendeix a seleccionar les cel·les veïnes amb valors d'aptitud més alts i al llarg del procés de construcció d'un fragment té en compte paràmetres relacionats amb la seva capacitat (vegeu el capítol de metodologia pàgina 168).

Tot i el gran desenvolupament d'aquestes tècniques, cal dir que un dels inconvenients més grans que trobem en l'aplicació dels mètodes heurístics és que no poden garantir quina és la solució òptima al problema, encara que poden trobar bones aproximacions. A més de ser incapaços de determinar la solució òptima del problema, també són incapaços de calcular la distància del resultat proposat en relació amb el que resta a l'òptim final (Pressey, 2004; Williams, 1997).

2.5.2.2. Introducció als models d'optimització matemàtics i el seu camp d'aplicació

Un model és el producte d'una abstracció d'un sistema real; se n'eliminen les complexitats i es fan les suposicions pertinents, s'aplica una tècnica matemàtica i se n'obté una representació simbòlica. Un model matemàtic consta almenys de tres conjunts bàsics d'elements:

— Variables de decisió i paràmetres: les variables de decisió són incògnites que han de ser determinades a partir de la solució del model. Els paràmetres representen els valors coneguts del sistema o bé els que es poden controlar.

— Restriccions: les restriccions són relacions entre les variables de decisió i les magnituds que donen sentit a la solució del problema i les acoten a valors factibles. Per exemple, si una de les variables de decisió representa el nombre d'empleats d'un taller, és evident que el valor d'aquella variable no pot ser negativa.

— Funció objectiu: la funció objectiu és una relació matemàtica entre les variables de decisió, els paràmetres i una magnitud que representa l'objectiu o producte del sistema. Per exemple, si l'objectiu del sistema és minimitzar els costos d'operació, la funció objectiu ha d'expressar la relació entre el cost i les variables de decisió. La solució "òptima" s'obté quan el valor del cost sigui mínim per a un conjunt de valors factibles de les variables. És a dir, s'han de determinar les variables x_1, x_2, \dots, x_n que optimitzen el valor de $Z = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$, subjecte a restriccions de la forma $g(x_1, x_2, \dots, x_n) \leq b$. On x_1, x_2, \dots, x_n són les variables de decisió, Z és la funció objectiu i f és una funció matemàtica.

Exemple:

Siguin x_1 i x_2 la quantitat que s'ha de produir de dos productes 1 i 2, els paràmetres són els costos de producció de tots dos productes, 3 € pel producte 1 i 5 € pel producte 2. Si el temps total de producció està restringit a 500 hores i el temps de producció és de 8 hores per unitat per al producte 1 i de 7 hores per unitat per al producte 2, llavors podem representar el model com a:

Variables de decisió: x_1 i x_2 (quantitat de producte que s'ha de produir)

Funció objectiu: $C = 3x_1 + 5x_2$ (cost total de producció)

Restriccions:

$$8x_1 + 7x_2 \leq 500$$

$$x_1 \geq 0 \text{ y } x_2 \geq 0$$

Els models poden ser classificats, segons la seva funció, en:

— Models predictius: aquests tipus de models ens informen del comportament de la variable en un futur, és a dir, el que hauria de ser. Corresponen a aquests tipus de models aquells basats en tècniques estadístiques i/o econòmiques, és a dir, models de previsió.

— Models avaluadors: una tècnica avaluadora mesura les diferents alternatives i així es poden comparar els resultats. Aquests tipus de models es corresponen als denominats *arbres de decisió*.

— Models d'optimització: es tracta de models que busquen i identifiquen un òptim (del problema, és a dir, busquen la millor alternativa possible). Aquests mètodes són els que es troben en la base de les tècniques de programació matemàtica.

Una altra classificació dels models es basa en la realitat que pretenen modelar; així, podem parlar de models deterministes *versus* models estocàstics. En els models deterministes totes les dades del problema es coneixen amb absoluta certesa, i quan això no es produeix tenim models estocàstics.

Els models d'optimització són utilitzats en la majoria de les àrees de presa de decisions. La societat fa temps que busca millors maneres de fer les tasques quotidianes. Al llarg de la història es pot anar observant la recerca de fonts més efectives d'aliments, materials, energia i gestió de l'entorn físic.

S'han fet grans esforços per descriure situacions complexes, però perquè aquestes situacions tinguin significat cal que estiguin expressades matemàticament, amb el disseny d'una expressió matemàtica que contingui una o més variables on els seus valors han de ser determinats. La pregunta que es formula està referida als valors que haurien de tenir aquestes variables perquè l'expressió matemàtica tingui el major nombre possible (maximització) o el menor valor numèric possible (minimització). A aquest procés s'anomena *optimització*.

L'optimització, també denominada *programació matemàtica*, serveix per trobar la resposta que proporciona el millor resultat al menor cost. Els problemes d'optimització generalment es classifiquen en models lineals i no lineals segons la relació que existeixi entre el problema i les seves variables. La programació lineal és el procediment matemàtic més utilitzat per determinar l'assignació òptima de recursos escassos, gràcies a la facilitat relativa del mètode de solució, la gran disponibilitat de programari (LINDO, WinQSB i CPLEX) i l'àmplia gamma d'aplicacions (vegeu el capítol de metodologia pàgina 175).

L'aplicació d'aquests mètodes en la conservació dels recursos naturals té un paper essencial, ja que aquests recursos són limitats i s'ha d'aconseguir buscar l'òptim del seu ús i aprofitament. Els mètodes heurístics s'han emprat per trobar el màxim de solucions òptimes a un problema; en canvi, els models d'optimització s'han focalitzat a trobar la solució més òptima de tot el conjunt de solucions factibles. És per això que aquests models d'optimització s'han de veure com una complementarietat de l'ús de determinats models heurístics. La majoria dels mètodes heurístics que s'han explicat en l'apartat anterior en el marc de creació de reserves es poden complementar amb la formulació del

problema a partir de la definició d'una funció objectiu i el seu conjunt de restriccions per obtenir la solució o solucions òptimes.

El primer treball que trobem en la literatura sobre aquest gènere pertany a Wright (1983). Aquest article descriu un model de programació enter, els objectius del qual inclouen minimització del cost i maximització de la capacitat mentre es va seleccionant un determinat nombre de cel·les. Més tard, Gilbert (1985) va desenvolupar un model per localitzar zones per a ús residencial, model que incloïa paràmetres com ara el cost del sòl, la distància als serveis de primera necessitat i la forma. Diamond (1989) va estendre tot el treball fet fins llavors en el camp *raster* (cel·les) al vectorial (polígons) amb el desenvolupament de noves tècniques.

Tal com s'ha comentat en l'apartat anterior, trobem molts treballs en el camp de la conservació dels recursos naturals que intenten maximitzar la persistència de la majoria de la biodiversitat present en un territori en el menor nombre de reserves possibles (Williams, 1997; Rodríguez, 2002; Haight, 2002; Camm, 2002; Lawler, 2003; Snyder, 2004). En la situació actual, la pressió antròpica exercida sobre el territori (bàsicament deguda a processos d'intensificació de l'agricultura, a la fragmentació dels paisatges per la construcció d'infraestructures lineals i a l'increment de la urbanització) afavoreix l'aplicació d'aquests models d'optimització ja que en la poca superfície restant hem de reunir la màxima biodiversitat o el màxim nombre d'espècies protegides.

Un altre camp d'aplicació d'aquests models d'optimització el trobem en la selecció de punts crítics en el subministrament de serveis de primera necessitat (Church, 2004). Aquests models seleccionen els punts crítics que impedeixen o tallen el flux de determinats serveis de primera necessitat i impedeixen que aquests serveis arribin a la resta de punts. Aquests models s'han utilitzat en l'àmbit militar per localitzar el mínim nombre d'infraestructures, com ara ponts, carreteres i línies elèctriques, que, en el cas de ser destruïdes, poden afectar greument un major nombre de persones. Aquests mètodes també s'han utilitzat en el disseny de xarxes d'estacions d'ambulàncies i bombers d'una regió, on l'objectiu principal és minimitzar el nombre d'estacions que cobreixen la totalitat de la regió en qüestió. Actualment es comencen a aplicar en l'àmbit ambiental, concretament en el disseny de reserves biològiques.

A tall de conclusió, cal destacar la importància d'integrar les eines SIG i els mètodes heurístics i d'optimització lineal en el procés d'anàlisi de recuperació o creació de reserves en què l'objectiu primordial és maximitzar en el mínim

nombre de reserves (amb elevada capacitat) la funcionalitat, que està potencialment relacionada amb la biodiversitat i els valors culturals, estètics i recreatius que tenen. Aquest procés es pot dividir en tres passos importants:

- El primer és la utilització dels SIG per generar un mapa d'aptitud en què es mostrin les àrees que presenten una multifuncionalitat elevada i baixa.
- El segon pas seria la utilització d'un mètode heurístic per delimitar el màxim de zones factibles per crear o recuperar.
- Finalment, es crearia un model d'optimització lineal per seleccionar, de totes les àrees factibles, les més òptimes.

Capítol 3. Metodologia i fonts documentals

En aquest tercer capítol es descriuen les distintes metodologies emprades per caracteritzar les dinàmiques i transformacions paisatgístiques que ha viscut l'àrea d'estudi durant el segle XX i de manera especial des dels anys 50 i per altra banda arribar a dissenyar un model per conservar i recuperar espais oberts. L'ordre de presentació i exposició es correspon amb la seqüència lògica d'utilització de cadascuna de les qüestions metodològiques detallades.

3.1. Caracterització de les dinàmiques paisatgístiques en el període 1957-2003

Aquest apartat fa referència en primer lloc a l'anàlisi previ necessari per l'obtenció d'un material cartogràfic d'alta fiabilitat i detall. Aquest material cartogràfic generat consta bàsicament de dos mapes d'usos i cobertes del sòl de l'any 1957 i de l'any 2003 que fan referència a la composició paisatgística. En segon lloc i a partir d'aquesta cartografia esmentada s'analitza la configuració i els patrons de canvi que ha experimentat l'àrea d'estudi mitjançant l'ús d'una sèrie d'índexs paisatgístics.

3.1.1. Les fotografies aèries del vol americà del 1957: ampliació, característiques i ortorectificació

Per quantificar i valorar amb més exactitud i certesa els canvis produïts en relació amb els distints usos i cobertes del sòl en el període 1957-2003 era necessari disposar de material cartogràfic amb detall (al voltant de l'1:5.000).

Per obtenir aquesta informació cartogràfica a una escala de detall de l'any 1957 es va recórrer a l'ampliació de les fotografies aèries del vol americà del Centre Geogràfic de l'Exèrcit. L'ampliació màxima que es podia fer a partir dels negatius d'aquestes fotografies era de 100 cm × 100 cm, és a dir, fotografies d'un metre d'amplada per un metre de llargada, cosa que correspon a una escala aproximada d'1:7.500.

En canvi, per obtenir la cartografia dels usos i cobertes del sòl del 2003 es van utilitzar els ortofotomapes en blanc i negre a escala 1:5.000 de l'any 1996 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC), a més dels ortofotomapes en color a escala 1:5.000 del 2003, també del mateix ICC. La informació de l'any 2003 es va complementar amb treball de camp amb l'objectiu de certificar i resoldre els dubtes que es poguessin produir de la fotointerpretació sobre el terreny.

3.1.1.1. Escaneig de les fotografies aèries del 1957

El primer pas abans de començar el procés d'ortorectificació és obtenir el material cartogràfic, en aquest cas fotografies aèries de l'any 1957, que es disposen en format paper i que cal convertir a digital escanejant-les.

Per això necessitem un pas previ, que és l'escaneig d'aquestes fotografies. Els paràmetres més comuns a l'hora d'escanejar un document són la resolució geomètrica, la resolució radiomètrica i la grandària dels fitxers.

El format del fitxer de sortida d'un dispositiu d'escaneig és *raster*. Els més emprats són: Bitmap de Windows (BMP), Tagged Image File Format (TIF, TIFF), Joint Photographic Experts Group (JPG, JPEG), CompuServe Graphics Interchange (GIF) i Portable Network Graphics (PNG). Molts d'aquests formats permeten diferents graus de compressió perquè el fitxer ocupi menys espai d'emmagatzematge.

Per escanejar les ampliacions de les fotografies aèries del 1957 (de grandària 100 cm × 100 cm) es va necessitar un escàner especial. Es van escanejar en format TIFF a 400 dpi i 24 bits/píxels de resolució radiomètrica, que és el màxim de resolució que escanegen aquests plòters, i la grandària de cada imatge és de 180 Mb.

3.1.1.2. Orto rectificació de les fotografies aèries del 1957

Introducció

Les fotografies aèries o les imatges de satèl·lits enregistren, durant la seva captació, distorsions geomètriques de diferents tipus (Erdas, 1997; Fernández, 2000; Caimel, 2001 i Chuvieco, 2002), produïdes per:

- La perspectiva cònica de cada fotograma o línia del sensor, agreujada per la curvatura de la Terra i el relleu.
- El relleu: com més diversa sigui la topografia de la zona de captació, més deformacions tindrà la imatge.
- Els moviments simultanis de rotació terrestre i de moviment de la plataforma de captació (avió o òrbita del satèl·lit).
- L'actitud de la plataforma de captació en l'espai, sigui involuntàriament o de manera intencionada, no sempre té una visió perpendicular de la superfície del terreny en el centre de la imatge. Així mateix, pot no estar orientada al nord de la projecció.

El procés bàsic de correcció consta de la introducció de punts de control sobre els terrenys —*ground control points* (GCP). Aquests són punts del document que podem associar a coordenades del mapa, sigui obtenint-les

d'un mapa en paper, d'una base en format *raster*, vectorial o a partir d'un GPS, de manera que coneguem les seves coordenades en un cert sistema de referència geogràfica.

Procés bàsic de correcció

Volem una funció $F(x,y)$ que ens digui, per cada coordenada de la imatge corregida (x',y') , en quina coordenada (x,y) de la imatge original es troba aquella coordenada.

Normalment tenim una funció F_a per obtenir les columnes i una funció F_b per obtenir les files.

Amb el conjunt de punts de control s'ajusten les funcions de transformació F_a i F_b , segons un model físic (equacions de col·linealitat) o semiempíric (equacions polinòmiques), i així s'obtenen els seus coeficients.

A partir dels paràmetres anteriors es dedueix el nombre de columnes i files i s'aplica la funció per a cada centre de píxel (x', y') de la nova imatge (la corregida) que volem.

Com que habitualment el resultat per a (x',y') no coincidirà amb centres de píxel en la imatge original, haurem de remostrejar la imatge que volem corregir per poder assignar un valor a la imatge de sortida (la corregida). Els mètodes de remostreig principals són (Pons, 2002):

- Veí més proper: única opció que no corromp la radiometria, ja que no inventa valors, per la qual cosa és l'opció correcta per a la classificació.
- Interpolació bilineal: interpola a partir dels valors radiomètrics de quatre veïns, però ponderant en funció de la distància.
- Interpolació bicúbica: igual que la interpolació bilineal, però interpola a partir de setze veïns (Paine, 2003).

Correcció mitjançant models físics o semiempírics

Els models físics es caracteritzen perquè les seves equacions relacionen la posició de cada punt del territori, definida per les seves tres coordenades cartesianes en l'espai geocèntric (X,Y,Z) , les tres coordenades del sensor o càmera (X_c,Y_c,Z_c) i l'actitud de la càmera, definida pels tres angles anomenats *de deriva* o *guinyada* (κ , en anglès *yaw*), *balanç* o *aleteig* (ω , en anglès *roll*) i *capcineig* (Φ , en anglès *pitch*).

El sistema de rotació de cada píxel més utilitzat és: omega, phi i kappa, on omega és la rotació de l'eix de les X (directament proporcional al canvi de pendent de l'angle d'inclinació Y), phi és la rotació de l'eix de les Y (directament proporcional al canvi de pendent de l'angle d'inclinació de la X) i kappa és la rotació de l'eix Z (directament proporcional al canvi de direcció de X i de Y).

D'aquesta manera s'estipula una relació entre els tres eixos de coordenades on les variacions d'omega i phi representen els canvis de pendent del relleu que representa cada píxel i on kappa representa el canvi d'orientació nord, sud, est i oest del pla treballat (Bosque, 1997; Pons, 2002 i Peña, 2006).

En canvi, els models semiempírics, coneguts també per ajustos polinòmics, són típics per corregir fitxers vectorials i *rasters* amb poca deformació, com ara imatges, i mapes escanejats ja corregits (com ortofotos i mapes topogràfics). Se'ls pot incorporar el relleu, i s'obtenen correccions geomètriques amb un alt nivell de precisió.

3.1.1.3. Procediment amb Erdas Imagine 8.4

Erdas Imagine 8.4 té un ampli ventall de formats d'imatges que importarà a format IMG; malgrat això, si no es disposa del material en format digital i s'ha d'escanejar la imatge, és aconsellable utilitzar un format TIF per aconseguir una qualitat raonable, ja que aquests formats no utilitzen algorismes de compressió que puguin afectar la qualitat de la imatge.

Per a l'ortorectificació de fotografies és necessari disposar del mòdul OrthoBase d'aquest programari.

El procediment que s'ha seguit en aquest cas és el següent (Erdas, 1997):

- Create a New OrthoBase project:

Escollir aquesta opció i assignar un nom al projecte.

- Definir el sistema de referència i projecció:

En aquest cas serà la projecció UTM, en concret la quadrícula 31N.

- Calibratge de les imatges:

Les fotografies aèries duen tota una informació complementària, com ara zona, escala aproximada, número de passada, data, relleus amb nivell

indicatiu de verticalitat i control d'altura, a més d'algunes característiques de la càmera (distància focal i marca), que cal entrar en el programa. En concret, els paràmetres que es demanen són: la distància focal de la càmera en què han estat capturades cadascuna de les fotografies; els punts fiducials que corresponen a les marques localitzades als marges de la fotografia en el cas d'utilitzar l'opció "Frame camera" i, finalment, caldria informació externa de la imatge, com ara el punt de perspectiva de la màquina fotogràfica i l'angle de rotació de la imatge.

En aquest cas, com que les marques fiducials (marques que es localitzen al marc de la fotografia i que serveixen per identificar el calibratge de la càmera) de la imatge no quedaven clares i, a més, com que part de les fotografies de la zona d'estudi —més del 50 %— no disposaven d'informació, ja que, pel fet de ser frontera amb França, la part de fotografia dins del territori francès estava pintada de negre (cosa que suposava que no es podia disposar de punts de control en aquesta àrea), es va decidir retallar aquestes fotografies i eliminar la part sense informació. D'aquesta manera reduïem l'error ocasionat pel fet de no disposar de punts de control a la zona francesa i agilitzàvem el procés perquè les imatges resultants eren més lleugeres. Per tant, es va utilitzar l'opció "Non metric camera" per a casos en què l'òptica no estigués calibrada.

- Entrada de punts de control:

Executar des de la finestra principal "Point measurement", que ens permetrà assignar a les imatges els punts coneguts que haurem recollit d'un ortofotomapa.

Un cop les imatges estan entrades en l'entorn de treball, cal assignar a les imatges que es volen ortorectificar tot un conjunt de punts amb les seves coordenades corresponents (*control points*), obtinguts dels ortofotomapes digitals.

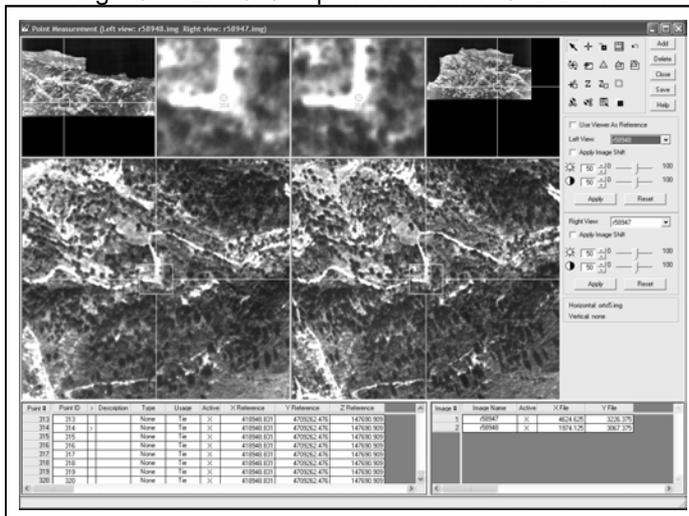
El programa diferencia entre tipus de punts coneguts, que anomena de diferent manera en funció de la utilitat que tindran a l'hora d'efectuar l'anàlisi estadística per rectificar les imatges. Així doncs, trobem,

— punts de control:

- punts de control catalogats com a *full*: aquells en què es coneixen els tres valors X, Y i Z.

- punts de control catalogats com horitzontals: només se'n coneix la X i la Y.
- punts de control catalogats com verticals: només se'n coneix la Z.
- *tie points*: punts comuns entre dues o més imatges, que serviran per elaborar un millor encaixament entre imatges.
- *check points*, punts que ens permetran comparar el grau d'error en el procés de rectificació.

Figura 15: Entrada de punts de control amb ERDAS



Font: elaboració pròpia a partir captura imatge d'Erdas

- Correcció de les imatges: triangulació i ortorectificació:

Abans d'executar els processos d'ortorectificació elaborem un informe de la triangulació per veure quins són els punts amb l'error més elevat amb el propòsit de desactivar-los en el cas que ens interessi.

Amb els punts de control i l'MDE de la zona d'estudi podem començar el procés d'ortorectificació. Dues opcions:

- “Resampling” ens permetrà rectificar la imatge, alhora que el resultat esdevindrà una nova imatge.

— “Calibration” modifica directament la fotografia inicial i permet un estalvi en el disc, però elimina la imatge original.

- Càlcul de l'error (RMS):

Podem observar l'error en la determinació de les columnes i files per cada punt i , expressat en píxels, juntament amb l'error conjunt:

$$e_{xi} = x_i - x'_i$$

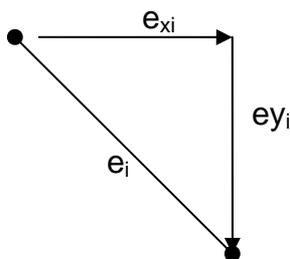
$$e_{yi} = y_i - y'_i$$

x_i / y_i = columna/fila punt de control

x'_i / y'_i = columna/fila estimada pel procediment de correcció

$$e_i = \sqrt{(e_{xi}^2 + e_{yi}^2)}$$

Gràficament podem veure que l'error conjunt correspon a la hipotenusa:



Finalment obtenim l'arrel de la mitjana quadràtica: RMS (*root mean square*), també conegut com RMSE (*root mean square error*). L'RMS ens determinarà la precisió en la transformació d'un sistema de coordenada a un altre a partir dels nostres punts de control.

$$RMS = \sqrt{\left[\frac{\sum (e_i)^2}{n} \right]}$$

Des del punt de vista estadístic, l'RMS el podem interpretar com la desviació estàndard (σ) d'una distribució normal; llavors, un RMS de 5,75 metres = 1σ = 68,2 % dels punts tenen un error més petit que 5,75 metres. Llavors, si tenim en ment la regla 68-95-99 d'una distribució normal, el 95,4 % dels punts tenen un error més petit que 11,5 metres = 2σ .

3.1.2. Generació del TIN i l'MDE de la zona d'estudi a escala 1:5.000

Un model digital del terreny és una estructura numèrica de dades que representa la distribució espacial d'una variable quantitativa i contínua (DeMers, 2003). Quan aquesta variable és l'altitud parlem d'MDE (model digital d'elevacions).

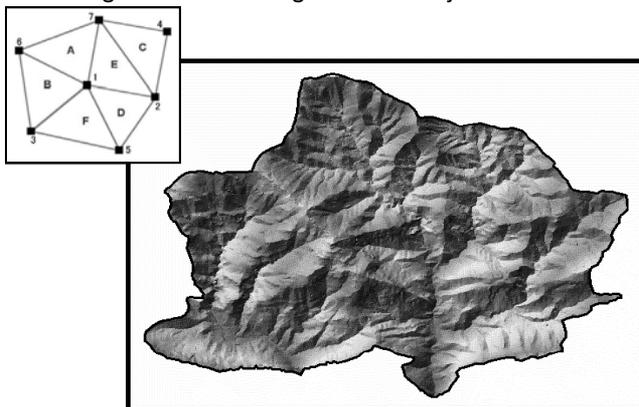
Segons el model de dades podem diferenciar entre (Price, 1994):

— model vectorial: xarxa de triangles irregulars (TIN)

Aquesta estructura de dades es compon d'un conjunt de triangles irregulars adossats i que sol identificar-se per la sigla anglesa (*triangulated irregular network*). Els triangles es construeixen ajustant un pla a tres punts propers no colineals, i es van adossant sobre el terreny formant un mosaic que pot adaptar-se a la superfície amb diferent grau de detall, en funció de la complexitat del relleu.

Per a l'anàlisi multicriterial que s'explicarà més endavant (veure pàgina 138) es va construir un TIN a partir de les corbes de nivell extretes del topogràfic vectorial escala 1:5.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya a partir del mòdul 3D Analyst del programa ArcInfo 9.1. El 3D Analyst és una extensió d'ArcInfo 9.1 que permet visualitzar, crear i analitzar dades en format tridimensional. També permet la cerca interactiva de valors en un *raster* de superfície i elevació, el càlcul de pendents i orientacions i, sobretot, permet la creació de TIN a partir de temes de punts, polígons o línies, i també des de *grids* o *rasters*.

Figura 16: Model digital del terreny format TIN

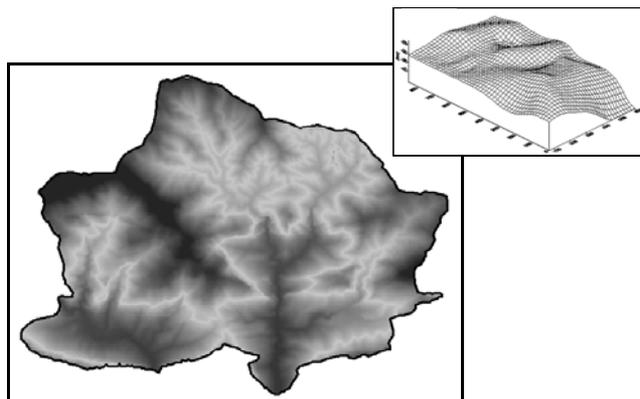


Font: elaboració pròpia

— model *raster*: matriu regular

Aquesta estructura és el resultat de superposar una retícula sobre el terreny i extreure l'altitud mitjana de cada cel·la. La retícula adopta normalment la forma d'una xarxa regular de malla quadrada.

Figura 17: Model digital del terreny format *raster*



Font: elaboració pròpia

Per a l'ortorectificació de les fotografies aèries ampliades de l'any 1957 es va crear un MDE *raster* a partir del programa IsoMDE del SIG MiraMon 5.0 després d'haver analitzat diferents interpoladors *rasters*.

Es va escollir aquest interpolador i no altres pels motius següents (Pons, 2002):

Aquest programa permet generar models digitals de terreny a partir d'isolínies de qualsevol tipus, eventualment enriquides amb informació addicional, com ara línies de tàlveg i carenes.

El mètode que utilitza el programa per obtenir el *raster* a partir de les isolínies no és un únic algorisme, sinó que és un conjunt de procediments i regles seleccionats.

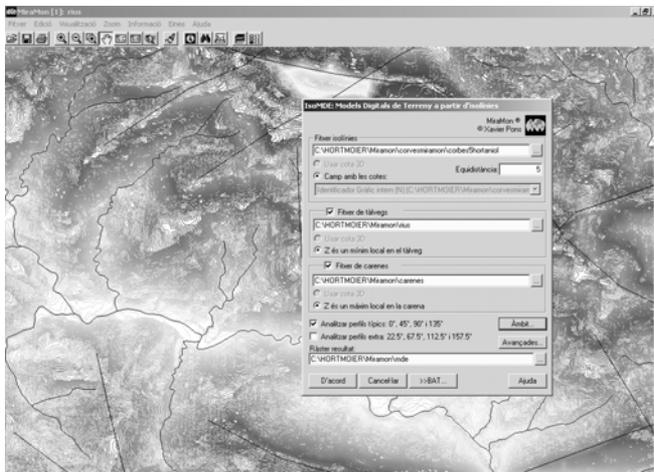
El procediment mare és el traçat de perfils entre les corbes de nivell. Atesa la disposició especial de les dades a les corbes de nivell, amb moltes dades del mateix valor, molt properes però alineades i grans zones sense cap dada entre si, aquest mètode sol ser millor que l'aplicació d'interpoladors entre punts quan les dades de què es disposa són corbes de nivell.

El traçat d'aquests perfils s'efectua utilitzant diferents tipus de funcions (valors constants, funcions lineals, funcions cúbiques, etc.) segons l'entorn de cada punt del territori; d'aquesta manera s'eviten els problemes d'excessiva simplicitat derivats d'aplicar només funcions lineals (els cims i les valls queden sempre com a plans horitzontals), però també s'eviten els artefactes i la lentitud de càlcul que poden aparèixer si s'apliquen funcions cúbiques en tot moment. En qualsevol cas, IsoMDE permet indicar quina és l'equidistància entre les corbes de nivell perquè es pugui evitar que una funció no lineal arribi a donar valors exageradament alts o baixos en zones de cim o de vall.

Una altra característica d'IsoMDE és que calcula els traçats sobre les corbes originals en format vectorial, sense passar per un tramatge previ. Això comporta una determinació molt més precisa dels valors interpolats al llarg dels traçats (els mètodes que prèviament tramen acaben fent els càlculs a partir de posicions originals desplaçades cap als centres de cel·la del *raster* que es vol obtenir). Un avantatge addicional del càlcul vectorial del traçat és que no cal preocupar-se per l'escala original de les dades i el costat de cel·la del *raster* resultant.

Malgrat el seu nom, IsoMDE no està limitat a les isolínies com a informació de base per al procés d'interpolació. En efecte, i malgrat que les corbes de nivell constitueixen la seva font principal de dades, el programa també pot utilitzar la valuosa informació addicional que es troba en el traçat de línies de carena i de tàlveg. IsoMDE permet tenir en compte l'existència de línies de carena i tàlveg simplement indicant quins són els seus codis identificadors. Quan l'anàlisi dels perfils troba una línia amb un d'aquests codis, IsoMDE determina que en aquell punt cal situar un màxim o un mínim, respectivament. Si la línia de carena o tàlveg conté valors Z, aquests són interpolats convenientment quan un perfil s'interseca amb una línia de carena o de tàlveg. Si la línia no disposa de valors Z a cada vèrtex, igualment serà útil a IsoMDE ja que podrà determinar molt millor la morfologia del relleu.

Figura 18: Model digital del terreny raster a partir del mòdul IsoMDE de MiraMon



Font: elaboració pròpia a partir de captura d'imatge MiraMon

El programa traça quatre perfils des de cada cel·la (horitzontal, vertical i diagonals a 45 ° i 135 °) per trobar informació al seu voltant. També es pot demanar que el programa faci perfils addicionals a 22,5°, 67,5°, etc.; és recomanable traçar també aquests perfils addicionals. Tanmateix, a IsoMDE el valor final d'una cel·la del raster no es determina a partir del valor obtingut amb un dels perfils (típicament el de més pendent), sinó que tots els perfils s'utilitzen per determinar el valor final.

Una resolució òptima de cel·la en el cas de treballar amb corbes amb una equidistància de cinc metres és de cinc metres. En el cas que es necessiti un MDE de cel·la menor, podem densificar el raster a la mida desitjada amb l'eina de densificació de rasters (segons quin sigui el programa d'ortorectificació, la cel·la de sortida de la imatge corregida és la de l'MDE; per tant, si tenim una fotografia no corregida d'una grandària de cel·la d'un metre i l'MDE té una grandària de cel·la de cinc metres, la imatge resultant —corregida— serà de cinc metres, i llavors es perd informació). En aquest cas, a partir de l'extracció de les corbes de nivell, les línies de rius i carenes amb les Z es va crear un MDE en format IMG raster de cinc metres de cel·la. Perquè el procés d'ortorectificació fos més precís, es va densificar l'MDE fins a obtenir una grandària de cel·la d'un metre.

3.1.3. Fotointerpretació i digitalització dels usos i cobertes del sòl del 1957 i el 2003

Els materials bàsics per a un treball com aquest, centrat en l'evolució del paisatge al llarg del temps, han estat les fotografies aèries ampliades corresponents a l'anomenat *vol americà* del 1956 i el 1957 ortorectificades, amb una escala 7.500 i els ortofotomapes en format digital i a escala 5.000 de l'any 2003, que han estat actualitzats amb un treball de camp.

La fotointerpretació i la digitalització posterior de les unitats de paisatge han estat fetes per mitjà del programari ArcView 3.2. La fotointerpretació és el procés pel qual s'extreu la informació continguda en la fotografia aèria. Interpretar una fotografia és examinar els objectes amb el propòsit d'identificar-lo, definir-ne la categoria, la naturalesa, els límits i les relacions amb el medi (Fernández, 2000). Sempre són necessàries, per a una correcta identificació i establiment de claus, les referències i les verificacions directes en el terreny quan això es possible. Aquest fou el cas pel que fa a l'any 2003 i evidentment no es factible en relació l'any 1957.

Amb la fotointerpretació s'han individualitzat els polígons corresponents a:

Taula 6: Codificació de cobertes i usos del sòl del 1957 i el 2003

IDENTIFICADOR	CATEGORIA	COBERTURA (%)
901	Bosc tancat	> = 90
902	Bosc dens	(90 – 60]
1001	Bosc obert sobre tartera	(60 –10]
1101	Bosc obert sobre antiga pastura o conreu	(60 –10)
1201	Vegetació de ribera	
1301	Matollar	
1401	Conreu	
1402	Feixes > 3 metres	
1403	Feixes < 3 metres	
1501	Pastura mantinguda	< 10
1502	Pastura abandonada	< 10
1601	Bassa	
1602	Gorja	
1701	Cinglera	
1702	Tartera	
1703	Llit de curs hídic	
1704	Altres denudats	
1801	Casa	
1802	Casa enrunada	
1901	Ermita	

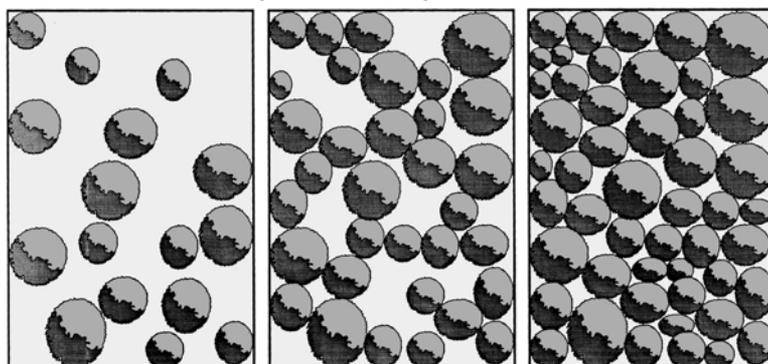
2001	Pista forestal	
4000	Càmping	
3000	Límits interiors del PEIN	

Font: elaboració pròpia a partir de Vila, Varga, Cortijo i Macias, 2003

L'adaptació del < 10 % de recobriment com a punt de diferenciació entre bosc i pastura neix de l'aplicació de les dades diferencials emprades per la FAO (FAO, 1998). Així doncs, la FAO considera pastura els espais recoberts per menys d'un 10 % d'estrat arbori.

A partir de l'aplicació de la dada diferencial de la FAO s'han establert la resta de tipologies de bosc: bosc obert (10 - 60 % de recobriment arbori), bosc dens (60 - 90 % de recobriment arbori) i bosc tancat (90 - 100 % de recobriment arbori).

Figura 19: Tipologies de bosc



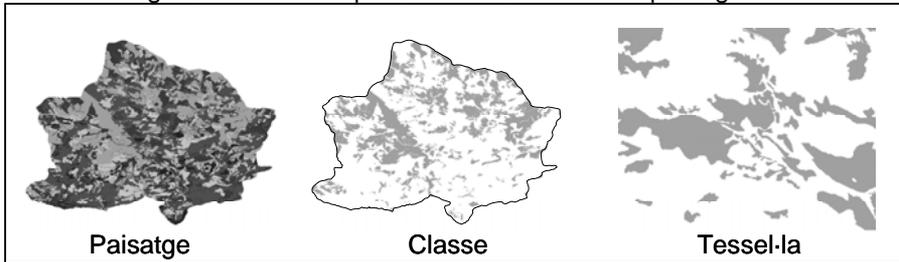
Font: FAO, 1998

3.1.4. Càlcul d'índexs paisatgístics

L'anàlisi quantitativa de l'estructura i els canvis paisatgístics s'ha aplicat a partir de tres tipus de nivells (MacGarigal, 1995 i Botequilha, 2006):

- a nivell de tessella: els càlculs s'apliquen a cada fragment individualment.
- a nivell de classe: els càlculs s'apliquen a cada conjunt de fragments que comparteixen un tret comú, normalment el tipus de coberta, l'ús del sòl, l'hàbitat, etc.
- a nivell de paisatge: els càlculs s'apliquen al conjunt del paisatge, a tots els fragments i classes.

Figura 20: Nivells d'aplicació del càlcul d'índexs paisatgístics



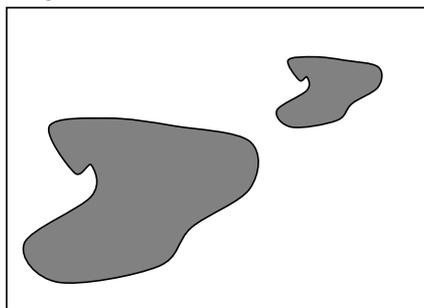
Font: elaboració pròpia

Les variables més rellevants per caracteritzar i quantificar els patrons del paisatge són:

— Àrea de les tessel·les:

L'àrea és simplement la grandària total ocupada per la tessel·la. El requeriment de l'àrea d'un determinat organisme és l'àrea mínima d'hàbitat continu necessari perquè l'organisme mantingui el seu patró normal de comportament, com les estratègies d'alimentació i l'estructura social. La grandària de la tessel·la determina la grandària de la població, de manera que, com més es redueix la població, més vulnerable es fa. Entre els índexs més emprats trobem l'àrea de cadascuna de les tessel·les, l'àrea de cadascuna de les classes i l'àrea total del paisatge.

Figura 21: Grandària de les tessel·les



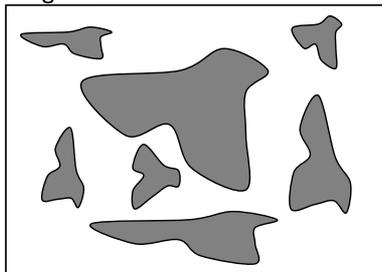
Font: elaboració pròpia

— Nombre de tessel·les:

Nombre de tessel·les per cada tipus o classe. És important pel nombre de subpoblacions (element clau en la teoria de les metapoblacions). Els índexs

que s'utilitzen normalment són el nombre o densitat (tessel·les/100 ha) de tessel·les, nombre de tessel·les per cada tipus de classe en relació amb la superfície total mitjana del nombre de tessel·les de cada classe, variació absoluta en funció de la mida mitjana de les tessel·les i variació relativa en relació amb la mida mitjana de les tessel·les (%).

Figura 22: Nombre de tessel·les

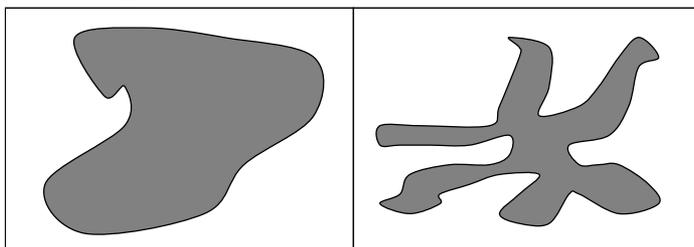


Font: elaboració pròpia

— Forma i compacitat de les tessel·les:

La forma es refereix a la figura d'una àrea bidimensional o tridimensional, determinada per la variació dels seus marges. La forma de les tessel·les és important ecològicament, especialment perquè afecta directament els moviments i fluxos entre ecosistemes adjacents (Forman, 1995). De la mateixa manera, la forma de les tessel·les, que pot definir-se com la relació entre perímetre i superfície, influeix sobre la taxa d'immigració. Els índexs més utilitzats es troben en la mesura de la complexitat de la forma de la tessel·la en comparació d'un estàndard de forma (circumferència en la versió vectorial i quadrat en la versió *raster*), mitjana de forma tant a nivell de classe com de paisatge, mitjana de la forma ponderada per l'àrea, relació àrea-perímetre, mitjana de la dimensió fractal i mitjana de la dimensió fractal ponderada per l'àrea.

Figura 23: Forma i compacitat de les tessel·les

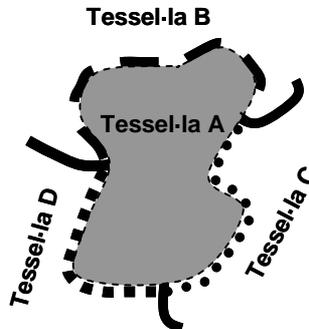


Font: elaboració pròpia

— *Anàlisi de vora-ecotò:*

Les vores de les tessel·les també desenvolupen un paper important en el moviment dels individus dispersors. Són més o menys permeables en funció del seu ambient immediat, de la seva estructura i de l'espai considerat. Trobem índexs com ara perímetre de les tessel·les, distància total de la vora en relació amb cada tipus de tessel·la o amb el total de tessel·les, mesura del contrast de la vora entre una tessel·la i la veïna immediata, percentatge de contrast de vora del conjunt del paisatge, mitjana del contrast per la superfície de les tessel·les d'una classe determinada i combinació de densitat de vora i contrast de vora en un mateix índex.

Figura 24: Vora-ecotò entre tessel·les

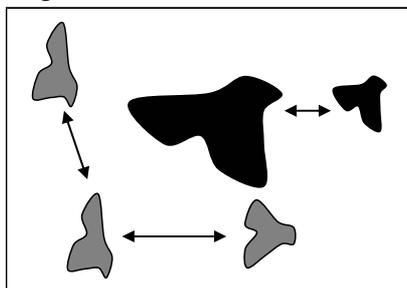


Font: elaboració pròpia

— *Distància respecte d'altres tessel·les i connectivitat:*

La distància entre les tessel·les determina la probabilitat d'arribada dels colonitzadors (Fahrig, 1985). Com més nombrosos i pròxims es troben entre si les tessel·les, més decreix la probabilitat d'extinció, ja que la probabilitat d'arribada d'immigrants augmenta. La distribució espacial de les tessel·les és un factor crític per determinar l'efecte de l'aïllament o connectància. Els índexs que podem destacar en aquest cas són la distància a la tessel·la més pròxima, la distància a la tessel·la més allunyada, la mida i la proximitat de la vora de la tessel·la a la més pròxima del mateix tipus a partir d'un radi de recerca determinat, la dispersió de les tessel·les a nivell de classe i de paisatge i la variabilitat relativa respecte a la mitjana de la distància a la tessel·la més pròxima.

Figura 25: Distància entre tessel·les

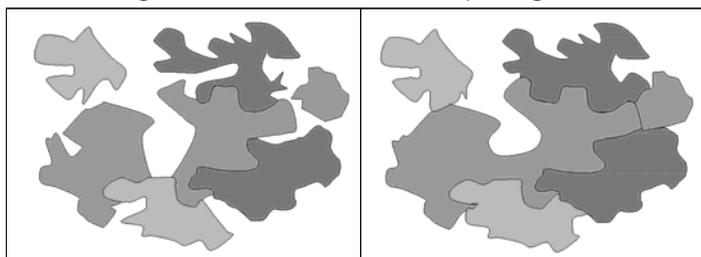


Font: elaboració pròpia

— Anàlisi de diversitat i estructura:

El paisatge es defineix sovint com un mosaic heterogeni (Forman, 1995), per això interessen el concepte i la mesura de l'heterogeneïtat. Aquest tipus de mesura està influenciada per dos components: riquesa i uniformitat. Com a índexs trobem l'índex de Shannon, l'índex de Simpson, la densitat de riquesa, el contagi, l'adjacència i la juxtaposició.

Figura 26: Diversitat i estructura paisatgística



Font: elaboració pròpia

3.1.4.1. Índexs emprats per a la quantificació i caracterització del patró paisatgístic espacial

Tots aquests índexs són calculats a partir de les capes d'informació dels usos i cobertes del sòl en format *raster* de 5 metres de cel·la (Timothy, 2003). Per calcular els índexs següents s'ha emprat el programari Fragstats (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.htm) per dues raons bàsiques (McGarigal, 1995): la primera, per la rapidesa dels seus algorismes a l'hora de calcular els índexs paisatgístics a una resolució de cel·la força

elevada (5 metres), i la segona, perquè la immensa majoria d'índexs paisatgístics descrits en la literatura també es poden trobar dins d'aquest programa de distribució gratuïta que treballa en format *raster*, encara que existeix una versió de pagament per treballar amb dades vectorials dins del programari ArcInfo d'ESRI.

Són molt els índexs que s'han desenvolupat i es continuen desenvolupant per caracteritzar les dinàmiques dels nostres paisatges. Aquest fet incita a que molta de la informació obtinguda mitjançant el càlcul d'aquests índexs sigui reiterativa i no ens porti cap tipus d'informació complementària. Per aquest motiu Botequilha (2006) a partir de l'anàlisi d'estudis publicats sobre índexs paisatgístics i de consultes a experts en aquest camp, defineix una llista dels índexs més representatius i de major utilitat per cobrir les necessitat de gestors i planificadors del territori per comprendre la composició i configuració dels paisatges.

— Els índexs utilitzats a nivell de tessella han estat:



Patch Area (AREA)

Radius of Gyration (GYRATE)

Fractal Dimension Index (FRAC)

Euclidean Nearest-Neighbor Distance (ENN)

Patch Area (AREA):

$$AREA = \frac{a_{ij}}{10000}$$

a_{ij} = àrea d'una tessella j que correspon a una classe i .

Descripció: l'àrea en metres quadrats d'una tessella dividida entre 10.000 (conversió a hectàrees).

Unitats: hectàrees.

Rang: AREA > 0 sense límits.

Radius of Gyration (GYRATE):

$$GYRATE = \sum_r^z \frac{h_{ijr}}{z}$$

h_{ijr} = distància en metres entre la cel·la ijr (localitzada dins de la tessel·la ij) i el centroide del fragment ij .
 z = nombre de cel·les dins la tessel·la ij .

Descripció: calcula la distància mitjana entre totes les cel·les d'un fragment i el centroide d'aquest fragment. És una mesura de compacitat.

Unitats: metres.

Rang: $GYRATE \geq 0$ sense límits. $GYRATE = 0$ quan la tessel·la està formada per una única cel·la.

Fractal Dimension (FRAC):

$$FRAC = \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}}$$

p_{ij} = perímetre en metres de la tessel·la j de la classe i .
 a_{ij} = àrea d'una tessel·la j que correspon a una classe i .

Descripció: calcula el grau de complexitat de cada fragment a partir de la relació perímetre-àrea.

Unitat: sense unitats.

Rang: $1 \leq FRAC \leq 2$. Els fragments amb valors de FRAC propers a 1 són els que tenen perímetres molt simples, com ara els cercles i els quadrats. En canvi, els fragments amb valors de FRAC propers a 2 són els que tenen perímetres complexos i un grau elevat de complexitat de la forma.

Euclidean Nearest-Neighbor Distance (ENN):

$$ENN = h_{ij}$$

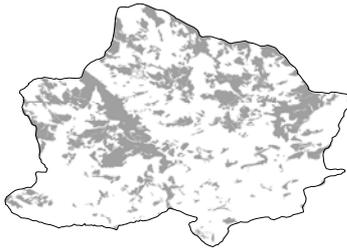
h_{ij} = distància en metres al fragment més proper j de la mateixa classe i .

Descripció: igual a la distància des de la vora d'un fragment a la vora del fragment més proper del mateix tipus.

Unitats: metres.

Rang: ENN > 0 sense límits.

— Els índexs utilitzats a nivell de classe han estat:



Total Class Area (CA)

Percentage of Landscape (PLAND)

Patch Density (PD)

Largest Patch Index (LPI)

Landscape Shape Index (LSI)

Edge Density (ED)

Mean Patch Size (MPS)

Perimeter-Area Fractal Dimension (PAFRAC)

Patch Cohesion Index (COHESION)

Total Class Area (CA):

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij}$$

a_{ij} = àrea d'una tessel·la j que correspon a una classe i .

Descripció: igual a la suma de les àrees dels fragments d'una classe determinada.

Unitats: hectàrees.

Rang: CA > 0 sense límits.

Percentage of Landscape (PLAND):

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A}$$

P_i = proporció del paisatge ocupada per les tessel·les de la classe i .
 a_{ij} = àrea d'una tessel·la j que correspon a una classe i .
 A = àrea total del paisatge.

Descripció: suma de les superfícies de tots els fragments d'una determinada classe dividida per la superfície total del paisatge, multiplicat per 100 (conversió a percentatge). Molt útil per caracteritzar de manera ràpida la composició paisatgística.

Unitats: percentatge.

Rang: $0 < PLAND \leq 100$.

Patch Density (PD):

$$PD = \frac{n_i}{A} (10000) (100)$$

n_i = nombre de tessel·les de la classe i en el paisatge.
 A = àrea total del paisatge.

Descripció: igual al nombre de fragments de cada tipus de classe dividit per l'àrea total del paisatge (m^2) i multiplicat per 1.000 (per convertir-ho a hectàrees) i per 100 (per conèixer el nombre tessel·les per 100 hectàrees).

Unitats: nombre per 100 hectàrees.

Rang: $PD > 0$ sense límits.

Largest Patch Index (LPI):

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$$

a_{ij} = àrea d'una tessel·la j que correspon a una classe i .
 A = àrea total del paisatge.

Descripció: superfície de la tessel·la de més grandària d'una classe determinada, dividida per l'àrea total del paisatge, multiplicat per 100 (per

convertir-ho a percentatge). És un índex simple per mesurar la dominància d'una determinada classe vers la resta.

Unitats: percentatge.

Rang: $0 < LPI \leq 100$.

Landscape Shape Index (LSI):

$$LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$$

e_i = longitud de vora total de la classe i .
 $\min e_i$ = longitud de vora mínima.

Descripció: longitud total de vora d'una classe determinada dividida per la longitud mínima de vora necessària per poder agrupar la màxima longitud de vora d'aquesta classe en concret.

Unitats: sense unitats.

Rang: $LSI = 1$ quan un únic fragment d'una determinada classe constitueix la totalitat del paisatge. $LSI > 1$ sense límits, LSI s'incrementa quan els fragments d'una determinada classe es tornen més desagregats.

Grandària mitjana dels fragments (Mean Patch Size)

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$$

a_{ij} = àrea d'una tessel·la j que correspon a una classe i .
 n_i = nombre de tessel·les de la classe i en el paisatge.

Descripció: igual a la suma de les àrees de tots els fragments de cada tipus de classe, dividit per la suma total dels fragments de la suma.

Unitats: hectàrees.

Rang: $MPS > 0$ sense límits.

Perimeter-Area Fractal Dimension (PAFRAC):

$$PAFRAC = \frac{2}{\frac{\left[n_i \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right] - \left[\sum_{j=1}^n (\ln p_{ij}) \sum_{j=1}^n (\ln a_{ij}) \right]}{\left[n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 \right] - \left[\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right]}}$$

a_{ij} = àrea d'una tessela j que correspon a una classe i .
 p_{ij} = perímetre en metres de la tessela j de la classe i .
 n_i = nombre de tesselles de la classe i en el paisatge.

Descripció: igual a 2 dividit pel pendent de la recta de regressió obtinguda a partir de la regressió del logaritme de l'àrea de la tessela en contra del logaritme del perímetre de la mateixa àrea. És un índex atractiu perquè reflecteix la complexitat de forma a través d'una àmplia gamma de sèries espacials.

Unitats: sense unitats.

Rang: $1 \leq PAFRAC \leq 2$.

Densitat de vora (Edge density)

$$ED = \frac{\sum_{j=1}^n e_{ik}}{A} (10000)$$

e_{ik} = longitud de vora de cada tipus de tessela.
 A = àrea total del paisatge.

Descripció: igual a la longitud de la vora de cada tipus de fragment o classe en relació amb la superfície total del paisatge.

Unitats: metres per hectàrea.

Rang: $ED \geq 0$ sense límits.

Patch Cohesion Index (Cohesion):

$$COHESION = \left(1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}}{\sum_{j=1}^n p_{ij} \cdot \sqrt{a_{ij}}} \right) \left(1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)^{-1} (100)$$

a_{ij} = àrea d'una tessel·la i que correspon a una classe j.
p_{ij} = perímetre en metres de la tessel·la j de la classe i.
A = àrea total del paisatge.

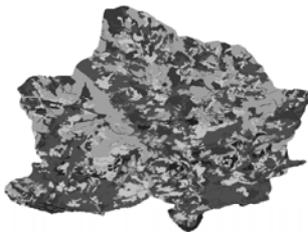
Descripció: igual a 1 menys la suma del perímetre de les tessel·les d'una classe dividit pel sumatori dels perímetres d'aquestes tessel·les multiplicades per l'arrel quadrada de les àrees d'aquestes tessel·les, dividides per 1 menys 1 dividit de l'arrel quadrada de l'àrea total, multiplicat per 100 (per convertir-ho a percentatge). Aquest índex mesura la connectància física de les tessel·les d'una classe determinada. La cohesió d'aquestes tessel·les augmenta a mesura que s'amunteguen o se n'agreguen de noves en la seva distribució, i el paisatge es torna físicament més connex per la classe en qüestió.

Unitats: percentatge.

Rang: $0 < COHESION \leq 100$.

Altres índexs emprats en l'anàlisi a nivell de classe, calculats a partir de la mitjana de totes les tessel·les d'una mateixa classe i que ja han estat comentats amb anterioritat, són MEAN GYRATE i MEAN ENN.

— Els índexs utilitzats a nivell de paisatge han estat:



Shannon's Diversity Index (SHDI)

Shannon's Evenness Index (SHEI)

Contagion Index (CONTAG)

Patch Richness Density Index (PRD)

Shannon's Diversity Index (SHDI):

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln p_i)$$

p_i = proporció de paisatge ocupada per cada classe.

Descripció: fa referència a la diversitat de composició i estructura del paisatge; el seu valor absolut és bastant significatiu per comparar diferents paisatges i un mateix paisatge en diferents moments temporals.

Unitat: sense unitats.

Rang: SHDI > 0 sense límits. Valors de SHDI pròxims a 0 quan el paisatge conté un únic fragment. En canvi, es troben valors més elevats de SHDI quan s'incrementa el nombre de fragments de les diferents classes i amb la distribució uniforme de l'àrea dels fragments de les diferents classes.

Shannon's Evenness Index (SHEI):

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln p_i)}{\ln m}$$

p_i = proporció de paisatge ocupada per cada classe.
 m = nombre de tipus de fragments.

Descripció: es refereix a la uniformitat o dominància prenent com a punt de referència l'índex de Shannon. Hi haurà més uniformitat a mesura que ens acostem a 1.

Unitats: sense unitats.

Rang: $0 < SHEI < 1$. SHDI = 0 quan el paisatge contingui un únic fragment i 1 quan la distribució de l'àrea entre els tipus de fragments sigui perfectament uniforme.

Patch Richness Density Index (PRD):

$$PRD = \frac{m}{A} (10000)(100)$$

A = àrea total del paisatge.
 m = nombre de tipus de fragments.

Descripció: és un altre índex referent a la composició del paisatge. Equival al nombre total de classes presents en el paisatge dividit per la superfície total d'aquest paisatge en metres quadrats, multiplicat per 10.000 i 100 per convertir el valor a 100 hectàrees.

Unitats: nombre de classes per 100 hectàrees.

Rang: PRD > 0 sense límits.

Contagion Index (CONTAG):

$$CONTAG = \left(1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left((P_i) \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \cdot \left(\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right)}{2 \ln(m)} \right) (100)$$

P_i = proporció de paisatge ocupada per cada classe.

g_{ik} = nombre d'adjacències entre les cel·les de les tessel·les d'una classe determinada.

m = nombre de classes de tessel·les.

Descripció: és la suma de l'abundància proporcional de cada classe de tessel·les multiplicat per la proporció d'adjacències entre cel·les (nombre de costats de píxels compartits) d'aquestes tessel·les i d'altres classes, multiplicades pel logaritme del mateix valor, sumat sobre cada tipus d'adjacència i cada classe de tessel·la; dividit 2 vegades pel logaritme del nombre de classes de tessel·les; multiplicat per 100 (per convertir-ho a percentatge). Aquest índex és inversament proporcional a la densitat de vora: quan la densitat de vora és baixa, és a dir, quan una única classe ocupa un gran percentatge del paisatge, llavors el contagi és baix.

Unitats: percentatge.

Rang: $0 < CONTAG \leq 100$. $CONTAG = 0$ quan les tessel·les d'una classe es troben al màxim de desagregades i intercalades. $CONTAG = 100$ quan totes les tessel·les d'una classe es troben al màxim d'agregades.

Altres índexs emprats en l'anàlisi a nivell de paisatge, calculats a partir de la mitjana de totes les tessel·les que configuren les classes del paisatge i que ja han estat comentats amb anterioritat, són PD, LPI, ED, LSI, GYRATE, PAFRAC i ENN.

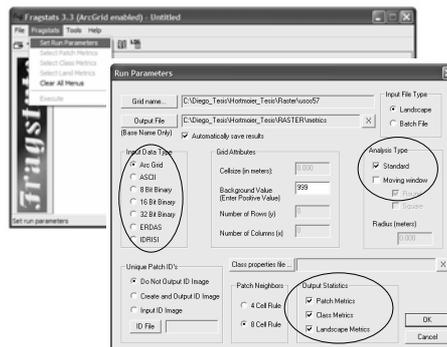
3.1.4.2. L'ús de Fragstats en l'anàlisi paisatgística

Creat l'any 1995, va ser desenvolupat pel Dr. Kevin McGarigal i Barbara Marks a la Universitat Estatal d'Oregon. Funciona essencialment en format *raster* i és considerat el programa més complet pel que fa a diversitat i capacitat per desenvolupar càlculs mètrics. (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)

El procés d'anàlisi paisatgística amb Fragstats consta de dues etapes bàsiques:

— Configuració dels paràmetres inicials (Set Run Parameters): en aquest primer pas s'introdueix la informació *raster* d'usos i cobertes del sòl i el nom del fitxer de sortida que contindrà el resultat dels índexs seleccionats. Fragstats accepta per defecte diversos formats *rasters*, com ara Ascii, 8 bits, 16 bits, 32 bits, Erdas i Idrisi. En el cas de disposar del programari ArcGIS Desktop i de la seva extensió, Spatial Analyst, només en aquest cas es podrà utilitzar el format Grid. També s'ha de seleccionar el tipus d'anàlisi que es vol fer, la finestra mòbil "Moving window" (llegeix l'apartat 3.2.1.2, pàgina 136) o l'estàndard "Standard", a més del nivell d'anàlisi que es vol dur a terme, tessel·la "Patch", classe "Class" i/o paisatge "Landscape".

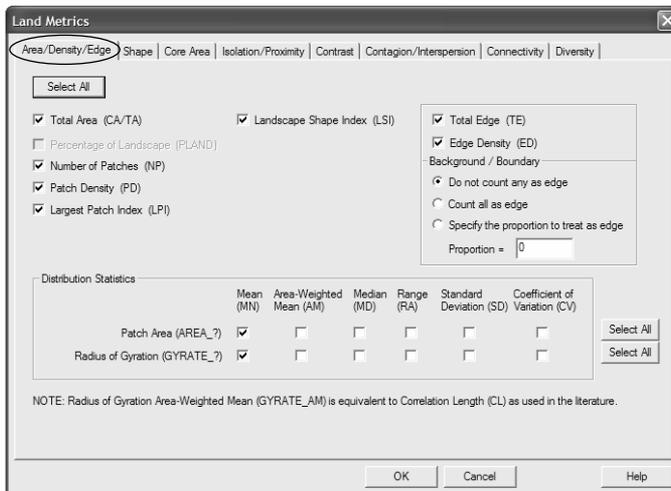
Figura 27: Paràmetres inicials de Fragstats



Font: elaboració pròpia a partir captura d'imatge Fragstats

— Selecció dels diferents índexs paisatgístics: per cadascun dels tres nivells que s'hagin seleccionat s'han d'escollir els índexs paisatgístics que es vulguin calcular. Un cop entrats en el programa els paràmetres inicials, s'han d'introduir per nivells (Patch, Class, Landscape) els índexs desitjats per a l'anàlisi en qüestió. El conjunt d'índexs que hi ha dins de cada nivell estan classificats en vuit grups temàtics: àrea-densitat-vora "Area-Density-Edge", forma "Shape", àrea nucli "Core Area", isolació-proximitat "Isolation-Proximity", contrast "Contrast", contagi "Contagion", connectivitat "Connectivity" i diversitat "Diversity".

Figura 28: Selecció d'índexs paisatgístics per nivell d'anàlisi



Font: elaboració pròpia a partir de captura imatge Fragstats

Per introduir la informació *raster* d'usos i cobertes del sòl de la zona d'estudi dins de Fragstats, prèviament s'ha hagut de transformar a format *raster* (Grid) la informació generada i que es tenia en format vectorial (vegeu l'apartat 3.1.3, pàgina 113). A continuació s'han establert els paràmetres principals, com ara el nom de sortida de l'arxiu de text que contindrà els resultats dels índexs escollits. S'han seleccionat l'anàlisi "Standard" i els tres nivells possibles d'anàlisi. Per al nivell de tessella s'han seleccionat AREA, GYRATE, FRAC i ENN, per al nivell de classe, CA, PLAND, PD, LPI, ED, MPS, LSI, PAFRAC i COHESION, i per al nivell de paisatge CONTAG, SHDI, SHEI i PRD.

3.2. Manteniment, recuperació i creació de nous espais oberts a partir de l'anàlisi multicriteri i l'aplicació del procés analític jeràrquic (AHP)

La dinàmica paisatgística i territorial que estan vivint bona part de les àrees de muntanya mediterrànies fruit del despoblament rural és el procés caracteritzat per l'homogeneïtzació del paisatge. L'homogeneïtzació la podem definir com un procés dinàmic d'augment d'un determinat tipus d'hàbitat en detriment dels altres. En el cas d'estudi ha estat el bosc qui ha colonitzat ràpidament els espais agraris abandonats durant la segona meitat del segle XX, generant una uniformitat progressiva del mosaic paisatgístic, que, com a conseqüència, ha comportat una pèrdua progressiva d'heterogeneïtat d'hàbitats. És per això que en aquest apartat s'apunta al manteniment, recuperació i creació de nous espais oberts com una solució a la recuperació de la heterogeneïtat paisatgística que repercutirà positivament sobre la conservació de la biodiversitat i el patrimoni cultural i la reducció del risc d'incendi.

3.2.1. Caracterització de l'espai en funció de la seva aptitud per mantenir, recuperar i crear nous espais oberts

Aquest apartat va dirigit bàsicament a dissenyar una anàlisi multicriteri per localitzar les zones més aptes per mantenir, recuperar i, en algun cas, fins i tot crear nous espais oberts, com ara deveses, pastures i conreus en l'àrea d'estudi.

Cal remarcar que l'anàlisi multicriteri és una eina que pot ajudar els centres decisoris a descriure, avaluar, ordenar, jerarquitzar, seleccionar o rebutjar objectes, sobre la base d'una avaluació d'acord amb diversos criteris.

3.2.1.1. Procés analític jeràrquic (AHP)

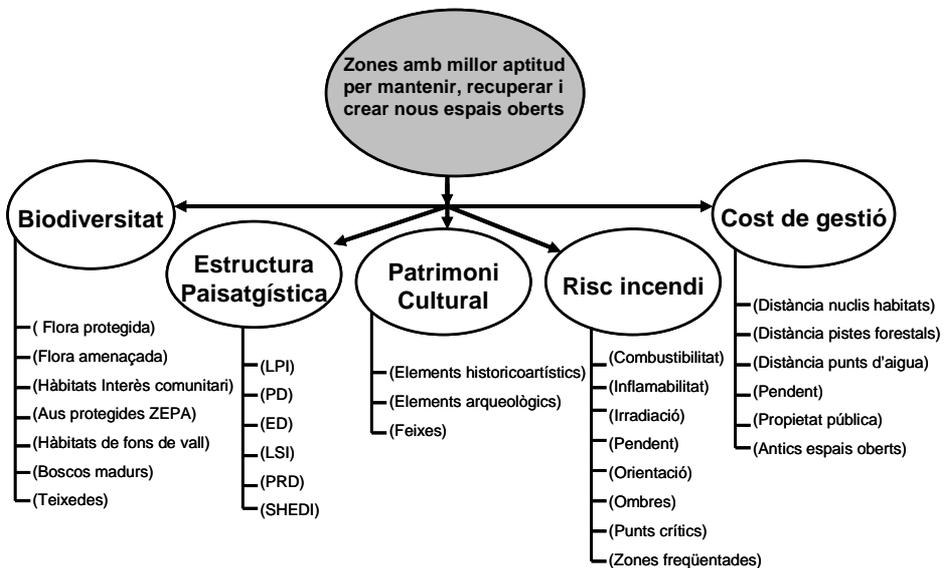
Desenvolupat per Thomas Saaty, consisteix a formalitzar la nostra comprensió intuïtiva de problemes complexos utilitzant una estructura jeràrquica. El propòsit de l'AHP és que el decisor pugui estructurar un problema multicriteri en forma visual, donant-li la forma d'una jerarquia d'atributs que contindria almenys tres nivells:

— L'objectiu principal del problema, situat a la part superior. L'objectiu és una direcció identificada per millorar una situació existent.

— Els criteris en el nivell mitjà, que són les dimensions rellevants que afecten significativament els objectius i que han d'expressar les preferències dels implicats en la presa de decisions.

— Finalment, les alternatives concurrents en la part inferior del diagrama, que corresponen a propostes factibles mitjançant les quals es podrà arribar a l'objectiu principal.

L'estructura del diagrama AHP utilitzat en l'anàlisi és la següent:



3.2.1.2. Definició de criteris i restriccions

Per elaborar l'anàlisi multicriteri s'ha partit dels cinc criteris següents:

— **Biodiversitat (BD)**

L'àrea d'estudi conforma un paisatge singular amb una estreta connexió entre els àmbits mediterranis i euro-siberians. Aquesta variabilitat ambiental comporta la presència de nombroses particularitats endèmiques, a més d'una

elevada riquesa natural. Un altre aspecte molt important a l'hora de gestionar la biodiversitat dels espais naturals protegits és definir si l'objectiu prioritari és la conservació del major nombre d'espècies possible o d'espècies clau, com és aquest cas, ja que ambdues opcions poden arribar a ser incompatibles.

El que es persegueix en aquesta primera anàlisi és la confecció d'un primer mapa d'aptitud en termes de diversitat biològica en estreta relació amb els espais oberts (conreus, pastures, matollars i boscos oberts), és a dir, quines zones presenten més o menys diversitat "no forestal".

Per estimar aquesta biodiversitat s'ha utilitzat la informació disponible tant pel que fa a espècies com pel que fa a hàbitats clau vinculats a aquests espais oberts. La informació utilitzada prové de:

- Fonts internes (Consorci de l'Alta Garrotxa):
 - Flora: distribució d'espècies protegides (*Allium pyrenaicum*, *Lithodora oleifolia*) i d'espècies amenaçades (*Iberis sempervirens*, *Narcissus poeticus*, *Narcissus molerói*). Dades recollides per Oliver (2006).
 - Fauna: espais de nidificació i radi d'activitat de les aus presents a la ZEPA (zona d'especial protecció per a les aus) i d'altres espècies que preveu la Directiva d'aus 79/409/CEE (*Aquila chrysaetos*, *Alcedo atthis*, *Pernis apivorus*, *Lanius collurio*, *Circaetus gallicus*, *Falco peregrinus*). Dades recollides per Trabalon (2006).
- Fonts públiques (Departament de Medi Ambient i Habitatge):
 - Hàbitats d'interès comunitari descrits en l'annex I de la Directiva 97/62/CEE presents en espais oberts. Aquesta directiva defineix els hàbitats naturals d'interès comunitari com aquells que estan amenaçats de desaparició a la Unió Europea, que tenen una àrea de distribució reduïda a causa de la seva regressió o per la pròpia naturalesa i que a més són representatius d'una o diverses regions biogeogràfiques. En la zona d'estudi trobem prats i fàcies emmatades, medioeuropeus, seminaturals sobre substrat calcari (*Festuco-Bromotea*) i matollars submediterranis i de zones temperades.

- Fonts de creació pròpia:

- Hàbitats de fons de vall: aquests ambients es caracteritzen perquè tenen una diversitat d'aus elevada, com s'explica a continuació, i perquè tenen la possibilitat d'acollir a la vegada prats de dall, que també estan recollits en l'annex I de la Directiva d'hàbitats.

Per justificar la gran importància que presenten els ambients de fons de vall per a la conservació de la biodiversitat, s'ha elaborat un estudi per avaluar diferents tipologies d'ambients d'espais oberts que encara perviuen en la zona d'estudi en termes de diversitat d'aus i mitjançant l'aplicació d'un índex de conservació de l'avifauna (Barriocanal, 2007). Per fer aquest estudi s'han utilitzat dades recollides per l'Agrupació Naturalista de la Garrotxa del 1985 al 2003.

Aquest índex s'ha aplicat a les tres tipologies d'espais oberts, que han estat identificades a partir de la combinació d'una capa d'informació geogràfica de formes de relleu generada a partir de l'extensió TPI (Topographic Position Index) dissenyada per Jenness (2005) i una darrera capa geogràfica corresponent als espais oberts existents l'any 1957. Per tant, trobem:

1. Zones de carena i vessant: corresponen a les àrees més elevades. Són aquelles zones muntanyoses sotmeses a desnivells més o menys importants que conserven algunes zones de pastures, encara que bàsicament estan dominades per prats poc aprofitats. La pressió del bestiar domèstic limita parcialment la recuperació forestal. Des d'un punt de vista ecològic, es poden considerar com espais oberts, ocupats per herbassars sotmesos a una pressió de pastoreig moderada.

2. Fons de vall: les particularitats d'aquestes àrees són la proximitat a cursos hídrics i la intervenció agrícola, que genera una acumulació de nitrats que permet la presència d'una sèrie de vegetals de gran capacitat de producció. I finalment l'alternança de petites bosquines, franges arbustives i masies disperses que limiten amb les masses forestals o les pastures que ocupen la part inferior d'alguns vessants, constitueix un valuós mosaic paisatgístic que ofereix una oferta nutritiva gran i diversa capaç de ser aprofitada per nombroses espècies d'aus.

3. Microespais oberts: són àrees constituïdes per pastures i cultius que ocupen una superfície relativament petita en el conjunt de la zona d'estudi. Són els espais dels voltants de les cases habitades o abandonades recentment, de les basses per abeurar el bestiar, de les vies de comunicació i

els encreuaments de camins. En tot espai forestal existeixen també microespais oberts, algunes vegades per causa natural, com ara mort o caiguda d'arbres, despreniments i afloraments rocosos, o com els darrers romanents perceptibles d'antigues zones de pastures.

A partir de cadascuna de les espècies d'aus registrades (vegeu l'annex 1) en aquests tres tipus d'espais oberts, aquestes s'han classificat segons el criteri d'ocupació de l'espai: si l'au l'utilitza com a zona d'alimentació, com a àrea de nidificació o bé per a totes dues coses. Si una au utilitza un dels espais oberts com a àrea d'alimentació, es valora en tres categories en funció de l'ús: exclusiu, complementari i ocasional. S'ha ponderat cada ús amb un valor progressiu: 0,25 per a l'ús ocasional, 0,5 per a l'ús complementari i 1 per a l'ús exclusiu.

Si l'espècie utilitza l'espai per a la reproducció, es valora amb una classificació binària, 0 no l'utilitza i 1 utilitza l'espai per a la reproducció.

Així doncs, la puntuació màxima que obté una espècie en un espai obert és de 2, cosa que significa que aquesta espècie s'alimenta i es reproduïx de manera exclusiva en una determinada tipologia d'espai obert. Aquest valor s'ha convertit en un índex d'abundància.

A més, s'ha afegit per cada espècie un valor de conservació europeu segons la classificació BirdLife International (Tucker, 1994), que utilitza el valor d'SPEC (Categories of Species of European Conservation Concern). Aquestes categories es classifiquen segons l'amenaça de cada espècie en: Non-SPEC, SPEC 3, SPEC 2, SPEC 1 (l'última categoria correspon a les espècies més amenaçades).

Taula 7: Valors atorgats en funció de la classificació SPEC

NON-SPEC	1
SPEC 4	2
SPEC 3	4
SPEC 2	8
SPEC 1	16

Font:Tucker, 1994

Així doncs, amb les dades de presència valorades i amb la classificació de conservació s'ha fet un índex de conservació d'aus com el que presenta (Pons, 2003), però adaptat a aquest estudi. La fórmula per aplicar l'índex de conservació de l'avifauna és la següent:

$$- \sum_{i=1}^k = [\log (A_i+1) \times \text{SPEC value}_i]$$

on k és la riquesa d'espècies i A_i , l'abundància derivada del càlcul en funció de l'ús de l'espai. El valor SPEC s'ha calculat en una progressió aritmètica a mesura que s'incrementa el valor de conservació.

El valor més elevat de l'índex de conservació de l'avifauna correspon als ambients de fons de vall (Barriocanal, 2007).

— **Estructura paisatgística (EP)**

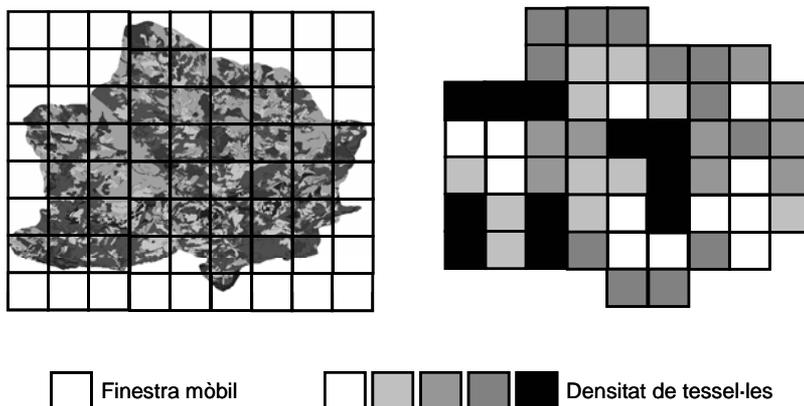
Un dels canvis més greus en el paisatge que hi ha hagut a l'àrea d'estudi en els darrers cinquanta anys ha estat la pèrdua d'espais oberts, que han estat majoritàriament colonitzats per les masses forestals fruit del continu abandonament de les terres. Aquest canvi en l'estructura paisatgística actual ha desencadenat canvis que es reflecteixen en la percepció de la gent que fa ús d'aquest espai.

Com s'ha comentat en l'apartat 4.4, l'estètica dels paisatges segueix disminuint d'una manera alarmant per causes com el desenvolupament, la intensificació de l'agricultura, el despoblament, la urbanització i els canvis en l'ús del sòl. Alguns estudis recents sobre la percepció i estètica dels paisatges posen de manifest que es prefereixen en gran manera unes estructures paisatgístiques determinades per sobre d'unes altres (Palmer, 2004). Els paisatges típicament fragmentats, amb densitats de vora elevades, de fragments de grandària petita, formes irregulars i poc compactes, a més de presentar un cert grau d'uniformitat (pel fet que la majoria del paisatge és ocupat per una única classe), són poc valorats, al contrari dels que presenten una diversitat de classes elevada en què predominen els grans fragments.

Segons Palmer (2004), podem avaluar la percepció d'un paisatge a partir del càlcul d'índexs d'ecologia de paisatge (MacGarigal, 1995 i Botequilha, 2006) referents a la seva configuració i composició. Per dur a terme aquesta anàlisi s'han escollit sis índexs que ja han estat explicats en l'apartat 4.1.4.1: ED (Edge Density), PD (Patch Density), LPI (Large Patch Index), LSI (Landscape Shape Index), PRD (Patch Richness Density Index) i SHDI (Shannon's Diversity Index). La combinació d'aquestes sis variables ens permetrà disposar d'una matriu d'aptitud final en què s'apreciaran les zones que presenten una millor i pitjor estructura paisatgística des d'un punt de vista estètic i que, per tant, seran percebudes més o menys bé.

Per calcular aquesta matriu s'ha utilitzat l'opció “Finestra mòbil” (“Moving window”) de Fragstats per crear un mapa *raster* per cada variable a partir del mapa d'usos i cobertes del sòl de l'any 2003.

Figura 29: Exemple de càlcul de finestra mòbil



Font: elaboració pròpia

— Patrimoni cultural (PC)

Per sobre del suport natural anterior s'ha desenvolupat una intensa activitat humana que ha plasmat la seva cultura en el territori. Una evidència d'això és el nombrós i singular patrimoni arqueològic i arquitectònic que presenta l'Alta Garrotxa.

En aquest cas, per qualificar i valorar el patrimoni cultural de la zona d'estudi es disposava de dos estudis previs elaborats recentment: un de referent al patrimoni monumental de l'Alta Garrotxa, elaborat per Espunya (2004), i l'altre sobre el patrimoni arqueològic de l'Alta Garrotxa, elaborat per Martín (2004). A partir d'aquests dos estudis s'han creat dues capes d'informació geogràfica:

- Elements monumentals: s'han atorgat coordenades a cadascun dels elements catalogats en l'estudi i s'hi ha afegit un camp segons el seu estat de conservació. Entre els elements catalogats trobem: Sant Miquel d'Hortmoier, Sant Miquel de Meians, Sant Feliu de Monars, Sant Julià de Ribelles, Sant Aniol d'Aguja, Sant Martí de Talaixà, Sant Vicenç de Principi, Mare de Déu de les Agulles, Sant Feliu de Riu, la torre de Talaixà i el pont d'en Valentí.
- Zones d'interès arqueològic: s'han delimitat les zones amb més presència de restes arqueològiques.

També s'ha afegit a l'anàlisi un altre tipus d'informació:

- Antigues masies que hi ha en l'àrea d'estudi, com ara Cabeces, el Vilar de Talaixà, el Corral, Masmitja, Mas de l'Om, Mas Sobirà, la Quera, Ca n'Agustí i la Plana.
- Feixes en un bon estat de conservació: a partir de la digitalització dels usos del sòl de l'any 1957 a escala de detall s'han pogut localitzar les zones on hi ha més i millors feixes. Les feixes conreades amb els seus murs de pedra seca, igual que la resta d'elements esmentats amb anterioritat, són una mostra clara de la vitalitat de l'àrea i una empremta clara del seu llegat històric.

— **Risc incendi (RI)**

En l'àrea d'estudi, el risc d'incendi és molt elevat a causa d'una estructura forestal molt contínua, densa i jove. El despoblament i l'abandonament progressiu de les activitats primàries a l'interior del massís, sobretot a partir de la meitat del segle XX, han comportat la desaparició d'espais oberts i l'acumulació de combustible especialment a l'estrat arbustiu. Paral·lelament, el procés d'urbanització perimetral i els nous usos lligats al lleure han fet augmentar la freqüentació. D'aquesta manera, a partir d'aquesta anàlisi es pretén evitar els focs d'alta intensitat i la continuïtat del combustible dissenyant àrees (on el risc d'incendi sigui elevat) on es practicaria una reducció de la vegetació per contenir el foc en cas d'incendi.

Per avaluar el risc d'incendi potencial s'han utilitzat diverses fonts d'informació:

- El mapa de models de combustible del Pla de prevenció d'incendis de l'Alta Garrotxa (2006) elaborat per Terra de Bosc (2006), que s'ha modificat mitjançant la informació de l'evolució de les masses boscoses al llarg del període 1957-2003.
- El mapa de models d'inflamabilitat en format *raster* de cel·les de 25 × 25 m, que ha estat elaborat pel Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). La base de referència és el Mapa forestal de Catalunya a escala 1:100.000 (DARP 1986-1996) i les estacions de mostreig de l'Inventari ecològic i forestal de Catalunya (CREAF 1988-1998).
- Mapa d'irradiació global (mitjana anual MJ/m²) de l'Atlas climàtic de Catalunya, a partir de la recopilació de les dades de radiació solar existents a Catalunya tenint en compte la variació de la radiació segons l'alçada i el relleu.

- A partir del model digital del terreny (MDT) en format *raster* de cel·les de 5 × 5 m s'han generat tres noves capes d'informació:
 - mapa de pendents
 - mapa d'ombres
 - mapa d'orientacions.
- A partir del Pla de prevenció d'incendis de l'Alta Garrotxa i el model digital del terreny s'han localitzat els punts crítics.
- A partir dels Estudis de base de l'Alta Garrotxa (La Vola, 2003) s'han digitalitzat les zones de més aflluència i s'ha creat un mapa de freqüentació.

La combustibilitat: és el paràmetre que s'utilitza per tipificar la propagació del foc dins una estructura de vegetació. La combustibilitat pot analitzar-se a través de models estructurals associats al component del foc i la seva forma de propagació (Rothermel, 1983). Aquests models de combustibles basen la seva classificació en l'estrat vegetal que sosté la propagació de l'incendi, i es recullen en diferents grups:

- Models de l'1 al 3: pastures i vegetació herbàcia. La velocitat de propagació esperada és de moderada a alta, amb una intensitat de foc baixa o moderada.
- Models del 4 al 7: tot tipus de matoll o garriga. Els regenerats joves o repoblacions passen per aquest estat els seus primers anys. La velocitat de propagació i les intensitats esperades són de moderades a altes.
- Models del 8 al 10: fullaraca sota arbrat, agulles de pi, sotabosc d'alzina, roure o faig. Velocitats de propagació baixes o moderades, la intensitat de foc pot ser variable, alta o baixa.
- Models de l'11 al 13: restes de treballs silvícoles, branques i puntes de capçada deixades al sotabosc, així com els troncs dels arbres. Es tracta de boscos gestionats que varien de model, canvien segons les restes generades pel període de tractament. Les velocitats de propagació i la intensitat de flama són baixes o molt altes depenent de la disponibilitat dels combustibles de més hores.

La inflamabilitat: és la mesura de la facilitat amb què una espècie determinada es pot encendre davant un focus calorífic constant. Un aspecte important de la inflamabilitat és que és un factor dinàmic en el temps que variarà en funció del règim de pluges, de la humitat relativa o de la velocitat del vent. Podem diferenciar deu tipus de models:

- Model 1: recobriment més petit que el 75 % d'espècies poc inflamables.
- Model 2: recobriment més gran que el 75 % d'espècies poc inflamables.
- Model 3: recobriment més gran que el 25 % d'espècies moderadament inflamables i recobriment més gran que el 75 % d'espècies poc inflamables.
- Model 4: recobriment més gran que el 75 % d'espècies moderadament inflamables.
- Model 5: recobriment més gran que el 10 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu i més gran que el 75 % d'espècies moderadament inflamables.
- Model 6: recobriment més gran que el 25 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu.
- Model 7: recobriment més gran que el 50 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu.
- Model 8: recobriment més gran que el 75 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu.
- Model 9: recobriment més gran que el 100 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu.
- Model 10: recobriment més gran que el 150 % d'espècies inflamables tot l'any i espècies altament inflamables durant l'estiu.

Irradiació solar: ens dóna informació sobre l'escalfament i l'asseccament dels combustibles al llarg del dia per la radiació solar.

Model digital del terreny: ens permet calcular pendents, ombres i orientacions. Aquest tipus d'informació és molt útil per predir el comportament del foc i caracteritzar les situacions de màxima propagació.

Punts crítics d'un incendi forestal: són els indrets que, en un incendi forestal, varien el seu comportament de manera considerable, tant per l'augment com per la disminució del seu potencial. Bàsicament aquests punts estan localitzats en nusos de barrancs, nusos de carenes i colls.

Freqüentació: s'ha recollit la informació referent a zones molt concorregudes, com ara àrees de lleure, pàrquings i itineraris més freqüentats, i també s'hi han incorporat les zones on es practiquen determinats esports d'aventura i les zones habitades. Amb aquesta informació s'ha zonificat l'espai segons el seu grau de freqüentació o presència humana.

- Cost de gestió (CG)

El darrer criteri, no menys important que la resta, és el cost de la gestió dels espais oberts per recuperar. No s'ha d'oblidar la importància que tenen els pobladors sobre la gestió d'aquests espais oberts, ja que difícilment en trobaríem actualment si l'activitat humana hagués cessat completament.

L'objectiu d'aquesta anàlisi és classificar l'àrea d'estudi segons el cost que pot tenir per a un pagès el manteniment de l'espai obert que es vol recuperar. És difícil pensar en un model de recuperació d'espais oberts sense incloure'n el manteniment, ja que, un cop recuperats, desapareixerien fruit de la mateixa successió ecològica. Per tant, s'hauria de garantir que els nous espais per recuperar es trobessin en zones on el cost fos baix i assequible per al pagès que volgués explotar-los.

Per mesurar quines àrees presenten un cost més alt o més baix per ser recuperades i mantingudes s'han utilitzat les capes d'informació geogràfica següents, cedides pel Consorci de l'Alta Garrotxa:

- nuclis habitats
- rius
- punts d'aigua, a partir de l'informe del catàleg de basses i punts d'aigua de l'Alta Garrotxa, Adianthus (2005)
- pistes forestals
- zones de propietat pública.

I les capes que s'han generat per a aquesta anàlisi són:

- distància als nuclis habitats

- distància als rius i punts d'aigua
- distància a carreteres
- pendents
- zones obertes l'any 1957.

S'entén que les zones més allunyades dels nuclis habitats, dels punts d'aigua i de les carreteres, a més de trobar-se en pendents forts, en propietat privada i en zones que l'any 1957 no eren espais, tindran un cost de gestió molt superior a les que són a prop dels nuclis habitats, dels punts d'aigua i de les carreteres, i que a més són en zones de baix pendent, de propietat pública i que l'any 1957 eren espais oberts.

— **Restriccions**

A més dels criteris ja mencionats, també s'ha cregut oportú incloure una sèrie de restriccions, entenent-les com el conjunt de relacions i limitacions que determinats tipus de criteris estan obligats a respectar. Aquestes restriccions s'han establert amb la intenció que no es recuperi cap espai obert dins o en la proximitat d'un bosc madur o un bosc que tingui espècies protegides.

Per elaborar aquestes restriccions s'ha disposat d'informació interna del Consorci de l'Alta Garrotxa, referent a:

- Cartografia dels rodals de boscos madurs elaborada per Montserrat (2006).
- Cartografia dels rodals de teix (*Taxus baccata*) a partir de l'estudi que es va fer sobre l'estat actual i la regeneració del teix.

A partir d'aquestes dues capes d'informació geogràfica s'ha generat una nova capa d'informació per incloure les zones pròximes a aquests rodals forestals.

3.2.1.3. Càlcul dels pesos (*weights*):

Una vegada construïda la jerarquia, la part medul·lar del procés de Saaty es troba en el mecanisme d'obtenció de pesos per cadascun dels criteris mitjançant la comparança de parells: a cada nivell de la jerarquia s'efectua una comparança de parells (*pairwise*), tenint en compte la contribució de cada element d'aquesta jerarquia respecte de cadascun dels vèrtexs immediatament superiors amb els quals està vinculat. La comparança de parells es fa en

termes de raons o taxes de preferència si es tracta d'alternatives, o de raons d'importància si es tracta de criteris, sobre la base d'una escala numèrica proposada per Saaty. Pot passar que en el procés de comparances s'obtingui algun grau d'inconsistència.

Per això és necessari utilitzar una escala de mesura com la següent (traducció taula 5):

Valor numèric	Definició
1	Igual importància dels dos elements
3	Importància moderada d'un element sobre l'altre
5	Importància forta d'un element sobre l'altre
7	Importància molt forta d'un element sobre l'altre
9	Importància extrema d'un element sobre l'altre
2, 4, 6, 8	Valors intermedis entre dos dels anteriors
Recíprocs dels anteriors	Si un element <i>i</i> té un valor concret, per exemple 3, quan se'l compara amb un valor <i>j</i> llavors aquest té el valor recíproc, és a dir, 1/3, quan se'l compara amb <i>i</i> .

En aquest cas concret, si el decisor considera que la biodiversitat és moderadament més important que l'estructura paisatgística, assignarà un valor de 3; en canvi, si creu que la importància és molt forta o extremadament forta, un valor adequat seria 8. D'aquesta manera s'aniria completant el procés fins a obtenir una matriu d'aquest tipus:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	1	1	1	1
EP	1/1	1	1	1	1
PC	1/1	1/1	1	1	1
RI	1/1	1/1	1/1	1	1
CG	1/1	1/1	1/1	1/1	1

Com es pot veure en la matriu anterior, s'ha optat per utilitzar una ponderació neutra, és a dir, que cada criteri té la mateixa importància l'un sobre l'altre. El perquè d'aquesta decisió s'explica en el darrer apartat d'aquest capítol, en què es dissenya un model d'optimització lineal enter que complementarà aquesta anàlisi preliminar en què el més important és localitzar tota la superfície potencial de l'àrea d'estudi amb més aptitud per ser mantinguda, recuperada i creada. Aquest model d'optimització a nivell general permet prioritzar criteris, a

més d'incloure paràmetres lligats a la connectivitat i la connectància del paisatge.

En el cas que el decisor volgués prioritzar els criteris en aquest nivell de l'anàlisi per motius concrets, també es podria fer. És per això que, a més de crear un escenari neutre provinent d'aquesta primera matriu, es poden crear escenaris conservacionistes —en què el decisor dóna una gran importància als criteris BD, EP i PC contra RI i CG— i escenaris de gestió en què el decisor prioritza els criteris RI i CG en lloc de BD, EP i PC.

D'aquesta manera es poden obtenir tres matrius de ponderació més en funció de la prioritat definida:

— Matriu conservacionista:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	2	3	7	9
EP	1/2	1	2	5	7
PC	1/3	1/2	1	3	5
RI	1/7	1/5	1/3	1	3
CG	1/9	1/7	1/5	1/3	1

— Matriu neutra:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	1	1	1	1
EP	1/1	1	1	1	1
PC	1/1	1/1	1	1	1
RI	1/1	1/1	1/1	1	1
CG	1/1	1/1	1/1	1/1	1

— Matriu de gestió:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	1/3	1/5	1/7	1/9
EP	3	1	1/3	1/5	1/7
PC	5	3	1	1/2	1/3
RI	7	5	2	1	1/2
CG	9	7	3	2	1

A partir d'aquestes matrius es busquen els pesos que mesuren la importància relativa de cada criteri en relació amb l'objectiu principal. Per a l'estimació d'aquests pesos se segueixen els passos següents (agafem la matriu de comparança de conservació per seguir els passos establerts per Saaty):

— Sumem els elements de cada columna.

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	2	3	7	9
EP	1/2	1	2	5	7
PC	1/3	1/2	1	3	5
RI	1/7	1/5	1/3	1	3
CG	1/9	1/7	1/5	1/3	1
Suma	2,08	3,84	6,53	16,33	25

— Dividim cada valor entre la suma de la seva columna i es calculen les mitjanes de cada fila.

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG	Mitjana
BD	0,48	0,52	0,46	0,43	0,36	0,45
EP	0,24	0,26	0,31	0,31	0,28	0,28
PC	0,16	0,13	0,15	0,18	0,20	0,16
RI	0,07	0,05	0,05	0,06	0,12	0,07
CG	0,05	0,04	0,03	0,02	0,04	0,04

La mitjana de cada fila ens dóna els pesos de cada criteri, que en el cas de la matriu de conservació serien els següents:

CRITERIS	%
BD	45
EP	28
PC	16
RI	7
CG	4

Els judicis de valor ens condueixen a dos problemes: primer, com es pot fer la síntesi d'aquests judicis, i segon, com es poden eliminar les inconsistències. No és fàcil mantenir la coherència de la comparança de parells si el nombre d'opcions és gran. Per exemple, si per al decisor el "criteri i" és dues vegades més important que el "criteri j" i a la vegada el "criteri j" és tres vegades més important que el "criteri k", llavors el "criteri i" hauria de ser sis vegades més important que el "criteri k". Però no sempre trobem aquesta consistència a l'hora de valorar els criteris, per això les petites incoherències que es puguin produir durant aquest procés són comunes i afortunadament no causen dificultats serioses. És per això que, com a resultat, l'anàlisi AHP calcula la raó de consistència (CR) com el quocient entre l'índex de consistència (CI) i l'índex de consistència aleatòria (RI).

$$CR = CI / RI$$

$$CI = \frac{(\lambda - n)}{(n - 1)}$$

λ = mitjana del vector de consistència

n = nombre de criteris per ser comparats

RI = és un valor preestablert que defineix la consistència d'una matriu de comparança de parells generada de manera aleatòria. Depèn del nombre de criteris que es comparen.

Criteris	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0,58	0,89	1,11	1,24	1,32	1,40	1,45	1,49

Per calcular la mitjana del vector de consistència, primer de tot multipliquem la primera matriu de ponderació pels pesos establerts.

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG	
BD	1	2	3	7	9	
EP	1/2	1	2	5	7	
PC	1/3	1/2	1	3	5	
RI	1/7	1/5	1/3	1	3	
CG	1/9	1/7	1/5	1/3	1	

X

CRITERIS	%
BD	45
EP	28
PC	16
RI	7
CG	4

En segon lloc sumem cada fila.

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG	Suma fila
BD	0,45	0,56	0,48	0,49	0,36	2,34
EP	0,23	0,28	0,32	0,35	0,28	1,46
PC	0,15	0,14	0,16	0,21	0,20	0,86
RI	0,06	0,06	0,05	0,07	0,12	0,36
CG	0,05	0,04	0,03	0,02	0,04	0,18

Finalment, el vector de consistència es calcula dividint la suma de cada columna amb el pes de cada criteri.

Criteris	Suma fila	Vector de consistència
BD	2,34	5,20
EP	1,46	5,20
PC	0,86	5,37
RI	0,36	5,17
CG	0,18	4,60
Mitjana		5,105125

Arribats a aquest pas, calculem la consistència de la nostra anàlisi:

$$\lambda = 5,105125$$

$$N = 5$$

$$CI = \frac{(\lambda - n)}{(n - 1)}$$

$$CI = 0,026281$$

$$CR = CI / RI$$

$$CR = 0,023677$$

La raó de consistència (CR) s'ha dissenyat de manera que els valors que excedeixen de 0,10 són un senyal de judicis inconsistents, fet que faria tornar a considerar i modificar els valors originals de la matriu de comparança de parells. Per tant,

$CR \leq 0,10$ consistència raonable

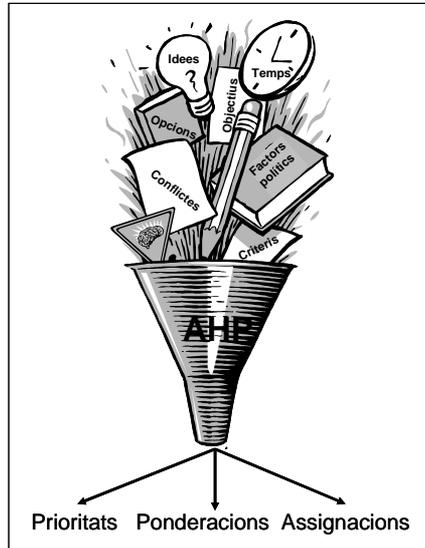
$CR > 0,10$ inconsistència

Finalment, cal esmentar que la importància en l'ús d'aquest mètode és la facilitat d'organitzar la informació i els raonaments que s'utilitzaran en la presa de decisions.

Presenta un suport matemàtic; permet desglossar i analitzar un problema per parts; permet mesurar criteris quantitatius i qualitius mitjançant una escala comuna; inclou la participació de diferents persones o grups d'interès; genera consens, i permet verificar l'índex de consistència i fer correccions si és dóna el cas. Finalment, és un mètode fàcil d'utilitzar i a l'abast de qualsevol usuari

(Marinoni, 2004) i permet que la seva solució es pugui complementar amb mètodes matemàtics d'optimització.

Figura 30: Resum del procés analític jeràrquic (AHP)



Font: elaboració pròpia

3.2.2. Implementació del procés analític jeràrquic dins ArcGIS Desktop-ArcInfo

L'ArcGIS Desktop és una col·lecció de productes de la casa ESRI (<http://www.esri.com>) que s'utilitzen per crear, importar, revisar, preguntar, traçar, analitzar i publicar la informació geogràfica. Hi ha quatre productes en la col·lecció d'ArcGIS Desktop, i cadascun afegeix un nivell més alt de funcionalitat: ArcReader, ArcView, ArcEditor i ArcInfo.

ArcInfo és el GIS disponible més complet i extensible. Inclou tota la funcionalitat d'ArcView i ArcEditor, i també un geoprocessament avançat i capacitats de conversió de dades.

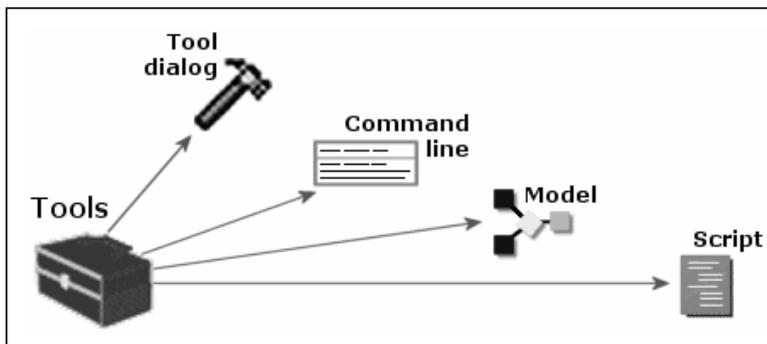
3.2.2.1. Geoprocessament i Model Builder

El geoprocessament és un procés en el qual s'aplica l'anàlisi geogràfica i es modelen les dades per introduir nova informació. El geoprocessament dins d'ArcInfo conté un ambient de centenars d'eines per processar qualsevol tipus de dades. Les extensions d'ArcGIS Desktop (especialment Spatial Analyst i 3D Analyst) inclouen més de 200 eines més per al geoprocessament de funcions geogràfiques específiques.

Totes les funcions de geoprocessament poden executar-se des de diferents entorns:

- Quadre de diàleg: les eines s'executen a través d'assistents dins de l'ArcToolbox, aplicació que pot ser executada a partir de les aplicacions integrades dins d'ArcInfo, ArcMap i ArcCatalog generalment, i en casos molt especials des d'ArcScene i ArcGlobe.
- Línia de comandes: permet executar les eines mitjançant comandes i serà el mateix entorn qui indiqui de manera interactiva els paràmetres necessaris o possibles en cada una de les funcions.
- Model Builder: constitueix un entorn que permet construir models de geoprocessament de forma gràfica i interactiva, i s'hi poden afegir eines, dades, paràmetres de l'usuari, altres models, etc.
- Entorn d'scripts: és possible executar les funcions de geoprocessament a través d'scripts desenvolupats en qualsevol llenguatge d'script (Python, VBScript, Jscript, Perl, etc.). Molts d'aquests scripts es poden trobar de manera gratuïta en el web <http://arcscrips.esri.com>.

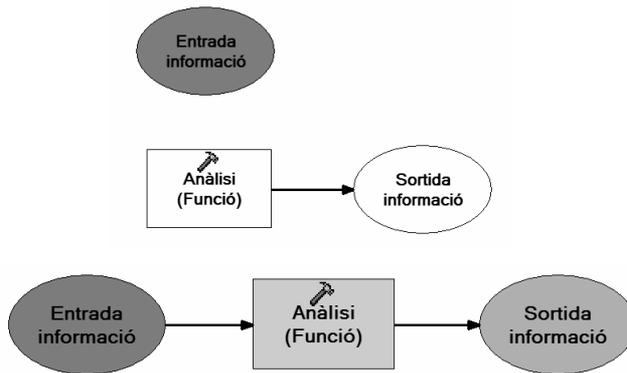
Figura 31: Entorns de geoprocessament de dades



Font: Robert Burke, 2003

L'entorn Model Builder manté una estructura de modelització gràfica dissenyant i duent a terme models de geoprocessament que poden incloure eines, escriptures i dades. Els models són diagrames de flux de dades que uneixen una sèrie d'eines i dades per crear procediments avançats i diagrames de treball. Model Builder és un mecanisme productiu per compartir i organitzar mètodes i/o procediments.

Figura 32: Elements principals de Model Builder



Font: elaboració pròpia

Mitjançant l'entorn de Model Builder s'ha dissenyat un model per dur a terme l'anàlisi multicriteri. Les capes d'informació geogràfica que s'han emprat en aquest model es troben en format *raster* amb una resolució de 25 metres de cel·la. Per agilitar i facilitar la comprensió de l'anàlisi multicriteri s'han dissenyat cinc mòduls referents als cinc criteris avaluats:

— Biodiversitat

Per valorar aquest primer criteri, abans de tot s'ha fet un gran esforç per recopilar tota la informació disponible de l'àrea d'estudi sobre la diversitat biològica lligada als ambients oberts (pastures, boscos oberts, cultius). A partir de tots els elements identificats (flora protegida i amenaçada, aus protegides, hàbitats d'interès comunitari i hàbitats de fons de valls) s'ha elaborat una única capa d'informació geogràfica (vegeu figura 33) en què s'agrupen tots els elements mencionats anteriorment. A continuació s'ha aplicat sobre aquests elements una funció de distància que després s'ha classificat en cinc categories:

- Valor 1: probabilitat molt baixa de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts
- Valor 2: probabilitat baixa de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts
- Valor 3: probabilitat mitjana de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts
- Valor 4: probabilitat elevada de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts
- Valor 5: probabilitat molt elevada de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts

— Estructura paisatgística

Per avaluar l'estructura del paisatge, s'ha emprat l'anàlisi de finestra mòbil de Fragstats, de la qual s'han obtingut sis rasters: Edge density (ED), Landscape shape index (LSI), Patch density (PD), Shannon's diversity index (SHDI), Largest patch index (LPI) i Patch richness density (PRD), que, una vegada estandarditzats, s'han encreuat per generar un únic *raster* que conté tota la informació sobre l'estructura del paisatge. També s'ha fet una anàlisi de conques visuals a partir del model digital d'elevacions (MDE) i els itineraris més freqüentats i els elements d'interès cultural. Aquesta anàlisi s'ha fet per penalitzar encara més les zones amb una estructura paisatgística dolenta que estan dins la conca visual (vegeu figura 35). El mapa d'estructura paisatgística corregit s'ha classificat en cinc categories:

- Valor 1: zones que presenten una estructura paisatgística molt bona
- Valor 2: zones que presenten una estructura paisatgística bona
- Valor 3: zones que presenten una estructura paisatgística corrent
- Valor 4: zones que presenten una estructura paisatgística dolenta
- Valor 5: zones que presenten la pitjor estructura paisatgística

— Patrimoni cultural

De la mateixa manera que el cas anterior, s'han reunit tots els elements relacionats amb el patrimoni historicoartístic i arqueològic de la zona d'estudi dins d'una única capa d'informació geogràfica i s'ha aplicat de

novament una funció distància sobre aquests elements (vegeu figura 34). El *raster* resultant s'ha classificat en cinc categories:

- Valor 1: probabilitat molt baixa de trobar algun element patrimonial
- Valor 2: probabilitat baixa de trobar algun element patrimonial
- Valor 3: probabilitat mitjana de trobar algun element patrimonial
- Valor 4: probabilitat elevada de trobar algun element patrimonial
- Valor 5: probabilitat molt elevada de trobar algun element patrimonial

— Risc d'incendi

L'esquema utilitzat en l'avaluació del risc d'incendi és una modificació del que proposa Chuvieyo (1996).

Com a informació geogràfica de partida es disposava del model d'inflamabilitat, el model d'irradiació i el model de combustible, que s'ha millorat a partir d'informació pròpia (identificant com a estructures regulars aquelles zones que tant l'any 1957 com actualment són masses forestals; en canvi, s'han catalogat d'irregulars aquelles zones que l'any 1957 eren espais oberts i on actualment hi ha masses forestals). També s'ha generat un model digital d'elevacions (MDE) a partir del qual s'han creat tres capes d'informació *raster* noves: pendent, ombres i orientacions. Finalment, s'han generat una capa d'informació referent a les zones més freqüentades de la zona d'estudi i una altra sobre els punts crítics, que, com ja s'ha definit anteriorment, són aquells indrets que, en un incendi forestal, varien el comportament de manera considerable (vegeu la figura 36).

Tota aquesta informació *raster* s'ha encreuat i el *raster* resultant s'ha classificat en cinc categories segons la susceptibilitat que es produeixi un incendi forestal:

- Valor 1: grau de susceptibilitat molt baix
- Valor 2: grau de susceptibilitat baix
- Valor 3: grau de susceptibilitat mitjà
- Valor 4: grau de susceptibilitat elevat
- Valor 5: grau de susceptibilitat molt elevat

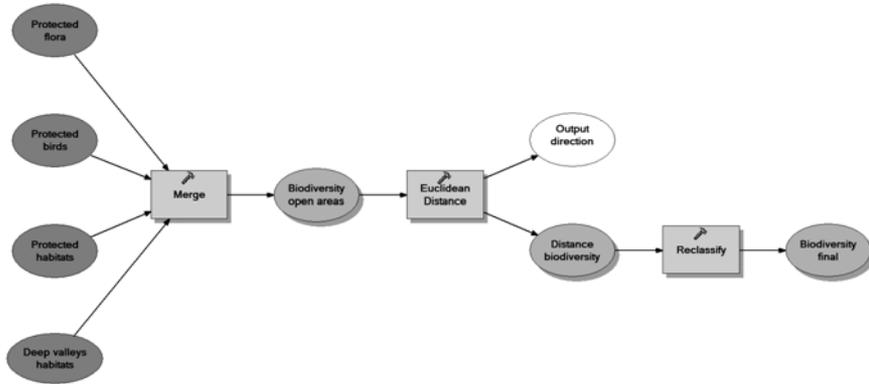
— Cost de gestió

Amb el darrer mòdul es pretén zonificar l'àrea d'estudi segons el cost que li pot ocasionar a la persona gestora el manteniment d'un determinat espai obert en funció dels paràmetres següents: distància a punts d'aigua, distància als nuclis habitats, distància a les pistes forestals, pendent, titularitat i ús del sòl.

Per crear aquesta zonificació es partia d'informació geogràfica vectorial dels rius i punts d'aigua, dels nuclis habitats i de les pistes forestals de la zona d'estudi. El primer pas ha estat aplicar la funció de distància euclidiana a cadascuna d'aquestes tres capes, que s'han encreuat per obtenir una capa *raster* final de distàncies. D'altra banda, a partir del model digital d'elevacions (MDE) s'ha creat un mapa *raster* de pendents en graus. En tercer lloc, s'ha tramut i classificat la informació referent a titularitat i usos del sòl, ponderant positivament les finques privades i forestals i ponderant negativament les de titularitat pública i localitzades en espais oberts (en el període 1957-2003). A continuació, s'ha estandarditzat la informació referent a distància i pendents per poder ser encreuada i generar una primera capa de cost, en què els valors baixos indiquen zones properes a nuclis habitats, a pistes i a punts d'aigua i a més amb poc pendent, cosa que en facilita el manteniment i en redueix el cost. I, finalment, s'ha ponderat aquesta capa de cost a partir de la informació classificada sobre titularitat i ús del sòl (vegeu figura 37) i el *raster* resultant s'ha classificat en cinc categories segons el cost que presentaria la gestió d'un espai obert:

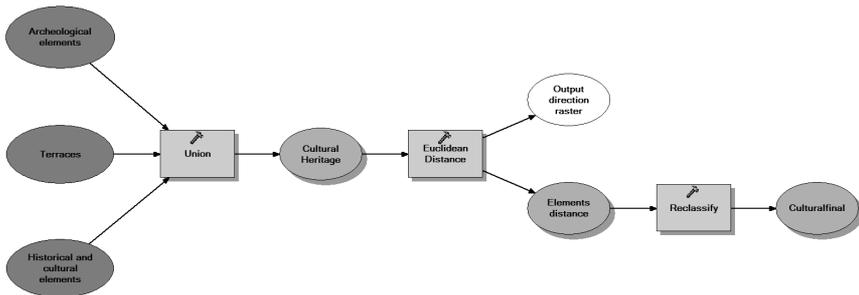
- Valor 1: cost de gestió molt elevat
- Valor 2: cost de gestió elevat
- Valor 3: cost de gestió mitjà
- Valor 4: cost de gestió baix
- Valor 5: cost de gestió molt baix

Figura 33: Model Builder per al criteri de biodiversitat (BD)



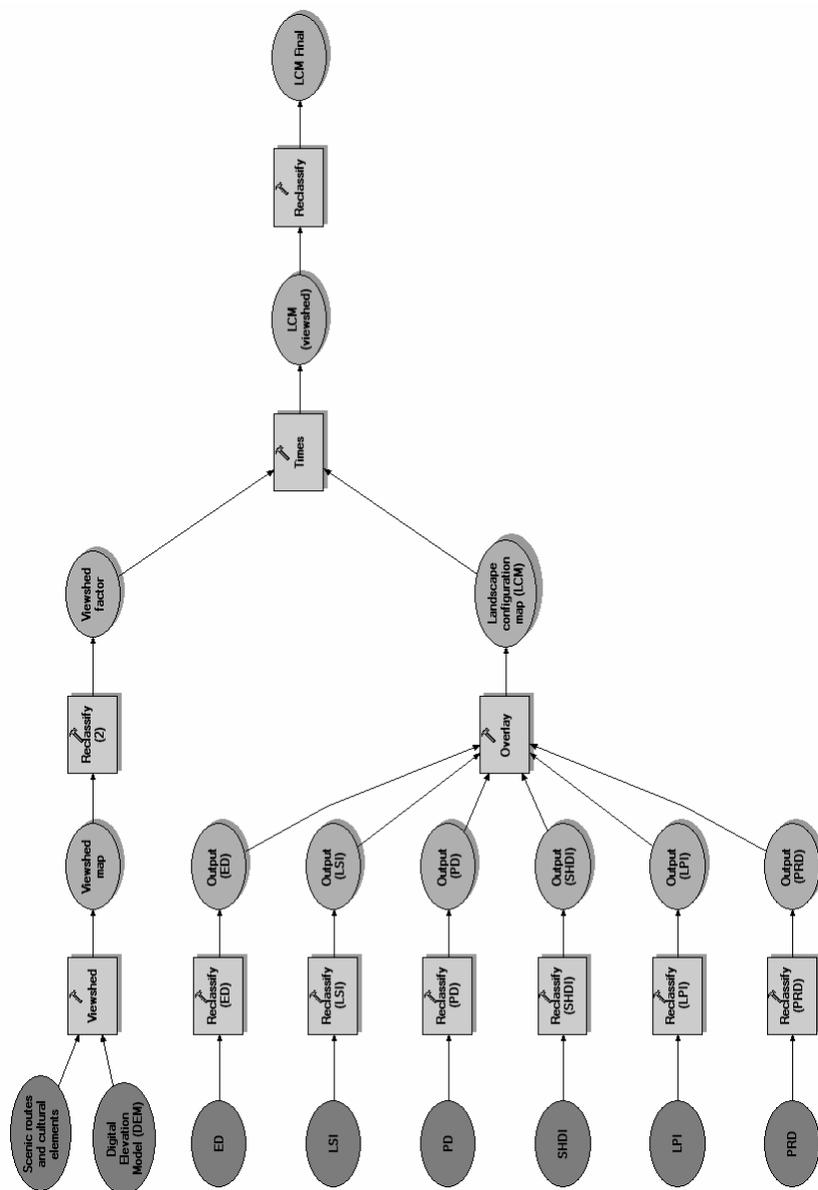
Font: elaboració pròpia

Figura 34: Model Builder per al criteri de patrimoni cultural (PC)



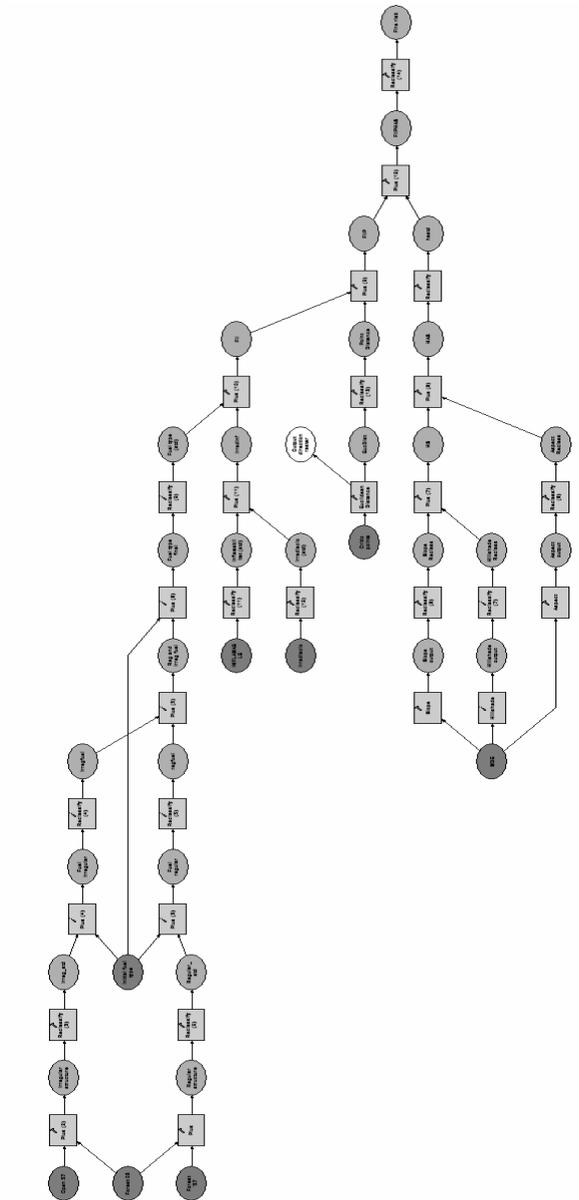
Font: elaboració pròpia

Figura 35: Model Builder per al criteri d'estructura paisatgística (EP)



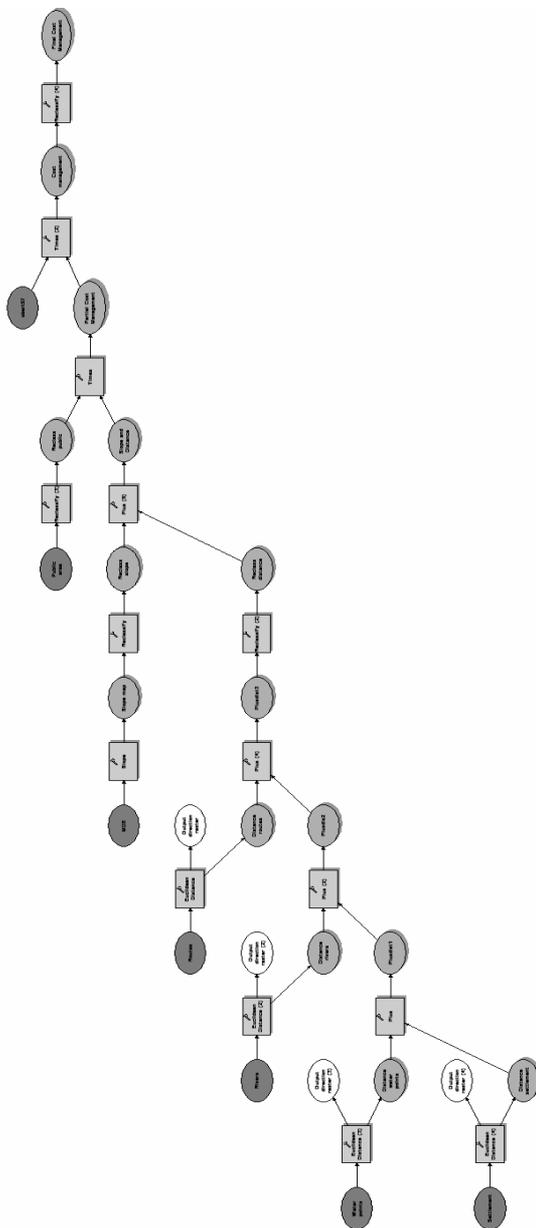
Font: elaboració pròpia

Figura 36: Model Builder per al criteri de risc d'incendi (RI)



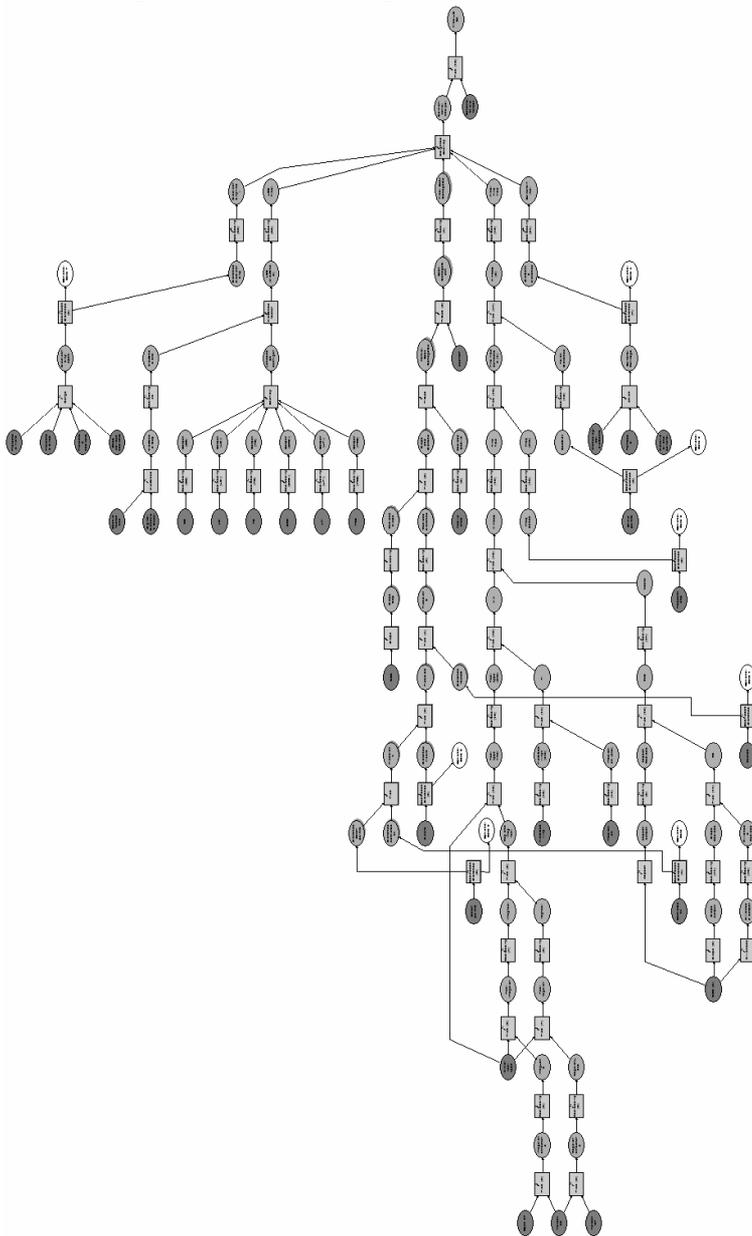
Font: elaboració pròpia

Figura 37: Model Builder per al criteri de cost de gestió (CG)



Font: elaboració pròpia

Figura 38: Model Builder general de l'anàlisi multicriteri



Font: elaboració pròpia

3.3. Creació i selecció de tessell·les a partir d'un mapa d'aptitud

Al llarg d'aquest tercer apartat es detallaran les tècniques i els models dissenyats per al manteniment, recuperació i creació de nous espais oberts dins de l'àrea d'estudi. Aquests models permetran millorar l'heterogeneïtat paisatgística actual que com ja s'ha comentat amb anterioritat s'ha vist reduïda al llarg dels darrers cinquanta anys a causa del procés d'aforestació que ha originat l'abandó de les pràctiques agràries. A més, aquests models han de permetre establir diferents escenaris futurs segons les expectatives, necessitats i voluntats dels responsables de la gestió d'aquest espai natural protegit. Podem diferenciar doncs, entre dos tipus de model, un encaminat a la creació de tessell·les d'espais oberts a partir d'un mapa d'aptituds i en segon lloc un altre model que permet seleccionar del conjunt de tessell·les generades pel primer model totes aquelles tessell·les que optimitzen un seguit de condicionants entre els que cal destacar la connectivitat.

3.3.1. Paràmetres del model

Un apartat previ abans d'iniciar el procés de disseny d'un model per crear i un altre per seleccionar tessell·les d'espais oberts que compleixen amb un seguit de requisits (biodiversitat, estructura paisatgística, patrimoni cultural, risc incendi i cost de gestió) és del tot necessari analitzar les dinàmiques paisatgístiques viscudes per altres espais naturals protegits dels Pirineus i els Prepirineus catalans que a la vegada es troben localitzats en regions biogeogràfiques diferents. Aquest anàlisi permetrà identificar els paràmetres necessaris per formular el model en funció de la regió biogeogràfica.

3.3.1.1. Descripció dels paràmetres i regions biogeogràfiques

Abans d'entrar en el procés de modelització pròpiament cal dedicar un apartat a caracteritzar els paràmetres necessaris per dur a terme les simulacions un cop dissenyat el model. Les preguntes com ara quanta superfície es necessita per ser recuperada, quina grandària han de tenir les tessell·les, quina ha de ser la configuració (densitat, distància, forma, compacitat) i distribució d'aquestes tessell·les generades, han de ser respostes abans d'executar el model.

Per establir aquests paràmetres s'han estudiat els patrons paisatgístics entre els hàbitats forestals i els no forestals al llarg del període 1987-2002, utilitzant índexs d'ecologia del paisatge i el programa de domini públic Fragstats (McGarigal, 1995). Per fer aquest estudi s'ha disposat d'informació *raster* (30 metres de cel·la) dels usos i cobertes del sòl (22 categories) obtinguda del Departament de Medi Ambient i Habitatge. Aquesta informació ha estat captada pel sensor Thematic Mapper (TM) del satèl·lit *Landsat*.

De les 22 categories d'usos i cobertes del sòl únicament s'han utilitzat per a l'anàlisi les corresponents a espais forestals i no forestals; la resta ha estat exclosa de l'anàlisi.

Taula 8: Reclassificació dels usos i cobertes del sòl en funció de l'ambient

Categoria	Tipus d'ambient
Bosc de caducifolis	Forestal
Bosc d'aciculifolis	Forestal
Bosc d'esclerofil·les	Forestal
Conreus herbacis	Obert
Vinya i fruiters	Obert
Prats supraforestals	Obert
Bosquines i prats	Obert

Font: elaboració pròpia

L'àmbit d'estudi per a la caracterització dels patrons paisatgístics s'ha centrat en els Pirineus catalans, com és el cas de l'àrea d'estudi que també forma part d'aquesta serralada. S'ha volgut agrupar aquells espais naturals protegits presents en una mateixa unitat geogràfica (en aquest cas els Pirineus catalans) per comparar de manera més eficaç i realista els patrons paisatgístics viscuts en els darrers quinze anys amb els de l'àrea d'estudi (veure Annex II).

Els espais naturals protegits inclosos en l'anàlisi, ordenats d'oest a est, han estat: el Parc Nacional d'Aigüestortes, el Parc Natural de l'Alt Pirineu, el Parc Natural del Cadí-Moixeró, l'Espai d'Interès Natural de les Capçaleres del Ter i Freser, l'Espai d'Interès Natural de l'Alta Garrotxa, el Paratge Natural d'Interès Nacional de l'Albera i el Parc Natural del Cap de Creus.

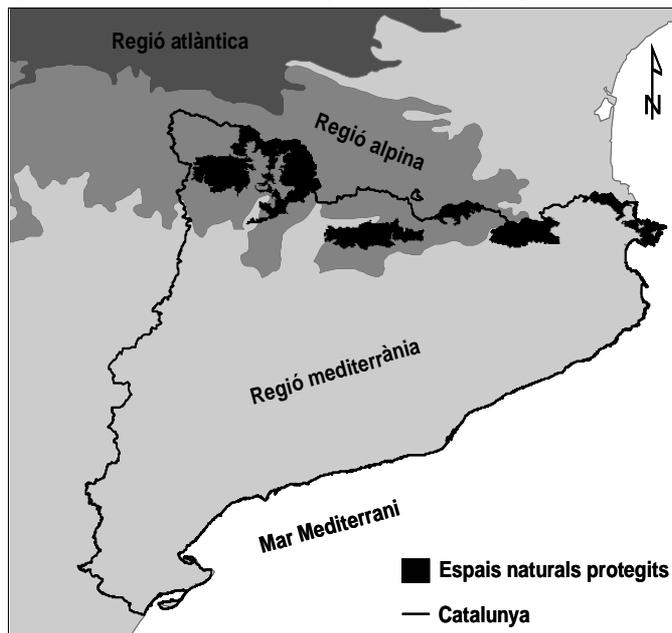
S'han utilitzat un total de tretze variables (índexs paisatgístics) per avaluar els patrons i els canvis de composició i configuració paisatgístics entre els espais forestals i els no forestals dels set espais naturals protegits cada cinc anys des del 1987 fins al 2002. Les variables que s'han emprat són: Largest Patch Index (LPI), Edge Density (ED), Landscape Shape Index (LSI), Perimeter-Area Fractal Dimension (PAFRAC), Contagion (CONTAG), Cohesion (COHESION),

Shannon's Diversity Index (SHDI), Shannon's Evenness Index (SHEI), Patch Richness Density (PRD), Patch Density (PD), Radius of Gyration (GYRATE), Fractal Dimension (FRAC) i Euclidean Nearest Neighbor Distance (ENN).

Un altre aspecte que cal tenir en compte en aquesta anàlisi és la conjunció de dues regions biogeogràfiques ben diferenciades al llarg dels Pirineus: l'alpina i la mediterrània. Per avaluar si els patrons paisatgístics dels espais naturals protegits inclosos en l'estudi responen a una raó purament biogeogràfica, s'ha aplicat en primer lloc un mètode multivariant de simplificació o reducció de la dimensió, una anàlisi de components principals (ACP); seguidament, una anàlisi de conglomerats o anàlisi de conglomerats (CA), i per acabar, una anàlisi discriminant (DA). L'anàlisi es va fer per cada any (1987, 1992, 1997 i 2002).

D'aquesta manera, s'agruparan els espais naturals protegits segons el seu patró paisatgístic. En el cas de comprovar que els patrons paisatgístics responen a un criteri estrictament biogeogràfic, únicament seran considerats per a la caracterització de paràmetres del model els espais naturals que presentin patrons paisatgístics similars als de la zona d'estudi.

Figura 39: Distribució de les regions biogeogràfiques a Catalunya



Font: elaboració pròpia

3.3.1.2. Anàlisi estadística amb el programa SPSS

De manera més detallada, podem dividir en tres passos el procés de caracterització dels patrons paisatgístics segons la influència biogeogràfica:

— Primer pas: en primer lloc es va fer una anàlisi factorial de components principals (ACP) desenvolupada per Hotelling (Peña, 2002). Aquest mètode permet resumir de la millor manera possible les variables inicials amb una pèrdua d'informació mínima i facilitar la interpretació del problema estudiat. L'objectiu és conèixer els diferents patrons paisatgístics a partir d'un nombre elevat de variables explicatives; en aquest cas es va utilitzar la matriu de correlacions de les variables sedimentaritzades per obtenir els components principals.

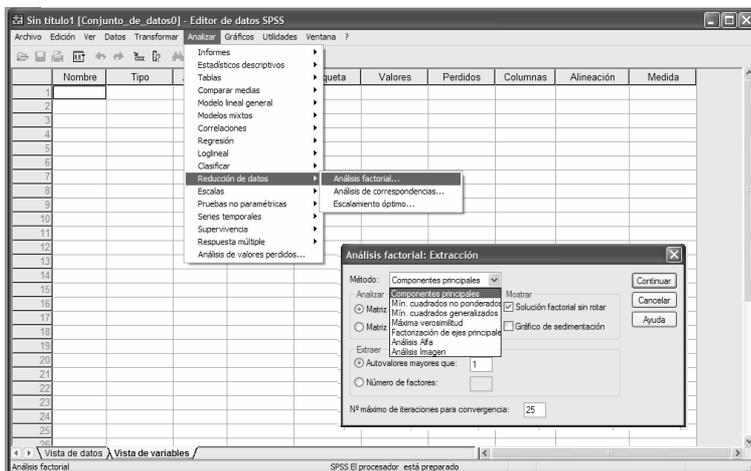
En l'anàlisi factorial de components principals les variables han de ser quantitatives i els factors o components han de ser suficients per resumir la major part de la informació continguda en les variables originals. A més, en l'anàlisi de components principals la variància de cada variable original s'explica completament per les variables la combinació lineal de les quals la determinen. En l'anàlisi de components principals, el primer factor o component és el que explica una major part de la variància total, el segon factor seria el que explica la major part de la variància restant, és a dir, del que no explicava el primer, i així successivament.

L'ACP té com a objectiu reduir la dimensionalitat de les dades. En concret, donades n observacions de p variables, s'analiza si és possible representar aquesta informació amb un nombre menor de variables construïdes com a combinacions lineals de les originals. L'ACP permet representar òptimament en un espai de dimensions reduïdes observacions d'un espai general p -dimensional. En aquest sentit, els components principals són el primer pas per identificar les possibles variables latents o no observables (les variables els valors de les quals no es poden obtenir directament i s'han d'estimar mitjançant un conjunt d'indicadors) que generen les dades. A més, transforma les variables originals en d'altres de noves incorrelacionades.

El procediment d'anàlisi factorial amb el programa SPSS (Statistical Product and Service Solutions) ofereix un grau de flexibilitat elevat ja que existeixen set mètodes d'extracció factorial disponibles (Ferran, 1997). El mètode d'extracció factorial escollit per a aquesta primera anàlisi ha estat el de components principals. També s'han calculat els descriptius KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) i la prova d'esfericitat de Barlett. La mesura de l'adequació mostral de Kaiser-Meyer-Olkin comprova si les correlacions parcials entre les variables són

petites. La prova d'esfericitat de Barlett comprova si la matriu de correlacions és una matriu identitat, que indicaria que el model factorial és inadequat.

Figura 40: Anàlisi factorial amb SPSS



Font: elaboració pròpia a partir de captura d'imatge de SPSS

Quatre components es van capturar per cadascun dels quatre períodes considerats, que comprenien entre el 95 % i el 98 % de la variància total, dels tretze índexs utilitzats per caracteritzar els patrons paisatgístics. El descriptiu KMO presentava valors propers a la unitat, cosa que indicava una adequació excel·lent de les dades al model de l'anàlisi factorial. El segon descriptiu és el test d'esfericitat de Barlett, que indica que no és significativa la hipòtesi nul·la de variables inicials incorrelacionades (permet contrastar l'existència de correlació entre les variables); com que el p-valor és 0,000 es pot arribar a la conclusió que existeix correlació significativa entre les variables i, per tant, que té sentit aplicar l'anàlisi factorial.

— Segon pas: l'anàlisi de conglomerats (*cluster analysis*) és una tècnica exploratòria d'anàlisi estadística que té com a objectiu agrupar o dividir un conjunt d'objectes en grups homogenis. El que s'intenta d'aquesta manera és maximitzar l'homogeneïtat dels objectes dins dels conjunts (cohesió interna del grup), i a la vegada es maximitza l'heterogeneïtat entre els agregats (aïllament extern del grup). Es va fer una anàlisi de conglomerats jeràrquica per cadascun dels anys d'estudi. L'anàlisi de conglomerats va permetre classificar els espais naturals segons la seva regió biogeogràfica a partir dels components procedents de l'ACP.

És una tècnica eminentment exploratòria ja que la majoria de les vegades no utilitza cap tipus de model estadístic per desenvolupar el procés de classificació (Anderberg, 1973). Es podria classificar com una tècnica d'aprenentatge no supervisat per extreure informació d'un conjunt de dades sense imposar restriccions prèvies en forma de models estadístics. Convé, sens dubte, conèixer el problema per decidir quins grups obtinguts són significatius i quins no.

Amb aquesta tècnica, un dels mètodes d'aglomeració dels elements consisteix en la construcció d'una estructura jeràrquica en forma d'arbre denominada *dendrograma*. En aquest cas, cada nou individu avaluat s'incorpora dins d'un conglomerat d'acord amb la similitud dels valors de les seves variables. Cada conglomerat pot agregar-se a un altre de nou fins a obtenir un únic conjunt (que representaria lògicament la mostra original).

SPSS incorpora un procediment que implementa l'anàlisi de conglomerats jeràrquica. En concret, es va utilitzar l'anàlisi jeràrquica i el mètode de partició de dades. Es disposava dels quatre components obtinguts en l'anàlisi anterior, que suposadament eren heterogenis, i es volien dividir en tres hipotètics grups (regió alpina, mediterrània i de transició), de manera que cada element (espai natural protegit) pertanyés a un sol grup, que tots els elements quedessin classificats i que cada grup fos internament homogeni.

— Tercer pas: l'anàlisi discriminant desenvolupada per Fisher (Peña 2002) és una tècnica estadística utilitzada per analitzar la relació entre una variable dependent (o endògena) no mètrica (categòrica) i diverses variables independents (o exògenes) mètriques. Pretén classificar elements nous, amb valors de variables conegudes en un dels grups o poblacions diferents dels quals provenen les dades.

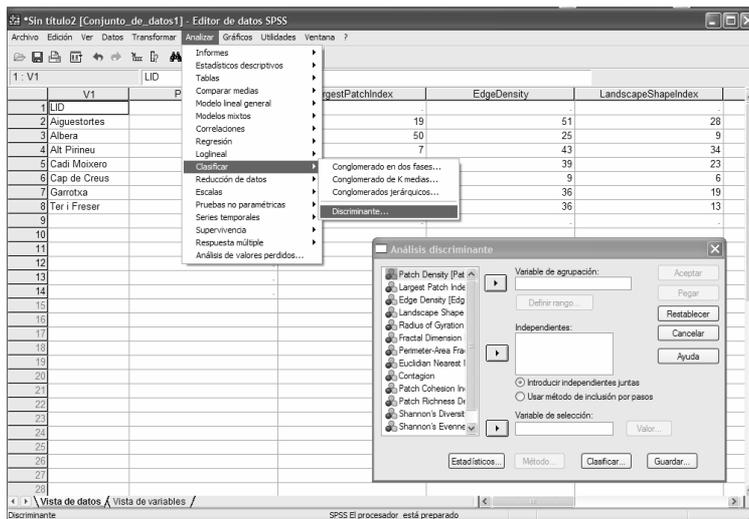
La discriminació entre els grups es fa mitjançant el càlcul d'unes funcions matemàtiques denominades *funcions discriminants*. El procediment genera una funció discriminant basada en combinacions lineals de les variables predictorres que proporcionen la millor discriminació possible entre els grups.

Existeixen diversos procediments per calcular-les, i el procediment de Fisher és un dels més utilitzats. Els objectius de l'anàlisi discriminant pot resumir-se en el següent: analitzar si existeixen diferències entre els grups pel que fa al seu comportament respecte a les variables considerades i esbrinar en quin sentit es donen aquestes diferències, i elaborar procediments de classificació sistemàtica d'individus d'origen desconegut, en un dels grups analitzats.

L'últim pas va ser la utilització de models de mixtura finita. Aquests models assumeixen que la població es divideix en k components homogenis, en què cada component té un nivell de risc diferent, depenent de les covariables. En aquest cas, l'anàlisi es va fer per a tot el període d'anàlisi, i es va permetre la variació del nivell de risc a partir del temps.

Utilitzant els grups definits pel criteri de regió biogeogràfica, es van extreure les variables discriminants per al període 1987-2002.

Figura 41: Anàlisi discriminant amb SPSS



Font: elaboració pròpia a partir captura d'imatge de SPSS

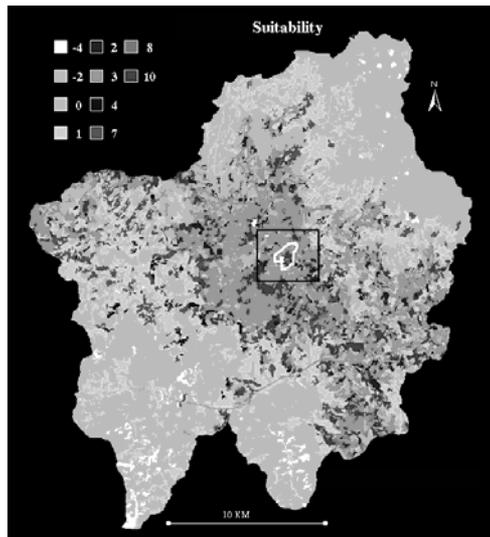
3.3.2. Procés de construcció de tesselles (Patch-Growing Process)

Les eines presents als mòduls de geoprocessament de dades dels diferents programaris comercials de SIG plantegen una limitació quan es vol crear tesselles a partir d'un mapa raster d'aptituds. Difícilment es troben eines que han estat dissenyades exclusivament per aquesta finalitat però si en canvi trobem eines que permeten establir el camí més curt o de menys cost entre dos punts a partir d'un mapa raster de fricció (aptitud). Per tal de suplir aquesta mancança s'ha dissenyat una eina capaç de generar tesselles a partir d'un mapa de fricció i uns paràmetres d'entrada lligats a la forma, grandària i densitat de tesselles.

3.3.2.1. Descripció i antecedents

A partir d'un *raster* amb informació del medi (ja sigui contínua o discreta) s'ha dissenyat un procés per construir aglomeracions de cel·les que acaben constituint una tessella. Aquest problema d'identificar/generar tesselles que compleixen uns certs requisits ha rebut poca atenció tant en el món acadèmic com en el món comercial, en què cap paquet de programari SIG no ha inclòs dins de les seves opcions d'anàlisi la solució d'aquesta mena de problema.

Figura 42: Generació d'una tessella a partir del Patch Growing Process (PGP)



Font: Church i Gerrard (2006)

Aquest procés es defineix de manera senzilla com l'adhesió de cel·les veïnes a una cel·la d'inici preestablerta o a l'atzar, fins a aconseguir el valor total d'hàbitat desitjat i la compacitat determinada. El resultat d'aquest procés en termes de conservació de la biodiversitat es podria interpretar com la identificació del valor biològic i/o dimensió suficient per mantenir viable una població. Aquest mètode per identificar/generar tesselles factibles, a més de centrar-se en els valors del *raster* d'entrada, també inclou paràmetres de grandària, forma i compacitat que poden ser manipulats per l'usuari.

Una tessella es considera factible quan és prou gran i reuneix valors elevats d'aptitud per suportar una activitat determinada. En el cas d'aquesta investigació, s'han dissenyat tres tipus de tesselles factibles segons la seva grandària (Zhou, 2006):

- tessel·les de grandària petita (1 ha)
- tessel·les de grandària mitjana (5 ha)
- tessel·les de grandària gran (50 ha)

Aquests valors s'han obtingut a partir del resultat de l'estudi que s'ha elaborat per caracteritzar els patrons paisatgístics de les regions alpina i mediterrània que hem comentat en l'apartat anterior.

Per solucionar aquest problema d'identificar/generar tessel·les factibles, s'ha desenvolupat un model de cerca heurística (veure apartat bases teòriques, pàgina 92). L'objectiu d'aquest model és generar un nombre d'espais oberts potencials (amb tres tipus de grandària) que reuneixin un valor mínim d'aptitud i un grau de compacitat considerables.

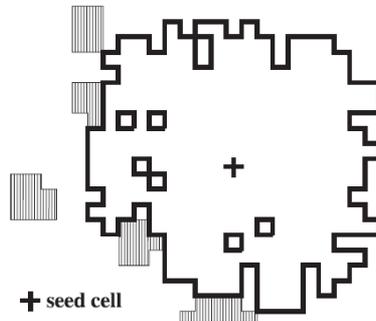
Per dissenyar aquest algoritme de cerca es parteix de dos estudis previs:

Eastman (1995) va desenvolupar un procés per localitzar zones on es podrien fer determinats tipus d'activitats. El procés consistia a identificar totes les cel·les d'un mapa d'aptitud que eren superiors a un valor d'aptitud preestablert. Si l'àrea total del conjunt de cel·les identificades era superior al total de la superfície necessitada, llavors automàticament el valor d'aptitud augmentava fins a arribar a trobar l'àrea total desitjada. En el cas que l'àrea trobada fos inferior a l'establerta, el valor d'aptitud aniria baixant fins a arribar a aconseguir l'àrea total desitjada.

Més tard, Brookes (1997) va ampliar el model dissenyat per Eastman a partir de tres passos. Primer, totes les cel·les amb valors d'aptitud inferiors al que es desitja són eliminades. Segon, grups de cel·les adjacents són considerades com a possibles tessel·les per ser generades. I finalment, tot el conjunt de tessel·les generades que no superen la superfície mínima desitjada també són eliminades. La resta de tessel·les (en el cas que n'hi hagi) seran les solucions factibles pel que fa a aptitud i grandària.

Brookes argumenta també que aquest procediment té tres grans inconvenients. Primer, el mètode no genera tessel·les d'una grandària determinada, sinó que a partir d'una àrea mínima es generen tot un conjunt de possibilitats que superen aquest límit. Segon, les tessel·les generades no compleixen cap tipus de requeriment de forma. I, finalment, les tessel·les generades al llarg d'aquest procés contenen forats.

Figura 43: Forats creats pels algoritmes generadors de tesselles



Font: Church, 2003

Per fer front a aquests inconvenients, Brookes va proposar un nou algoritme, Parameterized Region-Growing Algorithm (PRG), que agrupava dos processos. Per una banda, la generació de tesselles mitjançant l'agrupació de cel·les veïnes amb valors d'aptitud elevats a partir d'una cel·la d'inici. I per l'altra, el càlcul del valor de forma de les cel·les veïnes per evitar la formació de forats en la tessella resultant. Per tant, a cada iteració d'aquest algoritme les cel·les veïnes a la cel·la d'inici seran adherides en ordre de millor a pitjor valor de forma i aptitud.

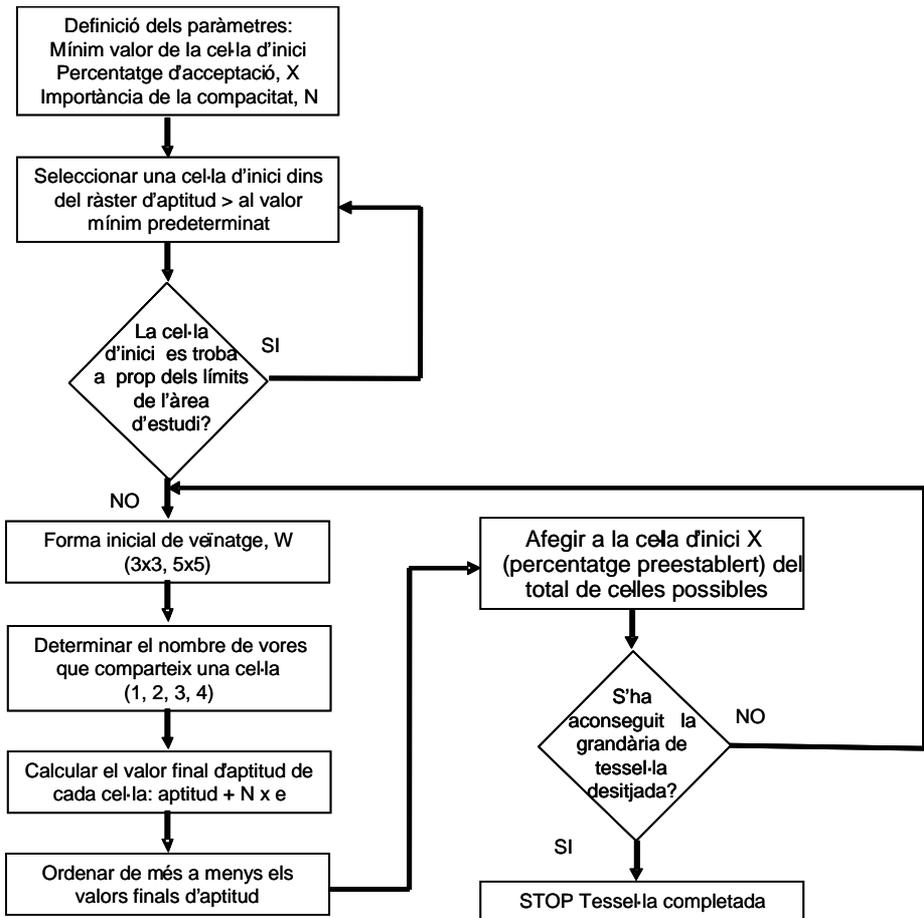
A partir d'aquesta aproximació (PRG), Church (2003) va desenvolupar un nou algoritme conegut com a Patch-Growing Process (PGP). Aquest algoritme no condiciona que la tessella resultant hagi de complir uns requeriments de forma específics i determinats *a priori*, com sí que passava en el cas anterior, en què els valors d'aptitud i forma reflectien el mateix pes. Aquest fet no garantia que les tesselles generades incloguessin valors d'aptitud elevats perquè el valor final de cada tessella estava condicionat a assegurar un estàndard de forma concret. Per exemple, en el cas de disposar de dues cel·les, una amb un valor d'aptitud 3 i forma 1 i una altra cel·la amb valor d'aptitud 2 i forma 2, l'algoritme seleccionaria aquesta segona cel·la en detriment de la segona, que presentava un valor d'aptitud més elevat.

En canvi, Church proposa amb PGP que tota la importància recaigui sobre els valors d'aptitud del mapa *raster* d'entrada i substitueix l'estàndard de forma per l'establiment d'un nou paràmetre, en aquest cas secundari, que garanteixi la compacitat i l'eliminació dels forats que es puguin crear.

3.3.2.2. Elements que configuren PGP

Per generar tesselles utilitzant PGP és necessari establir un conjunt de regles o un conjunt finit d'instruccions que permetin resoldre el problema.

Figura 44: Esquema dels elements bàsics del PGP



Font: elaboració pròpia

Aquest procés (PGP) consta principalment de sis fases:

— Definició dels paràmetres: en aquest primer apartat l'usuari haurà d'introduir al model paràmetres com ara el valor d'aptitud de la cel·la d'inici, la forma de la matriu de veïnatge inicial (W), la importància de la compacitat (N), el percentatge d'acceptació, la grandària i el nombre de tesselles. Aquests paràmetres es descriuen detalladament en l'apartat següent.

— Selecció d'una cel·la d'inici que compleixi el valor d'aptitud seleccionat anteriorment. En el cas que la cel·la estigui a prop dels marges de la zona d'estudi, el model n'escollirà una altra de més allunyada del marge perquè d'aquesta manera la tessella generada no sobresurti de la zona d'estudi.

— Segons el radi d'activitat (matriu de veïnatge) seleccionat, el pas següent seria l'adhesió de les seves cel·les veïnes a la cel·la d'inici. En el cas de la figura 45 no s'ha escollit cap opció de veïnatge i automàticament per defecte s'han incorporat les quatre cel·les veïnes a la cel·la inicial.

— Càlcul del valor final d'aptitud (CS_i) de les cel·les veïnes adherides:

$$CS_i = Suit_i + (N \times e_i)$$

$Suit_i$ = valor d'aptitud de cada cel·la

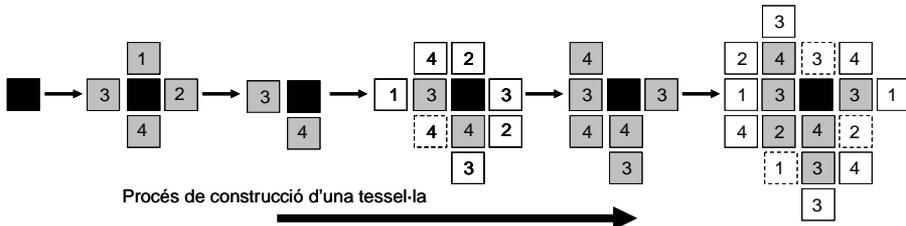
N = valor d'importància de compacitat

e_i = nombre de vores compartides

— Ordenació de les cel·les veïnes i selecció: els valors s'ordenen de major a menor i a partir del percentatge d'acceptació X se seleccionen les cel·les que intervindran en la segona iteració. En la figura 45 els valors d'aptitud finals (CS_i) de les quatre cel·les veïnes són 1, 2, 4 i 3. Amb un $X = 0,5$ llavors el 50 % de les cel·les seran seleccionades per ordre de més a menys aptitud. En aquest exemple serien 4 i 3. Les cel·les amb valor 4 i 3 s'adhereixen a la cel·la d'inici i es repeteixen els passos anteriors. Es busquen les cel·les veïnes i es tornen a calcular els valors d'aptitud finals (CS_i) de cada cel·la. Com es pot veure en la figura 45, les noves cel·les veïnes tenen valors 2, 3, 2, 3, 4 (el marge es mostra amb línies discontinües perquè aquesta cel·la, a diferència de les altres, comparteix dues vores), 1 i 4. Les cel·les incorporades en aquest cas seran 3, 3, 4 i 4.

— Aquest procés s'anirà reproduint fins a complementar l'àrea o valor d'aptitud mínim de la tessella que s'ha de generar.

Figura 45: Procés d'adhesió de cel·les dins PGP



Font: elaboració pròpia

3.3.2.3. Execució del model

El model s'executa dins de l'entorn de MS-DOS, i el primer pas abans d'executar-lo és la introducció dels paràmetres d'execució mitjançant un document de text com aquest:

```

***** OPTIONS FOR PATCH GENERATOR: HORTMOIER SCENARIO *****
suitld.asc -- landscape habitat values file (asciigrid).

--- SEED CELL START OPTIONS ---
3 -- Location(s): 1 = from "seeds_row_col.txt"; 2 = set below; 3 = random draw.
467,537 -- Set location (relevant to option 2) [base-zero row/col].
0 -- Radius of Activity Center around Seed (1 denotes 3x3 square; 2, 5x5; etc.).
4 -- Minimum habitat value for any random draw (relevant to option 3).

10 -- Number of patches to be made; (overridden if 'seeds_row_col.txt' is sourced).

--- BUILD-TO-AREA OPTION ---
yes -- Is the size criterion to "build to an area?"
20.5 -- Patch area requirement in acres (e.g., PAC, 300; HRCA, 1000).

--- BUILD-TO-SCORE OPTION ---
no -- Is the size criterion to "build to a score?"
7000 -- Point score the patch must reach.
400 -- Maximum acreage the patch is allowed before growth terminates.

0.20 -- Fraction of top-valued perimeter cells that will be accepted.
0.5 -- Compactness/Connectedness multiplier for perimeter cells

no -- National Forest Lands Only?
owner_kr_g.asc -- filename for the ownership asciigrid.

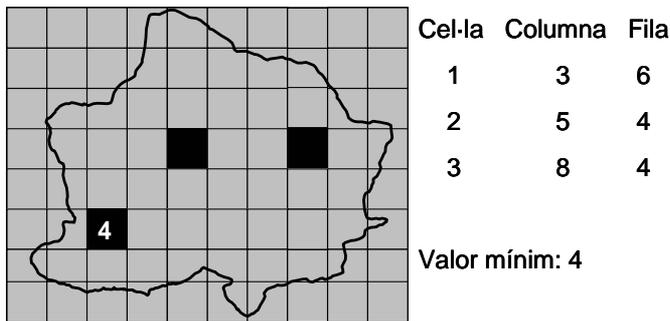
yes -- Generate partial grids for time lapse growth?
15 -- interval for the production of time lapse grids.

-----
NOTES:
    
```

Els paràmetres que cal introduir són els següents:

- Nom del *raster* d'aptitud en format *.asc
- Opcions de la cel·la d'inici, tres paràmetres:
 - Localització de la cel·la d'inici: mitjançant un arxiu *.txt i indicant la posició de cada columna i fila de les cel·les d'inici (opció 1); mitjançant una única cel·la d'inici i la seva posició en termes de fila i columna (opció 2), i a l'atzar (opció 3).

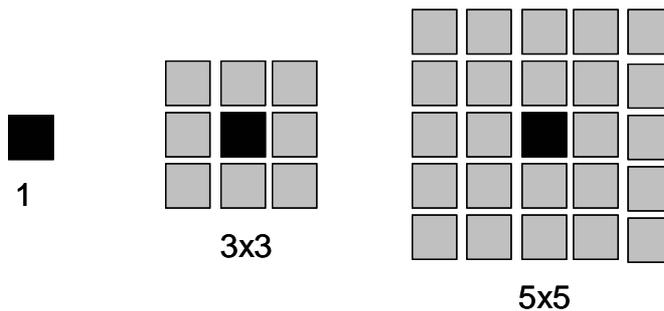
Figura 46: Opcions de localització de la cel·la d'inici



Font: elaboració pròpia

- Radi d'activitat o veïnatge, W: en el cas que el procés d'adhesió de cel·les es vulgui començar a partir de la cel·la d'inici en qüestió (opció 0); si es vol agilitar el procés d'adhesió de cel·les a partir d'una matriu 3×3 en què la cel·la d'inici està situada al mig de la matriu (opció 1); matriu 5×5 (opció 2); etc.

Figura 47: Tipus de radi d'activitat



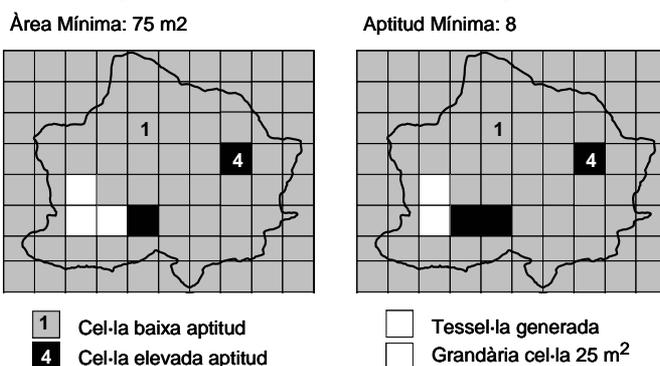
Font: Elaboració pròpia

- Valor d'aptitud mínim que ha de tenir la cel·la d'inici perquè comenci el procés. Per sota d'aquest llindar no s'escollirà cap cel·la d'inici.

— Nombre de tesselles per generar.

— Grandària de les tesselles per generar. Es poden escollir dues opcions: establint una àrea mínima o a partir d'un valor d'aptitud mínim. En el cas de l'opció d'establir una àrea mínima el model funciona amb acres (1 ha = 2,47 acres).

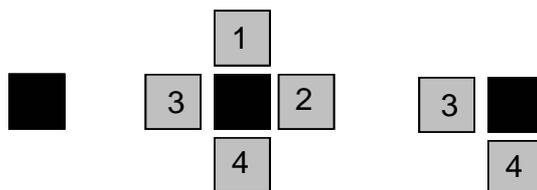
Figura 48: Grandària de la tessella a generar



Font: elaboració pròpia

— Percentatge d'acceptació X: percentatge de cel·les veïnes que s'adhereixen en cada iteració a la cel·la inicial. En la primera iteració s'adhereixen a la cel·la d'inici les seves cel·les veïnes. En el cas que el percentatge d'acceptació X = 0,5, llavors, de les quatre cel·les adherides, les dues amb el valor més elevat seran incorporades a la segona iteració. Aquest procés s'anirà repetint fins a arribar a l'àrea desitjada o valor d'aptitud òptim.

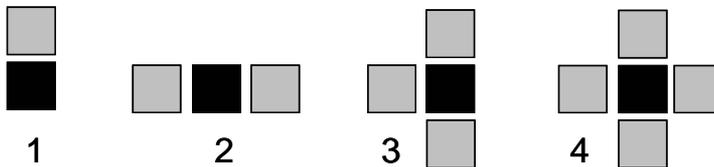
Figura 49: Percentatge d'acceptació



Font: elaboració pròpia

— Factor de compacitat, N: nombre de costats de cel·la compartits (1, 2, 3 i 4).

Figura 50: Factor de compacitat



Font: elaboració pròpia

— Zones excloses de l'anàlisi: en el cas que no es vulguin generar tesselles en una zona concreta, es pot afegir un nou *raster* en format *.asc de la zona.

— Per acabar, l'opció de generar tesselles a partir d'un determinat nombre d'iteracions.

Un cop establerts els paràmetres en el document de text, guardarem els canvis i donarem a l'arxiu de text l'extensió *.scn, per exemple "hortmoier.scn". A continuació, des de l'entorn de MS-DOS executarem el nostre model de la manera següent:

C:\Directorio de Treball\Programa (espai) Arxiu de text amb els paràmetres

C:\PGP\pgphortmoier.exe_hortmoier.scn

Dins del directori de treball i, en concret, dins la carpeta Finalgrids, s'hauran creat les tesselles en format *.asc.

3.3.3. Procés de selecció/priorització de tesselles (Patch Selecting Process)

El resultat de l'aplicació del model anterior (PGP) és un conjunt de tesselles que compleixen amb uns requisits d'aptitud, forma, grandària i densitat. En el cas d'aquesta recerca el que es pretén amb la utilització de PGP es determinar el màxim nombre de tesselles que s'hauria de conservar com a espai obert. Però moltes vegades la superfície total que resulta de l'ús de PGP es massa gran per poder gestionar-la. Amb l'objectiu de dissenyar una segona eina que permeti optimitzar, prioritzar i seleccionar aquelles tesselles que compleixen amb les necessitats i voluntats dels gestors i responsables s'ha utilitzat la programació lineal per crear un segon model anomenat Patch Selecting Process (PSP)

3.3.3.1. Introducció als models matemàtics lineals

Un model és una representació ideal d'un sistema i de la manera com opera, l'objectiu del qual és analitzar el comportament del sistema o bé predir-ne el comportament futur. Òbviament, els models no són tan complexos com el sistema en si mateix, de manera que es fan les suposicions i restriccions necessàries per representar les porcions més rellevants del sistema. Clarament no seria cap avantatge utilitzar models si no simplifiquessin la situació real. En molts casos es poden utilitzar models matemàtics que, mitjançant lletres, números i operacions, representin variables, magnituds i les seves relacions.

Molts problemes de decisió impliquen un gran nombre de factors o variables importants o poden tenir moltes opcions per considerar, per la qual cosa és necessària la utilització de computadores per solucionar-los. Els models de programació lineal i programació entera són les tècniques més utilitzades per resoldre problemes grans i complexos. S'hi apliquen tècniques matemàtiques per optimitzar, és a dir, per trobar el valor màxim (o mínim) d'un objectiu subjecte a un conjunt de restriccions. Es pot definir la programació lineal com un conjunt d'eines per prendre decisions en què es coneixen les variables que defineixen el problema que s'ha de solucionar però es necessita trobar la combinació d'aquestes variables que permeti optimitzar-ne el rendiment.

Un model matemàtic és lineal si $f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ i cada $g_j(x_1, x_2, \dots, x_n)$ $j = 1, \dots, m$ són lineals en cadascun dels seus arguments, és a dir:

$$f(x_1, x_2, \dots, x_n) = c_1 x_1 + c_2 x_2 + \dots + c_n x_n$$

i

$$g_j(x_1, x_2, \dots, x_n) = a_{j1} x_1 + a_{j2} x_2 + \dots + a_{jn} x_n$$

on les c_j i les a_{ij} ($i = 1, \dots, m$; $j = 1, \dots, n$) són constants conegudes o paràmetres del sistema. Qualsevol altre model que no compleixi la linealitat de f o de g_j és no lineal.

Un programa lineal que té la restricció addicional que les variables de decisió són nombres enters es coneix com a *model lineal enter*.

Les etapes que cal seguir per arribar a construir un bon model lineal d'optimització són:

— Anàlisi i identificació del problema: recollida de la informació rellevant per al problema, buscar o intuir les necessitats i voluntats del decisor de manera

que s'estableixi clarament quin és l'objectiu que es persegueix i les limitacions que existeixen.

- Definició de les variables: identificar les possibles decisions. Aquesta és una de les fases crítiques de la modelització: s'han d'identificar i denominar les variables i interpretar-ne el significat. S'han de denominar les variables de manera que siguin fàcils de reconèixer i ens indiquin què volen representar. L'elecció del nombre ha d'ajustar-se a les característiques del decisor i també a la longitud de caràcters admissibles pels programes d'ordinador que resolen aquests problemes.
- Identificació i formalització de les restriccions: es tracta, en definitiva, d'identificar quines són les limitacions a què està subjecte el problema i plantejar-les matemàticament.
- Identificar la funció objectiu: buscar la funció que permeti avaluar els resultats de cadascuna de les accions del model.

— Resolució: hi ha diferents paquets de programari per resoldre aquests models d'optimització lineals (LINDO, WinQSB i CPLEX) que utilitzen el mètode símplex per arribar a la solució òptima del problema.

— Verificació, valoració i refinament: aquesta etapa comporta l'eliminació dels errors que s'han produït durant la codificació matemàtica de les variables, de les restriccions i de la funció objectiu.

— Interpretació i anàlisi dels resultats: permet conèixer amb detall el comportament del model en fer una anàlisi de sensibilitat en els paràmetres d'entrada i estudiar diferents escenaris plausibles dels paràmetres.

3.3.3.2. El mètode símplex

El mètode símplex va ser creat l'any 1947 pel matemàtic George Dantzig. Aquest mètode s'utilitza sobretot per resoldre problemes de programació lineal en què intervenen tres variables o més. L'àlgebra matricial i el procés d'eliminació de Gauss-Jordan per resoldre un sistema d'equacions lineals constitueixen la base d'aquest mètode. És un procediment sistemàtic i eficient per trobar i provar solucions situades en els vèrtexs d'optimitat. El procés conclou quan no és possible seguir millorant més la solució anterior.

El mètode requereix que les restriccions siguin equacions en lloc d'inequacions, i això s'aconsegueix afegint variables de folgança a cada inequació del model (variables que mai no poden ser negatives i tenen coeficient 0 en la funció objectiu) i igualant a 0 la funció objectiu.

Maximitzar $Z = f(x, y) = 3x + 2y$, igualem a 0 i obtenim l'equació $-3x - 2y + Z = 0$

subjecte a: $2x + y \leq 18$; $2x + 3y \leq 42$; $3x + y \leq 24$, hi afegim les variables de folgança

$2x + y + h = 18$; $2x + 3y + s = 42$; $3x + y + d = 24$

Per exemplificar d'una manera més gràfica la resolució d'aquest tipus de problemes de programació lineal es presenta el cas següent de model lineal per optimitzar utilitzant el mètode gràfic:

Maximitzar la funció objectiu

$Z = f(x, y) = 3x + 2y$

subjecta a les restriccions:

$2x + y \leq 18$

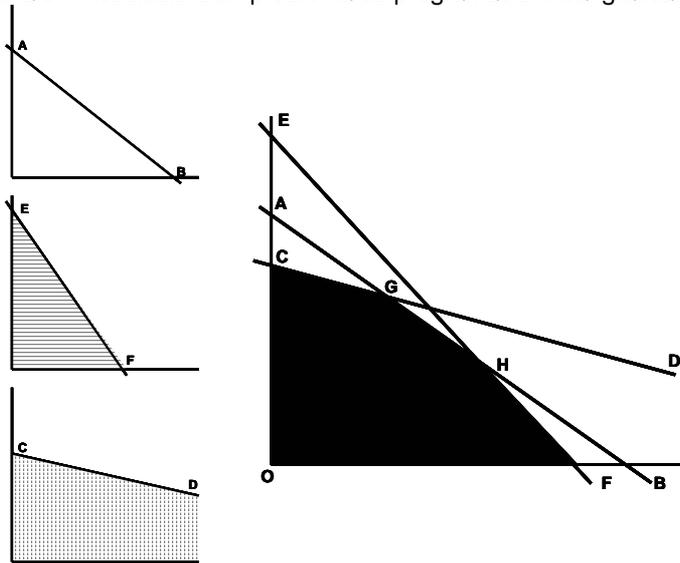
$2x + 3y \leq 42$

$3x + y \leq 24$

$x \geq 0, y \geq 0$

Inicialment dibuixem la recta que s'obté en considerar la restricció com a igualtat. Apareix representada com el segment que uneix A amb B i la regió que delimita aquesta restricció. Es repeteix el procés de la mateixa manera amb la segona i tercera restriccions i es delimiten les regions. La regió factible és la intersecció de les regions delimitades. La regió factible està representada pel polígon convex O-F-H-G-C, que apareix de color negre.

Figura 51: Resolució d'un problema de programació lineal gràficament



Font: elaboració pròpia

Com que la regió factible és no buida (problema factible), procedim a determinar-ne els punts extrems, candidats a solucions òptimes, que són els punts O-F-H-G-C de la figura. Finalment, avaluem la funció objectiu ($3x + 2y$) en aquests punts, resultat que es recull en la taula següent. Com que el punt G proporciona el valor més gran a l'objectiu Z, aquest punt és la solució òptima.

Punt extrem	Coordenades (x, y)	Valor objectiu (Z)
O	(0,0)	0
C	(0,14)	28
G	(3,12)	33
H	(6,6)	30
F	(8,0)	24

La funció objectiu s'estableix per complir el desig (objectiu) del decisor, i les restriccions que formen la regió factible generalment provenen de l'entorn del decisor, que fixa limitacions/condicions per aconseguir el seu objectiu.

El mètode gràfic resulta limitat quan es resolen problemes de programació lineal que tenen diverses variables de decisió. No obstant això, proporciona una il·lustració clara d'on és la regió factible, així com també els seus vèrtexs. Utilitzant els conceptes de geometria analítica podem solucionar aquestes limitacions de la visió humana en l'ús del mètode gràfic quan centenars de

variables i restriccions intervenen en el model. El mètode algebraic està dissenyat per estendre els resultats del mètode gràfic a un problema de programació lineal multidimensional.

El mètode símplex és un algoritme (una sèrie de passos que s'han de complir) per resoldre problemes de programació lineal. El mètode algebraic proporciona tots els vèrtexs, incloent-hi els que no són factibles. Per tant, aquesta no és una manera eficient de resoldre problemes de programació lineal amb nombroses restriccions. El mètode símplex és una modificació del mètode algebraic que soluciona aquestes deficiències.

La metodologia és la següent:

Se surt d'un vèrtex inicial v_0 i s'obté un valor z_0 per a la funció objectiu que es vol optimitzar. Es mira si és possible una millora. Es genera v_1 , que millora v_0 mirant el valor z_1 . Es comprova de nou si és possible millorar v_1 , per tant, generem v_2 , i així successivament fins a trobar el vèrtex solució, on és impossible millorar z . L'exemple següent facilita la comprensió del mètode símplex:

Es vol maximitzar la funció objectiu següent:

$$Z = f(x, y) = 3x + 2y$$

que està subjecta a les restriccions següents:

$$2x + y \leq 18$$

$$3x + y \leq 24$$

$$2x + 3y \leq 42$$

$$x \geq 0, y \geq 0$$

Es consideren les fases següents:

— Convertir les desigualtats en igualtats

S'introdueix una variable de folgança per a cadascuna de les restriccions, per poder convertir-les a igualtats, i en resulta el sistema d'equacions lineals:

$$2x + y + h = 18$$

$$2x + 3y + s = 42$$

$$3x + y + d = 24$$

— Igualar la funció objectiu a zero

$$3x - 2y + Z = 0$$

— Escriure la taula inicial símplex

En les columnes apareixeran totes les variables del problema i, en les files, els coeficients de les igualtats obtingudes, una fila per a cada restricció i la darrera fila amb els coeficients de la funció objectiu:

Iteració número 1						
Base	Variable de decisió		Variable de folgança			Valors solució
	x	y	h	s	d	
h	2	1	1	0	0	18
s	2	3	0	1	0	42
d	3	1	0	0	1	24
Z	-3	-2	0	0	0	0

— Trobar la variable de decisió que entra a la base i la variable de folgança que surt de la base:

Per escollir la variable de decisió que entra a la base, dels coeficients de la funció objectiu (última fila, Z) s'ha d'escollir la variable amb el coeficient negatiu més gran (en valor absolut), en aquest cas, la variable x de coeficient -3. Si existeixen dos o més coeficients iguals que compleixen la condició anterior, llavors se n'escull un qualsevol. Si en la darrera fila no existís cap coeficient negatiu, voldria dir que s'ha arribat a la solució òptima. Per tant, el que determinarà el final del procés d'aplicació del mètode símplex és que en l'última fila no hi hagi elements negatius. La columna de la variable que entra a la base s'anomena *columna pivot* (en color gris).

Per trobar la variable de folgança que ha de sortir de la base, es divideix cada terme de l'última columna (valors solució) pel terme corresponent de la columna pivot (2, 2, 3) sempre que aquests darrers siguin més grans que zero. En aquest cas pràctic:

$$18/2 [=9], 42/2 [=21] \text{ i } 24/3 [=8]$$

Si hi hagués algun element més petit o igual a zero no es fa el quocient anterior. En el cas que tots els elements fossin més petits o iguals a zero, llavors tindríem una solució no acotada i no es pot continuar.

El terme de la columna pivot que en la divisió anterior doni lloc al menor quocient positiu, el 3, ja que 8 és el quocient menor, indica la fila de la variable de folgança que surt de la base, en aquest cas d. Aquesta fila s'anomena *fila pivot* (de color gris). Si en calcular els quocients dos o més són iguals, qualsevol de les variables corresponents poden sortir de la base. De la intersecció de la fila pivot i la columna pivot tenim l'element pivot operacional, 3.

— Trobar els quocients de la nova taula:

Els nous quocients de x s'obtenen dividint tots els quocients de la fila d pel pivot operacional 3, que és el que s'ha de convertir en 1. A continuació, mitjançant la reducció gaussiana es fan zeros els termes restants de la seva columna, amb la qual cosa obtenim els nous quocients de les altres files, incloent-hi els de la funció objectiu Z. Es pot utilitzar l'esquema següent:

Fila del pivot: nova fila del pivot = (antiga fila del pivot) / (pivot)

Resta de les files: nova fila = (antiga fila) - (coeficient de l'antiga fila en la columna de la variable entrant) x (nova fila del pivot)

Iteració número 2						
Base	Variable de decisió		Variable de folgança			Valors solució
	x	y	h	s	d	
h	0	1/3	1	0	-2/3	2
s	0	7/3	0	1	-2/3	26
d	1	1/3	0	0	1/3	8
Z	0	-1	0	0	1	24

Com que en els elements de l'última fila encara hi ha un negatiu, -1, no hem arribat a la solució òptima i s'ha d'anar repetint el procés fins a arribar a una taula d'aquest tipus:

Iteració número 2						
Base	Variable de decisió		Variable de folgança			Valors solució
	x	y	h	s	d	
h	0	1	-1/2	0	0	12
s	0	0	-7/4	0	1	3
d	1	0	-3/4	0	0	3
Z	0	0	5/4	0	0	33

— Finalització del procés quan s'arriba a la solució òptima:

Com que tots els coeficients de la fila de la funció objectiu són positius, s'ha arribat a la solució òptima. La solució òptima la proporciona el valor de Z en la columna dels valors solució, en aquest cas 33. En la mateixa columna s'observa el vèrtex en què ho aconseguix (3, 12).

3.3.3.3. MPS (Mathematical Programming System)

La majoria de casos per als quals s'utilitza la programació lineal per a la resolució (optimització) de problemes impliquen un gran nombre de variables i restriccions, cosa que fa necessari l'ús d'alguns dels programes específics anteriorment esmentats per agilitar tots aquests càlculs. Un dels aspectes també importants que es requereixen per integrar els programes que resolen aquest tipus de problemes és estendre el format MPS (Mathematical Programming System), que és l'estàndard per a problemes de programació lineal.

Una vegada definides la funció objectiu, les variables i les restriccions del problema per resoldre (normalment per optimitzar), s'ha de traduir el model creat a un format que el programa que utilitzarem pugui entendre. Normalment s'utilitza el format estàndard MPS, que consta de cinc seccions: Name, Rows, Columns, RHS (Right-Hand-Side) i Bounds.

— Name (nom): nom del model que es vol resoldre en format *.mps.

— Rows (files): defineix el nom de totes les restriccions i el seu tipus d'igualtat. S'interpreta com E (=), L (\leq), G (\geq) i N (indica que no és una restricció i s'utilitza per anomenar la funció objectiu).

— Columns (columnes): ens dóna els coeficients de cada variable (XONE, YTWO, ZTHREE) dins de la funció objectiu (COST) o dins de cadascuna de les restriccions (LIM1, LIM2, MYEQN).

— RHS (coeficients del costat dret de l'equació): ens aporta els coeficients del costat dret de la igualtat de cadascuna de les restriccions.

— Bounds (límits): comprèn el rang de valors que han de complir les variables que s'han de resoldre.

Una vegada plantejat el problema matemàticament:

Funció objectiu:

$$\text{COST: } XONE + 4 YTWO + 9 ZTHREE$$

subjecta a:

$$\text{LIM1: } XONE + YTWO \leq 5$$

$$\text{LIM2: } XONE + ZTHREE \geq 10$$

$$\text{MYEQN: } -YTWO + ZTHREE = 7$$

Límits:

$$0 \leq XONE \leq 4$$

$$-1 \leq YTWO \leq 1$$

Quedaria traduït al format MPS de la manera següent:

```

NAME TEST1.MPS
ROWS
N COST
L LIM1
G LIM2
E MYEQN
COLUMNS
  XONE COST 1 LIM1 1
  XONE LIM2 1
  YTWO COST 4 LIM1 1
  YTWO MYEQN -1
  ZTHREE COST 9 LIM2 1
  ZTHREE MYEQN 1
RHS
  RHS1 LIM1 5 LIM2 10
  RHS1 MYEQN 7
BOUNDS
UP BND1 XONE 4
LO BND1 YTWO -1
UO BND1 YTWO 1
ENDATA
    
```

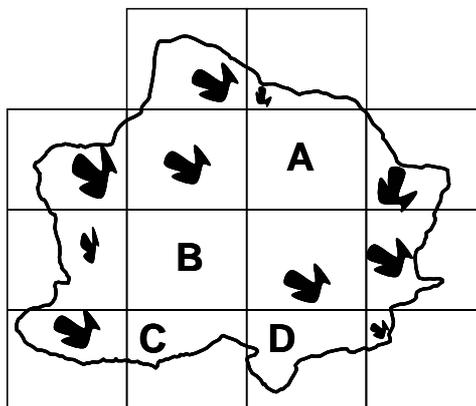
3.3.3.4. Disseny d'un model lineal enter per seleccionar/prioritzar tessel·les

Són pocs els estudis de programació lineal en el camp de la conservació dels recursos naturals que introdueixen en els seus models de selecció de tessel·les variables lligades a la connectivitat i/o distribució. A més, aquests pocs treballs es basen en el simple càlcul de la distància entre tessel·les, i a partir d'una certa distància crítica obliguen el model a seleccionar una tessel·la (Schooley, 2003; Briers, 2002; Nikolakaki, 2004). La resta de models existents en la literatura han centrat els seus esforços a valorar criteris intrínsecs de les pròpies tessel·les (quin valor de biodiversitat suporten, quantes espècies protegides preveuen, etc.) sense tenir en compte el paper que poden tenir en la configuració final del paisatge aquestes tessel·les seleccionades.

Per aquest motiu, i obrint una línia de treball nova, s'ha dissenyat un model lineal enter per seleccionar totes aquelles tessel·les que, a més de complir una sèrie de criteris (biodiversitat, paisatge i cost de gestió), compleixen un estàndard de proximitat i distribució. Després d'una recerca exhaustiva de mètodes per valorar la connectivitat (Green, 1994; William, 1998; Tischendorf, 2000; Moilanen, 2002; Calabrese, 2004, Marull, 2005;), s'han utilitzat dos mètodes:

— Dividir l'àrea d'estudi en subregions: el model seleccionarà o donarà més pes a les subregions on encara no s'hagi seleccionat cap tessel·la, com és el cas de les subregions A, B, C i D de la figura següent.

Figura 52: Divisió de l'àrea d'estudi en subregions



Font: elaboració pròpia

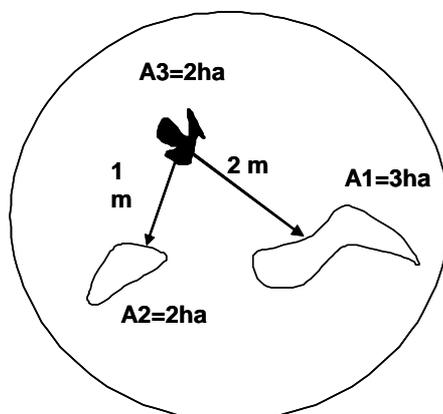
— Càlcul de l'índex de proximitat (Gustafson, 1994): a partir d'un radi de cerca preestablert i d'una tessel·la focal s'aplica:

$$P_j = \sum_{i \in \Gamma_j} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right)$$

on a_i = àrea de cada tessel·la dins del radi de cerca i d_{ji} = la distància entre cada tessel·la de dins el radi de cerca i el fragment focal.

$$P_{A3} = \frac{2}{1^2} + \frac{3}{2^2} = 2,75$$

Figura 53: Càlcul de l'índex de proximitat
Radi de cerca = 1.000 metres



Font: elaboració pròpia

Els primers passos previs a l'elaboració del model han estat:

— Disseny de criteris:

- Seleccionar tessel·les de tres grandàries diferents a partir dels paràmetres establerts anteriorment (vegeu l'apartat de resultats pàgina 246).
- Maximitzar el nombre de tessel·les que tinguin una certa importància en biodiversitat i paisatge.
- Minimitzar el cost de gestió.

- Maximitzar el nombre de tessel·les que estiguin dins de parcel·les de propietat pública.
- Minimitzar el nombre de tessel·les que no compleixen l'estàndard de proximitat a partir dels paràmetres establerts anteriorment (vegeu l'apartat de resultats, pàgina 247).

— Definició de les variables del model:

i, j = índex per representar tessel·les individuals, $i, j = 1, 2, 3, \dots, n$

k = índex utilitzat per referir-se a la grandària de cada classe, $k = 1, 2, 3, \dots, m$

r = índex utilitzat per referir-se a la regions r en què s'ha dividit l'àrea d'estudi $r = 1, 2, 3, \dots, w$

$E = \{j \mid \text{tessel·la } j \text{ és una tessel·la existent}\}$

$N = \{j \mid \text{tessel·la } j \text{ és una tessel·la potencial}\}$

$N_k = \{j \mid \text{tessel·la } j \text{ és una reserva potencial de la classe } k\}$

C_j = composició del cost de gestió de la tessel·la j seleccionada

V_j = composició paisatgística de la tessel·la j seleccionada

a_j = àrea de la tessel·la j

b_j = composició biològica de la tessel·la j seleccionada

O_j = nombre de tessel·les dins de cada parcel·la pública

S_j = radi de cerca segons la classe k

m_r = nombre de tessel·les en la regió r

d_{ij} = distància entre la tessel·la i i la tessel·la j

$T_j = \{k \mid \text{tessel·la } j \text{ és de la classe } k\}$

$$X_j = \begin{cases} 1, & \text{si la tessel·la } j \text{ és seleccionada} \\ 0, & \text{altrament} \end{cases}$$

$$y_j = \begin{cases} 1, & \text{si la tessel·la } j \text{ és seleccionada, però} \\ & \text{l'estàndard de proximitat no es compleix} \\ 0, & \text{altrament} \end{cases}$$

$$g_r = \begin{cases} 1, & \text{si la regió } r \text{ conté una tessel·la seleccionada} \\ 0, & \text{altrament} \end{cases}$$

$$\Gamma_j^E = \{ i \mid \text{tessel·la existent } i \text{ es troba dins del radi de búsqueda } s_j \text{ de } j \}$$

$$\Gamma_j^N = \{ i \mid \text{tessel·la potencial } i \text{ es troba dins del radi de búsqueda } s_j \text{ de } j \}$$

α_{\min}^k = nivell mínim desitjat de proximitat per una tessel·la de la classe k

β_k = nombre mínim de tessel·les de les classes $k = 1, 2, 3, \dots, m$

P_j = índex de proximitats (Gustafson, E. J. i Parker, G. R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design, *Landscape and Urban Planning* 29; 117-130):

$$P_j = \sum_{i \in \Gamma_j} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right) x_i$$

Ara ja es pot formular el model com a:

- 1) $Minimize Z_1 = \sum_{j \in N} c_j x_j$ *Minimitzar el cost de gestió*
- 2) $Maximize Z_2 = \sum_{j \in N} b_j x_j$ *Maximitzar el valor biològic*
- 3) $Minimize Z_3 = \sum_{j \in N} y_j + \sum_{j \in E} y_j$ *Minimitzar el nombre de
tessel·les que no compleixen
l'estàndard de proximitat*
- 4) $Minimize Z_4 = \sum_{r=1}^w g_r$ *Minimitzar el nombre de
subregions sense tessel·les.*
- 5) $Maximize Z_5 = \sum_{j \in N} v_j x_j$ *Maximitzar composició
paisatgística*
- 6) $Minimize Z_6 = \sum_{j \in N} o_j x_j$ *Minimitzar tessel·les que es
troben fora de propietat
pública*

subjecte a les restriccions següents:

$$1) \alpha_{\min}^k x_j \leq \sum_{i \in \Gamma_j^N} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right) x_i + \sum_{i \in \Gamma_j^E} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right) x_i + \alpha_{\min}^k y_j \quad \text{per cada tessel·la } j \in N \text{ on}$$

$$k = T_j$$

$$2) \quad \alpha_{\min}^k \leq \sum_{i \in \Gamma_j^N} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right) x_i + \sum_{i \in \Gamma_j^E} \left(\frac{a_i}{d_{ji}^2} \right) + \alpha_{\min}^k y_j \quad \text{per cada tessella } j \in E \text{ on}$$

$$k = T_j$$

$$3) \quad \sum_{j \in N_k} x_j = \beta_k \quad \text{per cada tessella de la classe } k = 1, 2, 3, \dots, m$$

$$4) \quad m_r + \sum_{j \in R_r} x_j + g_r \geq 1 \quad \text{per cada subregió } r = 1, 2, 3, \dots, w$$

$$5) \quad x_j = \{0, 1\} \quad \text{per cada } j \in N$$

$$6) \quad g_r = \{0, 1\} \quad \text{per cada } r = 1, 2, 3, \dots, w$$

$$7) \quad y_j = \{0, 1\} \quad \text{per cada } j = 1, 2, 3, \dots, n$$

El segon pas, una vegada acabat de formular el model, ha estat crear un programa utilitzant el codi de programació Visual Basic per convertir tot aquest conjunt de funcions, objectius i restriccions a un format matemàtic estàndard (MPS) perquè pugui ser llegit per qualsevol programari específic de resolució de problemes lineals. El programa que s'ha creat necessita un arxiu de full de càlcul (*.xls) per introduir els valors de totes les variables que operen en el model.

Figura 54: Exemple d'arxiu (*.xls) amb les variables d'entrada del model

CODE	A	Exist/Poten	K	S	C	B	V	O	R	E	Edist	N	Ndist
1	0.81	1	1	1	1	1	2	3	1259-80	2, 3, 7, 76, 79	375, 500, 226, 500, 500	130, 136	374, 500
2	0.67	1	1	1	1	2	3	3	1259-80	1, 3, 77, 81	375, 364, 447, 500	122, 125	1500, 878
4	5.39	1	2	2	2	2	1	2	2299-80	6, 7, 11	603, 990, 1000	101, 125, 130, 136, 202	500, 500, 1000, 500, 637
5	8.19	1	2	2	2	3	2	2	1259-80	4, 6, 80, 85	828, 1000, 985, 1000	101, 125, 130, 136, 202	500, 500, 1000, 500, 637
6	0.52	1	1	1	1	2	1	1	1259-80	4, 7	403, 500		
7	0.95	1	1	1	1	2	3	2	1300-81	6, 84, 93	500, 400, 500		
8	0.65	1	1	1	1	2	3	2	1296-80	9, 10	106, 500	105, 114, 139, 303	455, 500, 371, 860
9	1.31	1	2	2	2	2	2	3	1298-80	3, 6, 10, 13, 32, 81	982, 106, 888, 1000, 1000, 885	101, 125, 130, 136, 202	
10	3.14	1	2	2	2	3	3	2	2299-80	3, 6, 9, 12, 13, 15, 19, 81, 85	1000, 776, 688, 658, 395, 785	105, 114, 139, 303	
11	0.54	1	1	1	1	2	2	2	1259-81	98	500	125	380
12	0.90	1	1	1	1	2	3	3	1259-81	10, 13, 15, 19, 85	500, 300, 410, 500, 404	202	500
13	2.62	1	2	2	2	2	3	1	2299-81	8, 9, 10, 12, 15, 19, 27, 81, 85	1000, 990, 395, 201, 391, 690	101, 125, 130, 136, 202	
14	4.79	1	2	2	2	3	3	1	1300-81	6, 7, 11, 82, 83, 89, 93	1000, 792, 992, 1000, 296, 1000	101, 125, 130, 136, 202	
15	2.01	1	2	2	2	3	2	2	2299-81	10, 12, 13, 27, 85, 86	785, 206, 391, 922, 329, 1000	101, 125, 130, 136, 202	
16	0.59	1	1	1	1	2	3	3	1300-81	17, 18, 21, 89	276, 251, 500, 257	121	500
17	1.96	1	2	2	2	1	1	3	1300-81	16, 18, 21, 26, 87, 88, 89	276, 627, 348, 900, 797, 817, 2	105, 114, 139, 303	488
18	1.32	1	2	2	2	3	2	1	2300-81	16, 17, 21, 88, 89	100, 627, 799, 1000, 515	119, 121, 305	857, 987, 1000
19	5.22	1	2	2	2	2	2	3	2299-81	10, 12, 13, 15, 27, 85, 86	990, 553, 690, 348, 770, 425, 9	105, 114, 139, 303	
20	0.71	1	1	1	1	2	3	3	1298-81	24, 25, 32	335, 470, 500	143	488
21	0.95	1	1	1	1	1	2	2	1300-81	16, 17, 30, 87, 88, 89	500, 348, 500, 485, 470, 285	119, 121, 224, 305	500, 471, 831, 673
22	0.68	1	1	1	1	2	2	2	1298-81	24, 26, 32	276, 276, 412	145, 220	500, 500
23	1.39	1	2	2	2	3	2	1	1297-81	26, 24, 25, 28, 32, 37	889, 1000, 432, 190, 1000, 992	143, 307	500, 1000
24	8.25	1	2	2	2	2	2	3	2299-81	20, 22, 23, 25, 26, 28, 32, 37, 39	889, 376, 1000, 711, 752, 989	105, 114, 139, 303	
25	2.22	1	2	2	2	3	2	2	1298-81	20, 22, 23, 24, 26, 28, 32, 37, 39	470, 991, 432, 711, 1000, 364	105, 114, 139, 303	500, 889, 997, 760, 1000
26	5.22	1	2	2	2	2	1	2	2299-81	20, 22, 24, 25, 31, 33, 38, 40	891, 376, 752, 1000, 940, 902	105, 114, 139, 303	
27	1.53	1	2	2	2	3	1	2	1299-81	12, 13, 15, 19, 32, 35, 41, 85	995, 982, 922, 770, 1000, 841	105, 114, 139, 303	
28	2.20	1	2	2	2	2	2	3	2297-81	20, 23, 24, 25, 32, 37, 39, 41	831, 190, 997, 364, 1000, 617	143, 307	438, 1000

Font: elaboració pròpia

Els elements que inclou l'arxiu de full de càlcul són:

— CODE (codi): cada tessel·la, sigui existent o potencial (creada mitjançant PGP, vegeu l'apartat 3.3.2.1) té un valor de 0, 1, 2, 3..., m exclusiu per cadascuna de les tessel·les i no hi pot haver dues tessel·les amb el mateix codi.

— A (àrea): és l'àrea expressada en hectàrees de cadascuna de les tessel·les.

— EXIST/POT (existent/potencial): aquesta columna ens diu si la tessel·la ja existeix o ha estat generada de nou mitjançant PGP. El valor 1 indica que la tessel·la és existent i el valor 2, que la tessel·la ha estat creada.

— K (grandària de les classes): a partir de l'estudi dels paràmetres d'entrada del model (vegeu l'apartat de resultats pàgina 247) s'han establert tres tipus de grandària:

- Valor 1: tessel·les dins l'interval (0,5-2 hectàrees), mitjana de classe 1 hectàrea.
- Valor 2: tessel·les dins l'interval (2-10 hectàrees), mitjana de classe 5 hectàrees.
- Valor 3: tessel·les dins l'interval (> 10 hectàrees), mitjana de classe 50 hectàrees.

— S (radi de cerca): per calcular l'índex de proximitat és necessari establir un radi de cerca que, igual que els valors anteriors, s'ha establert mitjançant l'estudi previ dels paràmetres d'entrada (vegeu l'apartat de resultats pàgina 247). S'han establert tres radis de cerca en funció del valor de la grandària de classe:

- Valor 1: radi de cerca de 500 metres
- Valor 2: radi de cerca de 1.000 metres
- Valor 3: radi de cerca de 2.000 metres

— C (gestió), B (biodiversitat), V (paisatge): els mapes generats per a cadascuna de les variables (biodiversitat, patrimoni cultural, estructura paisatgística, risc d'incendi i cost de gestió) de l'anàlisi multicriteri (vegeu l'apartat 3.2.2 i l'apartat resultats pàgina 246) s'han agrupat de la manera següent:

- C (gestió): agrupa les variables cost de gestió i risc d'incendi
- B (biodiversitat): no ha tingut cap agrupació
- V (paisatge): agrupa les variables patrimoni cultural i estructura paisatgística

Els valors de cadascuna d'aquestes tres noves variables s'han estandarditzat en tres categories:

- Valor 1: valor baix de la variable
- Valor 2: valor intermedi de la variable
- Valor 3: valor elevat de la variable

— O (propietat pública): en el cas que una tessel·la estigui dins d'una propietat privada es dona el valor d'1; en cas contrari, que estigui dins d'una propietat pública, es dona el valor 2.

— R (subregió): s'ha dividit l'àrea d'estudi en diferents subregions que responen als talls 1:5.000.

— E (tessel·les existents): dins d'aquest camp s'engloben els codis de totes les tessel·les existents, dins del radi de cerca de la tessel·la focal.

— N (tessel·les potencials): codi de totes les tessel·les generades dins del radi de cerca de la tessel·la focal.

— EDIS (distància tessel·les existents): distància en metres des de la tessel·la focal fins a cadascuna de les tessel·les existents que es troben dins del seu radi de cerca.

— NDIS (distància tessel·les potencials): distància en metres des de la tessel·la focal fins a cadascuna de les tessel·les potencials que es troben dins del seu radi de cerca.

Un cop introduïts tots els paràmetres necessaris per crear el model en l'arxiu de full de càlcul d'Excel, s'executa el programa creat, que té l'estructura següent:

Figura 55: Programa per formular el model en llenguatge MPS

The screenshot shows a software window titled "Reserve design with proximity constraints". It features a graphical user interface with the following elements:

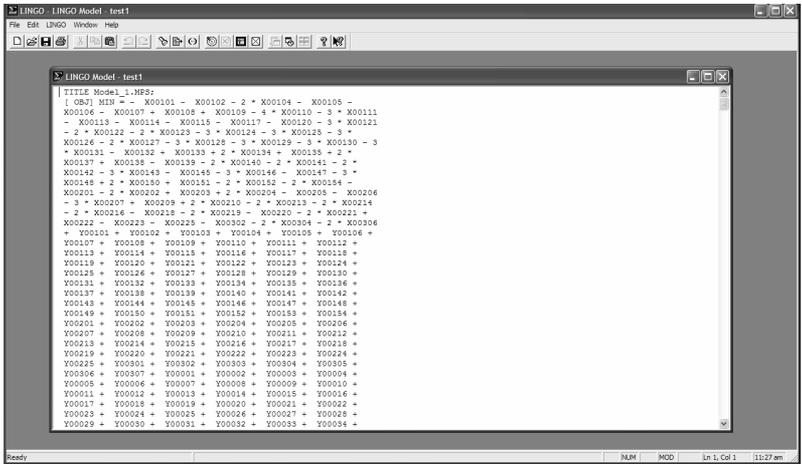
- Buttons: "Read Data" and "Build Model" on the left; "Exit" at the bottom right.
- Diagram: A central map showing a site layout with an arrow pointing to the function $F(x)$.
- Input Fields:
 - Area Budget (Ha.): 600
 - Cost Weight: 40
 - Biodiversity Weight: 10
 - Landscape Weight: 10
 - Public/Private Weight: 10
 - Dispersion Weight: 10
 - Proximity Weight: 20
 - Min Sites for class size 1: 54
 - Min Sites for class size 2: 60
 - Min Sites for class size 3: 7
 - Alpha_min for size 1: 0.3
 - Alpha_min for size 2: 3.5
 - Alpha_min for size 3: 6.5

Font: elaboració pròpia

- Read Data: amb aquesta comanda s'afegeix l'arxiu de full de càlcul prèviament generat amb el valor de totes les variables per cadascuna de les tessel·les.
- Area Budget: superfície total en hectàrees que es vol recuperar.
- Cost, Biodiversity, Landscape, Public/private, Dispersion, Proximity Weights: importància o pes de cadascuna de les variables respecte a la resta.
- Min Sites: nombre mínim de tessel·les per cadascuna de les tres classes que es vol recuperar.
- Alpha Min: estàndard de proximitat per cadascuna de les tres classes de tessel·les.
- Build Model: crea i anomena el model en format MPS.

Finalment, el darrer pas és obrir el model representat en l'arxiu MPS, que s'ha generat anteriorment, en qualsevol programari específic per resoldre models lineals. En aquest cas, s'ha utilitzat el programari Lingo (www.lindo.com). Lingo és una eina simple per utilitzar la potencialitat de l'optimització lineal i no lineal per formular problemes molt extensos (milers de variables i restriccions) d'una manera molt concisa, resoldre'ls i analitzar-ne la solució.

Figura 56: Arxiu MPS dins de LINGO



Font: elaboració pròpia a partir de captura d'imatge de LINGO

L'arxiu de sortida que dóna Lingo té el format (*.LGR), que es pot obrir amb qualsevol programa de full de càlcul.

Figura 57: Arxiu resultant de la resolució del model lineal enter amb LINGO

Global optimal solution found.			
Objective value:		924.0000	
Extended solver steps:		0	
Total solver iterations:		264	
Model Title: Model_1.MPS			
	Variable	Value	Reduced Cost
	X00101	1.000000	7.000000
	X00102	1.000000	3.000000
	X00103	0.000000	4.000000
	X00104	0.000000	2.000000
	X00105	1.000000	3.000000
	X00106	0.000000	11.000000

Font: elaboració pròpia

Dins l'arxiu *.LGR resultant apareixen dues columnes, la columna "Variable", en què apareixen tots els codis de les tessel·les, i la columna "Value", que ens dóna informació sobre si la tessel·la ha estat seleccionada perquè complia tots els requisits establerts (valor 1) o no ha estat seleccionada (valor 0).

Capítol 4. Resultats i discussions

Els resultats i les discussions que es presenten en aquest capítol mantenen un ordre que respon al que hi ha establert en la formulació dels objectius principals que s'han comentat en el primer capítol. Així doncs, del primer objectiu, *“cartografiar i quantificar l'evolució dels usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol en el període 1957-2003 a una escala de detall (1:7500-1:5000) amb la finalitat d'analitzar i avaluar el procés d'homogeneïtzació del paisatge”*, se'n deriven els resultats següents:

4.1. Evolució i caracterització paisatgística

Al llarg d'aquest primer bloc es presenten, en primer lloc, els resultats de la quantificació i evolució dels usos i cobertes del sòl en el període 1957-2004, i en segon lloc s'exposen els resultats que provenen de l'anàlisi dels canvis en l'estructura i el patró paisatgístic que ha experimentat la zona d'estudi en aquest període de temps.

4.1.1. Anàlisi de la composició paisatgística

La taula següent mostra la superfície ocupada pels tretze usos i cobertes del sòl que s'han diferenciat al llarg del procés d'interpretació de la fotografia aèria ampliada fins a una escala d'1:7.500 del vol americà (1957). En aquesta taula s'ha volgut distingir entre les zones de feixes superiors a 3 metres i les que són inferiors a 3 metres pel paper primordial que poden tenir en el procés de recuperació de nous espais oberts les feixes superiors a 3 metres d'amplada. També s'han digitalitzat les basses, ja que són un element clau per a la ramaderia extensiva de la zona. La desaparició d'aquests punts d'aigua són un veritable problema per al bestiar i per als ramaders, que han de subministrar aigua en zones d'accés molt difícil.

Taula 9: Usos i cobertes del sòl a escala 1:7.500 del 1957

USOS	HECTÀREES
Bosc dens	666,98
Bosc obert pastura	787,93
Bosc obert tartera	153,89
Bosc tancat	1.700,41
Conreu	121,41
Superfície denudada	119,47
Edificacions	2,45
Feixes > 3m	22,64
Feixes < 3m	10,58
Pastura	1.446,51
Pistes	85,77
Riu	27,27
Bassa	0,08

Font: elaboració pròpia

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 1957



Mapa 1. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957



Font: elaboració pròpia a partir de la digitalització a 1:7500 de les fotografies aèries del 1957 restablides, juny 2007

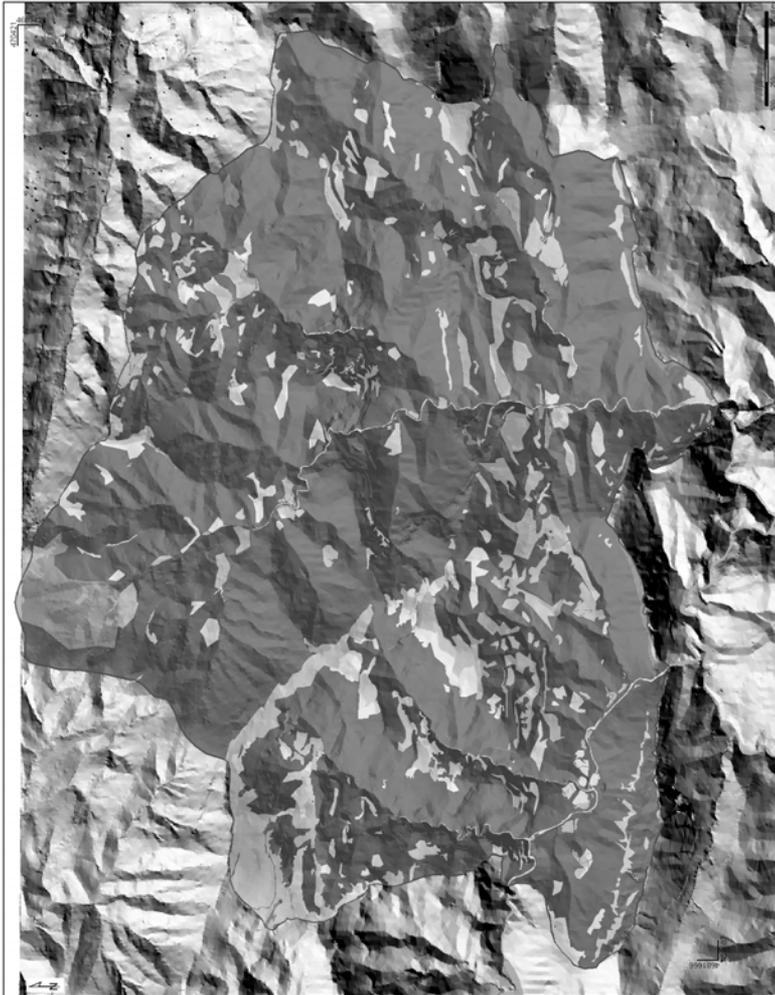
En canvi, durant la interpretació dels ortofotomapes 1:5.000 en blanc i negre de l'any 1996 i 1:5.000 en color de l'any 2003 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya, s'han pogut arribar a diferenciar un total de setze categories. L'existència d'aquest nombre superior de categories s'explica pel major detall del material emprat (1:5.000), així com per la seva major qualitat i nitidesa.

Taula 10: Usos i cobertes del sòl a escala 1:5.000 del 2003

USOS	HECTÀREES
Bassa	0,08
Bosc dens	86,68
Bosc obert sobre pastura	294
Bosc obert sobre tartera	156,34
Bosc tancat	4.094,02
Casa	0,41
Casa derruïda	0,50
Cinglera	63,63
Conreu	5,59
Ermita	0,18
Gorga	0,65
Llit del curs hídric	26,53
Pastura abandonada	64,65
Pastura mantinguda	269,82
Pista forestal	21,84
Tartera	55,17

Font: elaboració pròpia

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 2003



Font: elaboració pròpia a partir de la topografia a 1:5000 dels entorns corresponents dels 1999 actualitzada amb treball de camp, juny 2007

4.1.1.1. Evolució de la composició paisatgística en el període 1957-2003

Amb l'objectiu de facilitar la interpretació, l'anàlisi i la valoració dels canvis en el període estudiat, ha estat necessari normalitzar les categories dels usos i cobertes del sòl, que finalment han quedat englobades en un total de deu, que ara sí que poden ser comparades i analitzades.

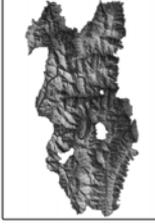
Taula 11: Usos i cobertes del sòl normalitzats a escala 1:7.500 del 1957

USOS	HECTÀREES	%
Bosc tancat	1.700,41	33,05
Bosc dens	666,98	12,96
Bosc obert pastura	787,93	15,31
Bosc obert tartera	153,89	2,99
Conreus	154,64	3,01
Superfície denudada	119,47	2,32
Edificacions	2,45	0,05
Pastura	1.446,51	28,11
Pistes	85,77	1,67
Riu	27,27	0,53
TOTAL	5.145,34	100,00

Font: elaboració pròpia

En aquesta primera taula s'observa que l'any 1957 existia una certa proporcionalitat en el percentatge que representen els hàbitats agroforestals, tot i ser un espai molt desforestat a causa de la gran activitat exercida pel carboneig. Al voltant del 30 % correspon al bosc tancat i a la pastura, i al voltant del 15 % pertany al bosc dens i al bosc obert sobre pastura. Els valors elevats de la pastura i del bosc obert ens indiquen la importància que tenia l'activitat ramadera a la zona. Tampoc no hem de deixar de banda el 3 % (155 ha) de superfície ocupada pels conreus, ja que l'orografia del terreny de l'Alta Garrotxa (coneguda com a «terra de mala petja») no ha afavorit gens que es desenvolupessin.

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 1957
"estandaritzats"



Mapa 3. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957 "estandaritzats"

LLEGENDA

- Bosc tancat (100 - 90 %)
- Bosc dens (90 - 60%)
- Bosc obert (60 - 10%) sobre tanera
- Bosc obert (60 - 10%) sobre conreus i pastures
- Conreu
- Pastura
- Curs hidric
- Denudat
- Edificació
- Fista forestal

Foto: elaboració pròpia, juny 2007

Taula 12: Usos i cobertes del sòl normalitzats a escala 1:5.000 del 2003

USOS	HECTÀREES	%
Bosc tancat	4.094,02	79,65
Bosc dens	86,68	1,69
Bosc obert pastura	294	5,72
Bosc obert tartera	156,34	3,04
Conreus	5,59	0,11
Superfície denudada	118,80	2,31
Edificacions	1,08	0,02
Pastura	334,47	6,51
Pistes	21,84	0,42
Riu	27,25	0,53
TOTAL	5.140,09	100,00

Font: elaboració pròpia

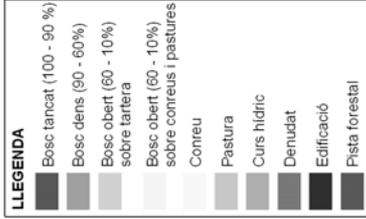
En canvi, l'any 2003 es posa en evidència clarament el procés d'homogeneïtzació amb l'aclaparadora dominància del bosc tancat, que arriba a ocupar el 80 % de la zona d'estudi, en detriment de l'espai agrari (pastura, conreus i bosc obert sobre pastura), que en total arriba a un 12 % de l'àrea d'estudi.

Una vegada quantificats els usos i cobertes del sòl tant de l'any 1957 com de l'any 2003, s'ha analitzat l'evolució que han seguit els diferents usos i cobertes del sòl al llarg dels gairebé cinquanta anys compresos entre el 1957 i el 2003.

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 2003
"estandaritzats"



Mapa 4. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 2003 "estandaritzats"



Font: elaboració pròpia a partir de Vila J., Verga D., Corpà S i Mazon M., 2003.

Taula 13: Evolució entre usos i cobertes del sòl normalitzats 1957-2003

USOS	HECTÀREES	%
Bosc tancat	2.393,61	140,76
Bosc dens	-580,30	-87,00
Bosc obert pastura	-493,93	-62,68
Bosc obert tartera	2,45	1,59
Conreus	-149,05	-96,38
Superfície denudada	-0,67	-0,56
Edificacions	-1,37	-55,75
Pastura	-1.112,04	-76,87
Pistes	-63,93	-74,53
Riu	-0,02	-0,06

Font: elaboració pròpia

La taula anterior posa en relleu encara de manera més clara el procés d'homogeneïtzació que s'ha comentat anteriorment. Cal destacar el bosc tancat, que ha experimentat un creixement del 140 %, cosa que ha provocat un clar procés d'uniformització del paisatge lligat al descens progressiu de la població al llarg dels anys cinquanta endavant. El bosc dens també ha disminuït un 87 %; probablement aquesta disminució s'ha produït per l'evolució del bosc dens cap a bosc tancat. El mateix procés ha pogut succeir amb el bosc obert sobre pastura, que s'ha reduït un 62 %; la pastura, que s'ha reduït un 74 %, i els conreus, que també s'han reduït un 96 % respecte de l'any 1957.

Les edificacions presenten una reducció del 50 %, ja que moltes han quedat totalment derruïdes o han quedat amagades sota el bosc tancat i no s'han pogut digitalitzar. El mateix cas s'ha produït amb les pistes forestals, ja que la reducció del 75 % és deguda al fet que la majoria de pistes estan sota la massa boscosa i són molt difícils de distingir sobre els ortofotomapes.

Per veure més clarament aquesta pèrdua d'espai no forestal que ha anat evolucionant cap a espai forestal, s'ha elaborat la taula següent:

Taula 14: Distribució absoluta i relativa de superfície no forestal del 1957 a l'any 2003

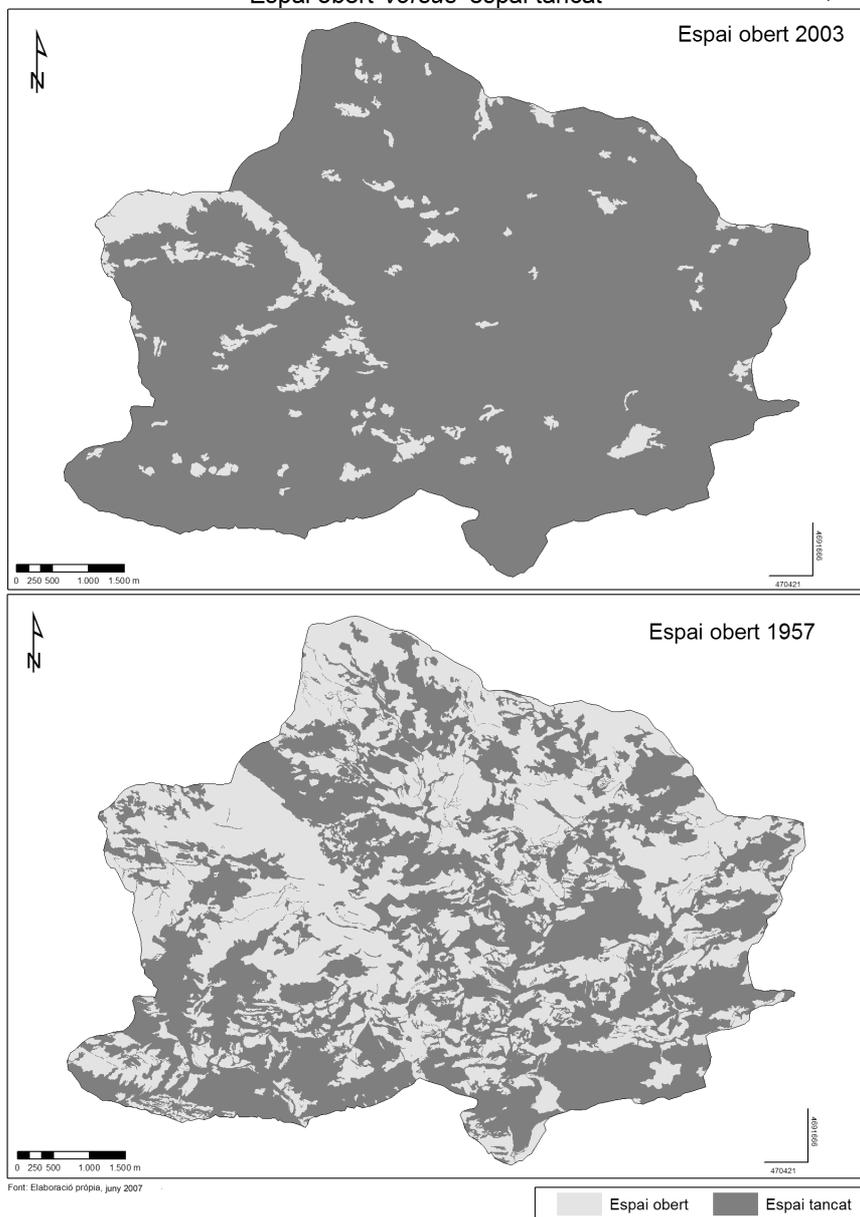
USOS	Ha 1957	Ha 2003	% 1957	% 2003
Conreus	154,64	5,59	3,01	0,11
Pastura	1.446,51	334,47	28,11	6,51
Bosc obert pastura	787,93	294	15,31	5,72
Espai agrari total	2.389,08	634,07	46,43	12,34
Bosc obert tartera	153,89	156,34	2,99	3,04
Superfície denudada	119,47	118,80	2,32	2,31
Espai obert total	2.662,45	1.193,84	51,74	17,69

Font: elaboració pròpia

Com es pot comprovar en la taula anterior, s'ha passat de disposar d'un 46 % d'espai agrari total l'any 1957 a disposar actualment d'un 12 % de la superfície total de la zona d'estudi d'espai agrari actiu. Si, a més de tenir en compte l'espai agrari total, sumem la resta d'espais oberts, podem observar que l'any 1957 el 50 % de la zona estava ocupada per espais no forestals i la resta per espais pròpiament forestals. En canvi, actualment l'espai obert total ha disminuït dràsticament fins a ocupar un 17 % del total de l'espai per l'augment de massa boscosa.

Espai obert versus espai tancat

Mapa 5



4.1.1.2. Canvis en la composició paisatgística en el període 1957-2003

Un altre tipus d'anàlisi que s'ha portat a terme i que es reflecteix en la taula següent són els canvis dels hàbitats agroforestals al llarg d'aquests cinquanta anys; s'ha determinat en què s'han convertit els espais que han canviat d'ús al llarg d'aquest període analitzat agafant com a punt de referència l'ús o coberta del sòl de l'any 1957.

Taula 15: Matriu de canvis de les cobertes i usos del 1957 respecte de les cobertes i usos del 2003

Usos 03 Usos 57	Bosc tancat	Bosc dens	Bosc obert pastura	Bosc obert tartera	Conreus	Superf. Denedada	Pastura	Altres
Bosc tancat	89,6	2,21	2,92	2,32	0	0	2,67	0,28
Bosc dens	82,69	3,53	4,42	6,57	0	0	2,66	0,13
Bosc obert pastura	79,42	6,81	5,64	0	0	0	7,82	0,31
Bosc obert tartera	68,37	0	0	24,6	0	7,03	0	0
Conreus	57,05	0	16,23	0	3,5	0	23,22	0
Pastura	73,34	1,97	11,74	0	0	1,21	11,74	0

Font: elaboració pròpia

En el cas del bosc tancat (vegeu mapa 11), es pot observar que la superfície ocupada per aquesta coberta del sòl l'any 1957 continua sent, tanmateix, bosc tancat de manera majoritària, gairebé el 90 %. El bosc dens (vegeu mapa 10) manifesta una clara evolució cap a bosc tancat, com es pot comprovar amb el 83 %.

Pel que fa al bosc obert sobre pastura (vegeu mapa 8), es torna a produir el mateix que en els darrers casos: una clara evolució cap al bosc tancat (80 %) i el bosc dens (7 %). Un 8 % es recupera per a zona de pastura i només un 5 % perdura com a bosc obert sobre pastura.

El bosc obert sobre tartera (vegeu mapa 9) es conserva només en un 25 % del total. La resta ha evolucionat cap a bosc tancat, una dinàmica que, com s'ha dit, ha quedat reflectida tant en els hàbitats forestals (bosc dens, bosc obert sobre tartera i pastura) com en els hàbitats no forestals (pastures i conreus), i s'emmarca en un canvi socioeconòmic caracteritzat per l'èxode rural.

En el cas dels conreus (vegeu mapa 6), el fet de no tornar a trobar cap percentatge de bosc dens ens indica que ens trobem en l'etapa final de l'evolució dels conreus cap a bosc tancat. Només el 16 % corresponent a bosc

obert fa referència als últims conreus que es van abandonar a la zona; el 23 % restant mostra un canvi en l'ús de sòl, s'ha deixat de conrear i ha passat a ser una zona de pastura per al bestiar, de manera permanent o provisional.

Finalment, en el cas de la pastura (vegeu mapa 7), a més de continuar posant de manifest la marcada evolució cap a bosc tancat, es pot observar que la mínima proporció de bosc dens (2 %) pot ser deguda al fet que ens trobem en l'etapa final d'aquesta evolució de pastura cap a bosc tancat, que ha estat provocada per l'abandó de l'activitat ramadera a partir dels anys cinquanta a causa del despoblament rural. El 12 % de bosc obert present s'ha constituït a partir de les últimes pastures abandonades.

El mateix tipus d'anàlisi, però des d'un punt de vista retrospectiu, ens permet observar a partir d'un ús o coberta actual quina ha estat la seva evolució des del 1957, és a dir, quins usos i cobertes del sòl corresponien a l'any 1957, i evidentment això permet mesurar les quantitats absolutes i percentuals de canvi.

Taula 16: Retrospecció de les cobertes i usos del 2003 respecte de les cobertes i usos del 1957

Usos 57 Usos 03	Bosc tancat	Bosc dens	Bosc obert pastura	Bosc obert tartera	Conreus	Superf. Denudada	Pastura	Altres
Bosc tancat	36,78	13,53	15,49	2,87	2,26	2,87	25,83	0,37
Bosc dens	14,53	8,76	43,46	0	0	0	33,25	0
Bosc obert pastura	17,09	10,29	15,99	0	5,58	0	51,05	0
Bosc obert tartera	27,17	30,32	0	38,65	0	3,4	0	0,46
Conreus	0	0	0	0	100	0	0	0
Pastura	14,32	5,42	18,32	0	10,89	0	50,93	0,12

Font: elaboració pròpia

Si analitzem el que era el bosc tancat actual (2003) l'any 1957, ens trobem, com es podia esperar, que bona part del bosc actual (vegeu mapa 17) té el seu origen en diferents usos i cobertes del sòl, com ara el mateix bosc tancat, el bosc dens, el bosc obert, les pastures i els conreus. En aquest sentit, cal remarcar que menys del 37 % era també bosc tancat l'any 1957 i que, d'altra banda, la pastura del 1957 ha estat la que més hectàrees ha aportat a l'actual bosc tancat, ni més ni menys que 1052 ha, cosa que representa més del 25 % del total, quantitat seguida, a relativa distància, pel bosc obert sobre pastura,

és a dir, també espai ramader (618 ha, 15,19 %) i bosc dens (551,6 ha, 13,53 %).

En el cas del bosc dens (vegeu mapa 16), el poc que trobem en l'actualitat procedeix, tanmateix, de manera majoritària de la desaparició de l'espai ramader, ja sigui pastura (33,25 %) o principalment bosc obert sobre pastura (43,46 %).

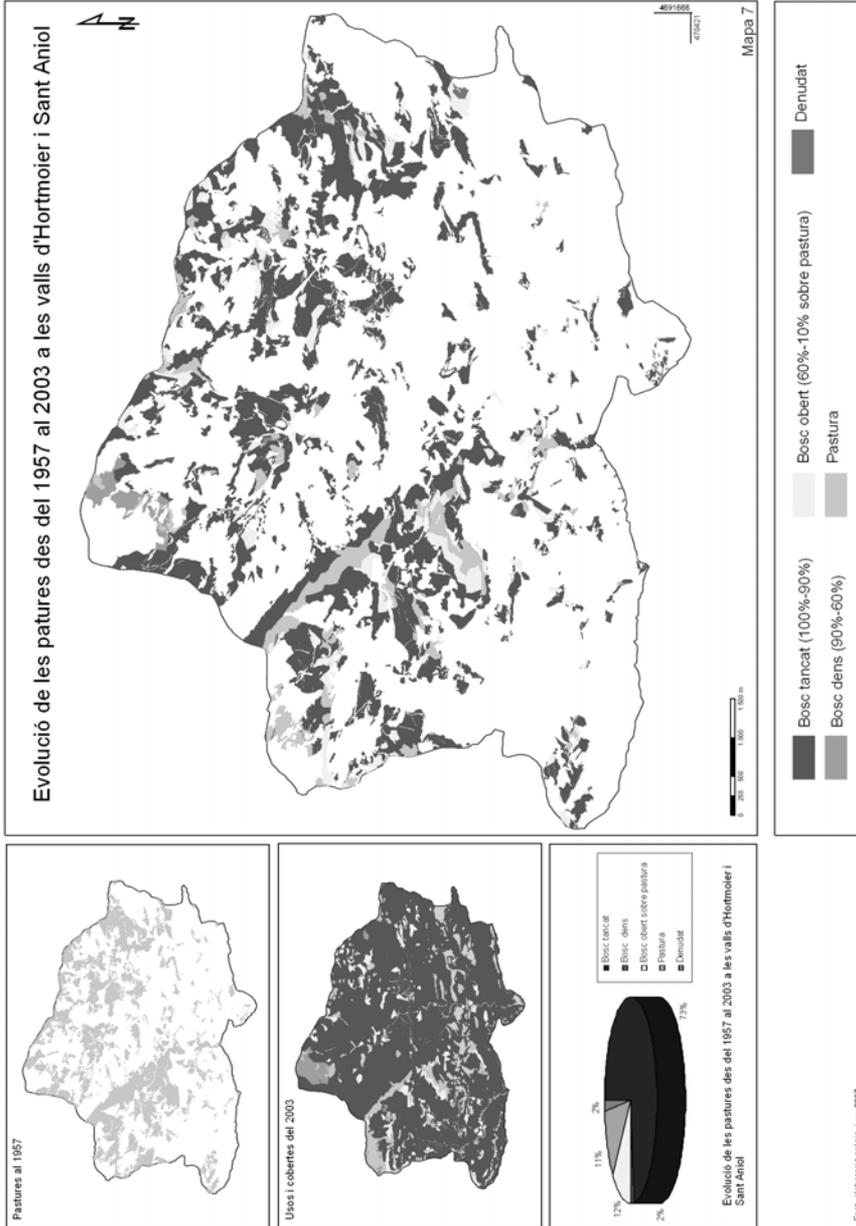
El cas del bosc obert sobre pastura (vegeu mapa 14) segueix una dinàmica lògica i ens trobem que la major part té el seu origen en antigues pastures (51 %) que han iniciat el procés de reforestació. Només perdura el bosc obert (16 %) de l'any 1957.

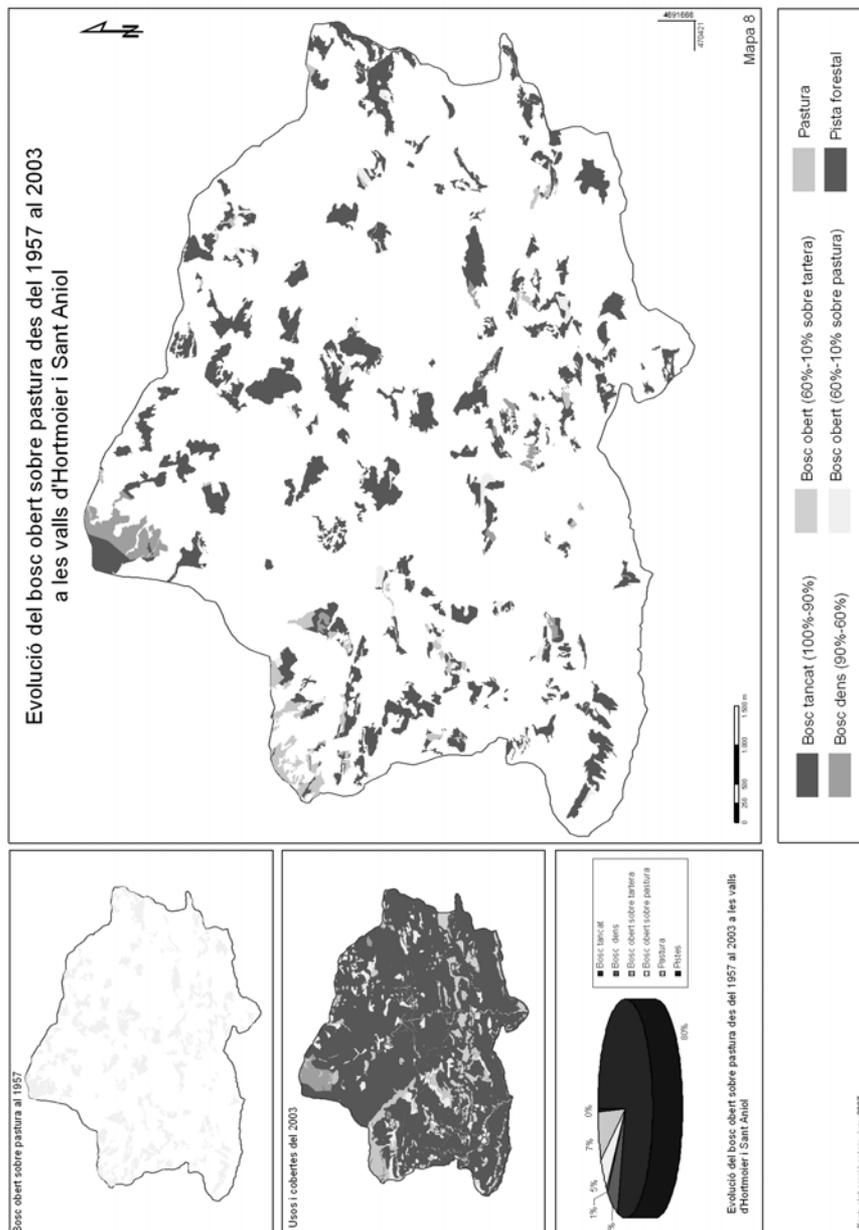
En el cas del bosc obert sobre tartera (vegeu mapa 15), que ocupa un espai mínim de l'àrea estudiada, ens trobem amb unes dades força més discutibles i difícils d'interpretar. En aquest cas, ens trobem que el resultat ens remet al fet que el 30 % prové de bosc dens i el 27 %, de bosc tancat. Aquesta obertura per part del bosc podria explicar-se en el cas d'haver-se produït algun incendi o un despreniment a la zona de tartera. També podria ser degut a un error en l'ortorectificació, ja que a les zones on trobem aquest tipus d'hàbitat (zones de cingleres) la deformació de la fotografia és més gran. La situació esperada hauria estat que la majoria de bosc dens que trobem actualment procedís del bosc obert sobre tartera del 1957, tot i que, pel seu caràcter potencial, s'hauria mantingut en gran manera.

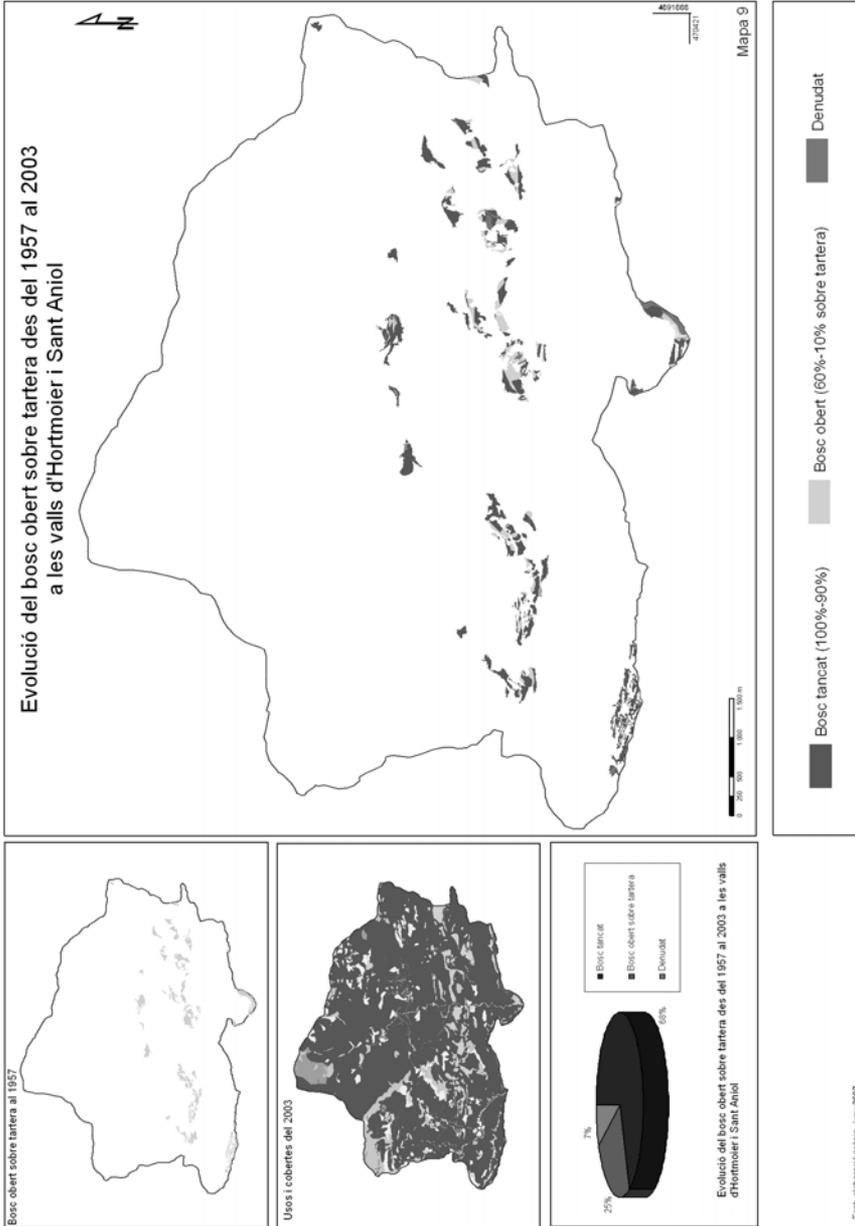
En el cas de les pastures (vegeu mapa 13), podem observar que un 50 % de les pastures actuals provenen de les pastures de l'any 1957, un 18 % del bosc obert sobre pastura, i un 11 % de l'abandó dels conreus. El 20 % restant procedeix de l'obertura de noves zones de pastura.

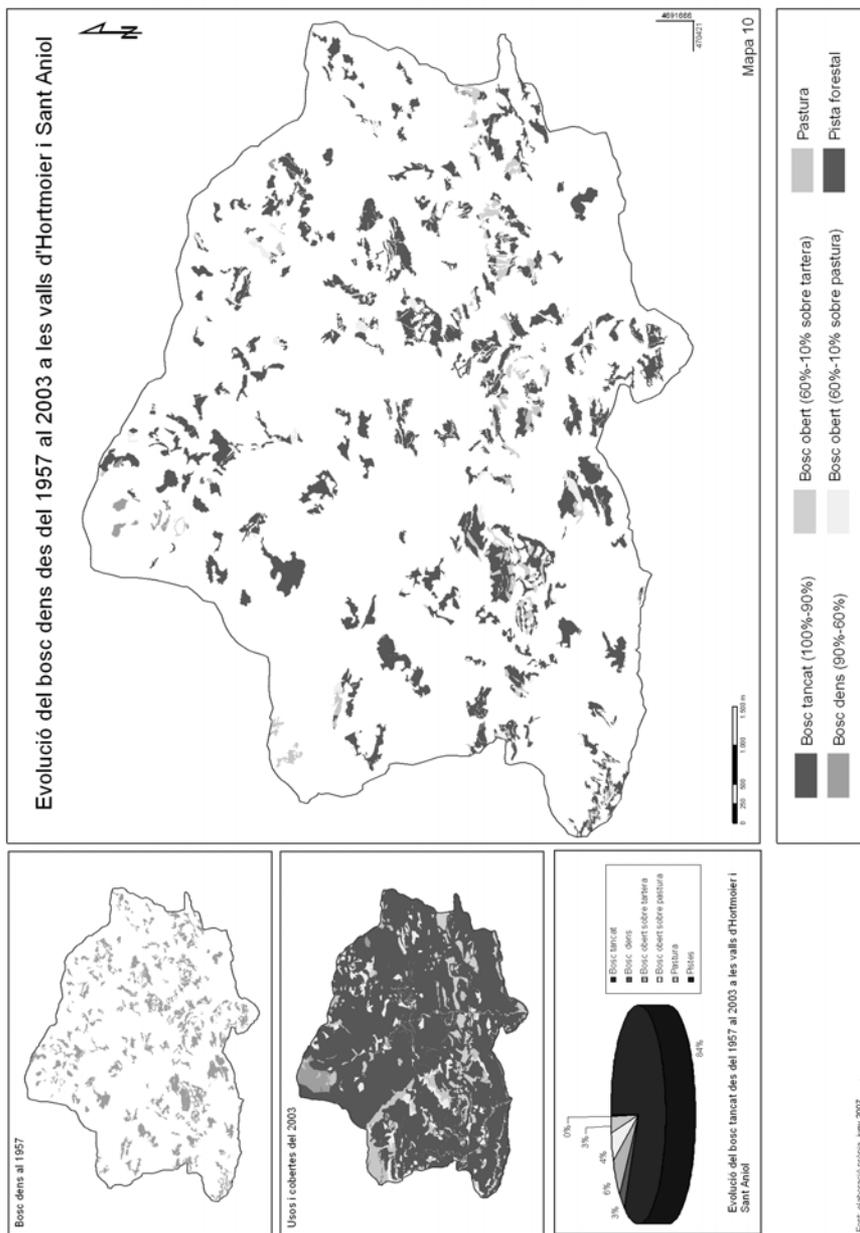
Finalment, en el cas dels conreus (vegeu mapa 12), ens trobem que el 100 % ja desenvolupava aquesta mateixa funció l'any 1957. En definitiva, són petites tesselles que engloben una superfície ínfima del territori estudiat i que han perdurat des de llavors.

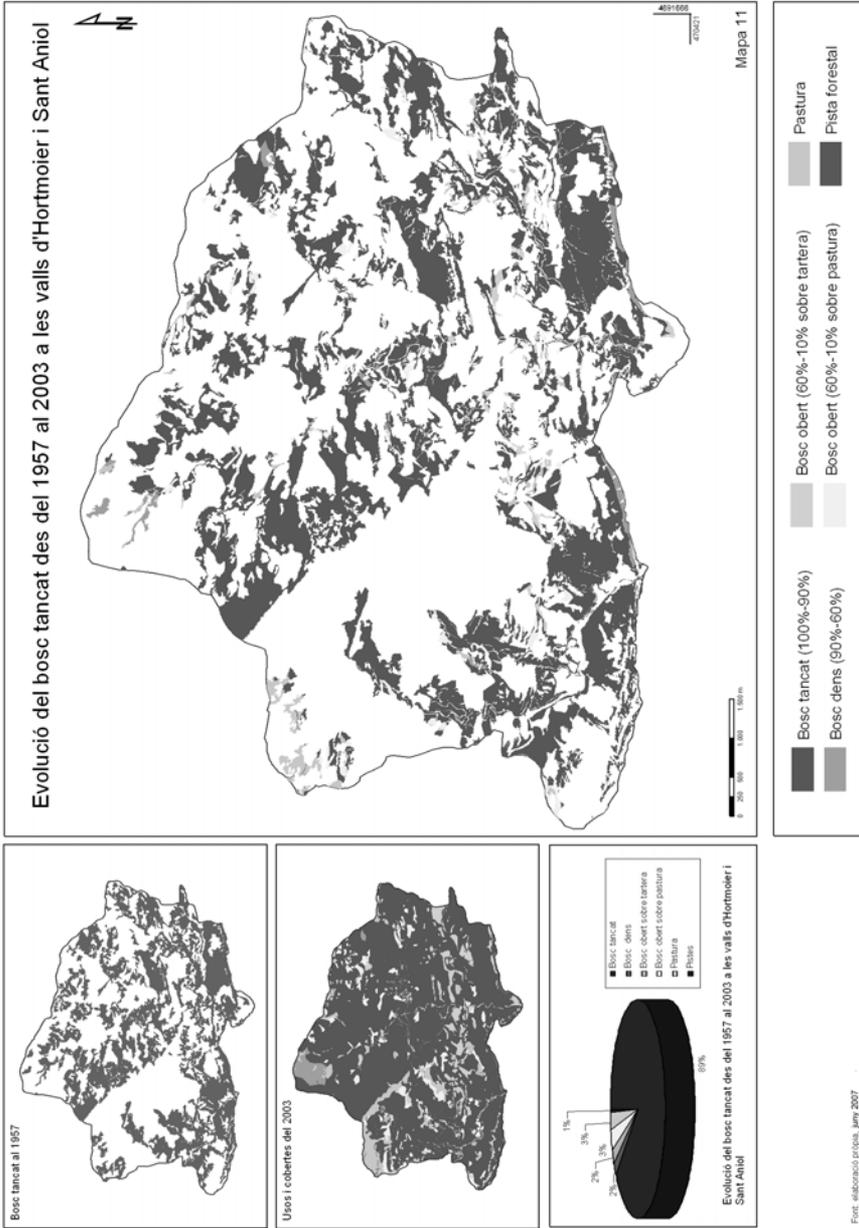


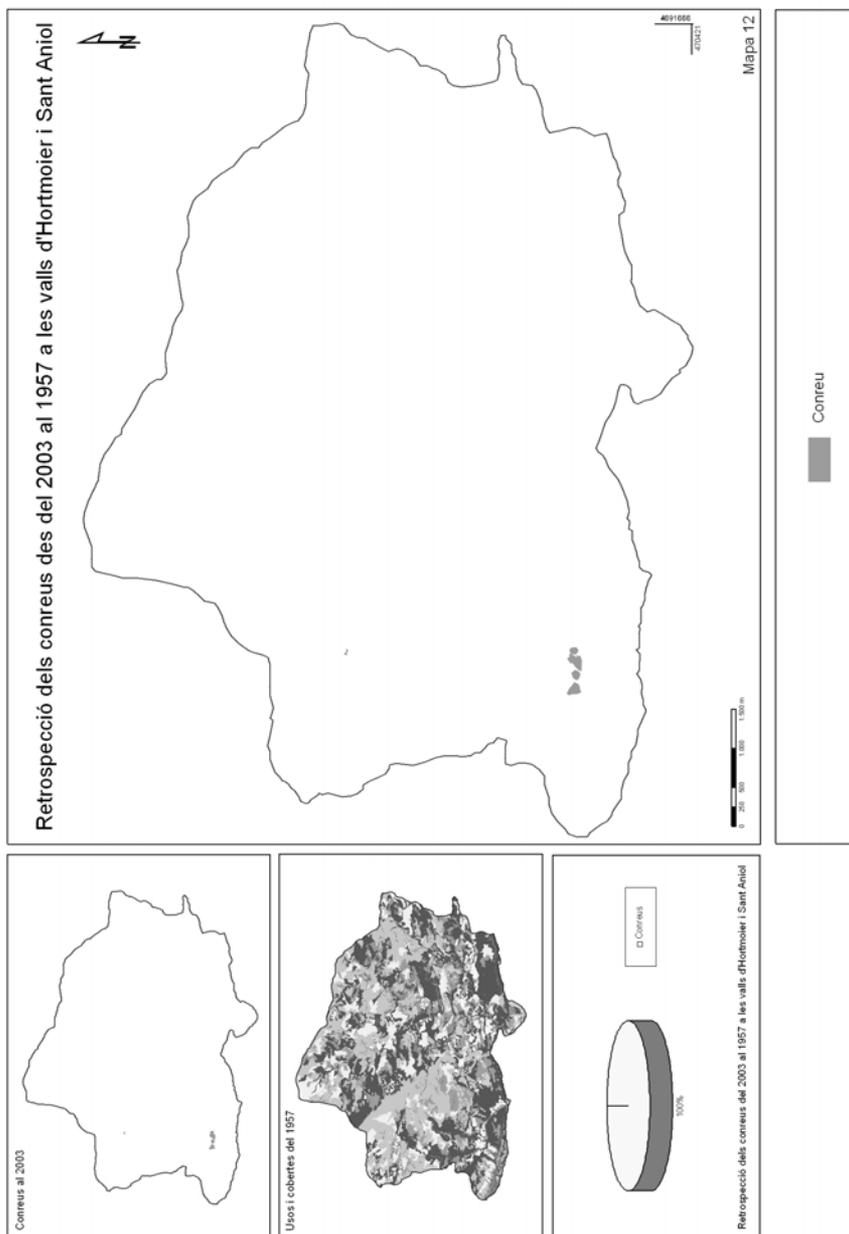


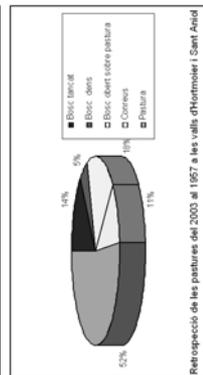
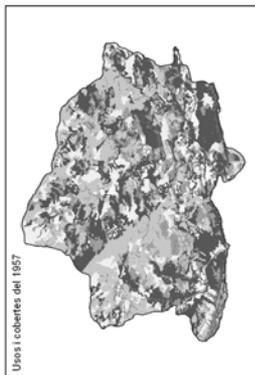
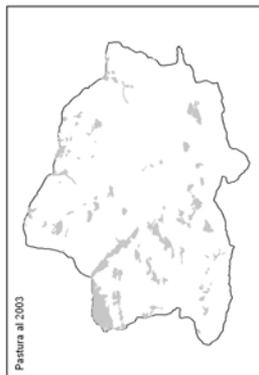
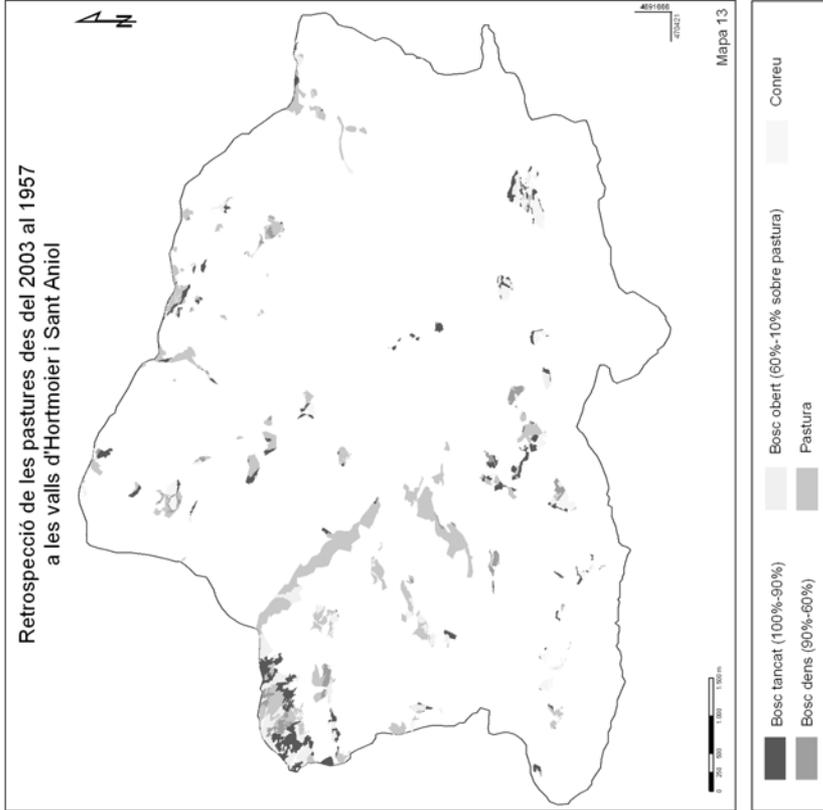




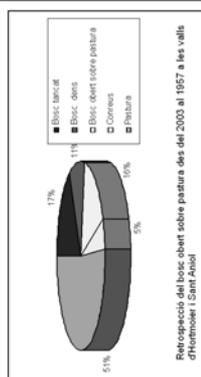
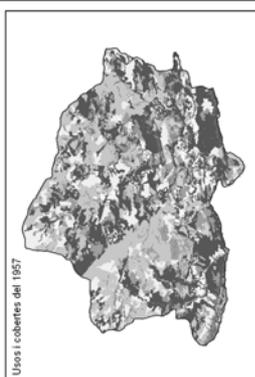
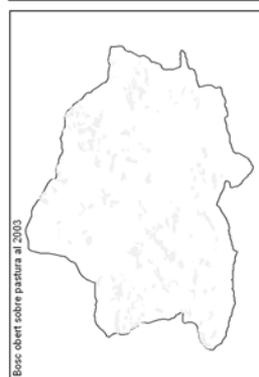
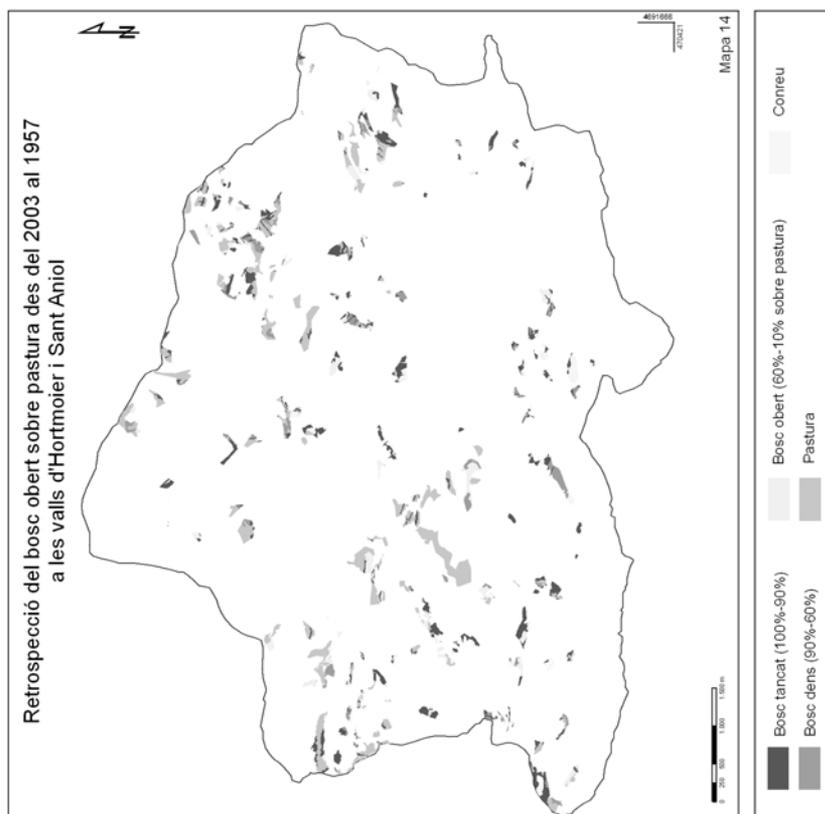




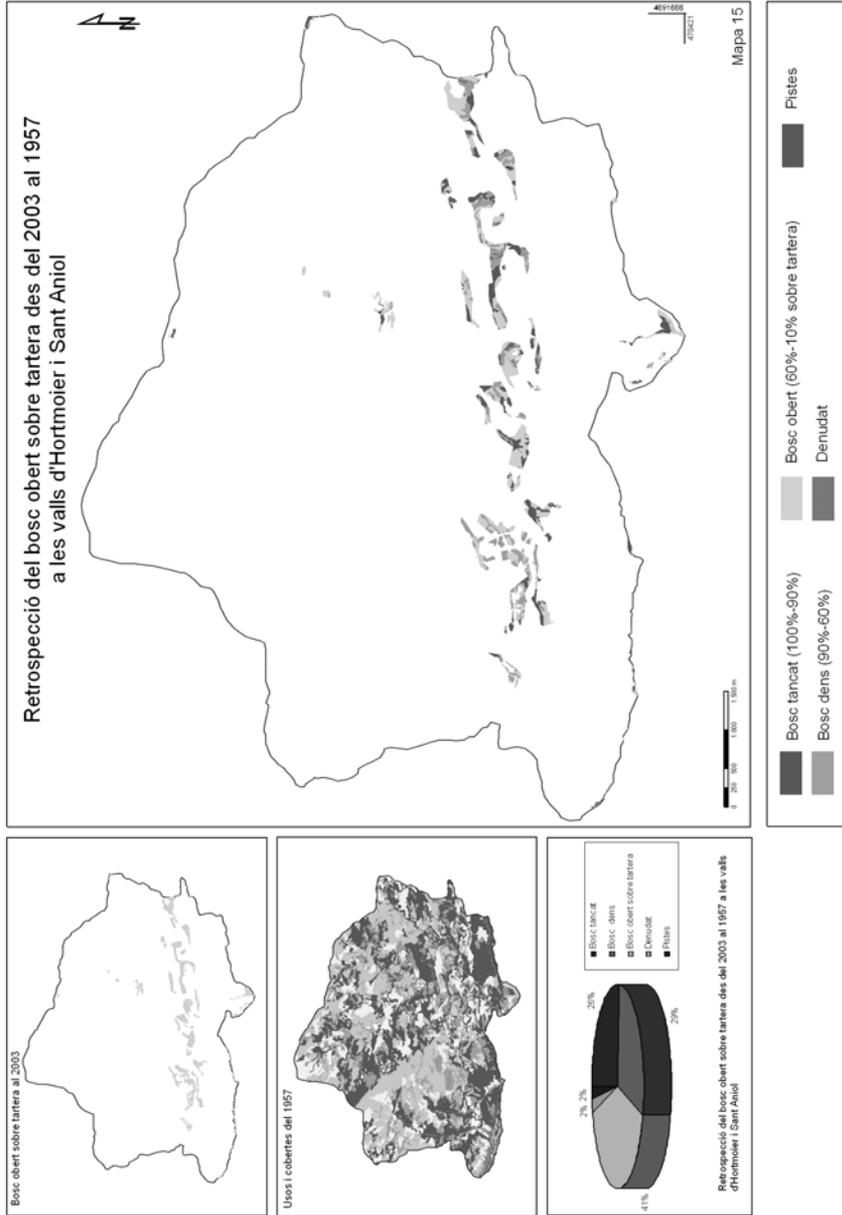


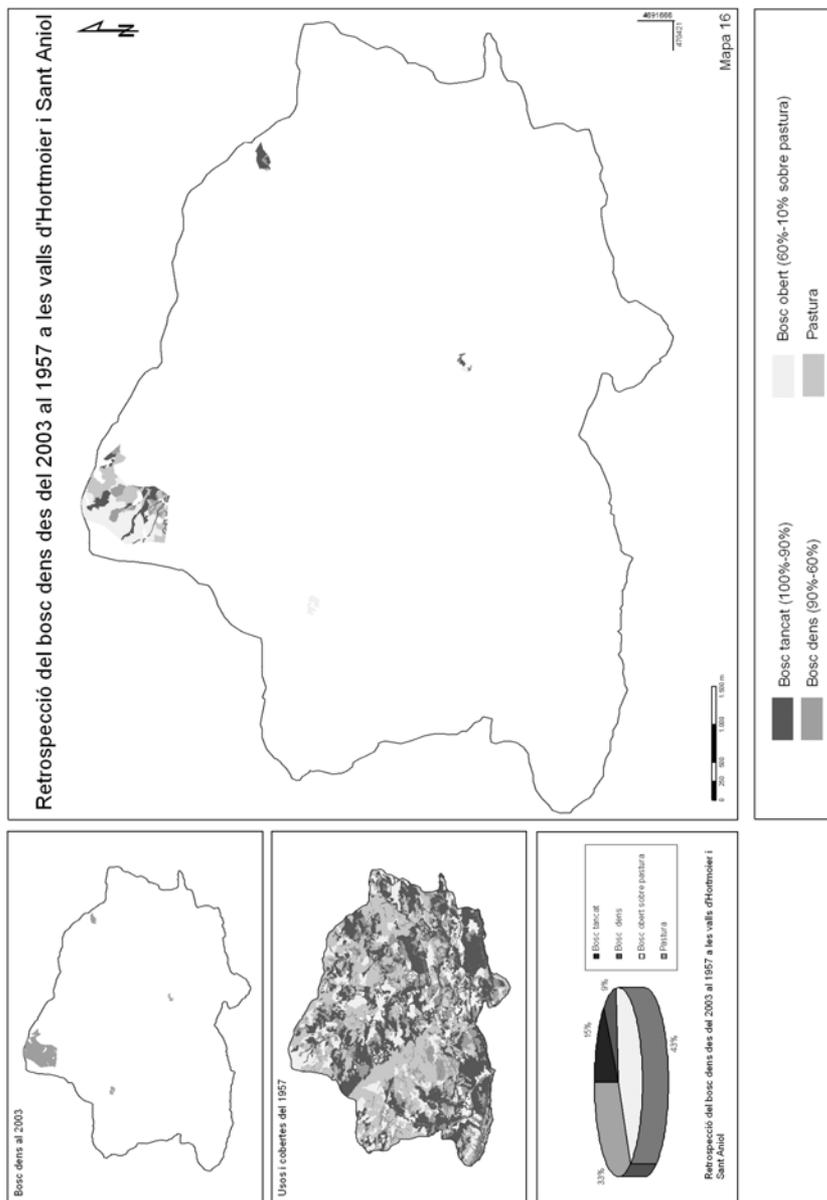


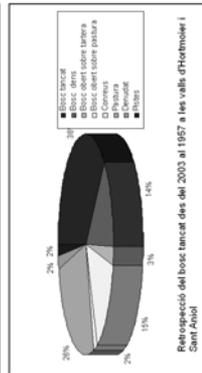
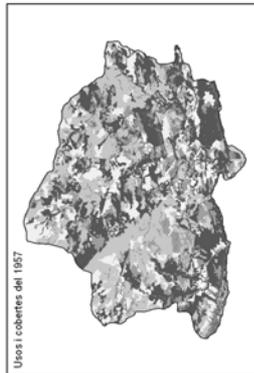
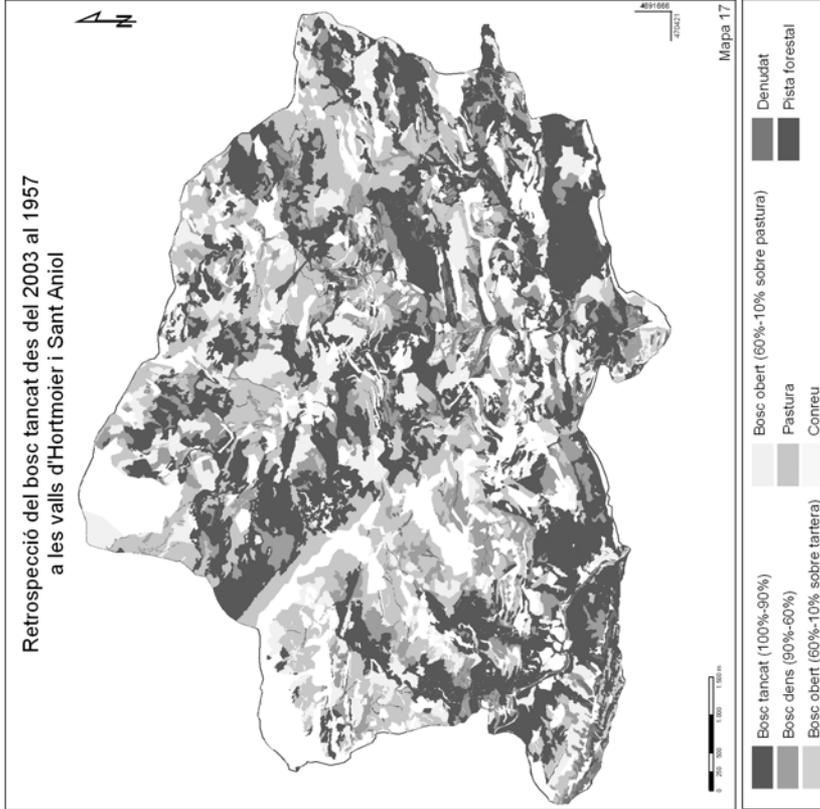
Font: elaboració pròpia, Juny 2007



Font: elaboració pròpia, Juny 2007



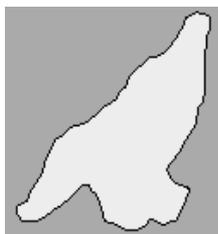




4.1.2. Anàlisi de la configuració paisatgística

Les dades sobre l'estructura paisatgística de l'àrea d'estudi que es presenten a continuació són fruit de la seva anàlisi i caracterització mitjançant Fragstat. Aquest programa ens permet avaluar els canvis que s'han produït al llarg del període d'estudi en tres nivells d'anàlisi: un a nivell de fragments, un segon a nivell de classe i, finalment, un tercer a nivell de tot el paisatge.

4.1.2.1. Anàlisi d'índexs per tesselles



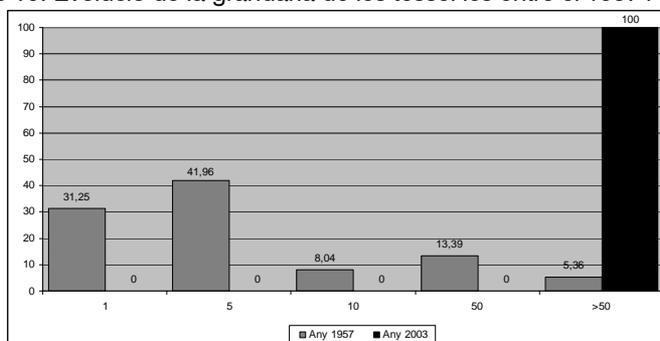
Aquesta primera anàlisi per tesselles ens dóna una visió general sobre els canvis dels espais agraris i forestals que s'han produït i s'estan produint a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol en el període d'estudi comprès entre el 1957 i el 2003. Cal dir que entenem per *tessella* cadascuna de les peces que s'han diferenciat dels distints usos i cobertes del sòl.

Posteriorment, en l'anàlisi per classes s'entrarà més en detall i es caracteritzaran aquests processos.

Bosc tancat

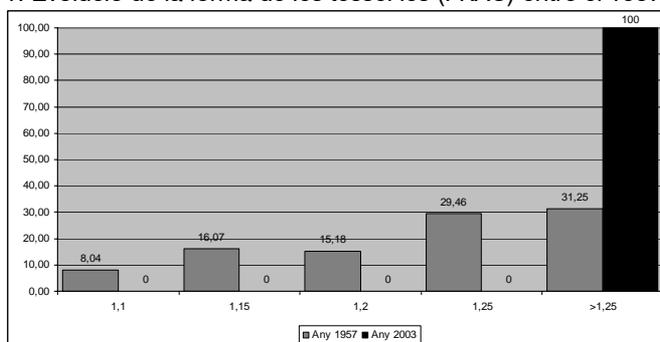
Les tesselles de bosc tancat exemplifiquen de manera immillorable el procés d'homogeneïtzació del territori estudiat, un procés que, tanmateix, està vinculat a la fragmentació dels espais oberts. En aquest cas concret, com es pot observar en els gràfics següents, s'ha reduït el nombre de tesselles de l'any 1957 fins a arribar a constituir una única tessella de 4.100 ha (un 80 % de la zona d'estudi). És per aquest motiu que els canvis en la forma i la connectivitat respecte de l'any 1957 no tenen importància.

Gràfic 10: Evolució de la grandària de les tessel·les entre el 1957 i el 2003



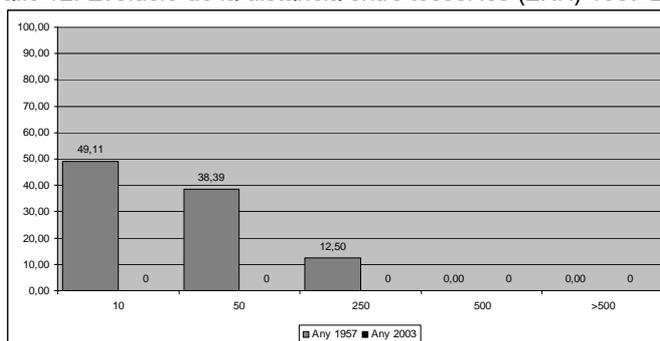
Font: elaboració pròpia

Gràfic 11: Evolució de la forma de les tessel·les (FRAC) entre el 1957 i el 2003



Font: elaboració pròpia

Gràfic 12: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003

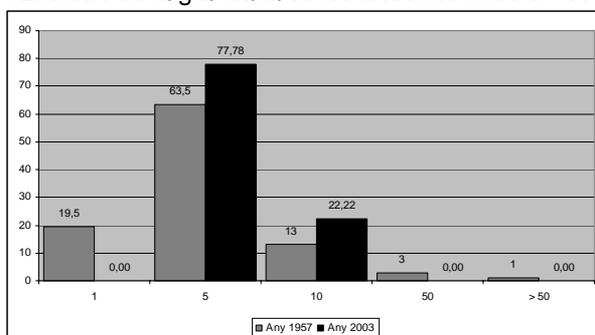


Font: elaboració pròpia

Bosc dens

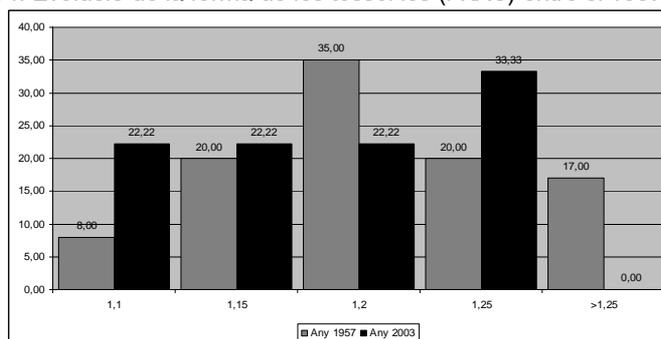
Les dades referides al bosc dens estan molt condicionades pel fet que la seva presència és testimonial, hi ha molt pocs fragments i l'àrea és relativament reduïda. Pel que fa a la grandària, existeix una uniformitat destacada en la classe (1-5 hectàrees), en què es concentren el 78 % de les tessel·les de bosc dens, contra l'heterogeneïtat de grandàries de l'any 1957. També veiem un increment en la complexitat i irregularitat de la forma de les tessel·les respecte de l'any 1957, a més de la pèrdua de connectivitat entre les tessel·les, ja que el 67 % d'aquestes tessel·les estan a més de 250 metres de distància i, en canvi, l'any 1957 únicament el 2 % de les tessel·les estaven per sobre dels 250 metres. En aquest cas, i fruit de l'homogeneïtzació del bosc tancat, les tessel·les de bosc dens s'estan desagregant (fragmentant) i transformant en bosc tancat.

Gràfic 13: Evolució de la grandària de les tessel·les entre el 1957 i el 2003



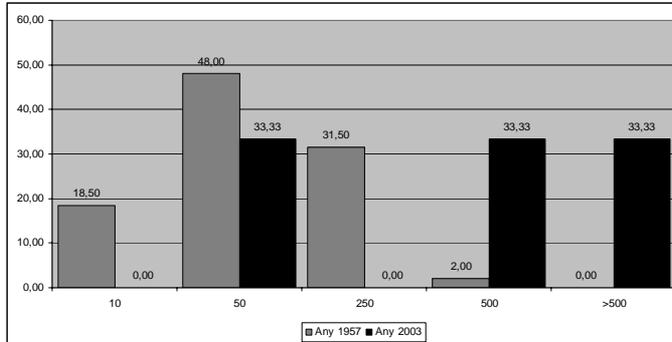
Font: elaboració pròpia

Gràfic 14: Evolució de la forma de les tessel·les (FRAC) entre el 1957 i el 2003



Font: elaboració pròpia

Gràfic 15: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003

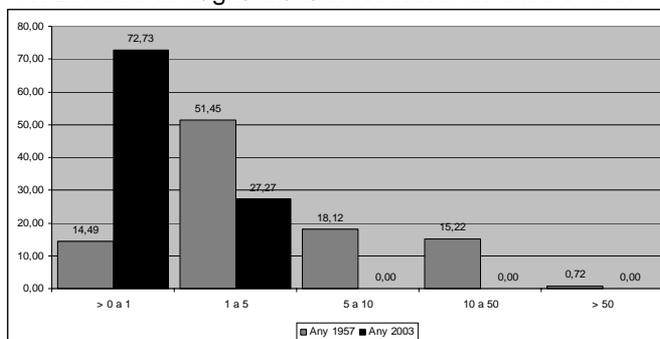


Font: elaboració pròpia

Bosc obert sobre pastura

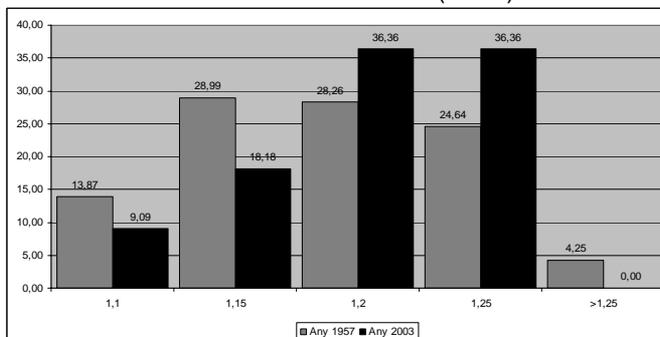
Les gràfiques següents referides a les tessel·les de bosc obert sobre pastura mostren una clara tendència de fragmentació, caracteritzada per un augment en el nombre de tessel·les de grandària reduïda (73 %) respecte de l'heterogeneïtat en la grandària entre les diferents classes de l'any 1957. Tot plegat acompanyat per un increment en la irregularitat i complexitat de les formes de les tessel·les i en la connectivitat i distància entre aquestes tessel·les, com reflecteixen el 36 % de tessel·les l'any 2003 amb un índex elevat de complexitat de forma contra el 29 % de l'any 1957, a més del 36 % de les tessel·les totals l'any 2003, que estan a una distància de més de 250 metres les unes de les altres contra el 3 % que representaven l'any 1957 les tessel·les situades a més de 250 metres.

Gràfic 16: Evolució de la grandària de les tessel·les entre el 1957 i el 2003



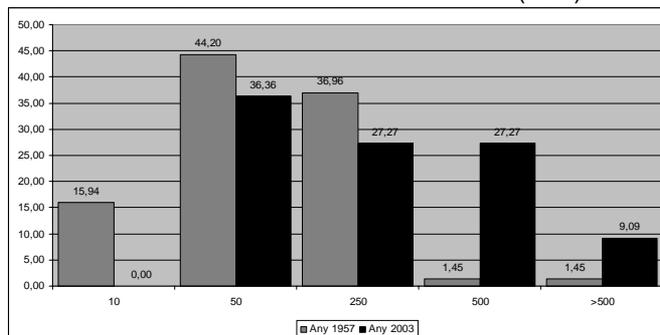
Font: elaboració pròpia

Gràfic 17: Evolució de la forma de les tessel·les (FRAC) entre el 1957 i el 2003



Font: elaboració pròpia

Gràfic 18: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003

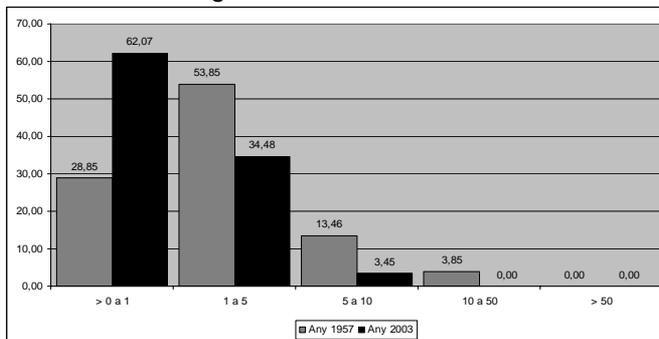


Font: elaboració pròpia

Bosc obert sobre tartera

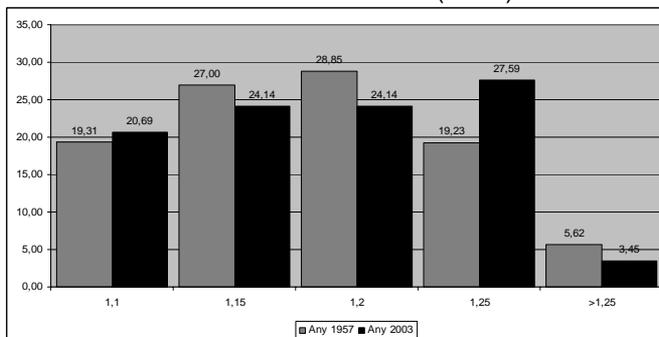
Els canvis experimentats pel bosc obert sobre tartera se centren, principalment, en una reducció de la grandària de les tessel·les: primer —s'ha passat de disposar d'un 29 % de tessel·les compreses en la classe > 0-1 ha l'any 1957 a disposar d'un 62 % actualment—, i segon, en un augment de l'aïllament entre tessel·les —l'any 1957 el 50 % de les tessel·les estaven a una distància compresa entre 10 i 50, i actualment aquesta distància ha augmentat fins a 50-250. L'índex de forma no mostra canvis significatius entre tots dos anys.

Gràfic 19: Evolució de la grandària de les tessel·les entre el 1957 i el 2003



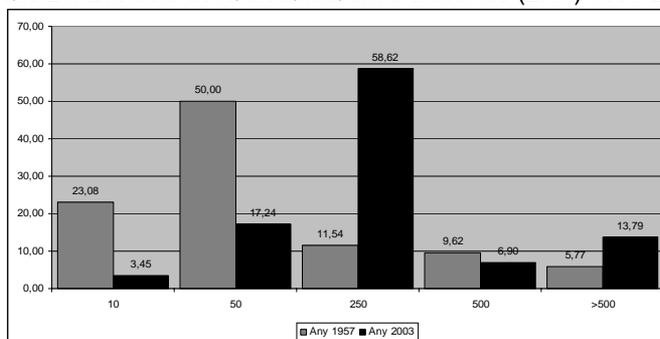
Font: elaboració pròpia

Gràfic 20: Evolució de la forma de les tessel·les (FRAC) entre el 1957 i el 2003



Font: elaboració pròpia

Gràfic 21: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003

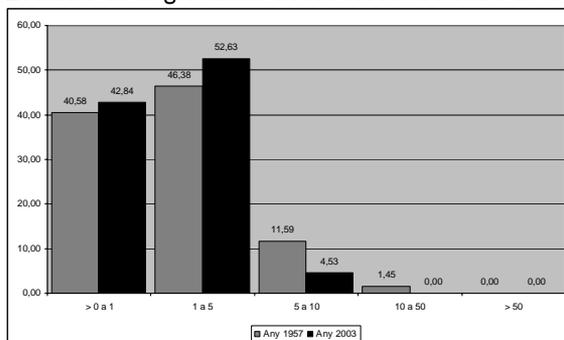


Font: elaboració pròpia

Conreus

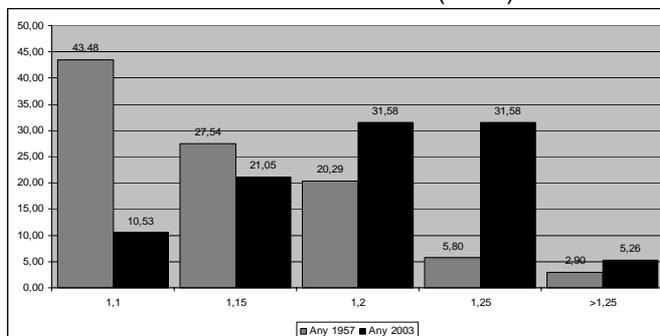
Dels conreus destaquen especialment tres consideracions: primer, la reducció en la grandària de les tessel·les per l'abandó de l'activitat agrària ocasionada pel despoblament rural que es va produir a l'àrea d'estudi a partir dels anys cinquanta, sobretot les explotacions de 5 a 10 hectàrees, que han passat d'ocupar el 12 % l'any 1957 al 4 % l'any 2003; segon, la complexitat i irregularitat de la forma de les tessel·les, amb un índex elevat de complexitat de forma (37 %) l'any 2003 contra el 7 % del total de tessel·les l'any 1957, i finalment, quant a la distància mitjana entre els diferents fragments de conreus, s'observa un descens respecte del 1957, en què el 30 % de les tessel·les de conreus estaven per sobre dels 250 metres de distància les unes de les altres respecte del 4 % actual. En canvi, les tessel·les que estaven a una distància mitjana de 10 a 50 actualment representen el 79 % contra el 52 % de l'any 1957. Aquest fet ens indica que s'ha produït una concentració dels conreus en zones molt concretes, principalment a les fondalades de les valls, en detriment de la forta distribució i representació que es donava a l'espai l'any 1957.

Gràfic 22: Evolució de la grandària de les tessel·les entre el 1957 i el 2003



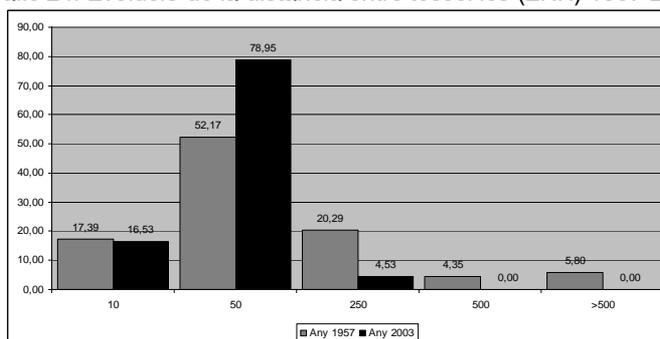
Font: elaboració pròpia

Gràfic 23: Evolució de la forma de les tessel·les (FRAC) entre el 1957 i el 2003



Font: elaboració pròpia

Gràfic 24: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003

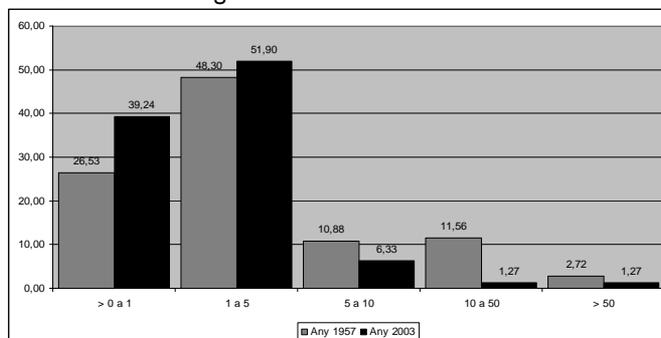


Font: elaboració pròpia

Pastures

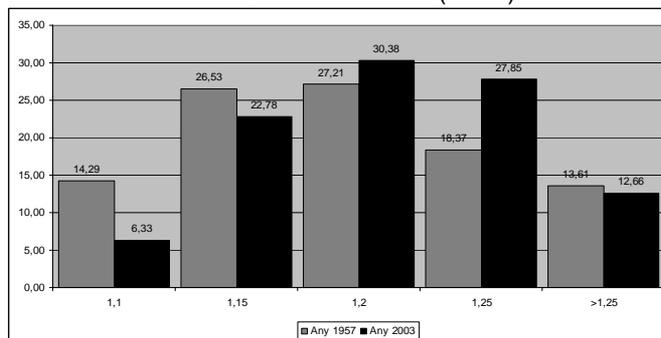
Les tesselles de pastura, com la resta d'espais oberts, es caracteritzen perquè reflecteixen un clar procés de fragmentació en el període 1957-2003. S'observa un augment destacat en el nombre de tesselles de poca grandària: el 91 % de les tesselles del 2003 són inferiors a 5 hectàrees, contra el 75 % del 1957. A més, els índexs de forma i connectivitat acaben per confirmar aquest procés amb l'augment de la seva irregularitat, caracteritzats, d'una banda, per àrees petites amb grans perímetres, cosa que representa el 71 % de les tesselles actuals contra el 57 % de les tesselles del 1957, i, de l'altra, per l'augment de la distància entre tesselles, amb el consegüent aïllament, i una prova d'això és el 10 % de les tesselles de l'any 2004 que estan a més de 250 metres contra el 4 % de l'any 1957.

Gràfic 25: Evolució de la grandària de les tesselles entre el 1957 i el 2003



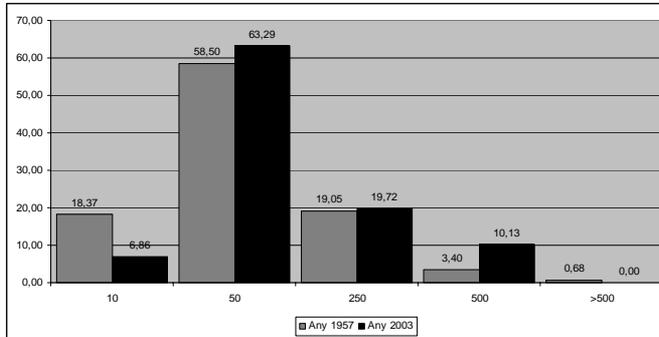
Font: elaboració pròpia

Gràfic 26: Evolució de la forma de les tesselles (FRAC) entre el 1957 i el 2003



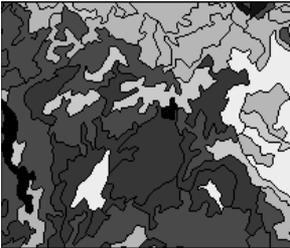
Font: elaboració pròpia

Gràfic 27: Evolució de la distància entre tessel·les (ENN) 1957-2003



Font: elaboració pròpia

4.1.2.2. Anàlisi d'índexs per classe



En les dues taules següents es recullen els canvis que hi ha hagut en l'estructura paisatgística pel que fa a les classes. Cal dir que entenem per *classes* cadascun dels tipus d'usos i cobertes del sòl. En aquest cas, s'analitzen els canvis en el nombre de tessel·les, en la vora i en la forma que s'han produït a la zona d'estudi al llarg d'aquests últims cinquanta anys.

Per fer aquesta anàlisi s'han deixat de banda aquelles classes que han tingut canvis insignificants tant en la composició com en la configuració del paisatge, com és el cas de les edificacions, les pistes forestals, les denudacions i el curs hídic.

En aquesta primera taula (vegeu taula 17) cal destacar de manera especial els resultats de les variables següents: mida mitjana (MPS), densitat de tessel·les (PD) i densitat de vora (ED). A primera vista, i tenint en compte l'índex MPS, podem determinar dos comportaments:

— Un augment de la superfície mitjana de les tessel·les d'espais tancats, com ara el bosc tancat en 4.085 hectàrees i el bosc dens al voltant de les 2 hectàrees.

— I un segon comportament de reducció de la superfície mitjana de les tesselles vinculades a espais oberts, en què destaquen el bosc obert sobre pastura de 3,61 ha i les pastures de 4,28 ha.

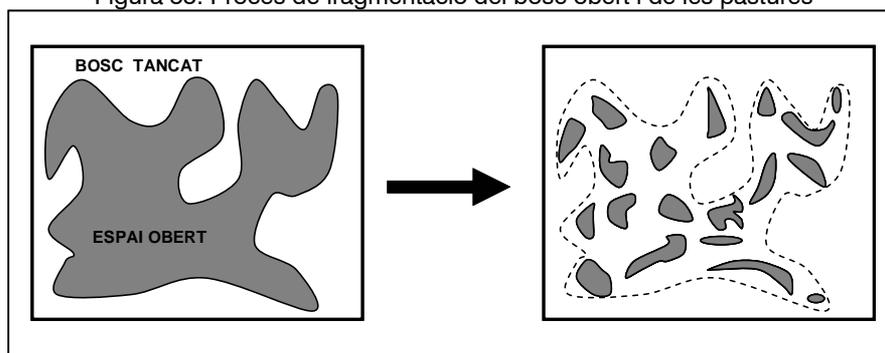
Quant a l'índex PD, podem observar tres comportaments diferents:

— D'una banda, el bosc tancat i el bosc dens, el nombre de tesselles dels quals s'ha reduït. En el cas del bosc dens és evident, ja que, com s'ha comentat amb anterioritat, ha perdut 580 hectàrees respecte a l'any 1957 i, per tant, encara que la densitat de tesselles s'hagi reduït, les que han perdurat han estat les de més grandària. El cas del bosc tancat ha arribat a l'extrem que una única tessella englobi el 80 % de l'àrea d'estudi, una mostra clara del procés d'homogeneïtzació en què està immersa la zona d'estudi.

— Un segon comportament, caracteritzat per l'augment del nombre de tesselles del bosc obert sobre tartera, del bosc obert sobre pastura i de les pastures, a més d'una reducció de la superfície mitjana de les seves tesselles, ens descriu un procés de fragmentació en què les tesselles del 1957 s'estan trencant en peces petites a causa de la colonització del bosc tancat i dens d'aquests espais.

— El tercer comportament està en els conreus, en què tant la superfície mitjana com la densitat de fragments s'han reduït. Aquesta reducció de les tesselles és fruit principalment de la completa colonització del bosc d'aquests espais i pel canvi en el seu ús: molts conreus s'han convertit en zona de pastures.

Figura 58: Procés de fragmentació del bosc obert i de les pastures



Font: elaboració pròpia

En l'anàlisi corresponent a la vora de les tessel·les de cada classe, cal destacar principalment la reducció progressiva de la densitat de vora de tots els usos i cobertes del sòl al llarg del període d'estudi. Aquest procés està lligat a l'homogeneïtzació del bosc contra els espais oberts, ja que la reducció de la superfície i del nombre de tessel·les de les diferents classes d'espais oberts ha passat a formar part d'una única tessel·la dominant de bosc tancat que ha produït aquesta reducció de vora i de perímetre total. Això queda demostrat en l'índex ED, en què la densitat de vora del bosc tancat i del bosc dens s'ha reduït en 58 i 79 metres/hectàrea. En canvi, entre els espais oberts on més s'ha reduït la densitat de vora hi ha les pastures i el bosc obert sobre pastura, en 54 i 59 m/ha, respectivament.

Aquest procés de pèrdua de vora, tal com s'ha comentat amb anterioritat, té unes repercussions sobre les espècies que viuen en aquests hàbitats de transició, hàbitats amb una riquesa biològica elevada.

Taula 17: Comparació anàlisi per classes d'àrees i vora 1957-2003

CLASSE	Δ MPS	Δ PD	Δ ED
Bosc tancat	4.084,83	-3,6	-57,7192
Bosc dens	1,8	-4,81	-79,0466
Bosc obert sobre tartera	-1,31	1,08	-11,6774
Bosc obert sobre pastura	-3,61	2,99	-59,243
Cultius	-0,26	-2,41	-9,8107
Pastures	-4,28	1,1	-54,0084

Font: elaboració pròpia

MPS: grandària mitjana dels fragments (*mean patch size*)

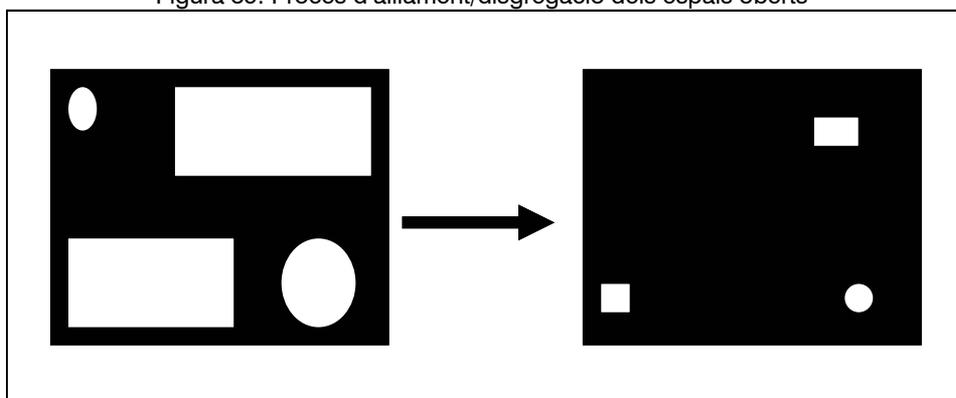
PD: densitat de fragments (*patch density*)

ED: densitat de vora (*edge density*)

Aquesta segona taula (vegeu taula 18) amb els índexs de forma i de connectivitat també posen de manifest clarament les dinàmiques d'homogeneïtzació-fragmentació que hi ha hagut a l'àrea d'estudi. En aquest cas, cal remarcar les variables o índexs següents: GYRATE, PAFRAC, ENN i COHESION (vegeu descripció apartat metodologia pàgines 118).

Com s'ha comentat amb anterioritat, els espais oberts, sobretot el bosc obert sobre pastura, els cultius i les pastures, han tingut un clar procés de fragmentació. Una clara evidència d'això es pot veure en la taula següent, on l'índex de compacitat de les tessel·les (GYRATE) s'ha reduït en els tres ambients oberts, l'índex de complexitat de forma (PAFRAC) s'ha incrementat també en els tres ambients i, finalment, els índexs de connectivitat en el primer cas (ENN), on la distància entre tessel·les de la mateixa classe ha augmentat i la cohesió (COHESION) entre tessel·les també s'ha reduït, han afavorit una disgregació o dispersió de les tessel·les d'aquests ambients oberts.

Figura 59: Procés d'aïllament/disgregació dels espais oberts



Font: elaboració pròpia

En canvi, el bosc tancat experimenta un comportament absolutament contrari, com es reflecteix en la reducció de la complexitat de forma de tessel·la (PAFRAC), en la reducció de la distància entre tessel·les del bosc tancat i en l'augment de cohesió i unió (COHESION) entre tessel·les d'aquest ambient forestal, cosa que dóna lloc a un procés d'homogeneïtzació clar. Encara que l'índex de compacitat (GYRATE) ens indiqui que hi ha una pèrdua, aquest fet és degut al mateix càlcul de l'índex que preveu la distància mitjana de tots els píxels de la tessel·la al seu centroid; en el cas de la tessel·la del 2003, el bosc tancat, com que ocupa el 80 % de l'àrea d'estudi, ha afavorit que el valor de l'índex GYRATE d'aquest any sigui molt superior al del 1957 i que en fer la comparació surti un valor negatiu.

Taula 18: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat 1957-2003

CLASSE	Δ GYRATE	Δ PAFRAC	Δ ENN	Δ COHESION
Bosc tancat	-40,4537	-0,086	-19,13	0,4068
Bosc dens	4,4994	0,0117	921,52	-0,1226
Bosc obert sobre tartera	-44,212	-0,0165	58,83	-2,2288
Bosc obert sobre pastura	-57,2519	0,0834	-19,24	-5,4739
Cultius	-9,7654	0,1405	466,84	-0,2186
Pastures	-38,847	0,1242	80,29	-1,582

Font: elaboració pròpia

GYRATE: radi de gir (*radius of gyration*)

PAFRAC: perímetre-àrea i dimensió fractal (*perimeter-area fractal dimension*)

ENN: distància al fragment més pròxim (*nearest-neighbor distance*)

COHESION: cohesió entre fragments (*patch cohesion index*)

4.1.2.3. Anàlisi d'índexs per paisatge



En les taules d'aquest apartat les dades ja no es presenten desglossades per cadascuna de les tesselles o per les classes, sinó que fan referència a dades agregades pròpies del conjunt del paisatge.

Les dades dels índexs de la taula següent (vegeu taula 19) ens resumeixen ràpidament els canvis experimentats a l'àrea d'estudi:

— Primer, una pèrdua de densitat de tesselles (PD) i de densitat de vora (ED) dels espais oberts contra els espais forestals.

— Segon, un augment de la distància mitjana entre tesselles (ENN) d'espais oberts.

— Tercer, la pèrdua de densitat de vora afavoreix un augment del contagi o agregació de les tesselles (CONTAG) del bosc tancat.

— I, finalment, una pèrdua d'heterogeneïtat paisatgística (SHDI i SHEI) de les diferents classes que conformen l'àrea d'estudi.

Taula 19: Comparació anàlisi paisatgística 1957-2003

	PD	ED	ENN	CONTAG	SHDI	SHEI
Paisatge 1957	58,83	270,01	36,01	56,41	1,66	0,72
Paisatge 2004	29,16	98,93	73,36	85,91	0,52	0,23
Paisatge 1957/2004	-29,67	-171,08	37,35	29,50	-1,14	-0,49

Font: elaboració pròpia

PD: densitat de fragments (*patch density*)

ED: densitat de vora (*edge density*)

ENN: distància al fragment més pròxim (*nearest-neighbor distance*)

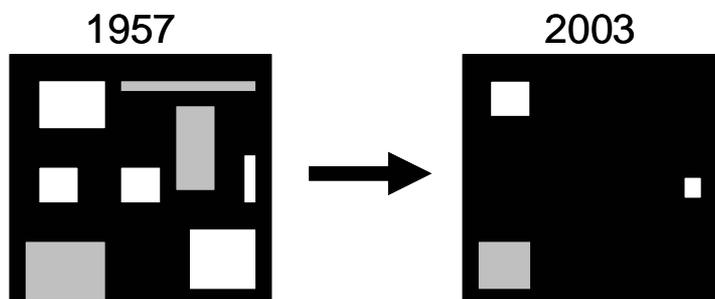
CONTAG: contagi entre fragments (*contagion index*)

SHDI: índex de diversitat de Shannon (*Shannon's diversity index*)

SHEI: índex d'uniformitat de Shannon (*Shannon's evenness index*)

La informació de la taula anterior es pot resumir en la figura següent:

Figura 60: Procés d'homogeneïtzació i pèrdua d'heterogeneïtat paisatgística



Font: elaboració pròpia

4.2. Recuperació potencial d'espais no forestals

Aquest segon bloc recull els resultats plantejats en el segon objectiu general, *“dissenyar una nova metodologia per determinar el manteniment i la recuperació potencial d'espais no forestals prioritaris (cultius, pastures i boscos oberts) mitjançant sistemes d'informació geogràfica, models heurístics i models lineals enters. Tot plegat analitzant i valorant la repercussió dels nous espais potencials en l'estructura paisatgística”*.

L'ordre del següent apartat de resultats segueix la seqüència de l'anàlisi feta, per tant, en primer lloc es presenten els resultats de l'anàlisi multicriteri i la generació de mapes d'aptitud en funció de la ponderació dels diferents criteris. En segon lloc, s'analitzen els paràmetres d'entrada per poder executar el programa Patch Growing Process (PGP), que ha estat descrit en l'apartat de la metodologia (vegeu pàgina 164). Un cop establerts els paràmetres d'entrada, es mostren els resultats obtinguts de l'aplicació del programa PGP i s'analitzen les repercussions i millores de l'escenari generat respecte al paisatge de l'any 2003. Finalment, es presenten els resultats del segon programa dissenyat per seleccionar tessel·les (vegeu pàgina 173), que s'ha anomenat Patch Selecting Process, i, de la mateixa manera que el cas anterior, s'han analitzat les millores i repercussions de diferents escenaris respecte de la situació de l'any 2003.

4.2.1. Anàlisi multicriteri i SIG

Per veure la sensibilitat i consistència de l'anàlisi multicriteri s'han creat tres escenaris completament distints: un primer escenari en què preval bàsicament el criteri de biodiversitat; un segon escenari neutre en què cadascun dels criteris tenen la mateixa importància, i un tercer escenari en què els criteris de cost de gestió i de la prevenció del risc d'incendi tenen la màxima prioritat. D'aquesta manera s'obtenen tres matrius de comparança de parells (Saaty, 1977):

— Matriu conservacionista:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	2	3	7	9
EP	1/2	1	2	5	7
PC	1/3	1/2	1	3	5
RI	1/7	1/5	1/3	1	3
CG	1/9	1/7	1/5	1/3	1

— Matriu neutra:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	1	1	1	1
EP	1/1	1	1	1	1
PC	1/1	1/1	1	1	1
RI	1/1	1/1	1/1	1	1
CG	1/1	1/1	1/1	1/1	1

— Matriu de gestió:

CRITERIS	BD	EP	PC	RI	CG
BD	1	1/3	1/5	1/7	1/9
EP	3	1	1/3	1/5	1/7
PC	5	3	1	1/2	1/3
RI	7	5	2	1	1/2
CG	9	7	3	2	1

BD: biodiversitat

EP: estructura paisatgística

PC: patrimoni cultural

RI: risc d'incendi

CG: cost de gestió

A partir d'aquestes matrius es busquen els pesos que mesuren la importància relativa de cada criteri en relació amb l'objectiu principal i també es calcula la consistència dels pesos resultants de l'anàlisi (vegeu el capítol de metodologia pàgina 141) per poder crear el mapa d'aptitud final.

Aquest procés de càlcul de pesos, consistència i mapa d'aptitud s'ha fet per cadascuna de les tres matrius:

— Anàlisi multicriteri per la matriu de conservació:

En el cas de la matriu conservacionista, en què el criteri de biodiversitat preval sobre tots els altres, es vol prioritzar aquelles zones on la presència de més diversitat biològica està lligada a espais oberts i elements culturals. Els pesos resultants de l'anàlisi de comparança de parells és:

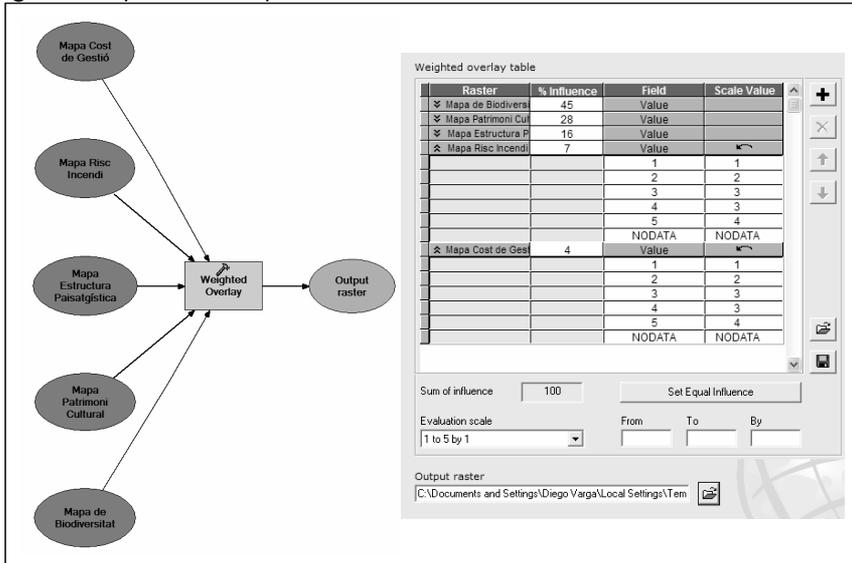
CRITERIS	%
BD	45
EP	28
PC	16
RI	7
CG	4

Una vegada s'han establert els pesos, calculem la consistència de la nostra anàlisi:

CR = 0,023677

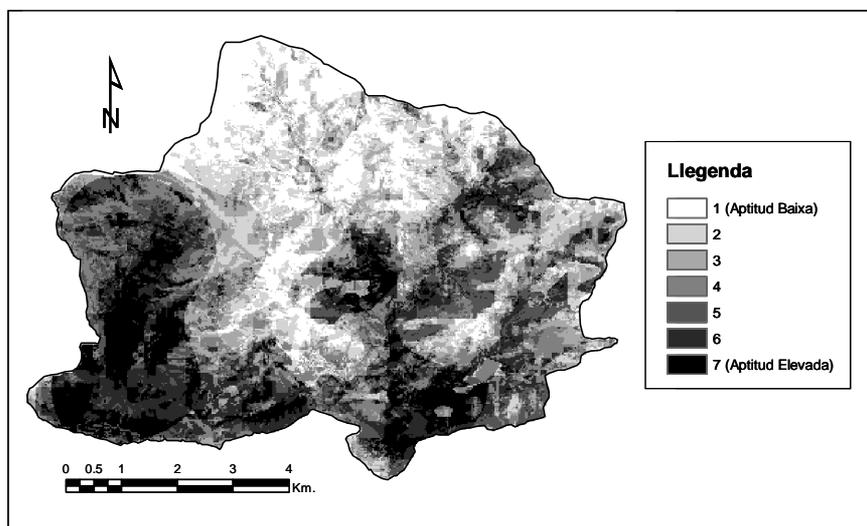
Com que $CR \leq 0,10$, llavors la consistència és raonable.

Figura 61: Aplicació dels pesos de la matriu de conservació en l'anàlisi multicriteri



Font: elaboració pròpia

Mapa 18: Mapa d'aptitud segons la matriu de conservació



Font: elaboració pròpia

Aquest primer mapa d'aptitud com a resultat de la combinació dels diferents criteris, en què el criteri que s'ha prioritzat és la biodiversitat, delimita les àrees amb més biodiversitat lligada a ambients oberts (color negre) respecte d'altres àrees on la biodiversitat no té cap importància (blanc). Com es podia esperar, les zones de pastura de carena i els fons de valls presenten una biodiversitat elevada perquè molts dels hàbitats d'interès comunitari i espècies d'aus de la directiva Hàbitats es troben en aquests ambients. Altrament, també trobem valors elevats de biodiversitat en espais de cinglera perquè determinades espècies protegides d'aus hi nidifiquen.

— Anàlisi multicriteri per la matriu neutra:

Una segona matriu de tipus neutre es caracteritza pel fet que cadascun dels criteris té el mateix grau d'importància; per tant, el resultat de l'anàlisi de comparança de parells és el següent:

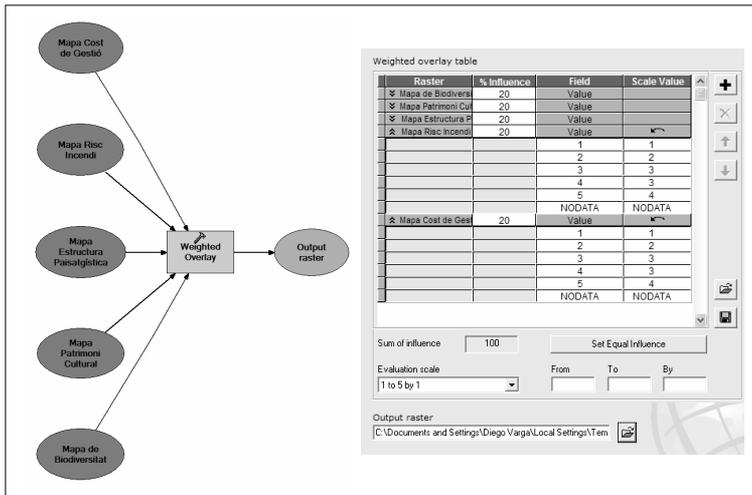
CRITERIS	%
BD	20
EP	20
PC	20
RI	20
CG	20

La consistència d'aquesta anàlisi neutra:

CR = 0

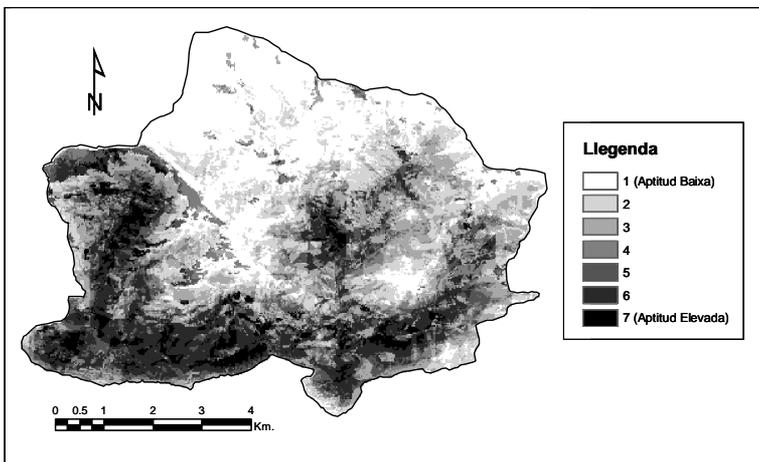
Com que $CR \leq 0,10$, llavors la consistència és raonable.

Figura 62: Aplicació dels pesos de la matriu neutra en l'anàlisi multicriteri



Font: elaboració pròpia

Mapa 19: Mapa d'aptitud segons la matriu neutra



Font: elaboració pròpia

La creació d'aquest segon escenari neutral, en què cadascun dels cinc criteris té la mateixa importància, pot ser una eina de gran interès per gestionar i prendre decisions en espais naturals protegits on es manifesta una manca d'objectius prou clars i específics en l'àmbit de gestió. El disseny d'aquest segon escenari respon també a una qüestió metodològica, ja que, com s'ha comentat en l'apartat metodològic (vegeu el capítol metodologia, pàgina 142), la prioritització dels criteris es produirà durant l'aplicació del segon model Patch Growing Process (PGP) i, per tant, no és necessària la prioritització en aquest primer nivell de l'anàlisi.

A diferència de l'escenari anterior (conservació) i del que es veurà a continuació (gestió), aquest escenari neutre presenta menys superfície amb valors elevats d'aptitud. Això és degut al fet de prioritzar de la mateixa manera els diferents criteris, cosa que dificulta trobar zones on els cinc criteris tinguin valors elevats a la vegada. En canvi, és l'escenari amb més superfície de transició (valors compresos entre 3 i 5).

— Anàlisi multicriteri per la matriu de cost de gestió:

En la darrera matriu de gestió s'han prioritzat bàsicament el cost que pot tenir la gestió d'un espai obert en una determinada àrea i les zones de prevenció de risc incendi, i el resultat ha estat:

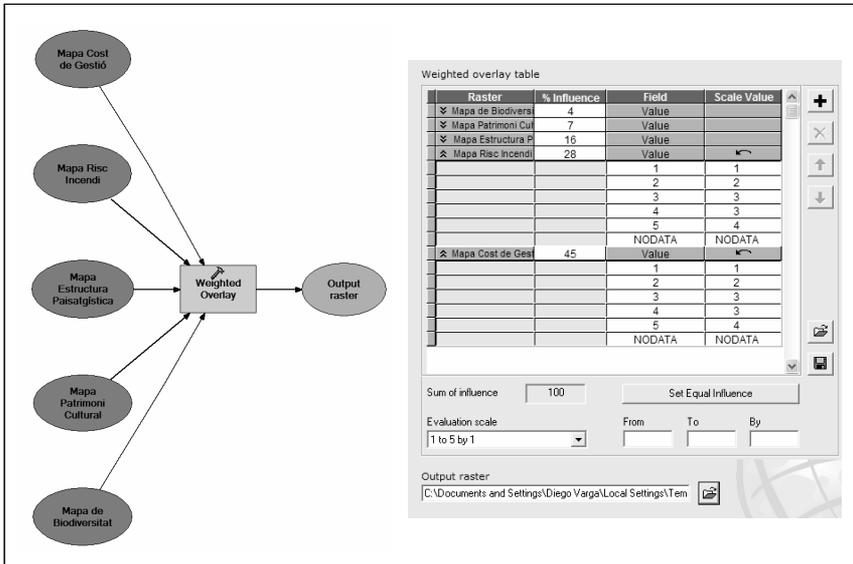
CRITERIS	%
BD	4
EP	7
PC	16
RI	28
CG	45

La consistència d'aquesta darrera anàlisi de cost de gestió i de prevenció de risc d'incendis ha estat:

CR = 0,023677

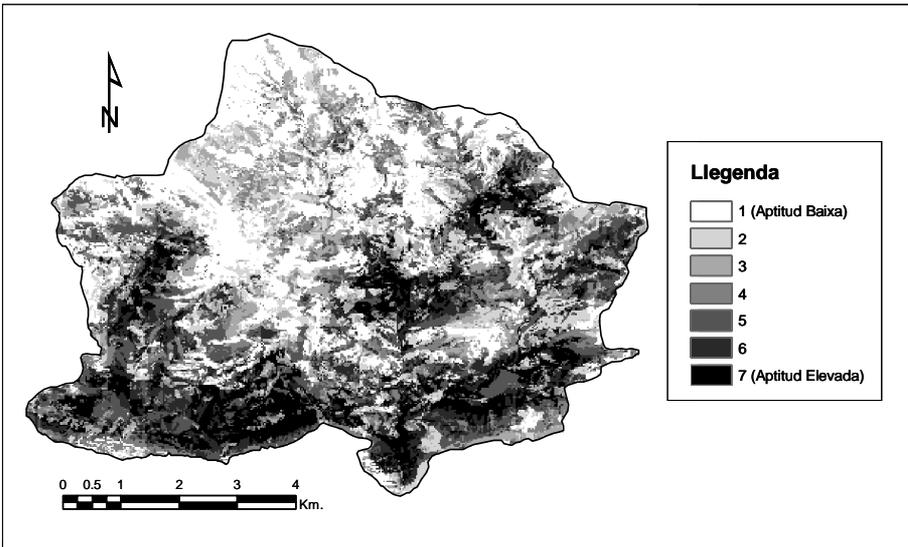
Com que $CR \leq 0,10$, llavors la consistència és raonable.

Figura 63: Aplicació dels pesos de la matriu de cost de gestió en l'anàlisi multicriteri



Font: elaboració pròpia

Mapa 20: Mapa d'aptitud segons la matriu de cost de gestió



Font: elaboració pròpia

Finalment, l'escenari de gestió concentra les zones de més aptitud en àrees de pendents suaus (fons de valls), amb bona accessibilitat i a prop de cursos hídrics. També s'observa que les àrees amb una aptitud elevada són a prop dels pocs nuclis habitats que hi ha a la zona d'estudi.

La importància d'aquest escenari és el paper que tenen els habitants de la zona d'estudi en el manteniment del paisatge agrari. Per aquest motiu s'han de reduir les dificultats d'accessibilitat i els costos que podrien tenir determinades àrees per als agricultors i ramaders i que les fan menys atractives i afavoreixen l'abandonament. Per tant, cal reduir el cost de la gestió per garantir el manteniment i la recuperació d'antics espais agraris.

4.2.2. Descripció dels paràmetres d'entrada per a l'execució de PGP (Patch Growing Process) i PSP (Patch Selecting Process)

Abans d'executar el programa PGP (Patch Growing Process), que té com a funció principal generar tessel·les a partir d'una matriu d'aptitud, cal establir els paràmetres d'entrada (grandària, densitat i forma/compacitat de les tessel·les). Per calcular aquests paràmetres d'entrada s'ha fet un pas previ, que consisteix en l'anàlisi dels patrons paisatgístics dels espais naturals protegits (ENP) distribuïts al llarg del Pirineu català.

4.2.2.1. Caracterització de les regions biogeogràfiques

Per avaluar si aquests patrons responen o no a una raó purament biogeogràfica, s'ha desenvolupat, en primer lloc, una anàlisi multivariant de simplificació o reducció de la dimensió: anàlisi de components principals (ACP) a un total d'onze variables (índexs paisatgístics) que s'han utilitzat per avaluar els patrons i els canvis de composició i configuració paisatgístics entre els espais forestals, de transició i els no forestals dels set espais naturals protegits cada cinc anys des del 1987 fins al 2002 (vegeu el capítol sobre metodologia pàgina 158).

Es van capturar un total de quatre components per cadascun dels quatre períodes considerats, que comprenien entre el 95-98 % de la variància total que presentaven els onze índexs utilitzats per caracteritzar els patrons paisatgístics. També s'han calculat els descriptius KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) i la prova d'esfericitat de Barlett, que presenten valors raonables per acceptar l'anàlisi en tots dos casos.

Seguidament, després de capturar els components principals s'ha fet una segona anàlisi, en aquest cas de conglomerats o *cluster analysis* (CA). A partir d'aquests quatre components heterogenis s'han agrupat els espais naturals en dos grups hipotètics (regió alpina i regió mediterrània).

Taula 20: Agrupació dels espais ENP en dos grups provinents de l'anàlisi de conglomerats

	Aigüestortes	Alt Pirineu	Cadí Moixeró	Ter i Freser	Alta Garrotxa	Alberes	Cap de Creus
1987, 1992, 1997 i 2002							
Clúster 1							
Clúster 2							

Font: elaboració pròpia

La importància d'aquesta anàlisi de conglomerats és la necessitat de comprovar si es produeix un comportament diferent en l'estructura paisatgística entre els diferents espais naturals protegits (ENP) en funció de la regió biogeogràfica on se situen. En el cas que es produeixi així, com s'evidencia en la taula anterior, és molt important considerar només la informació dels ENP que provenen de la mateixa regió biogeogràfica de la zona d'estudi per establir els paràmetres d'entrada del model, de manera que l'estructura paisatgística resultant de l'execució del PGP s'aproximi al màxim a la realitat d'aquests ENP.

Gràcies a l'anàlisi de conglomerats podem agrupar els ENP en dos grups: un primer grup en què s'inclouen el Parc Nacional d'Aigüestortes, el Parc Natural de l'Alt Pirineu i el Parc Natural del Cadí-Moixeró, tots tres amb un caràcter predominantment alpi; i un segon grup amb l'Espai d'Interès Natural de les Capçaleres del Ter i Freser, l'Espai d'Interès Natural de l'Alta Garrotxa, el Paratge Natural d'Interès Nacional del Massís de les Alberes i el Parc Natural del Cap de Creus, que s'inclourien dins el grup de caràcter mediterrani.

No obstant això, aquesta classificació no es correspon amb la realitat, ja que l'Espai d'Interès Natural de les Capçaleres del Ter i Freser ha estat agrupat per l'anàlisi de conglomerats a la regió biogeogràfica mediterrània en comptes de l'alpina, on està situat. Aquest comportament es podria explicar, com es veu en la figura (vegeu mapa regions biogeogràfiques pàgina 160), pel fet que tant l'Espai d'Interès Natural de les Capçaleres del Ter i Freser com l'Espai d'Interès Natural de l'Alta Garrotxa estan en una situació de transició entre ambdues regions biogeogràfiques, cosa que podria explicar que l'estructura paisatgística de l'Espai d'Interès Natural de les Capçaleres del Ter tingués més similituds amb la resta d'espais inclosos en aquesta regió mediterrània que amb els espais inclosos dins la regió alpina.

Finalment, s'ha creat una anàlisi discriminant per veure quines variables són significatives en la formació dels tres grups creats anteriorment al llarg del període 1987-2002.

Taula 21: Variables significatives en la formació dels grups

	1987	1992	1997	2002
LPI	X	X	X	X
PD	-	-	X	X
LSI	X	X	X	X
PAFRACT	X	X	X	X
GYRATE	-	-	-	X
ED	X	X	X	X
ENN	X	-	-	-
CONTAG	X	X	X	X
COHESION	X	X	X	X
SHDI	X	X	X	X
SHEI	X	X	X	X

Font: elaboració pròpia

Com es pot observar a la taula anterior, l'anàlisi discriminant ens permet distingir entre aquelles variables que al llarg dels quatre intervals de temps (1987, 1992, 1997 i 2002) són significatives i aquelles que només ho són per a determinats intervals de temps a l'hora de formar els grups. Les variables significatives i, per tant, que discriminen al llarg de tot el període d'anàlisi 1987-2002 són: LPI, LSI, PAFRACT, ED, CONTAG, COHESION, SHDI i SHEI. En canvi, el cas de PD discrimina l'any 1987 i 2002; GYRATE discrimina únicament l'any 2002 i, finalment, ENN discrimina només l'any 1987.

4.2.2.2. Paràmetres d'entrada en funció de la regió biogeogràfica

Un cop s'han caracteritzat els espais naturals protegits segons el seu patró paisatgístic, es poden establir els paràmetres d'entrada necessaris per indicar al PGP (Patch Growing Process) l'estructura paisatgística que volem obtenir. Aquests paràmetres variaran en funció de la regió biogeogràfica on es vulgui millorar el patró paisatgístic a partir de la generació de noves tesselles. En aquest cas concret, com que la zona d'estudi s'inclou dins la regió mediterrània, farem servir els paràmetres específics per a aquesta regió, com mostra la taula següent:

Taula 22: Anàlisi de configuració dels paràmetres d'entrada

REGIÓ BIOGEOGRÀFICA	TESSEL·LA	PLAND	PD	MPS	GYRATE	ENN
PIRINEUS ALPINA	S	1,95	2,58	0,75	43,51	521,52
	M	10,68	3,61	2,85	85,35	315,21
	L	87,37	0,64	148,92	487,64	307,74
PIRINEUS MEDITERRÀNIA	S	7,33	9,15	0,75	41,46	515,19
	M	47,13	10,11	10,35	156,07	377,49
	L	45,54	1,25	23,97	285,36	1.035,14

Font: elaboració pròpia

Aquests paràmetres, a més d'estar classificats segons la regió biogeogràfica a la qual pertanyen, també ho estan segons la grandària de les tessel·les, ja que el model emprat (PGP) permet generar tessel·les de diferents grandàries i/o valors d'aptitud en funció del patró paisatgístic que es vulgui obtenir. S'han caracteritzat tres categories: de grandària S (tessel·les amb una superfície mitjana d'1 ha), de grandària M (tessel·les amb una superfície mitjana de 5 ha) i de grandària L (tessel·les amb una superfície mitjana de 50 ha).

Aquesta segona taula descriu l'índex de proximitat per a les tres classes de grandària de tessel·les i en funció de la regió biogeogràfica. Aquest paràmetre és molt important per executar el programa PSP (Patch Selecting Process), que s'ha dissenyat per seleccionar i prioritzar aquelles tessel·les generades pel PGP que compleixen, d'una banda, una sèrie de requisits (valor de conservació, cost de gestió, estructura paisatgística i titularitat de la propietat del sòl) i, de l'altra, uns estàndards de proximitat.

Taula 23: Anàlisi de proximitat

REGIÓ BIOGEOGRÀFICA	TESSEL·LA	PROXIMITY
PIRINEUS ALPINA	S	0,37
	M	4,23
	L	1.180,30
PIRINEUS MEDITERRÀNIA	S	0,33
	M	3,53
	L	35,59

Font: elaboració pròpia

La figura següent mostra la finestra del programa PSP on s'han d'introduir els paràmetres de proximitat en funció de la grandària de la tessel·la. Es pot observar que, per a les grandàries 1 i 2 (S i M), els paràmetres d'entrada coincideixen amb els valors expressats en la taula anterior (vegeu la taula 23). En canvi, el valor de proximitat per a la grandària 3 (L) hauria de ser 35,5 per

complir el patró mediterrani estàndard. No obstant això, i com s'observa en la finestra d'entrada de la figura 64, el valor introduït és 6,5. Això és degut a l'especificitat del patró paisatgístic de la zona d'estudi, que, tot i trobar-se dins de la zona d'influència mediterrània, presenta uns trets característics i diferenciats dels de la resta d'espais naturals protegits (ENP) de la regió mediterrània. Un d'aquests trets és la manca de densitat de tessel·les de grandària L (50 ha) i la llarga distància entre aquestes tessel·les, fet que dificulta que se situïn a prop del valor 35,5, com sí que succeeix amb la resta d'ENP sota la influència mediterrània.

Figura 64: Paràmetres d'entrada al programa PSP referents a proximitat

Dispersion Weight	10	}	Alpha_min for size 1	0.3
Proximity Weight	10		Alpha_min for size 2	3.5
			Alpha_min for size 3	6.5

Font: elaboració pròpia

4.2.3. Patch Growing Process (PGP)

Per poder executar el programa PGP cal haver establert prèviament els paràmetres inicials d'entrada i generar l'arxiu escenari que requereix el PGP (vegeu la metodologia pàgina 170). És llavors que es pot executar el programa perquè generi un nombre específic de tessel·les, d'una grandària, forma i capacitat determinades a partir d'una matriu d'aptitud concreta.

La matriu d'aptitud, com s'ha explicat en l'apartat metodològic (vegeu pàgina 130), prové de l'avaluació d'un seguit de criteris, judicis, restriccions i ponderacions que variaran en funció de les necessitats de l'àrea d'estudi. A partir de l'anàlisi (AHP) s'han obtingut tres possibles escenaris en funció de la necessitat de recuperar o generar nous espais agraris:

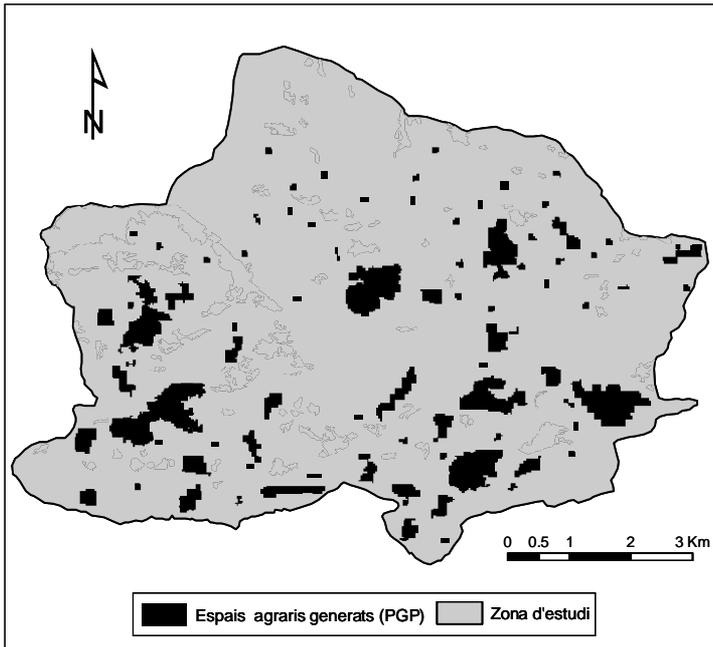
- En el cas que es pretengui generar el màxim de tessel·les d'espais agraris en zones on correspongui una diversitat biològica elevada d'ambients oberts, llavors podríem utilitzar l'escenari de "Conservació".
- Si el que es pretén és facilitar el cost i la gestió d'aquests espais agraris als habitants de la zona d'estudi, podem utilitzar l'escenari de "Gestió".

— Finalment, una altra opció intermèdia respecte a les dues que s’han explicat anteriorment és la creació de l’escenari “Neutre”, en què tots els criteris tenen la mateixa importància.

Dels tres escenaris esmentats, s’ha escollit per executar al PGP l’escenari “Neutre” amb la intenció de compatibilitzar la conservació de la biodiversitat amb l’explotació agrària i la reducció del risc d’incendi. A més, en el supòsit que es vulgui prioritzar o donar importància a algun dels criteris (biodiversitat, patrimoni cultural, estructura paisatgística, risc d’incendi i cost de gestió) o paràmetres (nombre, forma, compacitat i connectivitat) a partir dels quals s’han generat les tesselles, s’ha dissenyat un altre programa, Patch Selecting Process (PSP), que permet seleccionar i prioritzar aquelles tesselles generades mitjançant PGP (Patch Growing Process) i que maximitza o minimitza una sèrie d’objectius o necessitats (vegeu pàgina 173).

Les tesselles generades per l’aplicació de PGP, un cop introduïts els paràmetres d’entrada (que han estat calculats en funció de la grandària de les tesselles i la regió biogeogràfica), i a partir de la matriu “Neutra” d’aptitud, es poden contemplar en el mapa següent:

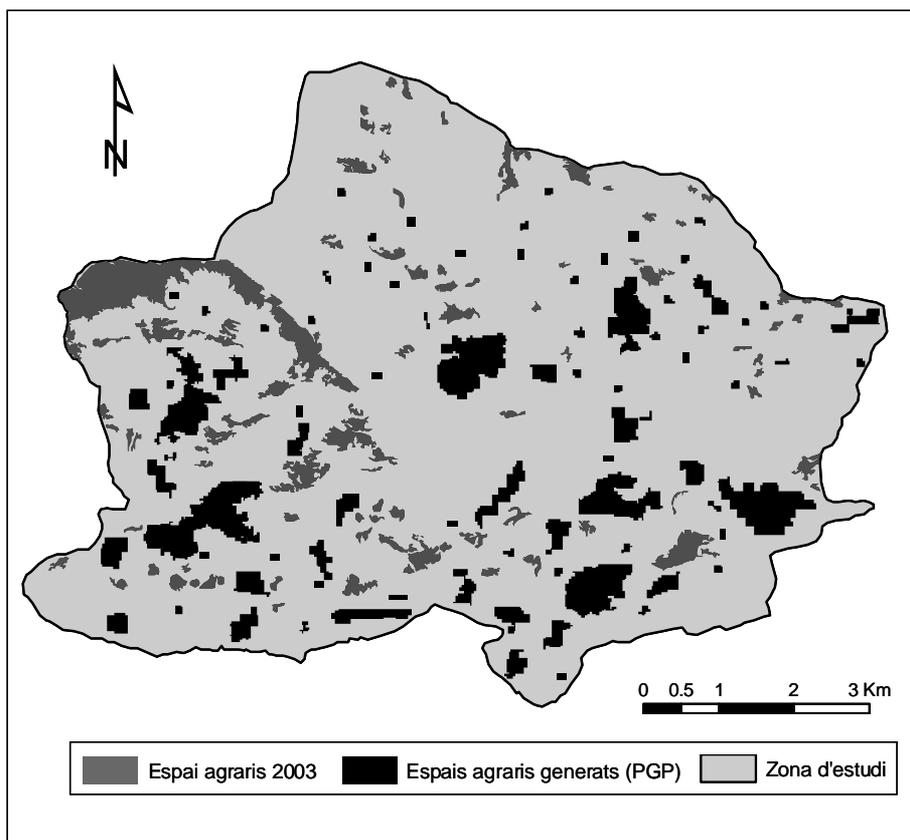
Mapa 21a: Tesselles generades a partir de PGP



Font: elaboració pròpia

Al mapa anterior només hi ha representats els nous espais que han estat generats per PGP i que corresponen a les àrees amb més aptitud de la matriu neutra. Si hi afegim els espais agraris que restaven actius el 2003, obtenim el mapa següent:

Mapa 21b: Espai agrari model (PGP + 2003)



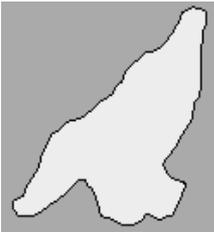
Font: elaboració pròpia

Aquest mapa representaria la superfície total d'espai agrari (20 %) que es podria mantenir, recuperar i generar a partir de la matriu d'aptitud neutra i els paràmetres de configuració paisatgística propis dels espais naturals protegits presents a la regió mediterrània.

4.2.3.1. Repercussions i millores del model proposat amb PGP (Patch Growing Process) envers l'estructura paisatgística actual

Les repercussions i millores resultants de l'aplicació de PGP sobre l'estructura paisatgística del 2003 es poden constatar en les tres escales d'anàlisi:

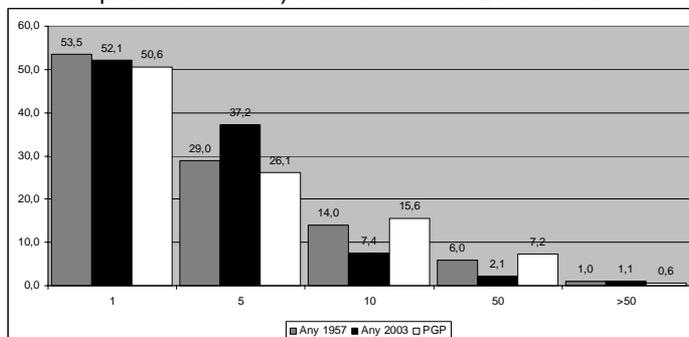
— Anàlisi d'índexs per tessel·les



En aquest primer nivell d'anàlisi per tessel·les es poden observar de manera general els canvis experimentats en la grandària, forma i connectivitat de les tessel·les generades per PGP respecte de l'any 2003.

Els resultats que s'interpreten de la lectura d'aquest gràfic són, en primer lloc, la recuperació del nombre de tessel·les de grandària compresa entre 10 i 50 ha, que l'any 2003 s'havien reduït dràsticament respecte a l'any 1957 per l'abandó de les pràctiques agràries i l'augment de la superfície forestal que colonitzava aquests espais. Aquesta recuperació, a més, ha afavorit la reducció del nombre de tessel·les de grandàries compreses entre 1 i 5 ha, que l'any 2003 representaven el 37 % del total de tessel·les i que amb l'aplicació de PGP constitueixen el 26 %. En segon lloc, cal destacar també la certa similitud entre la distribució de classes existents el 1957 i la proposta de PGP. Les tessel·les que es troben en la classe $> 0 - 1$ ha tant el 1957 i el 2003 com a la proposta de PGP representen el 50 % del total de tessel·les. En canvi, les tessel·les de la classe compresa entre 1-5 ha l'any 1957 representaven el 29 % del total, i l'any 2003 va augmentar aquesta classe fins al 37 %, fruit de la fragmentació dels espais oberts que eren colonitzats pel bosc, i amb l'aplicació de PGP tornem a recuperar la distribució del 1957 amb un 26 %. La classe que comprèn les tessel·les de grandàries 5-10 ha l'any 1957 tenien una importància del 14 %, que es va reduir fins al 7 % el 2003 per aquest abandonament de les pràctiques agràries, i amb l'aplicació de PGP es torna a recuperar la proporció d'aquesta classe amb un 15 %. Finalment, la classe compresa entre 10-50 ha, que l'any 1957 constituïa el 6 %, es redueix també fins a suposar el 2 % l'any 2003 pels motius que ja s'han comentat amb anterioritat, i que amb l'aplicació de PGP també es recupera la proporció del 1957 en un 7 %.

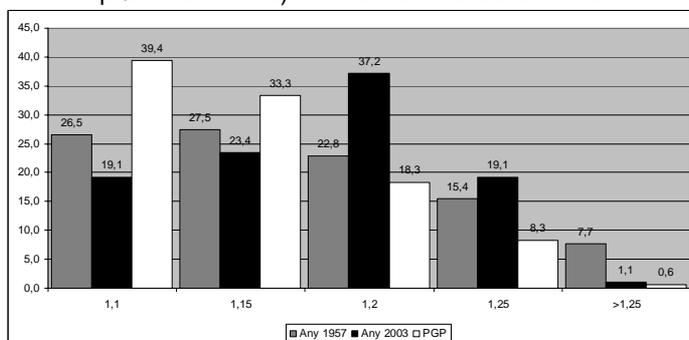
Gràfic 28: Evolució de la grandària de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre el 1957 i el 2003-model



Font: elaboració pròpia

El gràfic següent fa referència als canvis que han experimentat les tessel·les amb l'aplicació de PGP respecte a la seva forma. En general es pot observar que l'any 1957 les tessel·les compreses entre 1 i 1,15 representaven el 54 % del total, en canvi, l'any 2003, el 42 %, cosa que significa una reducció del nombre de tessel·les amb formes regulars i compactes i un augment del nombre de tessel·les amb formes irregulars i poc compactes. En canvi, amb l'aplicació de PGP les tessel·les que estaven en aquest interval constitueixen el 73 %, cosa que suposa una millora en la forma i la compacitat de les tessel·les.

Gràfic 29: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre el 1957 i el 2003-model

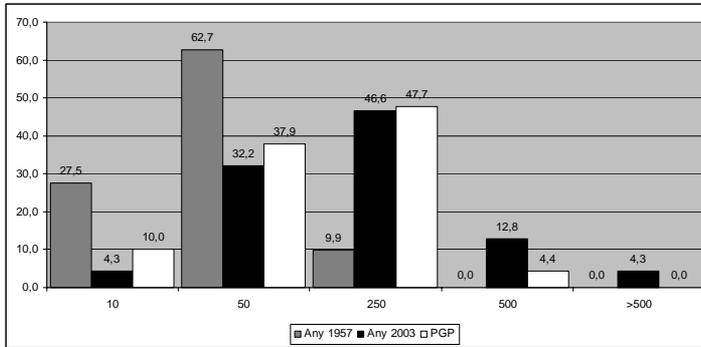


Font: elaboració pròpia

Per acabar, aquest gràfic ofereix una aproximació al grau d'aïllament que presenten els espais agraris. Les tessel·les que estaven per sobre dels 250 metres de distància les unes de les altres representaven el 0 % el 1957; aquesta proporció es va incrementar fins al 17 % l'any 2003, cosa que significa

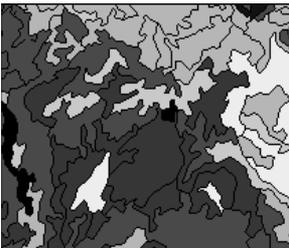
un clar aïllament d'aquests espais oberts respecte de la situació del 1957, que amb l'aplicació de PGP s'ha reduït, fruit de la reducció de la proporció de les tessel·les d'aquesta classe a un 4 %. Cal esmentar també que les tessel·les que estan entre 50 i 250 metres tant el 2003 com en la proposta de PGP representen més o menys el 45 %, molt lluny del 10 % de l'any 1957. En canvi, l'any 1957 el 90 % de les tessel·les estaven a una distància no superior a 50 metres, contra el 36 % de l'any 2003 i el 48 % de la proposta de PGP, que millora clarament la situació del 2003 però es troba lluny de la situació del 1957, en què es parteix d'una situació de màxim aprofitament dels recursos naturals i, a més, la superfície agrària representava el 50 % de l'espai, fet que explica que els espais agraris estiguin força pròxims els uns dels altres.

Gràfic 30: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model



Font: elaboració pròpia

— Anàlisi d'índexs per classe



D'un segon nivell d'anàlisi, corresponent a la suma de totes les tessel·les que formen part de la classe d'espais oberts (bosc obert, pastura i conreus), se'n deriven els resultats següents:

En les dues taules següents es poden observar les variables (índexs paisatgístics) que representen millor els canvis de la proposta d'escenari

d'espai obert generada per PGP respecte a la situació del 2003. En la primera taula es pot observar que la proposta de PGP presenta una millora de la densitat de tessel·les (PD), de la grandària mitjana de les tessel·les (MPS) i de la densitat de marge de vora (ED). Les tres variables s'incrementen respecte de la situació del 2003, cosa que significa un major nombre de tessel·les d'espai obert distribuïdes per la zona d'estudi amb grandàries superiors a les actuals (2003) i una recuperació dels hàbitats de vora, que s'estaven extingint fruit del predomini d'una única taca de massa boscosa que comprèn la immensa majoria de la zona d'estudi.

Taula 24: Comparació anàlisi d'àrees i vora dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model

	PD	ED	MPS
1957	6,3449	164,5303	7,8844
2003	1,8409	25,2968	3,452
PGP	3,5251	45,1237	4,6373

Font: elaboració pròpia

La taula següent també recull les millores que aporta el nou escenari creat per PGP respecte de la situació actual. Les dues primeres variables fan referència a la compacitat i la forma de les tessel·les, el valor de les quals, en el cas de la variable GYRATE, ha augmentat respecte del 2003, i ha millorat la compacitat de les tessel·les. En canvi, el valor de la variable PAFRAC s'ha reduït respecte de la situació del 2003, i això significa que hi ha una tendència cap a formes de tessel·les regulars. Les dues variables següents aporten millores destacades en la configuració dels paisatges, com ara una reducció considerable de la distància entre tessel·les (ENN) respecte del 2003, cosa que garanteix una cohesió (COHESION) entre les tessel·les, com ho reflecteix l'augment experimentat.

Tanmateix, també s'observa que les millores experimentades per la utilització de PGP estan molt lluny de la situació de l'any 1957, fet que ja s'esperava i que s'explica per la sobreexplotació dels recursos naturals que hi va haver a la zona d'estudi en aquest període i que va afavorir que la meitat de la zona d'estudi fos espai obert contra el 13 % que actualment representa.

Taula 25: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) 1957-2003-model

	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
1957	79,1715	1,3353	23,0719	99,8564
2003	70,5232	1,504	135,2234	98,5298
PGP	75,4089	1,4278	97,4419	98,6029

Font: elaboració pròpia

— Anàlisi d'índexs per paisatge



Finalment, s'ha fet una tercera anàlisi corresponent a l'escala de paisatge. Per dur-la a terme s'han ajuntat totes les classes referents a ambients oberts dins d'una mateixa classe, i el mateix per a les classes referents a espais forestals. Així, el resultat final ha estat un paisatge format per dues classes: espai obert contra espai tancat. Els resultats són els següents:

El percentatge de superfície que corresponia a ambients oberts l'any 1957 era del 47 %, contra el 13 % que aquests ambients representen actualment. La utilització de PGP suposa una millora del 21 % d'espai obert total. Una altra millora molt important des del punt de vista de la diversitat que presenta l'escenari creat per PGP respecte al 2003 és l'augment de l'heterogeneïtat paisatgística, com clarament es reflecteix en les variables SHDI i SHEI. Una altra millora que produeixen les tesselles generades per PGP és el trencament (disgregació) de l'espai respecte a la uniformitat i continuïtat (a causa de la massa forestal), com s'observa en la reducció de la variable CONTAG.

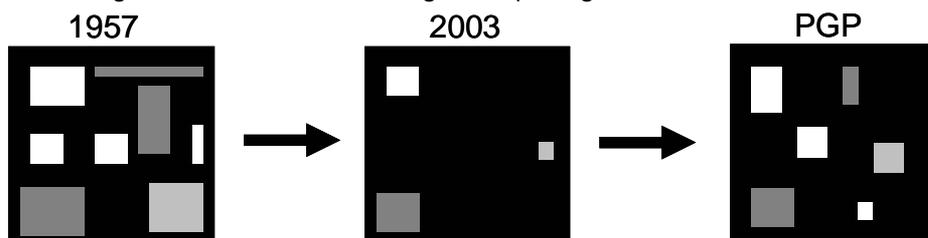
Taula 26: Comparació anàlisi paisatge agrari 1957-2003-model

	CA (Ha)	CA (%)	CONTAG	SHDI	SHEI
1957	2400	47	47,61	0,69	0,89
2003	600	13	80,49	0,23	0,34
PGP	1100	21	63,66	0,44	0,64

Font: elaboració pròpia

Com a resum d'aquest apartat de resultats que fa referència a les millores paisatgístiques que aporta l'aplicació de PGP, cal destacar la importància de la millora de l'heterogeneïtat paisatgística, com es veu en la figura següent, ja que la distribució i presència de moltes espècies estan condicionades a l'heterogeneïtat d'hàbitats (Andreasen, 1996; Farina, 2003; Bogaert, 2005 i Falcucci, 2007), per tant, com més heterogeneïtat més presència d'espècies.

Figura 65: Evolució de l'heterogeneïtat paisatgística 1957-2003-PGP



Font: elaboració pròpia

4.2.4. Patch Selecting Process (PSP)

Per finalitzar aquest capítol, s'exposen els resultats de l'aplicació del segon model Patch Selecting Process (PSP), que, com s'ha definit en l'apartat de metodologia (vegeu la pàgina 173), permet seleccionar un nombre determinat de tesselles (en aquest cas concret, les tesselles generades per PGP i les tesselles d'espais oberts del 2003) que compleixen un seguit de requisits. La importància d'aquest segon model és la necessitat de prioritzar i seleccionar les tesselles que compleixen els requisits, les expectatives o les necessitats dels gestors o de les persones amb capacitat per prendre decisions sobre el territori d'estudi, ja que moltes vegades l'escenari resultant (en aquest cas el que ha generat el PGP) és difícil de portar a la pràctica, per motius econòmics o tècnics, i cal dur a terme una optimització.

4.2.4.1. Creació d'escenaris

A continuació es presenten tres possibles escenaris en funció del que es pretengui prioritzar i en funció de la política de conservació que s'estigui o es vulgui desenvolupar a l'espai natural protegit. La superfície d'espai obert total que es vol recuperar segons PGP és de 1.100 (vegeu taula 26); per comparar els resultats d'aquests tres escenaris amb la situació de l'any 2003 i veure les

millores o repercussions sobre l'estructura del paisatge, introduïrem al programa, com a superfície màxima d'espai obert per seleccionar, 600 ha, que coincideixen amb les 600 ha de què l'any 2003 disposava la zona d'estudi. Aquests tres escenaris creats per mitjà de PSP són:

— Escenari de conservació de la biodiversitat:

Per crear aquest primer escenari, primer s'ha d'establir al programa, tal com s'ha comentat en el capítol de metodologia (vegeu pàgina 191), la superfície total que es vol seleccionar, que en aquest cas és de 600 ha. En segon lloc, cal prioritzar els criteris en funció del tipus de gestió que es vulgui portar a terme; com que és un escenari de conservació de la biodiversitat, un dels criteris clau per avaluar és el de biodiversitat, al qual s'ha donat una importància del 50 % contra el 10 % de la resta de criteris (cost per la gestió, valor paisatgístic, propietat del sòl, distribució i connectivitat).

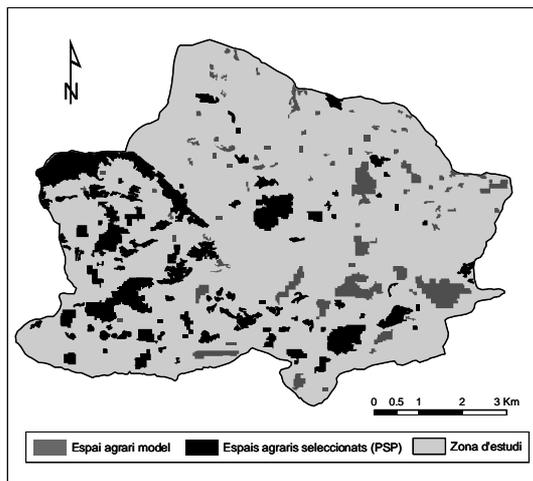
Altres paràmetres que són estàndard per als tres escenaris són: el nombre de tessel·les per seleccionar de cada classe de grandària i els valors estàndard de proximitat (*proximity index*) per cadascuna de les tres classes. Aquests paràmetres provenen de l'anàlisi dels paràmetres d'entrada dels models PGP i PSP (vegeu les taules 22 i 23).

Figura 66: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de conservació de la biodiversitat

Font: elaboració pròpia

La figura següent mostra el conjunt de tessel·les seleccionades (en negre) respecte al total d'espai agrari de l'escenari creat per PGP (vegeu mapa 21b) que millor optimitzen els criteris que s'han prioritzat amb anterioritat.

Mapa 22: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de conservació de la biodiversitat



Font: elaboració pròpia

Com s'ha comentat prèviament, la importància d'utilitzar l'escenari multicriteri neutre recau en aquesta anàlisi (PGP) que permet optimitzar i prioritzar, a partir d'una sèrie de paràmetres, aquells que millor representin les voluntats, les necessitats i els interessos de l'espai que es vol gestionar.

En aquest primer escenari de prioritització s'ha optat per seleccionar del mapa d'espai agrari model (vegeu mapa 21b) les tessel·les que optimitzen els valors més elevats de biodiversitat lligada a ambients oberts i que, a més, compleixin uns estàndards de connectivitat (proximitat i distribució) i composició (densitat de tessel·les de tres classes de grandàries).

Les tessel·les seleccionades (en color negre) corresponen a la majoria d'espais oberts existents i una part menys important, a antigues zones de conreus, que, com s'ha comentat, són a les fondalades de les valls, i espais de carena on antigament es pasturava.

— Escenari de cost de la gestió:

El segon escenari pretén optimitzar aquells espais (tessel·les) perquè el seu cost per la gestió, el manteniment i la recuperació sigui el mínim possible. Així doncs, es prioritzen les zones properes a nuclis habitats, amb poc pendent, a prop de punts d'aigua i pistes forestals, entre d'altres. D'aquesta manera s'afavoreix i es garanteix que les explotacions agràries siguin el màxim de rendibles i que els habitants no abandonin aquestes explotacions pel cost que els suposa mantenir-les ni potenciïn els processos d'èxode rural.

Per generar aquest segon escenari s'ha ponderat amb un 50 % la importància del cost de la gestió contra el 10 % de la resta de criteris (biodiversitat, valor paisatgístic, propietat del sòl, distribució i connectivitat).

Figura 67: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de cost de la gestió

Reserve design with proximity constraints

Read Data

Build Model

Area Budget (Ha.) 600

Cost Weight 50

Biodiversity Weight 10

Landscape Weight 10

Public/Private Weight 10

Min Sites for class size 1 25

Min Sites for class size 2 30

Min Sites for class size 3 5

Dispersion Weight 10

Proximity Weight 10

Alpha_min for size 1 0.3

Alpha_min for size 2 2.5

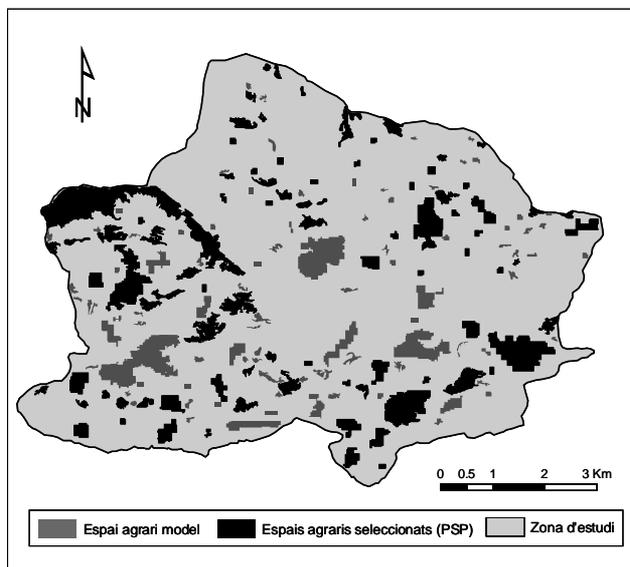
Alpha_min for size 3 6.5

Exit

Font: elaboració pròpia

Com es pot observar en la figura següent, en aquest cas les tesselles seleccionades (color negre) són diferents de les de l'escenari anterior, com s'esperava, i es demostra que el model és sensible als paràmetres d'entrada i que es generen diferents escenaris en funció de les prioritats que s'hi introdueixin.

Mapa 23: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de cost de la gestió



Font: elaboració pròpia

Un tret que no s'ha de passar per alt a l'hora de mantenir i recuperar espais agraris és el paper que tenen els agricultors i ramaders en la seva gestió. Per això cal pensar quines poden ser les zones que poden presentar menys cost a l'hora de mantenir-les com a obertes.

Com es pot comprovar, en aquest escenari s'han seleccionat, del total de tessell·les del mapa 21b, les que estan a prop de nuclis habitats, les que es localitzen en pendents suaus i les que ressegueixen cursos hídrics i pistes forestals. Tot això implica una reducció en el cost de la gestió d'aquestes tessell·les.

— Escenari de distribució/connectivitat:

Finalment, un tercer escenari que dóna importància a la distribució de les tessell·les al llarg de tota l'àrea d'estudi i a la connectància (proximitat) entre tessell·les. Aquest tercer escenari vol evitar que la majoria de tessell·les seleccionades estiguin concentrades en determinades zones, com succeeix en l'escenari de conservació de la biodiversitat, on la majoria de tessell·les es concentren en dues àrees concretes. Per generar aquest escenari s'ha donat una importància del 60 % als criteris de distribució i proximitat (30 % a

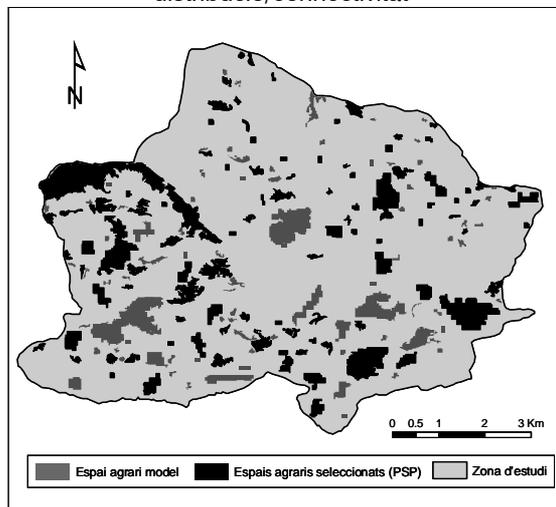
cadascun), a la resta (biodiversitat, valor paisatgístic, propietat del sòl i cost de la gestió), un 10 % a cadascun.

Figura 68: Paràmetres inicials de PSP per a l'escenari de distribució/connectivitat

Font: elaboració pròpia

Els resultats que s'obtenen d'aquest escenari es poden observar en la figura següent, que, si la comparem amb les dues darreres, a cop d'ull es pot veure que és l'escenari on les tessel·les seleccionades estan més disperses i connectades per tot el territori d'estudi.

Mapa 24: Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de distribució/connectivitat



Font: elaboració pròpia

En darrer lloc, s'ha dissenyat un tercer escenari on únicament s'ha prioritzat la connectivitat entre tessel·les. Aquest escenari pretén seleccionar tessel·les que es trobin uniformement distribuïdes per tota l'àrea d'estudi i que a la vegada no estiguin aïllades les unes de les altres, i que facilitin l'intercanvi de fluxos d'energia.

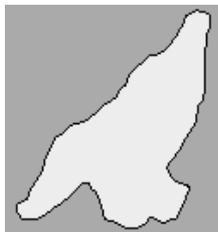
La transcendència d'aquest escenari es relaciona amb la capacitat de recollir la major part de representativitat de les condicions ambientals presents a l'àrea d'estudi a partir de les tessel·les seleccionades. Aquesta condició era difícil de recollir en els dos casos anteriors perquè les tessel·les seleccionades majoritàriament es concentren en determinats tipus d'ambients.

Aquest escenari també pot facilitar la comunicació entre subpoblacions que podrien haver quedat aïllades, i les tessel·les seleccionades hi actuarien com a hàbitats de passera.

4.2.4.2. Repercussions i millores dels escenaris proposats amb PSP (Patch Selecting Process) envers l'estructura paisatgística actual (2003)

A partir dels tres escenaris proposats per PSP s'han calculat per cadascun un seguit d'índexs paisatgístics per comprovar les millores estructurals que experimenta la zona d'estudi. Cal recordar que els tres escenaris proposats per PSP provenen de la prioritització del nombre total de tessel·les generades per PGP i de les tessel·les d'espai obert presents actualment a la zona d'estudi (1.100 ha en total). La superfície prioritzada per aquest cas pràctic correspon a 600 ha per cadascun dels tres escenaris, superfície que s'ha volgut fer coincidir amb la de l'espai obert total present a l'àrea de d'estudi l'any 2003 per analitzar de manera més exacta i detallada els canvis en la configuració del paisatge a partir d'una situació referent, que en aquest cas és l'any 2003.

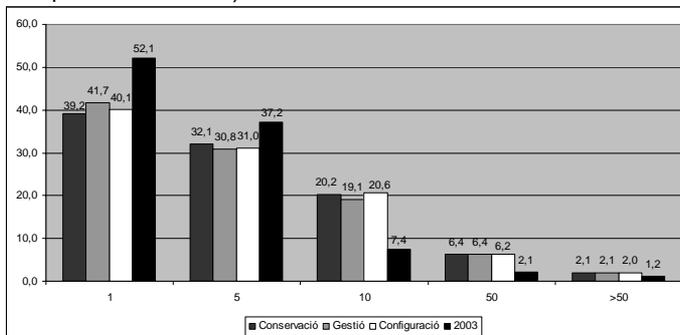
— Anàlisi d'índexs per tessel·les



Seguint l'ordre que s'ha anat repetint al llarg d'aquest capítol, el primer nivell d'anàlisi en què es poden observar els canvis correspon a la tessel·la.

Com es podia esperar, aquest primer gràfic sobre la distribució de les diferents classes de grandàries permet observar la igualtat dels percentatges entre cadascuna de les classes dels tres escenaris proposats (conservació, gestió i configuració), ja que prèviament s'havien introduït dins del programa PGP els diferents paràmetres d'entrada i, entre aquests paràmetres, el nombre de tessel·les per cada classe. La tendència dels tres escenaris, com es pot veure en el gràfic següent, és reduir la proporció de tessel·les de grandària petita (1 ha) i incrementar el percentatge de tessel·les de més grandària (especialment > 10 ha). Cal remarcar que la superfície total de cadascuna de les situacions que s'observen en la gràfica és la mateixa (600 ha), per tant, la superfície que es perd de la no-selecció de tessel·les de grandària reduïda es compensa amb la selecció d'altres tessel·les de més grandària per part de PSP.

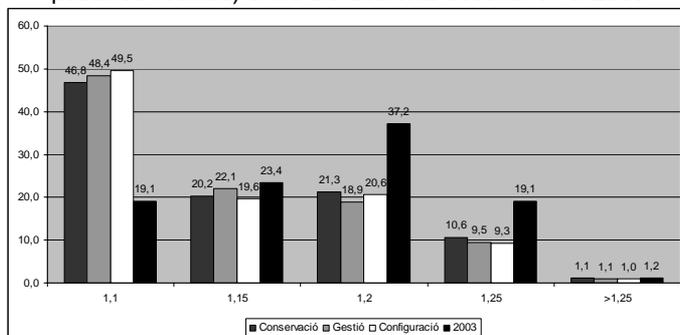
Gràfic 31: Evolució de la grandària de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003



Font: elaboració pròpia

Passa el mateix amb la gràfica següent, en què s'observa una certa similitud entre les cinc classes de forma dels tres escenaris projectats per PSP respecte de l'any 2003. Aquesta igualtat de classes prové de la generació de tessel·les a partir de PGP, en què prèviament també s'estableixen uns estàndards de forma i compacitat. A més, el fet que PSP seleccioni tessel·les generades per PGP (amb formes regulars i compactes) o bé tessel·les del 2003 (irregulars i poc compactes) acaba afavorint positivament que cadascun dels tres escenaris finals presentin formes de tessel·les més regulars que l'any 2003, com es reflecteix en el gràfic següent, en què gairebé el 50 % del total de tessel·les tenen un índex de forma comprès entre 1 i 1,1 (per a formes regulars) contra el 20 % de l'any 2003, i es redueixen de manera espectacular formes irregulars (> 1,2) del 20 % l'any 2003 al 10 % per cadascun dels tres escenaris.

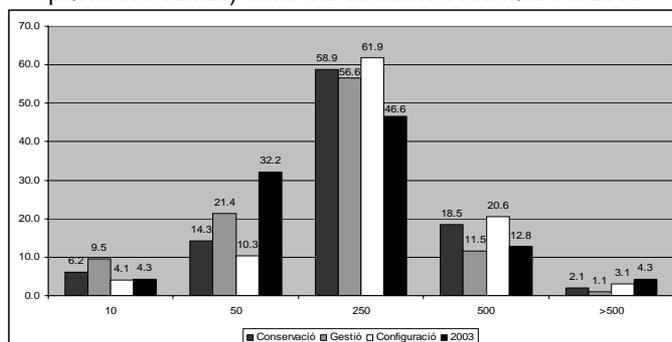
Gràfic 32: Evolució de la forma (FRAC) de les tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003



Font: elaboració pròpia

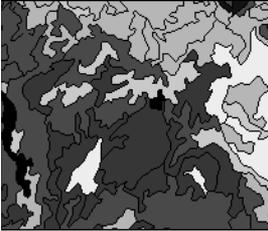
Finalment, el darrer gràfic es desmarca de la dinàmica de similitud entre les classes dels tres escenaris. Cal destacar que l'escenari de gestió presenta el percentatge superior (10 %) de tessel·les que estan a menys de 10 metres de distància les unes de les altres i el percentatge inferior (1 %) de tessel·les per sobre dels 500 metres de distància. Aquest fet pot facilitar-ne la gestió i disminuir-ne el cost, que és l'objectiu d'aquest escenari. En canvi, l'escenari de configuració disposa dels percentatges més elevats per distàncies entre tessel·les, de 50-500 metres; aquesta situació era previsible perquè amb la formulació d'aquest escenari es pretén augmentar la representativitat d'espais oberts per tota l'àrea d'estudi, cosa que implica més distància entre tessel·les.

Gràfic 33: Evolució de la distància (ENN) entre tessel·les dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003



Font: elaboració pròpia

— Anàlisi d'índexs per classe



A un segon nivell de classe es pot observar que els escenaris (conservació, gestió i configuració) presenten canvis destacats respecte de l'any 2003.

En aquesta primera taula la densitat de tesselles (PD) gairebé no suposa cap canvi entre els tres escenaris i l'any 2003. En canvi, sí que hi ha una certa recuperació dels hàbitats de vora i un increment de la grandària mitjana de les tesselles en els tres escenaris generats per PSP respecte de l'any 2003.

Taula 27: Comparació anàlisi d'àrees i vora dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003

ESCENARIS	PD	ED	MPS
Conservació	1,839	28,7253	5,4412
Gestió	1,8825	28,2284	6,3149
Configuració	1,8977	29,2789	5,6329
2003	1,8409	25,2968	3,452

Font: elaboració pròpia

També es poden veure en la taula següent els canvis dels tres escenaris quant a la forma i la compacitat (PAFRAC i GYRATE) respecte del 2003: la compacitat ha augmentat i la irregularitat de les formes de les tesselles s'ha reduït, tal com s'observa en la taula. L'escenari de configuració, com ja s'ha comentat anteriorment, és el que presenta més distància mitjana entre tesselles, tal com s'esperava. La cohesió entre tesselles no presenta canvis destacats; només es pot veure que els tres escenaris presenten valors una mica superiors respecte del 2003, cosa que indicaria una petita millora.

Taula 28: Comparació anàlisi per classes de forma i connectivitat dels espais oberts (bosc obert, pastures i cultius) entre els diferents escenaris i el 2003

ESCENARIS	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Conservació	89,1724	1,3805	125,1848	98,7216
Gestió	95,8313	1,4265	121,4187	98,7947
Configuració	89,7307	1,3905	183,6756	98,7342
2003	70,5232	1,5041	135,2234	98,5298

Font: elaboració pròpia

— Anàlisi d'índexs per paisatge



Per acabar aquest capítol s'ha fet una tercera anàlisi corresponent a l'escala de paisatge. Com ja s'ha comentat anteriorment, s'ha fet a partir d'un paisatge format per dues classes: espai obert contra espai tancat. Els resultats són els següents:

En aquest cas, com que la superfície que es volia seleccionar per PSP era de 600 ha (13 % de l'àrea d'estudi), igual que la de l'any 2003, tant els tres escenaris com l'any 2003 presenten valors idèntics de CA. En canvi, allà on es reflecteixen els canvis es en la disminució del contagi (CONTAG) que provoca la gran massa forestal i en l'augment de l'heterogeneïtat paisatgística (SHDI i SHEI) respecte del 2003. Com també s'observa en la taula següent, els tres escenaris presenten valors similars de CONTAG, SHDI i SHEI, per la qual cosa cap d'aquests escenaris no és clarament millor que l'altre a una escala de paisatge.

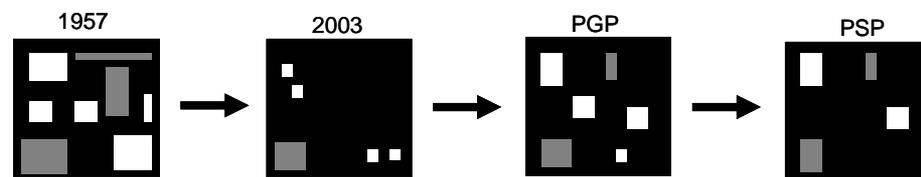
Taula 29: Comparació anàlisi paisatge agrari entre els diferents escenaris i el 2003

ESCENARIS	CA (Ha)	CA (%)	CONTAG	SHDI	SHEI
Conservació	600	13	73,7332	0,3352	0,4792
Gestió	600	13	72,7942	0,3386	0,4885
Configuració	600	13	71,6093	0,3412	0,4905
2003	600	13	80,49	0,2366	0,3414

Font: elaboració pròpia

La figura següent és un resum de com ha variat l'estructura (heterogeneïtat) i la composició (percentatge d'espai obert contra espai tancat) paisatgística dins el període 1957-2003; de com l'aplicació de PGP representa una millora notòria respecte de l'any 2003 (tant en estructura com en composició), i, finalment, de com l'aplicació PSP, tot i respectar la mateixa composició que l'any 2003 (600 ha, el 13 % d'espai obert), presenta una millor estructura paisatgística, també.

Figura 69: Evolució de l'heterogeneïtat paisatgística 1957-2003-PGP-PSP



Font: elaboració pròpia

Capítol 5. Conclusions

De la mateixa manera que en l'apartat de resultats, les conclusions que es deriven d'aquesta tesi segueixen l'ordre expositiu que s'ha emprat en la formulació dels objectius principals. En relació amb el primer objectiu, “*Cartografiar i quantificar l'evolució dels usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol en el període 1957-2003 a una escala de detall (1:7.500-1:5.000) amb la finalitat d'analitzar i avaluar el procés d'homogeneïtzació del paisatge*”, les conclusions que se n'extreuen són:

Conclusió 1:

En l'aspecte metodològic es constata la importància de la utilització de la fotografia aèria ampliada i ortorectificada del 1957 com una font d'informació molt útil per estudiar l'evolució de les cobertes i els usos del sòl a una escala de detall d'1:7.500 i posteriorment comparar-la amb la informació obtinguda dels ortofotomapes a escala 1:5.000 del 2003 de l'ICC i del treball de camp. D'aquesta manera es pot analitzar, interpretar i comprendre l'evolució de determinats patrons paisatgístics amb l'ajut de diferents índexs derivats de l'ecologia del paisatge.

Cal remarcar la transcendència del procés d'ortorectificació en una àrea tan accidentada com la zona d'estudi, ja que permet disposar d'informació vàlida per poder analitzar l'evolució en els canvis dels usos i cobertes de sòl d'una manera molt fidedigna. Cal indicar també la utilitat dels sistemes d'informació geogràfica (SIG) per a la fotointerpretació, la digitalització de la informació continguda en les fotografies aèries i els ortofotomapes, i la producció cartogràfica, així com l'aplicació de diferents índexs d'ecologia del paisatge.

Conclusió 2:

Pel que fa als resultats, es posa de manifest un clar i rotund procés d'homogeneïtzació paisatgística. Així doncs, els canvis en els usos i cobertes del sòl que s'han produït a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol durant el període 1957-2003 es caracteritzen per un increment del 90 % de la massa forestal i una reducció del 30 % de bosc obert, del 75 % de pastura i del 90 % de terres de cultiu.

El càlcul d'índexs referents a la configuració i l'estructura paisatgística marca una tendència dominada per l'homogeneïtzació paisatgística, fonamentada en l'increment dels valors dels índexs d'adjacència i contagi de les classes

forestals, i en la pèrdua dels ambients de vora i d'heterogeneïtat paisatgística. Aquesta dinàmica respon bàsicament a un procés d'aforestació que es produeix a causa de la desaparició del carboneig (principal activitat d'explotació dels boscos) i de l'abandonament de l'activitat agrària, amb el posterior despoblament. D'altra banda, els espais oberts viuen un procés oposat, que respon a un patró de fragmentació, caracteritzat per valors elevats d'índexs de distància entre tessel·les, per l'elevada densitat de fragments de tessel·les de poca grandària i pels valors baixos de determinats índexs d'agregació.

Aquest canvi en la configuració paisatgística provoca que diferents grups d'organismes responguin de manera distinta, amb un afavoriment de les espècies d'hàbitat interior en detriment de les espècies de marge. Un altre fet significatiu és la poca capacitat de determinades espècies per creuar hàbitats no forestals, cosa que afavoreix la probabilitat d'extinció a causa de l'estocasticitat demogràfica (es refereix a les fluctuacions naturals en el nombre d'individus, en la distribució en classes d'edat i raó sexual —nombre de femelles i mascles— de la població, que porten a variacions en les seves taxes de supervivència i reproducció) i el deteriorament genètic, perquè l'intercanvi d'individus entre les zones de pastures i els conreus aïllats per massa boscosa és menor.

La pèrdua d'ambients oberts a l'àrea d'estudi té una gran repercussió per a determinats tàxons de flora vascular d'interès, com és el cas de *Polygala vayredae*, *Allium pyrenaicum*, *Erinacea anthyllis*, *Dryopteris remota*, *Narcissus poeticus* i *Iberis sempervirens* (Oliver, 2007), que podrien desaparèixer per aquest procés d'uniformitat del paisatge. En l'àmbit faunístic també un nombre important d'espècies d'aus incloses en la Directiva d'aus estan amenaçades per aquest procés, com pot ser el cas d'*Aquila chrysaetos*, *Pernis apivorus*, *Bubo bubo*, *Lanius collurio*, *Circaetus gallicus*, *Hieraaetus pennatus*, *Falco peregrinus* i *Caprimulgus europaeus* (Trabalon, 2006 i Fabregó, 2007).

Els paisatges sota els efectes de l'abandonament de les activitats tradicionals contribueixen a fer que es desenvolupin els estrats verticals de la vegetació i que creixin horitzontalment, que apareguin espècies llenyoses i que s'acumuli matèria vegetal morta. Per tant, les terres abandonades es fan més vulnerables al foc i augmenta el risc de propagació.

Malgrat que la Llei forestal catalana concedeix una gran importància a la planificació forestal, la realitat del planejament que afecta els boscos presenta dèficits importants tant en les finques privades, cada cop menys productives, com en les finques públiques, que no han estat ni ordenades ni gestionades.

Finalment, un darrer efecte negatiu lligat al procés de despoblament i homogeneïtzació del paisatge és la pèrdua de patrimoni cultural. La majoria de poblacions de muntanya fins fa seixanta anys trobaven en aquest territori una font de feina i de vida important. Els matxos traginers solcaven, amunt i avall, camins i carreteres. Els hostals eren punts de trobada al llarg de la tasca diària. Les masies habitades eren un senyal clar de l'activitat agrària i ramadera diària, a més de les feixes conreades i l'explotació dels boscos, tant pel que fa al carboneig i els fruits que se'n poden obtenir (bolets, fruites salvatges, plantes medicinals) com pel que fa a la caça.

No s'ha d'oblidar tampoc l'existència d'un patrimoni monumental enorme, fruit de la gran religiositat d'aquestes àrees de muntanya. En el cas de l'Alta Garrotxa hi ha cinquanta-una esglésies repartides per l'espai, la majoria mal conservades. I així mateix no s'han d'oblidar els aplecs, les fires i les festes majors, que eren concorreguts pels pobladors a la recerca de diversió i que donaven lloc a una certa cohesió social entre els pobles de la zona.

En relació amb el segon objectiu, "*Dissenyar una nova metodologia per determinar el manteniment i la recuperació potencial d'espais no forestals prioritaris (cultius, pastures i boscos oberts) mitjançant sistemes d'informació geogràfica, models heurístics i models lineals enters, analitzant i valorant la repercussió dels nous espais potencials en l'estructura paisatgística*", les conclusions que se n'extreuen són:

— En l'aspecte metodològic:

Conclusió 1:

L'elaboració d'una anàlisi multicriteri amb sistemes d'informació geogràfica permet integrar tot un conjunt de criteris que cal tenir en compte en la gestió de l'espai natural protegit (biodiversitat, percepció paisatgística, patrimoni cultural, risc d'incendi i cost de gestió) d'una manera senzilla, ràpida i eficaç.

A més, aquest tipus d'anàlisi permet actualitzar fàcilment la informació de base afegint més informació referent als criteris existents o afegint-ne de nous. També cal d'una ponderació prèvia, fet que permet establir diferents pesos (importància) als criteris segons els objectius, les prioritats i les necessitats de l'espai protegit que es vol gestionar i així disposar de múltiples escenaris en funció de les ponderacions establertes. Per determinar la sensibilitat de l'anàlisi s'han dissenyat tres escenaris: biodiversitat, neutre i cost de gestió.

Conclusió 2:

*El **disseny** d'un **model** anomenat **Patch Growing Process** (PGP) ha permès **crear** a partir d'un mapa raster d'aptitud (en aquest cas concret provinent de l'anàlisi multicriteri) **tessel·les** de **diferents grandàries i valors d'aptitud** amb uns **estàndards de forma i compacitat** determinats que representen els espais oberts que de manera preferent haurien de ser mantinguts i/o recuperats.*

Aquest model PGP supleix el buit que presenten la major part de mòduls de geoprocessament de dades que es troben dins els sistemes d'informació geogràfica. Aquests mòduls presenten moltes eines relacionades amb el camí més curt (en termes de distància) o de menys fricció (en termes d'aptitud) entre dos punts, però cap instrument relacionat amb la creació de tessel·les.

Conclusió 3:

*El **disseny** d'un segon **model** anomenat **Patch Selecting Process** (PSP) amb l'objectiu **de seleccionar i optimitzar** entre les **tessel·les** generades per PGP i les existents (zones de bosc obert, pastura i conreus) aquelles **que compleixen uns valors d'aptitud** determinats (en funció de la biodiversitat, la percepció paisatgística i el cost de gestió), una **titularitat del sòl** i uns **estàndards de connectivitat**.*

La importància d'aquest segon model és la dificultat de poder plasmar a la pràctica els resultats obtinguts del procés de modelització, ja sigui per la manca de recursos econòmics, per problemes vinculats a la titularitat del sòl o per les mateixes normes de l'espai natural protegit. Tot això posa de manifest la necessitat de dissenyar nous models per prioritzar i optimitzar els resultats obtinguts en la fase de modelització, de manera que el resultat final es pugui desplegar en les zones més adequades d'una forma progressiva. És a dir a mesura de que es disposa dels recursos i la capacitat necessària per implementar-ho territorialment de la forma més eficaç i eficient possible,

Conclusió 4:

L'anàlisi de components principals, l'anàlisi clúster i l'anàlisi discriminant han permès caracteritzar els diferents espais naturals protegits dels Pirineus i Prepirineus catalans en funció del patró paisatgístic i determinar els paràmetres d'entrada per als dos models.

Els dos models dissenyats, PGP i PSP, necessiten l'entrada d'uns paràmetres de configuració paisatgística (forma i compacitat de les tesselles, densitat de tesselles i connectivitat). Per determinar-los es va optar per estudiar estadísticament el comportament paisatgístic (mitjançant el càlcul d'un conjunt d'índexs) dels espais naturals protegits que hi ha distribuïts al llarg dels Pirineus i Prepirineus catalans. Així doncs, es pot comprovar si tots aquests espais naturals protegits segueixen un patró paisatgístic o més.

Conclusió 5:

La modelització presentada és extrapolable, amb les adaptacions pertinents, a altres realitats territorials que visquin una dinàmica similar d'abandonament agrari i domini forestal progressiu.

La projecció d'intervencions territorials i la gestió d'aquests espais oberts han d'esdevenir una prioritat bàsica per a la millora de la producció i la diversitat paisatgística i biològica dels espais naturals, la reducció del risc d'incendis i millora de la percepció del paisatge i del lleure.

— En relació amb els resultats:

Conclusió 6:

L'anàlisi estadística permet diferenciar clarament entre dos patrons paisatgístics en funció de la regió biogeogràfica. En primer lloc, el que segueixen els espais naturals protegits de la regió biogeogràfica alpina i, en segon lloc, el que segueixen els espais naturals protegits de la regió biogeogràfica mediterrània.

Segons l'espai natural protegit on es vulgui aplicar el model s'hauran d'escollir uns paràmetres d'entrada o uns altres, en funció de la regió biogeogràfica a la qual pertanyi. En el cas de l'àrea d'estudi s'han calculat els paràmetres d'entrada necessaris per executar els models a partir del patró paisatgístic mediterrani.

Conclusió 7:

*Els resultats que s'obtenen de la modelització de **Patch Growing Process (PGP)** suposarien un **increment en la proporció** que ocupen els **espais oberts actuals** i una **estructura paisatgística més heterogènia**.*

Aquest increment dels espais oberts seria de l'entorn d'un 8 % (500 ha) en relació a la proporció d'espai obert total. Aquest augment en dades absolutes suposa alhora una notable millora en els índexs d'estructura paisatgística de la següent forma: reducció en l'aïllament dels fragments i una recuperació dels hàbitats de vora gràcies a l'increment de la superfície. En definitiva doncs cal insistir en que suposa una recuperació d'heterogeneïtat paisatgística envers la uniformitat que presenta l'actual paisatge en el marc de l'àrea d'estudi.

Conclusió 8:

*El model **Patch Selecting Process (PSP)** permet seleccionar les millors tessel·les en funció dels paràmetres d'optimització definits (conservació, gestió i distribució) amb una **millora substancial de l'estructura paisatgística** respecte a la situació del 2003 des del punt de vista de **l'increment de l'heterogeneïtat i l'optimització dels recursos**.*

De l'aplicació del segon model, PSP, s'han obtingut tres models en funció dels paràmetres que cal prioritzar (conservació, gestió i configuració). Tots tres escenaris pretenen prioritzar, de les 1.100 ha d'espai obert total provinents de la suma dels espais oberts existents (600 ha) i de l'aplicació de PGP (500 ha), un total de 600 ha que correspondran a aquelles tessel·les que millor optimitzin els paràmetres introduïts. S'ha escollit el valor de 600 ha perquè es correspon amb la superfície d'espai obert actual i així es podran veure les millores dels tres escenaris en funció de la situació actual. Els resultats quant a la configuració paisatgística que presenten tots tres escenaris milloren substancialment els que presenta la situació del 2003, cosa que constata la rellevància d'aquest segon model per optimitzar els valors d'aptitud provinents de l'anàlisi multicriteri i la representació de l'heterogeneïtat d'ambients a partir dels paràmetres interns de connectivitat del mateix model.

Bibliografia

Adianthus (2005): Informe del catàleg de basses i punts d'aigua de l'Alta Garrotxa. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.

Ahern, J. (2006): *Biodiversity Planning and Design: Sustainable Practices*, Landscape Architecture Foundation.

Alcalde, G. i Burjachs, F. (1991): Els primers mil·lenis. Quaderns d'Història d'Olot, Ajuntament d'Olot-Diputació de Girona, Olot.

Allen, T. i Starr, T. (1982): *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. The University of Chicago Press, Chicago.

Anderberg, M. (1973): *Cluster Analysis for Applications*. Academic Press, New York.

Andreasen, C.; Stryhn, H. i Streibig, J. (1996): Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal Applied Ecology* 33:619-626.

Antrop, M. (1997): The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flanders Region. *Landscape and Urban Planning* 38: 105-117.

Antrop, M. (1998): Landscape change: Plan or chaos? *Landscape and Urban Planning* 41:155-161.

Antrop, M. (2005): Why landscape of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning* 70:21-34.

Arqué, M.; García, A. i Mateu, X. (1982): La penetració del capitalisme a les comarques de l'Alt Pirineu. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 1:9-67.

Arriaza, M.; Cañas, J.; Cañas, J. i Ruiz, P. (2004): Assessing the visual quality of rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 69:115-125.

Badia, A.; Saurí, D.; Cerdan, R. i Llurdés, J. (2002): Causality and management of forest fires in Mediterranean environments: an example from Catalonia. *Environmental Hazards* 4:23-32.

Badia, D.; Martí, C. i Alcañiz, J. (1991): *Avaluació dels sòls de l'Alta Garrotxa*. Universitat Autònoma de Barcelona, CREA.

Baillie, J.; Hilton-Taylor, C. i Stuart, S. (2004): *A Global Species Assessment: 2004 Red List of Threatened Species*.

Baker, W. i Cai, Y. (1992): The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, 7:291-302.

Baker, B. (1996): Landscape pattern, spatial behaviour, and a dynamic state variable model. *Ecological Modelling* 89: 147–160.

Baldwin, D.; Weaver, K.; Schneckeburger, F. i Perera, A. (2004): Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance. *Landscape Ecology* 19: 255–271.

Ballé, E. (1986): Aproximació a la història del bosc de la Garrotxa. Patronat d'Estudis Històrics d'Olot i Comarca. *Annals 1984-1985*:17-41.

Barredo, J. (1996): *Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Madrid, RA-MA Editorial.

Barriocanal, C.; Vila, J.; Varga, D.; Crous, A. i Macias, M. (2006): Valoración de hábitats montanos mediante la aplicación de índices de conservación de la avifauna: una aplicación en la Alta Garrotxa (Girona). *Actes IV Congreso de Biogeografía, Ávila*.

Bastian, O. (2001): *Landscape Ecology – towards a unified discipline?* *Landscape Ecology* 16:757-766.

Bernhardsen, T. (2002): *Geographic Information Systems. An introduction*. Tercera Edició, New York, John Wiley & Sons.

Bender, D.; Contreras, T. i Fahrig, L. (1998): Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.

Bender, D.; Tischendorf, L. i Fahrig, L. (2003): Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18: 17-39.

Bertalanffy, L. (1968): *General System Theory, Foundations, Development and Applications*. New York, Ed. George Braziller.

Bigal E. i McCracken D. (1996): Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33, pp. 413–424.

Bishop, D. i Hulse, D. (1994): Prediction of scenic beauty using mapped data and geographic information systems. *Landscape and Urban Planning*, 30:59-70.

- Boada, M. (2003): *Boscos de Catalunya. Història i actualitat del món forestal*. Brau Edicions.
- Bogaert, J.; Ceulemans, R. i Salvador, D. (2004): Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management* 33:62-73.
- Bogaert, J.; Farina, A. i Ceulemans, R. (2005): Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? *Ecological Indicators* 5:207-212.
- Bolòs, O. (2001): *Vegetació dels Països Catalans*. Terrassa, Aster Editorial.
- Bosque, J. (1997): *Sistemas de Información Geográfica*. Segunda Edició, Madrid, RIALP.
- Botequilha, A.; Miller, J.; Ahern, J. i MacGarigal, K. (2006): *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Washington, Island Press.
- Bourassa, S. (1991): *The aesthetics of landscape*. Belhaven Press, London. Bunn.
- Bracken, I. i Webster, C. (1990): *Information Technology in Geography and Planning. Including principles of GIS*. London & New York. Routledge.
- Briers, R. (2002): Incorporating connectivity into reserve selection procedures. *Biological Conservation* 103:77-83.
- Brookes, C. (1997): A parameterized region growing programme for site allocation on raster suitability maps. *International Journal of Geographical Information Science* 11:375-396.
- Brown, V. (1991): Early successional changes after land abandonment: the need for research. In: *Land abandonment and its role in conservation. Proceedings of the Zaragoza-Spain seminar. Options Méditerranéennes – Seminar Series A – No. 15 : CIHEAM Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes, 10 -12 December 1989, Zaragoza (Spain): 97-101.*
- Burel, F. i Baudry, J. (2002): *Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid – Barcelona, Ediciones Mundi-Prensa.
- Burrough, P. (1986): *Principles of Geographical Information Systems for Land Resource Assessment*. Oxford, Oxford University.

Caimel, J. (2001): Ortorrectificació d'imatges aèries amb ERDAS IMAGINE ORTHOBASE, treball del doctorat de Medi Ambient de la UdG.

Calabrese, J. i Fagan, W. (2004): A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 529-536.

Calabuig, J.; Carrillo, I. i Vila, J. (2003): III Jornades sobre l'Alta Garrotxa. La ramaderia extensiva i la gestió dels espais oberts. Col·lecció Udegé 13, Girona.

Calvo, L., Tarrega, R. i De Luis, E. (2002): The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology* 160: 25-42.

Camm, J.; Norman, S.; Polasky, S. i Solow, A. (2002): Nature reserve site selection to maximize expected species coverage. *Operations Research* 50:946-955.

Caraveli, H. (2000): A comparative analysis on intensification and extensification in Mediterranean agriculture: dilemmas for LFAs policy. *Journal of Rural Studies*, 16: 231-242.

Caritat, A.; Sala, E.; Crous, A. i Varga, D. (2005): Estat actual i regeneració del Teix (*Taxus baccata*) a l'Alta Garrotxa. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.

Carrillo, I.; Vila, J. i Castañar, M. (2000): Estratègies per al futur de l'Alta Garrotxa. Actes de les Primeres Jornades de Reflexió, Col·lecció Diversitas, 26; Girona.

Carver, S. (1991): Integrating multi-criteria evaluation with geographical systems. *International Journal of Geographical Information Systems* 5 (3), 321-339.

Càtedra de Geografia i Pensament Territorial (2002): II Jornades de l'Alta Garrotxa. L'ús públic. Col·lecció Udegé 11, Girona.

CEC, (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora ("Habitats" Directive)

Chaplin, S.; Gerrard, R.; Watson, H.; Master, L. i Flack, S. (2000): The geography of imperilment: targeting conservation towards critical biodiversity areas. P. 159-199 dins *Precious Heritage: Status of Biodiversity in the United States*, Stein, B.A., L.S. Kutner, and J.S. Adams (eds.). Oxford University Press, New York.

Church, R.; Stoms, D. i Davis, F. (1996): Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76:105-112.

Church, R.; Gerrard, R.; Hollander, A. i Stoms, D. (2000): Understanding the tradeoffs between site quality and species presence in reserve site selection. *Forest Science* 46:157-167.

Church, R. (2001): GIS and large-scale linear programming: evolution of a spatial decision support system for land use management. P. 305-321 dins *Regional Science and Business*, Clarke, G. and M. Madden (eds.). Springer-Verlag, Heidelberg.

Church, R.; Gerrard, R.; Gilpin, M. i Stine, P. (2003): Constructing cellbased species territories useful in conservation planning. *Annals of the American Association of Geographers*, to appear.

Chuvieco, E. i Salas, J. (1996): Mapping the spatial distribution of forest fire danger using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems* 10:333-345.

Chuvieco, E. (2002): *Teledetección ambiental*. Colección Ariel Ciencia, Madrid, Editorial Ariel.

Clark Labs. (1999): *IDRISI—Geographic Analysis and Image Processing Software*, Worcester, MA.

Clarke, K. (2003): *Getting started with Geographic Information Systems*. Quarta Edició, New Jersey, Prentice Hall.

Clay, G. i Smidt, R. (2004): Assessing the validity and reliability of descriptor variables used in scenic highway analysis. *Landscape and Urban Planning*, 66:239-255.

Collingham, Y. i Huntley B. (2000): Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications* 10: 131-144.

Comas, D. i Ruiz, E. (1993): *Fundamentos de los Sistemas de Información Geográfica*. Barcelona: Ariel.

Conti, G. i Fagarazzi, L. (2004): Sustainable mountain development and the key-issue of abandonment of marginal rural areas. *European Journal of Planning*, 1-19.

Corry, R. i Nassauer, J. (2005): Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72: 265-280.

Council of the Europe (2000): European Landscape Convention, Florence, 20 October 2000.

Cray, W.; Harris, T. i Wein, D. (2002): Community participation and GIS. Londres, Taylor & Francis.

CREAF (1991): Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Universitat Autònoma de Barcelona, CREAf.

Crooks, K. i Sanjayan, M. (2006): Connectivity Conservation (Conservation Biology 14), Cambridge University Press.

Crossetto, M. i Tarantola, S. (2001): Uncertainty and sensitivity analysis: tools for Gis-based model implementation. *International Journal of Geographical Information Science*, 15:415-437.

Crossetto, M.; Crossetto, F. i Tarantola, S. (2002): Optimized resource allocation for GIS-based model implementation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68:225-232.

Csuti, B., Polasky, S.; Williams, P.; Pressey, R.; Camm, J.; Kershaw, M.; Kiestler, A.; Downs, B.; Hamilton, R.; Huso, M. i Sahr, K. (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.

Cumming, S. i Vernier, P. (2002): Statistical models of landscape pattern metrics, with applications to regional scale dynamic forest simulation. *Landscape Ecology* 17:433-444.

Dai, F.; Lee, C. i Zhang, X. (2001): GIS-based geoenvironmental evaluation for urban land-use planning: a case study. *Engineering Geology*. 61 (4), 257-271.

Debussche, M., Lepart, J. i Desvieux, A. (1999): Mediterranean landscape changes: Evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography* 8:3-15.

Delpeuch, B. (2004): Natura 2000 and Agriculture (published on <http://europa.eu.int/comm/agriculture>).

DeMers, M.N. (2003): Fundamentals of Geographic Information Systems, John Wiley & Sons, INC.

Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Barcelona. Generalitat de Catalunya (1995): *Estudis de Base Pla Especial per la protecció del medi natural i del paisatge de l'Alta Garrotxa*. Departament de Medi Ambient.

Diamond, J. (1975): The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 7:129-146.

Diamond, J. i Wright, J. (1989): Efficient land allocation. *Journal of Urban Planning and Development* 115:81-96.

Donald, P. (1998): Changes in the abundance of invertebrates and plants on British farmland. *British Wildlife* 9:279-289.

Dunjó, G.; Pardini, G. i Gispert, M. (2003): Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchments, NE Spain. *Catena*, 52: 23-27.

Eastman, J.; Weigen, J.; Kyem, P. i Toledano, J. (1995): Raster procedures for multicriteria/multiobjective decisions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 61:539-547.

Eastman, J.; Jiang, H. i Toledano, J. (1998): Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. In: Beinat, E., Nijkamp, P. (Eds.), *Multicriteria Analysis for Land-Use Management*. Kluwer Academic Publishers.

ECNC (European Centre for Nature Conservations) Report 4/1998. Information Brochure on the Pan-European Ecological Network.

ECNC Report No 95/1999. Nature conservation sites designated in application of international instruments at Pan-European level.

Elkie, P.; Rempel, R. i Carr, A. (1999): *Patch Analyst User's Manual A Tool for Quantifying Landscape Structure*. Thunder Bay. Ontario:Ontario Ministry of Natural Resource Northwest Science and Technology Technical Manual TM-0002, 22 pp.

European Commission (1997): Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the application of Council Regulation (EEC) No. 2078/92 on agricultural production methods compatible with the requirements of the protection of the environment and the maintenance of the countryside.

EEA (European Environmental Agency) Report No 1/2004: High nature value farmland. Characteristics, trends and policy changes. Office for Official Publication of the European Communities.

EEA Report No 1/2005: The European Environment-State and outlook. Office for Official Publication of the European Communities.

EEA Report No 2/2006: Integration of environment into EU agriculture policy. Office for Official Publication of the European Communities.

EEA Report No 5/2006: Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. Office for Official Publication of the European Communities.

EEA Report No 9/2006: European forest types: Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. Office for Official Publication of the European Communities.

EEA Report No 11/2006: Land accounts for Europe 1900-2000. Office for Official Publication of the European Communities.

Erdas Imagine Orthobase (1997): Manual de Usuario de ERDAS Inc. Capítulo 12.

Esgleas, E. i Ferrer, A. (2003): Estudi i valoració dels canvis en el paisatge causats pel despoblament a Albanyà. Projecte de final de carrera. Llicenciatura de Ciències Ambientals, Facultat de Ciències, Universitat de Girona.

Espunya, C. i Gallart, Q. (2004): Estudi de l'estat de conservació del patrimoni monumental de l'Alta Garrotxa.

Estévez, A. (1973): La vertiente meridional del Pirineo catalán al norte del curso medio del río Fluvià. Tesis Doctoral. Universitat de Granada.

Euromontana, (2000): Final Declaration for the Second European Mountain Conference. Mountain Forum on Quality: the Comparative Advantage of the Future Mountain Regions, Pioneers of Sustainable Development, Trento, 17-18 March 2000.

European Commission (1999): Interpretation manual of European Union Habitats. Natura 2000. DG Environment. European Commission. 119 pàg.

European Commission (2001): Ten years after Rio: Preparing for the World Summit on Sustainable Development in 2002. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, Brussels.

European Commission, (2002). Eurostat's Natural Resource Accounts for Forests. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

European Nature, (1998): Magazine on the Interface of Policy and Science. The Pan-European Ecological Network. (www.ecnc.nl).

Etienne, R. (2004): On optimal choices in increase of patch area and reduction of interpatch distance for metapopulation persistence. *Ecological Modelling* 179:77-90.

Fabregó, J.; Montserrat, J. i Vila, J. (2007): Seguiment de l'àguila daurada (*Aquila chrysaetos*) a l'Alta Garrotxa. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.

Fahrig, L. i Merriam, G. (1985): Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.

Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics* 34: 487-515.

Falcucci, A. i Maiorano, L. (2007): Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation.

FAO (1998): Términos y definiciones. FAO.

FAO (2003): The development of European Forest resources, 1950 to 2000: A better information base. United nations, Geneva, 2003.

Farina, A. (1998): Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, London.

Farina, A. (2000): The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience* 50:330-320.

Farina, A. (2006): Principles and Methods in Landscape Ecology. Towards a Science of the Landscape, 2^a edició, London, Springer.

Fernández, J. (1994): La Política Agraria Común (PAC) y sus reformas. Ceura, Madrid.

Fernández, F. (2000): Introducción a la fotointerpretación. Ariel Ediciones, S.A. Barcelona.

Fernández-Ales, R. (1991): Effect of economic development on landscape structure and function in the Province of Seville (SW Spain) and its consequences on conservation. In: Land abandonment and its role in conservation. Proceedings of the Zaragoza-Spain seminar. Options Méditerranéennes – Seminar Series A – No. 15 : CIHEAM Centre International

de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes, 10 -12 December 1989, Zaragoza (Spain): 61-69.

Ferran, M. (1997): SPSS para Windows. Programación y Análisis Estadístico. McGraw Hill.

Finney, M. (2001): Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47:219-228.

Fischer, J. i Lindenmayer, D. (2002): Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* 106:129-136.

Fischer, D. i Church, R. (2003): Clustering and compactness in reserve site selection: an extension of the biodiversity management area selection model. *Forest Science* 49:555-565.

Folch, R. (1986): La vegetació dels Països Catalans. Barcelona, Cutres Editora, 541.

Forman, R. i Godron, M. (1986): Landscape Ecology, New York, Wiley and Sons.

Forman, R. (1995): Land Mosaic. The ecology of landscapes and regions, New York, Cambridge University Press.

Funtowicz, S. i Ravetz, J. (2000): La Ciencia Posnormal. Ciencia con la gente. Icaria Editorial.

García-Ruiz, J. i Lasanta, T. (1990): Land-use change in the Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development*, 10:267-279.

García-Ruiz, J.M., Ruiz-Flaño, P., Lasanta, T., Monserrat, G., Maritnez-Rica, J.P. i Pardini, G., (1991): Erosion in abandoned fields, what is the problem? *Soil Erosion Studies in Spain*, 3: 97-108.

García-Ruiz, J.; Lasanta, T.; Ruiz-Flaño, P.; Ortigosa, L.; White. S.; Gonzáles, C. i Martí, C. (1996): Land use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, Vol. 11, No. 5: 267-277.

Gardner, R.; Milne, B.; Turner, M. i O'Neill, R. (1987): Neutral models for the analysis of a broad-scale landscape patterns. *Landscape Ecology* 1: 19-28.

Gerrard, R.; Stine, P.; Church, R. i Gilpin, M. (2001): Habitat evaluation using GIS: A case study applied to the San Joaquin Kit Fox. *Landscape and Urban Planning* 52:239-255.

Gilbert, K.; Holmes, D. i Rosenthal, R. (1985): A multiobjective discrete optimization model for land allocation. *Management Science* 31:509-522.

Gold, S. (2003): The development of European forest resources (1950 to 2000). Geneva timber and forest discussion papers - United Nations Economic Commission for Europe (UNECE)/Food and Agriculture Organization (FAO).

González, J.; Palahí, M. i Pukkala, T. (2005): Integrating FIRE risk considerations in forest management planning in Spain. A landscape level perspective. *Landscape Ecology* 20:957-970.

Goodchild, M.; Steyaert, L. i Parks, B. (1996): GIS and Environmental Modeling: Progress and research Issues. Fort Collins, GIS World.

Gordi, J.; Pintó, J. i Vila, J. (1996): L'estudi dels incendis forestals en el món mediterrani. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 28:131-151. Universitat Autònoma de Barcelona.

Grabolosa, R. (1968): Besalú, un país aspre i antic. Montblanc, Barcelona.

Green, D. (1994): Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Conservation Biology*, 1:194-200.

Gustafson, E. i Parker, G. (1992): Relationships between land cover proportion and indexes of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.

Gustafson, E. i Parker, G. (1994): Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and urban Planning*, 29:117-130.

Gustafson, E. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1:143-156.

Gutiérrez, J. i Gould, M. (1994): SIG: Sistemas de Información Geográfica, Editorial Síntesis, S.A. Madrid.

Haight, R.; ReVelle C. I Snyder S. (2000): An integer optimization approach to a probabilistic reserve site selection problem. *Operations Research* 48:697-708.

Haight, R.; Cypher, B.; Kelly, P.; Phillips, S.; Possingham, H.; Ralls, K.; Starfield, A.; White, P. i Williams, D. (2002): Optimizing habitat protection using

demographic models of population viability. *Conservation Biology* 16:1386-1397.

Hargrove, W.; Hoffman, F. i Efroymson, R. (2004): A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landscape Ecology* 20:361-373.

Hanski, I. (1999): *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Heit, M. i Shortreid, A. (1994): *GIS Application in Natural Resources*. Fort Collins, GIS World.

High-level Pan-European Conference on Agriculture and Biodiversity (2002): *Final Declaration on the conservation and sustainable use of biological and landscape diversity in the framework of agricultural policies and practices*. Council of Europe, French Government and UNEP, Paris, 5-7 June 2002.

Hilty, J.; Lidicker, W. i Merenlender, A. (2006): *Corridor ecology. The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Washington, Island Press.

Hunter, G. i Goodchild, M. (1999): Dealing with error in spatial databases: a simple case study. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 61:529-537.

Hunziker, M. (1995): The spontaneous afforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by local and tourists. *Landscape and Urban Planning*, 31:399-410.

Hutchinson, S. (2004): *Inside ArcView GIS 8.3*. Thompson Delmar Learning.

IDESCAT (2006): *Estadística bàsica de municipis i comarques de Catalunya*. Institut d'Estadística de Catalunya (www.idescat.cat).

Informe Natura 2000: *Boletín de naturaleza Núm. 17 2004*. (europa.eu.int/comm/environment/natura/home.htm).

IUCN, *Red List of Threatened Species* (2006): (www.iucnredlist.org).

Jaeger, J. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.

Jankowski, P. (2001): *Geographic information systems for group decision making: towards a participatory, geographic information science*. Taylor & Francis, London.

Jenness, J. (2005): Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x. Disponible en: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.

Joerin, F.; Thériault, M. i Musy, A. (2001): Using GIS and outranking multicriteria analysis for land-use suitability assessment. *International Journal of Geographical Information Science* 15, 153–174.

Kaplan, R. i Kaplan, S. (1989): *The experience of nature: a psychological perspective*. Cambridge University Press. New York.

Kearns, F.; Kelly, M.; Carter, J. i Resh, V. (2005): A method for the use of landscape metrics in fresh water research and management. *Landscape Ecology* 20:113-125.

Keitt, T.; Urban, D. i Milne, B. (1997): Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1: 4.

Klein D. i Sutherland W. (2003): 'How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?' *Journal of Applied Ecology* 2003 (40), pp. 947–969. British Ecological Society.

Korte, G. (2001): *The GIS Book*. Cinquena Edició, New Cork, Onword Press.

Lahdelma, R.; Salminen, P. i Hokkanen, J. (2000): Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environmental Management* 26:595-605.

Langevelde, F.; Claassen, F. i Schotman, A. (2002): Two strategies for conservation planning in human-dominated landscapes. *Landscape and Urban Planning* 58: 281-295.

Lasanta, T.; Vicente-Serrano, S. i Cuadrats-Prats, J. (2005): Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography* 25:47-65.

Lasanta, T.; González-Hidalgo, J.; Vicente-Serrano, S. i Sferi, E. (2006): Using landscape Ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landscape and Urban Planning* 78:101-114.

La Vola (2003): Actualització dels Estudis de Base i Diagnosi de l'espai d'interès natural de l'Alta Garrotxa (2001), Consorci de l'Alta Garrotxa i INTERREG-CE.

Lawler, J.; White, D. i Master, L. (2003): Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation. *Ecological Applications* 13:1762-1772.

Levins, R. (1970): *Extinctions. Some mathematical questions in biology.* American Mathematics society, Providence, Rhode Island.

Levin, S. (1992): The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 7: 1943-1967.

Li, H. i Wu, J. (2004): Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389-399.

Liu, J. i Taylor, W. (2002): *Landscape Ecology. Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management.* Cambridge University Press.

Llobera, M. (2001) Building past landscape perception with GIS: Understanding topographic prominence. *Journal of Archaeological Science* 28: 1005–1014.

Llongarriu, R. (1984): Un inventari dels arbres de la Vall del Bac a mitjans del segle XVIII. Patronat d'Estudis Històrics d'Olot i comarca. *Annals* 1982-1983: 159-167.

Lloret, F.; Calvo, E.; Pons, X. i Diaz-Delgado, R. (2002): Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17:745-759.

Loehle, C. (2004): Applying landscape principles to fire hazard reduction. *Forest Ecology and Management* 198:261-267.

Longley, P.; Goodchild, M.; Maguire, D. i Rhind, D. (2005): *Geographic Information System and Science.* Segona edició. New York, John Wiley & Sons.

Lovelock, J. (1979): *Gaia: A new look at life on earth,* Bruna & Zoon, Utrech. Antwerpen.

Macias, M. (1993). *Els mamífers de la Garrotxa.* Editora de Batet, Olot.

Macias, M. (1988). *Els ocells de la Garrotxa.* Editora de Batet, Olot.

Macias, M. (2001): "El patrimoni natural: la fauna vertebrada. L'Alta Garrotxa, una terra trencada", a *Revista de Girona*, 206, pp. 67-71.

- Malczewski, J. (1999): GIS and multicriteria decision analysis. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Malczewski, J. (2006): GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20:703-726.
- Mander, U. i Antrop, M. (2003): Multifunctional landscapes. Volume III. *Continuity and Change*. Wit Press, Southampton, Boston.
- Margules, C.; Nicholls, A. i Pressey, R. (1988): Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation* 43:63-76.
- Marinoni, O. (2004): Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGis. *Computers & Geosciences* 30:637-646.
- Marull, J. i Mallarach, J.M. (2005): A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning* 71:243-262.
- Martín, P. (2004): Pla de gestió del patrimoni arqueològic. Document intern Consorci Alta Garrotxa.
- McArthur, A. i Wilson, E. (1967): *The theory of island biogeography*, Princeton, Princeton University Press.
- McDonell, M.; Possingham, H.; Ball, I. i Cousins, E. (2002): Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling and Assessment* 7:107-114.
- McDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. and Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59: 47-69.
- McGarigal, K. y Marks, B. (1995): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Washington, DC: United States Department of Agriculture General Technical Report PNW-GTR-351, 42 pp.
- McGarigal, K. i Cushman, S. (2005): The gradient concept of landscape structure. Dins, Wiens, J i Moss, M. (eds). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 112 – 119.
- McNeill, J. (2004): *El mundo de las montañas del mediterráneo*. Editorial Mediterrània, Barcelona.

- Meffe, G. i Carroll, R. (1997): Principles of conservation biology. Segona edició. Sianuer associates, Inc., Massachusetts.
- Michalewicz, Z. i Fogel, D. (2004): How To Solve it: Modern heuristics. Segona Edició. Springer-Verlag, New York.
- Minnich, R. (1983): Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Miret, F.; García, M. i altres (1998): Coves de l'Alta Garrotxa. Document intern Consorci Alta Garrotxa.
- Moilanen, A. i Nieminen, M. (2002): Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83: 1131-1145.
- Molinillo, M.; Lasanta, T. i García-Ruiz, J.M. (1997): Managing mountainous degraded landscapes alter farmland abandonment in the Central Spanish Pyrenees. *Environmental Management*, 21:587-598.
- Montserrat, J. i Agelet, A (2006): Delimitació i avaluació inicial del potencial biològic dels boscos madurs de l'EIN de l'Alta Garrotxa. Document intern Consorci Alta Garrotxa.
- Moreira, F.; Rego, F. i Ferrera, P. (2001): Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: Implications for fire occurrence: *Landscape Ecology* 16:557-567.
- Nagendra, H.; Munroe, D. i Southworth, J. (2004): From pattern to process: Landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101:111-115.
- Nalle, D.; Arthur, J. i Sessions, J. (2002): Designing compact and contiguous reserve networks with a hybrid heuristic algorithm. *Forest Science* 48:59-68.
- Nassauer, J. (1995): Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology*, 10:229-237.
- Naveh, Z. i Lieberman, A. (1994): Landscape Ecology. Theory and application. Segona edició, New York, Springer-Verlag.
- Nicholls, A. i Margules, C. (1993): An upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* 64:165-169.

Nikolakaki, P. (2004): A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68:77-94.

Nogué, J. (1985): Una lectura geogràfico-humanística del paisatge de la Garrotxa. Col·legi Universitari-Diputació de Girona, Girona.

Nogué, J. (1986): La percepció del bosc. La Garrotxa com espai viscut. Diputació de Girona-Ajuntament d'Olot, Girona.

OECD (1997): Agriculture and the environment in transition economies: monitoring and evolution. OECD, Paris.

Oliver, X. (2006): Seguiment i conservació de la flora vascular protegida i/o amenaçada de l'Alta Garrotxa. Document intern Consorci Alta Garrotxa.

Onal, H. (2003): First-best, second-best, and heuristic solutions in conservation reserve site selection. *Biological Conservation* 115:55-62.

O'Neill, R.; Krummel, J.; Gardner, R.; Sugihara, G.; Jackson, B.; De Angelis, D.; Milne, B.; Turner, M.; Zygmunt, B.; Christensen, S.; Dale, V. i Graham, R. (1988): Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 153-162.

O'Neill, R.; Milne, B.; Turner, M. i Gardner, R. (1988): Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology* 2: 63-69.

Pagès, M. (2006): Inventari de la comunitat d'ungulats salvatges de l'Alta Garrotxa. Document intern Consorci Alta Garrotxa.

Paine, D.P. i Kiser, J.D. (2003): Aerial photography and Image interpolation, Wiley, John & Sons, Inc.

Palmer, J. (2004): Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape and Urban Planning*, 69:201-218.

Parés, Q. (1985): La despoblació rural i les masies del Collsacabra. Publicacions Fundació Salvador Vives Casajuana, 90, Barcelona.

Peña, D. (2002): Análisis de datos multivariantes. McGraw Hill, Madrid.

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. Alicante, Club Universitario.

Peñuelas, J. i Filella, I. (2001): Phenology. Responses to a warming world. *Science* 294:793-795.

Pereira, J. i Duckstein, L. (1993): A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation. *International Journal of Geographical Information Systems* 7, 407-424.

Petit, S. i Usher, M. (1998): Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity Conservation* 7:1549-1661.

Pickett, S. i White, P. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.

Pino, J. i Rodà, F. (1999): L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per la ciència de la conservació. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, nº 67, pp. 5 – 20.

Piñol, J.; Terradas, J. i Lloret, F. (1998): Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climate Change* 38:345-357.

Pla, J. (1974): Un petit món del Pirineu. *Obra Completa de Josep Pla* nº27, Ediciones Destino, Barcelona.

Política Agrària Comunitària, 2003: (<http://ec.europa.eu/agriculture/index.es>).

Polya, G. (1945): How to Solve it: A new aspect of mathematical method. Princeton University Press, Princeton.

Pons, X. (2002): MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció, CREA, Bellaterra.

Poyatos, R.; Latron, J. i Llorens, P. (2003): Land use and land cover change after agricultural abandonment. The case of a Mediterranean mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development* 23:362-368.

Pressey, R.; Watts, M. i Barrett, T. (2004): Is maximizing protection the same as minimizing loss? Efficiency and retention as alternative measures of the effectiveness of proposed reserves. *Ecological Letters* 7:1035-1046.

Price, M.F. i Heywood, D. I. (eds.) (1994): *Mountain Environments & Geographic Information Systems*, London, Taylor & Francis.

Price, M.; Bjoenness, I.; Becker, A.; Collins, D.; Corominas, J.; Debarbieux, B.; Gardner, R.; Gillet, F.; Grabherr, G.; Heal, B.; Kalvoda, J., Perrin-Sanchis, T.;

Ramakrishnan, P.; Ruoss, E.; Thompson, D.; Winiger, M. i Zimmermann, F. (1998). Global change in the mountains. Final report of the European Conference on Environmental and Societal Change in Mountain Regions, Oxford, 18-20 December 1997.

Puigdevall, N. (1980): La rodalia de Sant Aniol d'Aguja, segons el document de l'anys 872. III Assemblea d'Estudis sobre el comtat de Besalú: 337-347.

Redecker, B.; Fink, P.; Hardtle, R.; Riecken, U. i Schroder, E. (2002): Pasture landscape and nature conservation. Springer Verlag.

Reglamento 950/97 del Consejo, de 20 de mayo de 1997 relativo a la mejora de la eficacia de las estructuras agrarias y la identificación de zonas desfavorecidas.

Ricotta, C.; Stanisci, A.; Avena, G. i Blasi, C. (2000): Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph theoretical approach. *Community Ecology* 1: 89-94.

Riitters, K.; O'Neill, R.; Hunsaker, C.; Wickham, J.; Yankee, D.; Timmins, S.; Jones, K. i Jackson, B. (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10:23-39.

Riitters, K., Wickham, J.; O'Neill, R.; Jones, B. i Smith, E. (2000): Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4: 3.

Rocchini, R.; Perry, G.; Salerno, M.; Maccherini, S. i Chiarucci, A. (2006): Landscape change and the dynamics of open formation in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning* 77:167-177.

Rodrigues, A. i Gaston, K. (2002) Optimization in reserve selection procedures - why not? *Biological Conservation* 107:123-129.

Roigé, X. (1994): Pirineo Catalán. Cuadernos de la trashumancia 13. ICONA.

Rothley, K. (1999): Designing bioreserve network to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications* 9:741-750.

Rothley, K. i Rae, C. (2005): Working backwards to move forwards: Graphbased connectivity metrics for reserve network selection. *Environmental Modeling & Assessment* 10: 107-113.

Saaty, T. (1977): A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15, 231-281.

Saaty, T. (1990): How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. *European Journal of Operational Research* 48:9-26.

Saaty, T. (1995): Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world. Pittsburgh, RWS Publications.

Saaty, T. (2003): Decision-making with the AHP: why is the principal eigenvector necessary. *European Journal of Operational Research* 145, 85-91.

Sala, R. (2001): El patrimoni monumental de l'Alta Garrotxa. *Revista de Girona* 206:72-74.

Sánchez, S. (2005): Un procés participatiu a l'Alta Garrotxa. El camí cap a un futur sostenible. Memòria d'Investigació. Institut de Medi Ambient. Universitat de Girona.

Saunders, D.; Hobbs, R. i Margules, C. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

Schadt, S.; Knauer, F.; Kaczensky, P.; Revilla, E.; Weigand, T. i Trepl, L. (2002): Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications* 12:1469-1483.

Schmidt, W. (2001): The emerging role of visual resource assessment and visualisation in landscape planning in Switzerland. *Landscape and Urban Planning* 54: 213-221.

Schmidt, M. i Tschardtke, M. (2005): The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture Ecosystem Environment* 105:235-242.

Schooley, R. i Wiens, J. (2003): Finding habitat patches and directional connectivity. *OIKOS* 102:559-570.

Seto, K. i Fragkias, M. (2005): Quantifying spatiotemporal patterns of urban land-use change in four cities of China with time series landscape metrics. *Landscape Ecology* 20:871-888.g

Simmonds, J. i Mann J. (1998): A First Look at Perturbation Theory. Segona edició. Dover Publications.

Shafer, C. (2001): Inter-reserve distance. *Biological Conservation* 100:215-227.

Sluiter, R. i Jong, M. (2007): Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. *Landscape Ecology* 22:559-576.

Snyder, S.; Haigh, R. i ReVelle, C. (2004): A scenario optimization model for dynamic reserve selection science. *Environmental Modeling and Assessment* 9:1-9.

Swihart, R. i Moure, J. (2004): *Conserving Biodiversity in Agricultural Landscapes (Model Based Planning Tools)*. Purdue University Press, Indiana.

Tansley, C. (1935): The use and abuse of vegetational concept and terms. *Ecology*, 16:284-307.

Tasser, E.; Mader, M. i Tappeiner, U. (2003): Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic and Applied Ecology*, 4: 271-280.

Taylor, P.; Fahrig, K.; Henein, K. i Merriam, G. (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68:571 – 573.

Terrades, J. (1996): *Ecologia del foc*. Edicions Proa. Barcelona.

Terradas, X. (2004): Les ocupacions paleolítiques de la cova 120: Resultats preliminars de la intervenció de l'any 2003. Document intern Consorci Alta Garrotxa.

Terra de Bosc (2006): Pla de Prevenció d'incendis de l'Alta Garrotxa. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.

Terry, D. (2001): Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*, 54:267-281.

Tilzey, M. (2000): Natural Areas, the whole countryside approach and sustainable agriculture. *Land use Policy* 17:279-294.

Tischendorf, L. i Fahrig, L. (2000): How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15:633-641.

Tischendorf, L. (2001): Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.

Tkach, R. i Simonovic, S. (1997): A new approach to multi-criteria decision making in water resources. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis* 1 (1), 25-44.

Torta, G. (2004): Consequences of rural abandonment in a Northern Apennines landscape (Tuscany, Italy). Dins de: Mazzoleni, S., Di Pasquale, G., Mulligan, M., Di Martino, P. i Rego, F. (Eds), *Recent Dynamics of the mediterranean vegetation and landscape*. John Wiley & Sons Ltd. Pp 157-165.

Trabalon, F.; Lockwood, M. (2006): *Rapinyaires nidificants a la Garrotxa*. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.

Tress, B.; Tress, G. i Fry, G. (2005): Integrating studies on rural landscapes: policy expectations and research practice. *Landscape and Urban Planning* 70:177-191.

Troll, C. (1939): Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*, 74:241-298.

Tucker, G. (1997): Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape. Dins de: Pain, D. i Prekowsky, M. (Eds), *Farming and Birds in Europe: The CAP and its implication for Bird Conservation*. Academic Press London.

Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

Turner, M.; Gardner, R. i O'Neill, R. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. New York, Springer – Verlag.

Underhill, L. (1994): Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70:85-87.

United Nations Commission on Sustainable Development (UNCSD), 1997. Secretary General's Report on Chapter 13.

United Nations Conference on Environment and Development, 1992. Agenda 21. World Summit on Sustainable Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992.

United Nations Economic Commission for Europe (UNECE)/Food and Agriculture Organization (FAO), 1999. *State of European forests and forestry*, Geneva.

Urban, D. i Keitt, T. (2000): Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.

Urban, D. i Keitt, T. (2001): Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology* 82:1205-1218.

Urban, D. (2005): Modeling ecological processes across scales. *Ecology* 86: 1996-2006.

Varga, D.; Crous, A. i Vila, J. (2004): Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica a la gestión ambiental: Modelización de la recuperación potencial de hábitats no forestales en los Valles de Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa) dins, *Medio Ambiente, Recursos y Riesgos Naturales: Análisis mediante Tecnología SIG y Teledetección*. Universidad de Murcia, pp. 99-112.

Varga, D. (2004): L'homogeneïtzació del paisatge a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol: Anàlisi, evolució i perspectives de futur. *Memòria d'Investigació*. Institut de Medi Ambient. Universitat de Girona.

Varga, D. i Vila, J. (2005): Ecología del paisaje y sistemas de información geográfica ante el cambio socioambiental en las áreas de montaña mediterránea. Una aproximación metodológica al caso de los valles d'Hortmoier y Sant Aniol (Alta Garrotxa. Girona). *AREAS Revista Internacional de Ciencias Sociales*, 25:59-72.

Varga, D.; Vila, J.; Barriocanal, C.; Lertxundi, A.; Saez, M.; Llausàs A. i Ribas, A. (2007): Landscape patterns in biogeographical mountain regions: An approach from the natural protected areas of the Catalan Pyrenees. *Congrés Mundial d'Ecologia del Paisatge*. Wageningen. Holanda.

Vayreda, M. (1984): *La Punyalada*. Les Millors Obres de la Literatura Catalana, nº 40, Segona edició, Barcelona, Edicions 62, Barcelona.

Vila, J. (2000): Anàlisi i valoració dels boscos de les Valls d'Hortmoier i Sant Aniol (Alta Garrotxa), *Tesi doctoral*, Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional, Univeristat de Barcelona.

Vila, J. (2001): El paisatge. L'Alta Garrotxa, una terra trencada, dins *Revista de Girona*, 206, 2001, pp. 79-82.

Vila, J. i Welch, J. (2001): La homogeneización paisajística de los valles de Hortmoier y Sant Aniol (Alta Garrotxa): Caracterización y evaluación de los cambios ambientales en el período 1957-1979-1996 con Patch Analyst dins, *Actas del XVII Congreso de Geógrafos Españoles*. Oviedo, Universidad de Oviedo, pp. 227-230.

Vila, J.; Varga, D.; Cortijo, S. i Macias, M. (2003): Cartografia i estudi dels hàbitats no forestals de l'Alta Garrotxa (pastures i conreus) amb especial èmfasi dels hàbitats d'interès comunitari. *Càtedra de Geografia i Pensament*

- Territorial, Universitat de Girona. Document intern del Consorci de l'Alta Garrotxa.
- Vila, J. i Varga, D. (2004): Modelización de la recuperación potencial de cultivos y pastos con SIG. Una aplicación para la conservación de la biodiversidad y la minimización del riego de incendios forestales en el espacio protegido de l'Alta Garrotxa. Actas del III Congreso Español de Biogeografía. Urdaibai, Universidad del País Vasco.
- Vila, J. (2006): IV Jornades sobre l'Alta Garrotxa. La gestió forestal: explotació versus conservació. Col·lecció Udegé 14, Universitat de Girona.
- Vila, J. (2007): V Jornades sobre l'Alta Garrotxa. Passat, present i futur. Col·lecció Diversitas 58, Universitat de Girona.
- Vila, J.; Varga, D.; Llausàs A. i Ribas, A. (en premsa): Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (Landscape Ecology). Una interpretación desde la Geografía. Documents d'Anàlisi Geogràfica.
- Vila, J. i Varga, D. (en premsa): El uso de los Sistemas de Información Geográfica en la gestión de los riesgos naturales y la planificación del territorio. Publicat dins "Evaluación y Prevención de Riesgos Ambientales en el entorno Centroamericano".
- Villa, C. (1996): La agricultura europea y la Política Agraria Comunitaria, MAPA, Madrid.
- Villaró, A. (1988): Causes i conseqüències del despoblament, Col·lecció Alt Pirineu, 10.
- Viñas, X. (1993): Flora i vegetació de l'Alta Garrotxa. Tesi doctoral, Universitat de Girona.
- Viñas, X. (2001): El patrimoni natural: la flora i la vegetació. L'Alta Garrotxa, una terra trencada" a, Revista de Girona, 206, 2001.
- Violant, R. (1985): El Pirineo Español. Edicions Alta-Fulla, Barcelona.
- Wade, T.; Wickham, J.; Nash, M.; Neale, A.; Riitters, K. i Jones, B (2003): A Comparison of vector and raster GIS methods for calculating landscape metrics used in environmental assessments. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 69:1399-1405.

Welch, D. (1995): Trends in the botanical composition of seaside fields in north-east Scotland uncultivated for 5 years. *Botanical Journal Scotland* 47:141-150.

Welch, J. i Vila, J. (2001): "Landscape Homogenization and Habitat Conservation in Catalunya" dins, *The association of American Geographers Annual Meeting*, New York City, New York.

Welch, J. i Vila, J. (2002): *Forest Structure and Patterns: PrePyrenees of Catalunya* dins, *Annual Meeting of the Association of American Geographers*, Los Angeles. California.

Wiens, J i Moss, M. (eds) (2005): *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge, Cambridge University Press.

Wiens, J.; Moss, M.; Turner, M.; Mladenoff, D. (2006): *Foundation Papers in Landscape Ecology*, Columbia University Press.

Williams, J. i ReVelle, C. (1997): Applying mathematical programming to reserve selection. *Environmental Modeling and Assessment* 2:167-175.

Wilson, E. (1992): *The diversity of life*. Cambridge, Harvard Univesity Press.

Wilson, J., Morris, A., Arroyo, B., Clark, S. i Bradbury, R. (1999): A review of abundance and diversity of invertebrates and plant food of granivory bird in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystem Environment*, 75:13-30.

Winfree, R.; Dushoff, J.; Crone, E.; Schultz, C.; Budny, R.; Williams, N. i Kremen, C. (2005): Testing simple indices of habitat proximity. *American Naturalist* 165: 707-717.

With, K.; Gardner, R. i Turner, M. (1997): Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.

With, K. i King, A. (1999): Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13: 314-326.

WRI. (1992): *Estrategia global para la biodiversidad - pautas de acción para salvar, estudiar y usar en forma sostenible y equitativa la riqueza biótica de la Tierra*. WRI, IUCN, PNMUA.

Wright, J.; ReVelle, C. i Cohon, J. (1983): A multiobjective integer programming model for the land acquisition problem. *Regional Science and Urban Economics* 13:31.53.

- Wright, J.; ReVelle, C. i Cohon, J. (1983): A multiobjective integer programming model for the land acquisition problem. *Regional Science and Urban Economics* 13:31-53.
- Wu, J. i Hobbs, R. (2002): Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 7: 355–365.
- Wu, J. (2004): Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations, *Landscape Ecology*, 19:125 – 138.
- Wu, J. i Hobbs, R. (2006): *Key Topics in Landscape Ecology*, Cambridge University Press.
- Zamora, F. (1973): *Diario de los viajes hechos en Cataluña*. Curiel, Barcelona.
- Zapata, J. (2007): *El temps a l'Alta Garrotxa 2006*. Document intern Consorci Alta Garrotxa.
- Zhou, S. i Wang, G. (2006): One large, several medium or many small? *Ecological Modelling* 191:513-520.
- Zube, E.; Sell, J. i Taylor, J. (1982): Landscape perception: research, application and theory. *Landscape Planning*, 9:1-33.

Annex I

En aquest Annex I es mostra una síntesi de la presència d'espècies d'aus en l'Alta Garrotxa en funció de l'ús de l'espai per l'alimentació i nidificació (**oca**: alimentació ocasional, **comp**: alimentació complementària, **ex**: alimentació exclusiva: **rep**: reproducció) i el valor Europeu de conservació.

	CARENA/VESSANT				FONS DE VALL				MICROESPais OBERTS				VALOR CONS. EUROPEU
	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	
	OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		
Accipiter gentilis	*				*				*				NON SPEC
Accipiter nisus			*	*			*	*	*			*	NON SPEC
Aegithalos caudatus				*						*		*	NON SPEC
Alauda arvensis			*	*			*	*				*	SPEC 3
Alectoris rufa			*	*			*	*			*		SPEC 2
Anas platyrinchos					*			*	*				NON SPEC
Anthus pratensis	*					*							NON SPEC
Anthus spinoletta	*					*							NON SPEC
Anthus trivialis			*	*		*							NON SPEC
Apus apus		*				*		*			*		NON SPEC
Apus melba		*								*		*	NON SPEC
Aquila chrysaetos		*			*							*	SPEC 3
Ardea cinerea					*				*				NON SPEC
Asio otus		*				*							NON SPEC
Athene noctua			*	*			*	*		*		*	SPEC 3
Bubo bubo			*	*			*	*			*	*	SPEC 3
Buteo buteo			*	*			*	*		*			NON SPEC
Caprimulgus europaeus			*	*			*	*		*		*	SPEC 2
Carduelis cannabina			*	*			*	*		*		*	SPEC 2
Carduelis carduelis			*	*			*	*			*	*	NON SPEC
Carduelis chloris			*	*			*	*			*	*	NON SPEC

	CARENA/VESSANT				FONS DE VALL				MICROESPais OBERTS				VALOR CONS. EUROPEU	
	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.		
	OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.			
Carduelis spinus					*							*		NON SPEC
Cettia cetti						*			*					NON SPEC
Circaetus gallicus			*				*							SPEC 3
Cisticola juncidis							*		*			*		NON SPEC
Coccothraustes coccothra	*				*					*				NON SPEC
Columba livia							*		*			*	*	NON SPEC
Columba palumbus		*				*			*		*			NON SPEC
Corvus corax			*			*				*		*		NON SPEC
Corvus corone			*				*		*	*		*		NON SPEC
Coturnix coturnix							*		*	*				SPEC 3
Cuculus canorus				*					*			*		NON SPEC
Delichon urbica		*					*		*			*	*	SPEC 3
Emberiza cia			*	*		*			*			*	*	SPEC 3
Emberiza cirius			*	*			*		*			*	*	NON SPEC
Emberiza hortulana												*	*	SPEC 2
Erithacus rubecula		*		*		*			*	*		*	*	NON SPEC
Falco peregrinus	*				*					*		*	*	NON SPEC
Falco subbuteo	*				*					*		*	*	NON SPEC
Falco tinnunculus			*	*			*		*	*		*	*	SPEC 3
Ficedula hypoleuca	*				*					*				NON SPEC
Fringilla coelebs		*		*		*			*	*		*	*	NON SPEC
Fringilla montifringilla	*				*					*				NON SPEC
Galerida cristata			*	*			*		*			*	*	SPEC 3

	CARENA/VESSANT				FONS DE VALL				MICROESP AIS OBERTS				VALOR CONS. EUROPEU
	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	
	OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		
Garrulus glandarius		*				*				*			NON SPEC
Gypaetus barbatus	*												SPEC 3
Gyps fulvus	*				*					*			NON SPEC
Hieratus fasciatus	*												SPEC 3
Hieratus pennatus		*				*				*			SPEC 3
Hirundo rustica		*					*	*			*	*	SPEC 3
Lanius collurio			*	*			*	*		*	*	*	SPEC 3
Lanius excubitor			*	*			*	*		*	*	*	SPEC 3
Lanius senator							*	*		*			SPEC 2
Larus cachinnans					*								NON SPEC
Lullula arborea			*	*			*	*		*	*	*	SPEC 2
Luscinia megarhynchos						*		*		*		*	NON SPEC
Merops apiaster		*				*			*				SPEC 3
Miliaria calandra							*	*			*	*	SPEC 2
Milvus milvus					*								SPEC 2
Motacilla alba							*	*		*	*	*	NON SPEC
Motacilla cinera						*		*					NON SPEC
Muscicapa striata			*	*			*	*		*	*	*	SPEC 3
Oenanthe hispanica					*								SPEC 2
Oenanthe oenanthe			*	*	*					*	*	*	SPEC 3
Otus scops			*	*			*	*		*	*	*	SPEC 2
Parus caeruleus		*		*		*		*		*	*	*	NON SPEC
Parus major		*		*		*		*		*	*	*	NON SPEC

	CARENA/VESSANT				FONS DE VALL				MICROESPais OBERTS				VALOR CONS. EUROPEU
	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	ALIMENTACIÓ			REP.	
	OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		OCA.	COMP.	EX.		
<i>Passer domesticus</i>							*	*			*	*	SPEC 3
<i>Passer montanus</i>							*	*			*	*	SPEC 3
<i>Perdix perdix</i>			*	*			*	*	*				SPEC 3
<i>Pernis apivorus</i>		*				*							NON SPEC
<i>Phasianus colchicus</i>							*	*					NON SPEC
<i>Phoenicurus ochruros</i>			*	*			*	*			*	*	NON SPEC
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	*				*				*				SPEC 2
<i>Pica pica</i>							*	*		*		*	NON SPEC
<i>Picus viridis</i>		*					*			*			SPEC 2
<i>Prunella collaris</i>			*								*		NON SPEC
<i>Prunella modularis</i>			*	*		*				*			NON SPEC
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>		*					*	*			*	*	NON SPEC
<i>Pyrrhonorax graculus</i>	*												NON SPEC
<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>			*							*		*	SPEC 3
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>		*		*		*		*		*		*	NON SPEC
<i>Saxicola rubetra</i>					*								NON SPEC
<i>Saxicola torquata</i>			*	*			*	*			*	*	NON SPEC
<i>Scolopax rusticola</i>	*				*				*				SPEC 3
<i>Serinus citrinella</i>	*												NON SPEC
<i>Serinus serinus</i>			*	*			*	*			*	*	NON SPEC
<i>Streptopelia decaocto</i>							*	*			*	*	NON SPEC
<i>Streptopelia turtur</i>		*				*				*			SPEC 3
<i>Strix aluco</i>		*				*				*			NON SPEC

	CARENA/VESSANT					FONS DE VALL					MICROESP AIS OBERTS					VALOR
	ALIMENTACIÓ			REP.		ALIMENTACIÓ			REP.		ALIMENTACIÓ			REP.		CONS.
	OCA.	COMP.	EX.			OCA.	COMP.	EX.			OCA.	COMP.	EX.			EUROPEU
<i>Sturnus vulgaris</i>							*		*			*	*		SPEC 3	
<i>Sylvia atricapilla</i>		*		*		*			*		*		*		NON SPEC	
<i>Sylvia borin</i>			*	*							*		*		NON SPEC	
<i>Sylvia cantillans</i>			*	*			*		*		*		*		NON SPEC	
<i>Sylvia melanocephala</i>			*	*			*		*		*		*		NON SPEC	
<i>Sylvia undata</i>			*	*							*		*		SPEC 2	
<i>Tichodroma muraria</i>											*				NON SPEC	
<i>Troglodytes troglodytes</i>		*		*		*			*		*		*		NON SPEC	
<i>Turdus iliacus</i>	*					*				*					NON SPEC	
<i>Turdus merula</i>		*		*		*			*		*		*		NON SPEC	
<i>Turdus philomelos</i>		*		*		*			*		*		*		NON SPEC	
<i>Turdus viscivorus</i>		*		*		*			*		*		*		NON SPEC	
<i>Tyto alba</i>			*	*			*		*		*		*		SPEC 3	
<i>Upupa epops</i>			*	*			*		*		*		*		SPEC 3	

Annex II

En aquest segon annex es mostren els resultats del càlcul d'índexs paisatgístics que s'han emprat per caracteritzar els patrons paisatgístics dels espais naturals protegits dels Pirineus i Prepirineus catalans i han servit per determinar els paràmetres dels dos models proposats en aquesta recerca.

Taula I. Espais naturals protegits i la proporció d'ambient i densitat de tesselles

ENP	TYPE	PLAND %	PD
Aigüestortes	Forestal	22,4291	1,4332
Alt Pirineu	Forestal	44,6517	1,3218
Cadi Moixeró	Forestal	61,4406	1,2835
Capçaleres Ter i Freser	Forestal	24,3136	1,2746
Alta Garrotxa	Forestal	88,4005	0,2451
Les Alberes	Forestal	44,1795	1,7183
Cap de Creus	Forestal	15,0279	3,7505
ENP			
Aigüestortes	Transició	6,884	1,7709
Alt Pirineu	Transició	19,4083	2,5628
Cadi Moixeró	Transició	18,7447	3,4681
Capçaleres Ter i Freser	Transició	5,5982	1,5773
Alta Garrotxa	Transició	3,7355	2,0664
Les Alberes	Transició	47,9386	1,739
Cap de Creus	Transició	73,5311	1,3122
ENP			
Aigüestortes	No forestal	28,1621	2,854
Alt Pirineu	No forestal	25,1544	2,0245
Cadi Moixeró	No forestal	14,5785	1,9265
Capçaleres Ter i Freser	No forestal	41,9834	1,8482
Alta Garrotxa	No forestal	6,7089	2,2963
Les Alberes	No forestal	4,7178	1,8839
Cap de Creus	No forestal	5,4499	1,6193

Font: Elaboració pròpia

Taula II. Paràmetres model en funció de la grandària de tessel·la

ENP	TESSEL·LA	PLAND	PD	AREA	GYRATE	ENN
AIGUESTORTES	S	2,13	2,77	0,77	43,94	447,63
	M	11,09	3,97	2,80	85,15	259,40
	L	86,78	0,64	134,57	483,91	213,56
ALT PIRINEU	S	1,76	2,27	0,77	45,01	517,42
	M	9,70	3,40	2,85	88,01	320,65
	L	88,54	0,68	129,32	472,33	376,51
CADI MOIXERO	S	3,07	4,08	0,75	42,59	506,87
	M	18,25	5,60	3,26	89,66	302,38
	L	78,69	0,84	93,31	426,07	528,44
TER I FRESER	S	0,86	1,20	0,71	42,51	614,15
	M	3,68	1,47	2,51	78,57	378,40
	L	95,46	0,40	238,49	568,26	112,43
GARROTXA	S	6,80	9,14	0,74	40,80	491,57
	M	48,03	15,88	3,02	95,15	234,61
	L	45,17	1,15	24,46	277,02	582,63
ALBERA	S	9,81	11,43	0,73	42,22	556,41
	M	48,37	17,24	2,81	93,13	305,36
	L	41,82	1,37	18,68	315,83	1097,30
CAP DE CREUS	S	5,37	6,90	0,78	41,37	497,61
	M	45,00	12,60	3,57	96,04	315,24
	L	49,63	1,23	28,76	263,24	1425,50

Font: Elaboració pròpia

Taula III. Paràmetres de distribució/connectivitat per tessel·les del tipus 1

	TESSEL·LA	PROX_MN	CONNECT	COHESION
AIGUESTORTES	1	0,4936	0,4434	71,8612
ALBERA	1	0,3466	1,7514	71,8436
ALT PIRINEU	1	0,3808	0,2199	71,9009
CADI MOIXERO	1	0,4235	0,4184	71,5979
CAP DE CREUS	1	0,2617	3,2051	72,682
GARROTXA	1	0,3683	0,5794	71,6067
TERIFRESER	1	0,2002	1,2801	70,9229

Font: Elaboració pròpia

Taula IV. Paràmetres de distribució/connectivitat per tessell·les del tipus 2

	TESSEL·LA	PROX_MN	CONNECT	COHESION
AIGUESTORTES	2	4,8486	1,4749	86,7876
ALBERA	2	3,8535	4,853	87,5809
ALT PIRINEU	2	3,651	0,7054	86,8087
CADI MOIXERO	2	5,3165	1,2267	87,721
CAP DE CREUS	2	3,1581	4,5662	88,707
GARROTXA	2	3,5707	1,5628	87,4115
TERIFRESER	2	3,1028	4,4771	86,0984

Font: Elaboració pròpia

Taula V. Paràmetres de distribució/connectivitat per tessell·les del tipus 3

	TESSEL·LA	PROX_MN	CONNECT	COHESION
AIGUESTORTES	3	669,5028	6,6119	99,1563
ALBERA	3	10,9721	8,8889	95,5609
ALT PIRINEU	3	1293,2081	3,4452	99,3284
CADI MOIXERO	3	388,2663	4,2449	98,8542
CAP DE CREUS	3	60,195	26,6667	97,2024
GARROTXA	3	35,6095	8,4615	96,2231
TERIFRESER	3	2370,2066	19,0476	99,7005

Font: Elaboració pròpia

Anàlisi a nivell de classe:

ANY 1987

Taula VI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Aigüestortes	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,41	4,30	17,54	20,82	1779,33	1,41	73,30	98,91
No forestal	1,00	18,98	47,05	35,93	3099,17	1,40	66,05	99,48
Transició	0,91	5,69	36,87	33,64	1766,76	1,44	72,06	98,91

Font: Elaboració pròpia

Taula VII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Alt Pirineu	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,61	6,44	28,68	34,92	2094,30	1,37	76,31	99,07
No forestal	1,02	7,23	41,73	43,55	2495,83	1,36	67,76	99,30
Transició	0,55	2,05	15,60	30,43	1538,01	1,44	81,90	98,58

Font: Elaboració pròpia

Taula VIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cadi Moixeró	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,41	39,95	32,74	23,78	6613,91	1,38	63,85	99,82
No forestal	1,29	14,97	37,05	32,73	3085,09	1,38	75,55	99,17
Transició	0,54	3,02	9,13	20,01	2359,20	1,40	141,53	97,75

Font: Elaboració pròpia

Taula IX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Ter i Freser	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,51	8,01	15,72	11,29	1247,72	1,31	78,36	98,73
No forestal	0,63	56,95	33,97	14,25	4628,85	1,38	64,63	99,83
Transició	0,83	12,17	21,70	14,61	1796,54	1,39	100,71	98,63

Font: Elaboració pròpia

Taula X. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Garrotxa	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,32	73,49	35,53	20,41	8113,44	1,43	60,82	99,95
No forestal	1,38	4,36	35,61	33,35	1093,12	1,42	85,76	97,97
Transició	0,21	0,05	1,64	12,66	146,12	1,42	423,29	85,48

Font: Elaboració pròpia

Taula XI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Albera	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,45	39,14	20,15	8,63	3012,19	1,39	63,90	99,70
No forestal	0,94	50,11	24,62	10,56	3026,23	1,39	73,11	99,53
Transició	0,61	0,31	5,13	10,55	156,18	1,31	242,05	88,25

Font: Elaboració pròpia

Taula XII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cap de Creus	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,25	0,18	2,41	6,37	119,49	1,24	354,86	86,62
No forestal	0,03	95,98	9,35	5,42	4779,57	N/A	84,85	99,99
Transició	1,35	0,28	6,98	14,18	156,94	1,27	216,27	86,97

Font: Elaboració pròpia

ANY 1992

Taula XIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Aigüestortes	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,49	4,23	17,87	21,89	1766,16	1,40	69,83	98,85
No forestal	1,09	18,66	48,29	36,89	3032,50	1,41	72,67	99,46
Transició	0,99	6,60	38,66	34,43	1992,17	1,44	68,86	99,01

Font: Elaboració pròpia

Taula XIV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Alt Pirineu	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,67	6,33	29,64	36,08	2227,79	1,36	73,96	99,09
No forestal	1,02	7,67	42,62	44,18	2687,15	1,39	68,56	99,36
Transició	0,59	2,01	15,73	31,09	1445,42	1,39	80,36	98,53

Font: Elaboració pròpia

Taula XV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cadi Moixeró	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,43	43,77	32,22	22,76	6610,82	1,38	61,90	99,81
No forestal	1,31	13,01	35,60	33,37	2909,49	1,37	75,84	99,10
Transició	0,47	3,20	7,95	17,69	2563,76	1,36	127,47	97,92

Font: Elaboració pròpia

Taula XVI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Ter i Freser	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,46	8,28	16,21	11,34	1318,62	1,33	76,02	98,86
No forestal	0,64	57,81	32,97	13,93	4632,05	1,38	65,32	99,83
Transició	0,47	7,02	17,70	12,53	1178,72	1,38	106,06	98,38

Font: Elaboració pròpia

Taula XVII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Garrotxa	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,23	78,48	33,32	18,87	8189,80	1,42	60,56	99,97
No forestal	1,40	4,04	33,24	34,47	989,11	1,42	98,44	97,72
Transició	0,12	0,07	1,35	9,41	201,44	1,37	877,16	88,44

Font: Elaboració pròpia

Taula XVIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Albera	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,56	39,26	20,62	8,96	3002,00	1,34	62,62	99,70
No forestal	0,99	52,03	22,77	10,10	3125,20	1,42	66,68	99,52
Transició	0,28	0,28	2,35	6,71	180,38	1,28	379,36	89,28

Font: Elaboració pròpia

Taula XIX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cap de Creus	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,25	0,19	2,34	6,16	120,46	1,24	441,73	86,76
No forestal	0,03	97,08	7,28	4,75	4787,67	N/A	60,00	100,00
Transició	0,98	0,14	4,95	14,53	128,09	1,37	256,32	84,10

Font: Elaboració pròpia

ANY 1997

Taula XX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Aigüestortes	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,43	4,21	17,21	21,16	1679,69	1,36	72,86	98,74
No forestal	0,91	20,36	45,79	35,46	3379,29	1,38	67,80	99,50
Transició	0,81	6,56	37,21	32,60	2111,97	1,43	67,78	99,09

Font: Elaboració pròpia

Taula XXI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Alt Pirineu	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,63	5,72	30,99	38,03	2126,27	1,38	72,40	99,05
No forestal	0,94	11,95	42,76	43,86	3116,00	1,38	66,59	99,46
Transició	0,41	2,17	14,07	27,92	1596,02	1,39	80,76	98,73

Font: Elaboració pròpia

Taula XXII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cadi Moixeró	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,42	49,24	32,47	22,95	7612,40	1,35	61,99	99,87
No forestal	1,22	11,75	34,83	32,26	2735,27	1,37	77,01	99,04
Transició	0,36	3,24	6,48	15,45	2881,82	1,35	124,25	98,15

Font: Elaboració pròpia

Taula XXIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Ter i Freser	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,35	6,81	15,53	11,19	984,44	1,35	104,33	98,32
No forestal	0,60	58,89	31,97	13,40	4748,11	1,36	61,79	99,86
Transició	0,59	5,20	17,29	12,27	893,29	1,31	104,71	98,10

Font: Elaboració pròpia

Taula XXIV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Garrotxa	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,25	79,21	32,96	18,70	8101,50	1,39	60,23	99,97
No forestal	1,26	1,62	32,34	34,00	795,07	1,43	93,43	96,98
Transició	0,13	0,07	1,67	10,85	182,27	1,49	614,95	87,89

Font: Elaboració pròpia

Taula XXV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Albera	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	1,35	39,93	31,66	12,41	2551,62	1,39	69,31	99,27
No forestal	0,80	44,59	32,64	14,02	2811,01	1,40	65,39	99,60
Transició	0,22	0,73	2,52	6,10	321,19	1,36	412,99	92,54

Font: Elaboració pròpia

Taula XXVI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cap de Creus	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,82	0,24	8,99	15,25	135,90	1,50	222,26	86,06
No forestal	0,07	94,66	14,56	6,55	4732,90	1,54	60,11	99,98
Transició	0,86	0,49	5,57	14,13	316,57	1,41	157,49	92,60

Font: Elaboració pròpia

ANY 2002

Taula XXVII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Aigüestortes	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,46	4,04	16,46	20,65	1498,42	1,35	72,50	98,53
No forestal	0,82	21,73	43,35	33,39	3604,02	1,36	68,54	99,56
Transició	0,70	6,65	34,49	30,34	2138,28	1,42	69,25	99,14

Font: Elaboració pròpia

Taula XXVIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Alt Pirineu	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,59	6,26	28,49	34,63	2242,78	1,36	71,37	99,11
No forestal	0,85	8,09	38,62	40,40	3150,13	1,36	68,29	99,43
Transició	0,35	2,11	13,00	26,14	1499,77	1,39	93,65	98,61

Font: Elaboració pròpia

Taula XXIX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cadi Moixeró	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,38	46,13	30,84	22,10	7217,16	1,35	62,41	99,85
No forestal	1,24	13,40	32,68	29,99	3158,66	1,35	77,63	99,07
Transició	0,29	3,37	6,12	14,46	2880,51	1,41	138,52	98,37

Font: Elaboració pròpia

Taula XXX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Ter i Freser	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,26	6,85	15,05	10,53	1148,75	1,38	76,77	98,72
No forestal	0,66	55,46	30,67	13,18	4560,35	1,33	69,17	99,82
Transició	0,44	6,91	16,52	11,60	1145,10	1,34	119,81	98,53

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Garrotxa	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,23	78,84	31,72	18,04	8083,70	1,35	60,28	99,97
No forestal	1,17	3,55	31,27	32,83	877,25	1,41	96,03	97,56
Transició	0,10	0,07	1,42	10,00	216,56	1,50	1109,31	89,27

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Albera	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,76	38,15	21,56	9,04	2653,32	1,35	152,33	99,48
No forestal	0,71	45,27	23,09	10,48	2758,75	1,35	67,98	99,52
Transició	0,16	3,83	2,62	4,48	860,74	1,29	155,76	97,76

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

Cap de Creus	PD	LPI	ED	LSI	GYRATE	PAFRAC	ENN	COHESION
Forestal	0,38	0,18	2,56	7,97	105,81	1,28	319,44	83,63
No forestal	0,98	51,08	14,04	7,02	3395,37	1,27	65,42	99,66
Transició	1,01	29,32	12,00	7,58	2114,88	1,31	71,48	99,28

Font: Elaboració pròpia

Anàlisi a nivell de paisatge:

ANY 1987

Taula XXXIV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PD	LPI	ED	GYRATE	LSI
Aigüestortes	2,32	18,98	50,73	2408,89	27,83
Albera	2,00	50,11	24,95	2952,68	9,00
Alt Pirineu	2,18	7,23	43,00	2217,54	34,01
Cadi Moixeró	2,23	39,95	39,46	5013,44	22,89
Cap de Creus	1,63	95,98	9,37	4594,56	5,99
Garrotxa	1,91	73,49	36,39	6352,54	18,63
Ter i Freser	1,97	56,95	35,70	3397,85	12,69

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXV. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PAFRAC	COHESION	CONTAG	ENN	SHDI	SHEI
Aigüestortes	1,41	99,27	38,57	69,44	1,04	0,95
Albera	1,37	99,53	57,05	73,37	0,77	0,71
Alt Pirineu	1,38	99,15	42,97	72,85	0,99	0,90
Cadi Moixeró	1,39	99,59	49,87	72,76	0,86	0,78
Cap de Creus	1,26	99,82	88,39	91,44	0,19	0,17
Garrotxa	1,41	99,78	63,63	68,97	0,59	0,54
Ter i Freser	1,36	99,57	46,25	74,67	0,95	0,86

Font: Elaboració pròpia

ANY 1992

Taula XXXVI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PD	LPI	ED	GYRATE	LSI
Aigüestortes	2,57	18,66	52,41	2444,29	28,66
Albera	1,83	52,03	22,87	3043,82	8,52
Alt Pirineu	2,28	7,67	44,00	2354,12	34,70
Cadi Moixeró	2,20	43,77	37,89	5138,84	22,09
Cap de Creus	1,27	97,08	7,28	4651,55	5,45
Garrotxa	1,75	78,48	33,96	6694,63	17,58
Ter i Freser	1,57	57,81	33,44	3312,14	12,09

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXVII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PAFRAC	COHESION	CONTAG	ENN	SHDI	SHEI
Aigüestortes	1,42	99,26	38,38	70,88	1,04	0,95
Albera	1,37	99,58	59,77	68,36	0,73	0,66
Alt Pirineu	1,38	99,19	42,97	72,10	0,98	0,89
Cadi Moixeró	1,37	99,58	51,60	70,17	0,83	0,75
Cap de Creus	1,31	99,83	90,78	67,51	0,15	0,14
Garrotxa	1,42	99,80	66,91	71,95	0,53	0,48
Ter i Freser	1,35	99,59	47,29	75,12	0,94	0,85

Font: Elaboració pròpia

ANY 1997

Taula XXXVIII. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PD	LPI	ED	GYRATE	LSI
Aigüestortes	2,15	20,36	50,10	2619,31	27,51
Albera	2,37	44,59	33,41	2660,98	11,09
Alt Pirineu	1,99	11,95	43,91	2555,11	34,62
Cadi Moixeró	2,00	49,24	36,89	5682,65	21,58
Cap de Creus	1,74	94,66	14,56	4501,67	7,33
Garrotxa	1,65	79,21	33,48	6641,83	17,31
Ter i Freser	1,54	58,89	32,39	3268,77	11,79

Font: Elaboració pròpia

Taula XXXIX. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PAFRAC	COHESION	CONTAG	ENN	SHDI	SHEI
Aigüestortes	1,39	99,30	38,70	68,79	1,04	0,95
Albera	1,39	99,46	56,48	71,40	0,75	0,68
Alt Pirineu	1,38	99,27	43,00	70,59	0,98	0,89
Cadi Moixeró	1,36	99,66	52,34	70,20	0,82	0,74
Cap de Creus	1,39	99,77	84,89	66,65	0,24	0,22
Garrotxa	1,41	99,80	67,35	69,64	0,52	0,48
Ter i Freser	1,32	99,59	47,63	78,38	0,94	0,85

Font: Elaboració pròpia

ANY 2002

Taula XL. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PD	LPI	ED	GYRATE	LSI
Aigüestortes	1,97	21,73	47,15	2709,76	26,04
Albera	1,62	45,27	23,64	2627,13	8,69
Alt Pirineu	1,79	8,09	40,06	2595,43	32,03
Cadi Moixeró	1,91	46,13	34,82	5553,39	20,54
Cap de Creus	2,37	51,08	14,30	2785,58	7,26
Garrotxa	1,50	78,84	32,21	6632,54	16,73
Ter i Freser	1,36	55,46	31,12	3162,35	11,44

Font: Elaboració pròpia

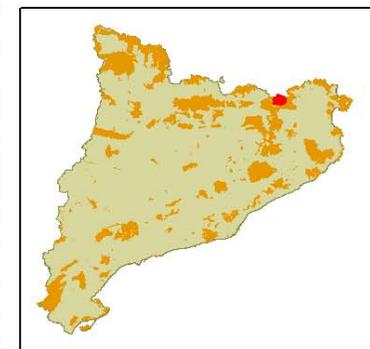
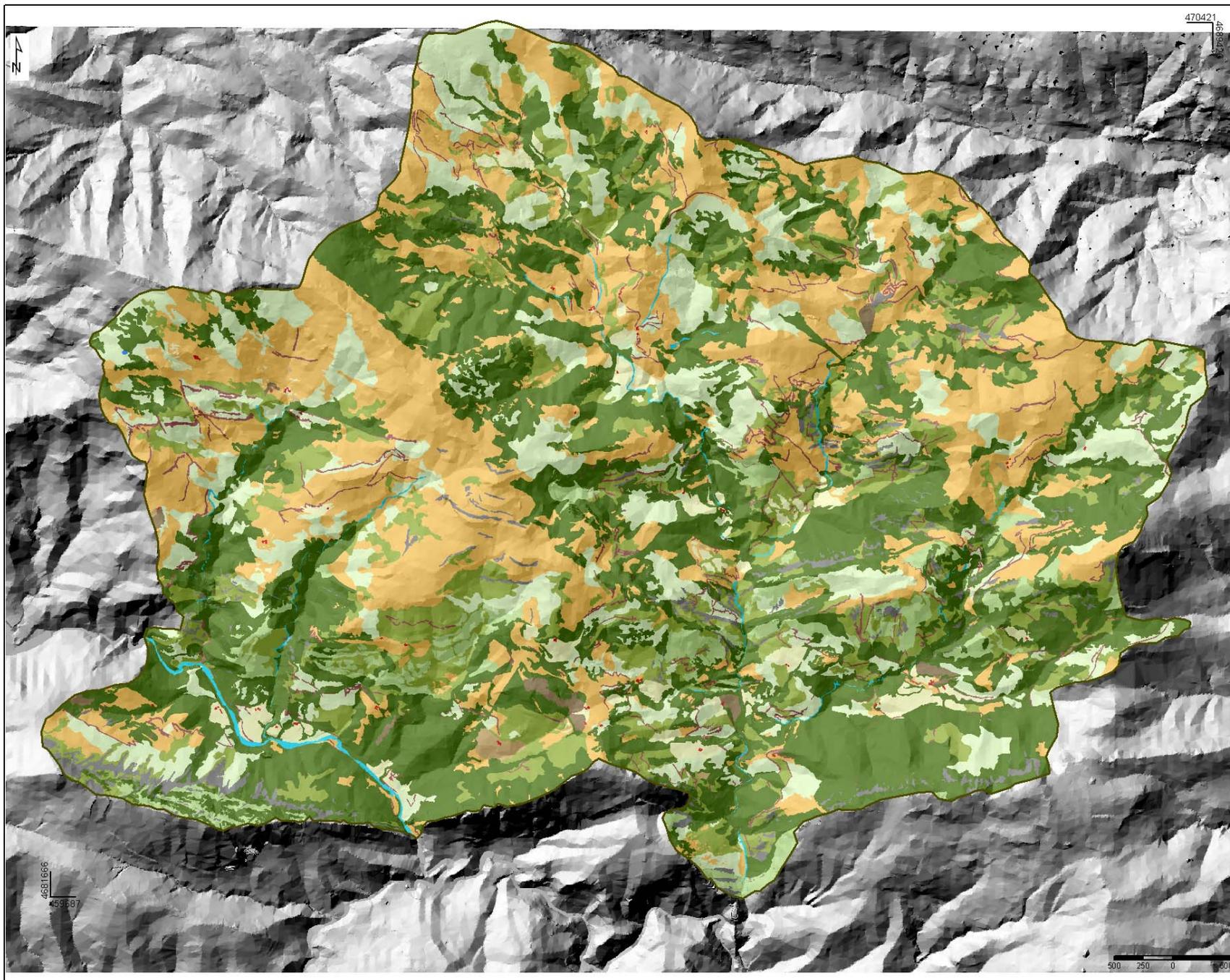
Taula XLI. Índexs paisatgístics emprats per caracteritzar el patró paisatgístic

ENP	PAFRAC	COHESION	CONTAG	ENN	SHDI	SHEI
Aigüestortes	1,38	99,35	39,55	69,54	1,04	0,94
Albera	1,34	99,47	54,35	107,15	0,84	0,77
Alt Pirineu	1,36	99,26	43,84	72,73	0,98	0,89
Cadi Moixeró	1,35	99,64	52,49	71,52	0,82	0,75
Cap de Creus	1,29	99,47	61,88	70,16	0,73	0,66
Garrotxa	1,39	99,80	67,61	72,23	0,52	0,48
Ter i Freser	1,33	99,57	46,84	80,75	0,96	0,87

Font: Elaboració pròpia

Annex III

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 1957

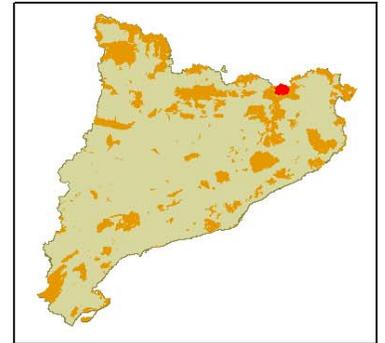
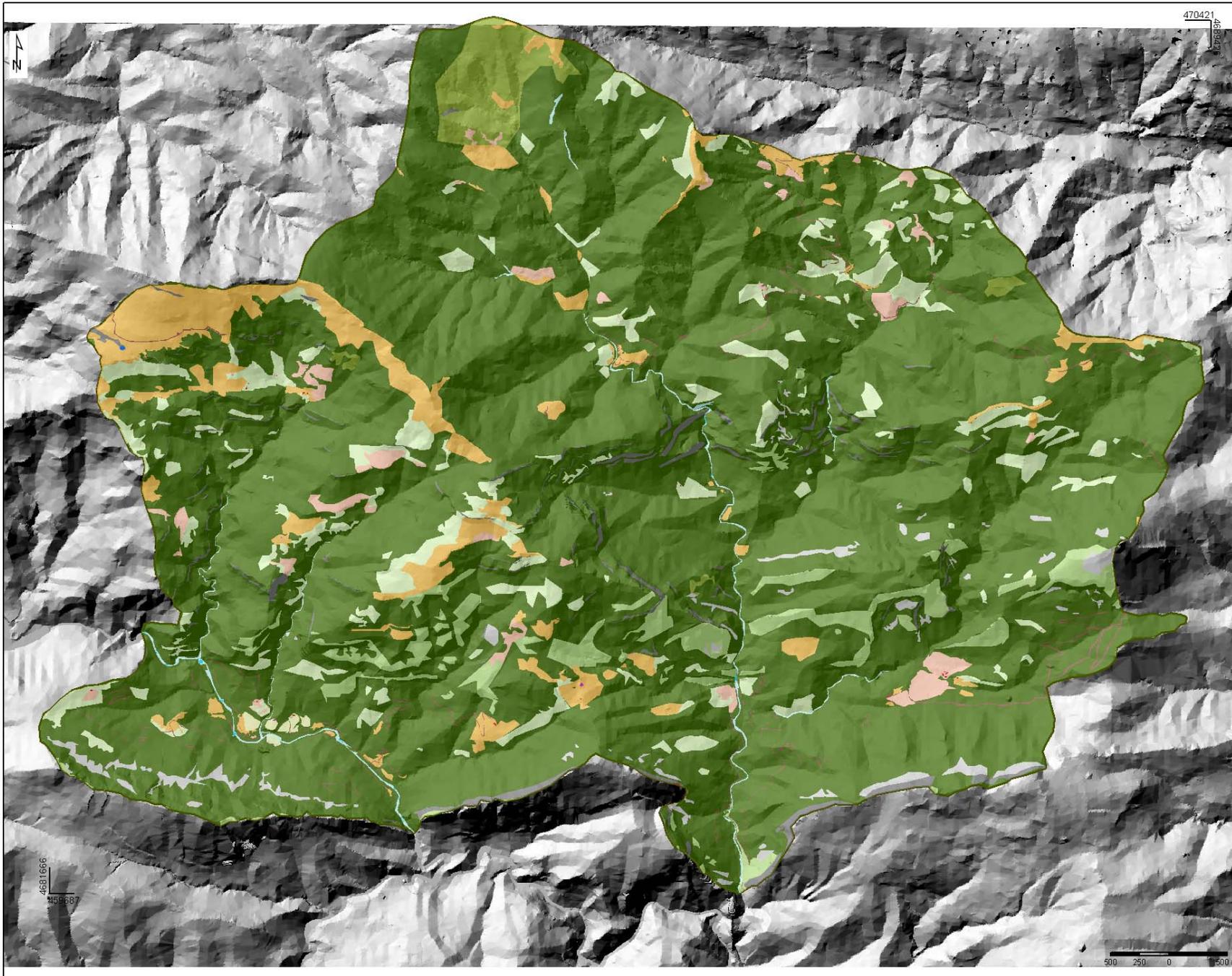


Mapa 1. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957

LLEGENDA

-  Bosc tancat (100 - 90 %)
-  Bosc dens (90 - 60%)
-  Bosc obert (60 - 10%) sobre tartera
-  Bosc obert (60 - 10%) sobre conreus i pastures
-  Conreu
-  Feixes < 3 metres
-  Feixes > 3 metres
-  Pastura
-  Curs hidric
-  Bassa
-  Denudat
-  Edificació
-  Pista forestal

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 2003



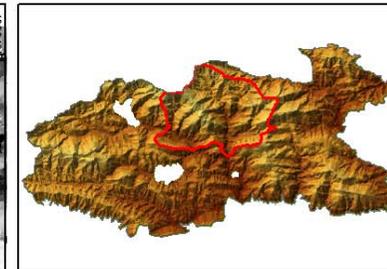
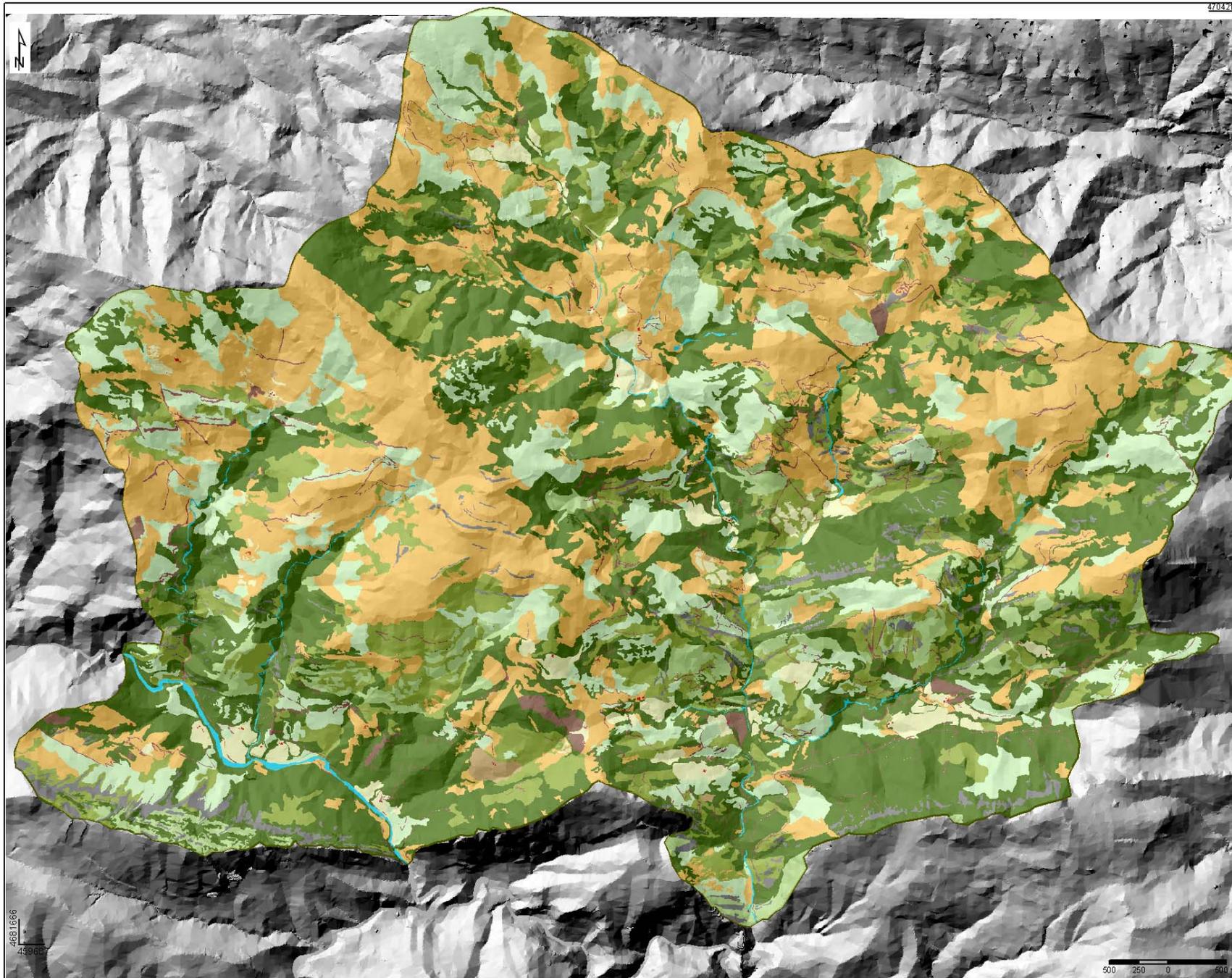
Mapa 2. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 2003

LLEGENDA

- Bosc tancat (100 - 90 %)
- Bosc dens (90 - 60%)
- Bosc obert (60 - 10%) sobre tartera
- Bosc obert (60 - 10%) sobre conreus i pastures
- Conreu
- Pastura mantinguda
- Pastura abandonada
- Bassa
- Gorga
- Cinglera
- Tartera
- Curs hidric
- Casa
- Casa derruïda
- Ermita
- Pista forestal

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 1957

"estandaritzats"



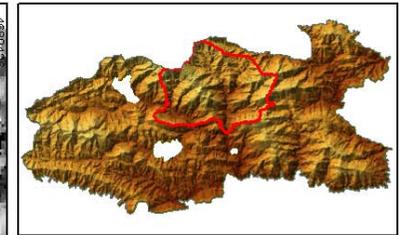
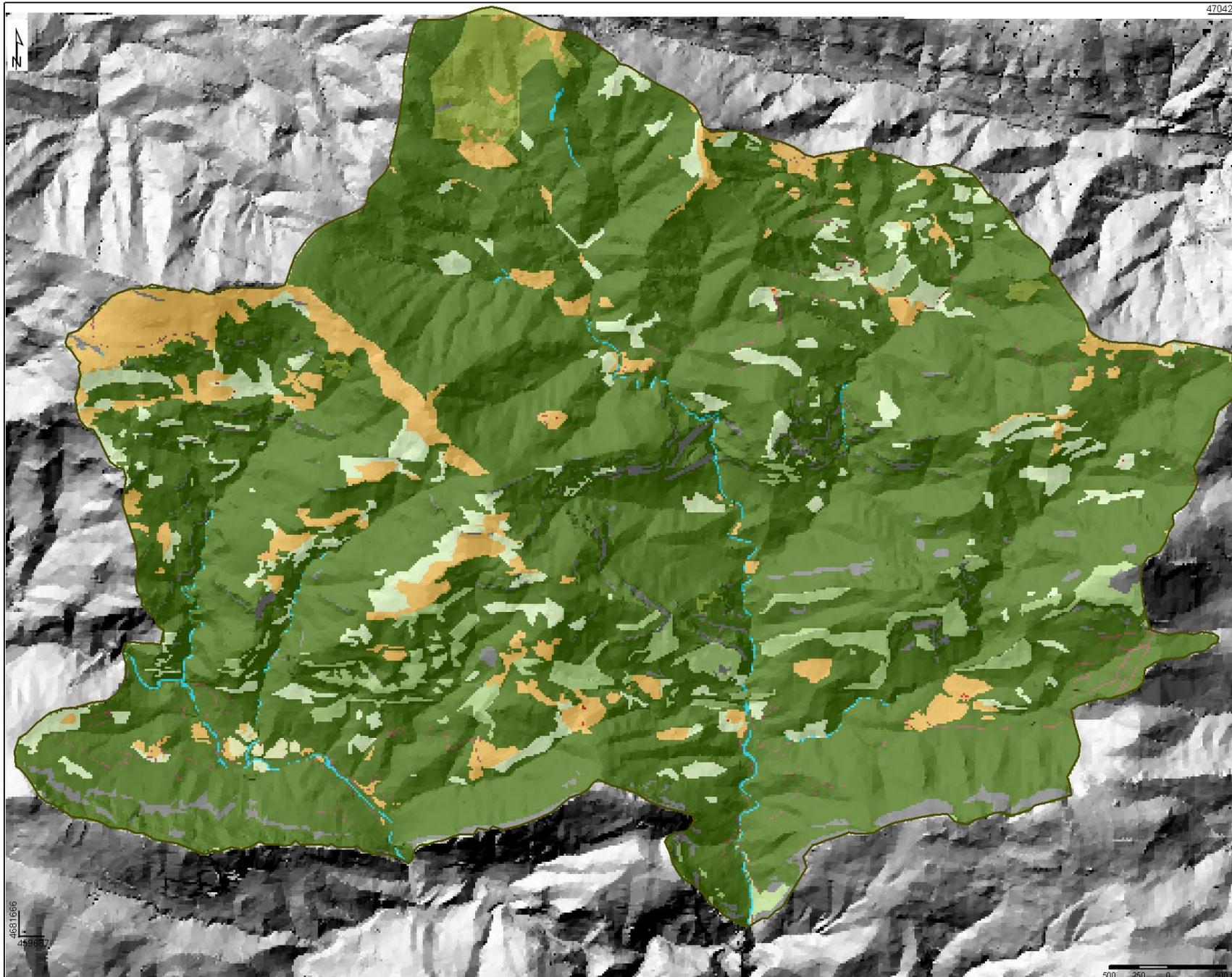
Mapa 3. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 1957 "estandaritzats"

LLEGENDA

-  Bosc tancat (100 - 90 %)
-  Bosc dens (90 - 60%)
-  Bosc obert (60 - 10%) sobre tarterera
-  Bosc obert (60 - 10%) sobre conreus i pastures
-  Conreu
-  Pastura
-  Curs hídric
-  Denudat
-  Edificació
-  Pista forestal

USOS I COBERTES DEL SÒL A LES VALLS D'HORTMOIER I SANT ANIOL AL 2003

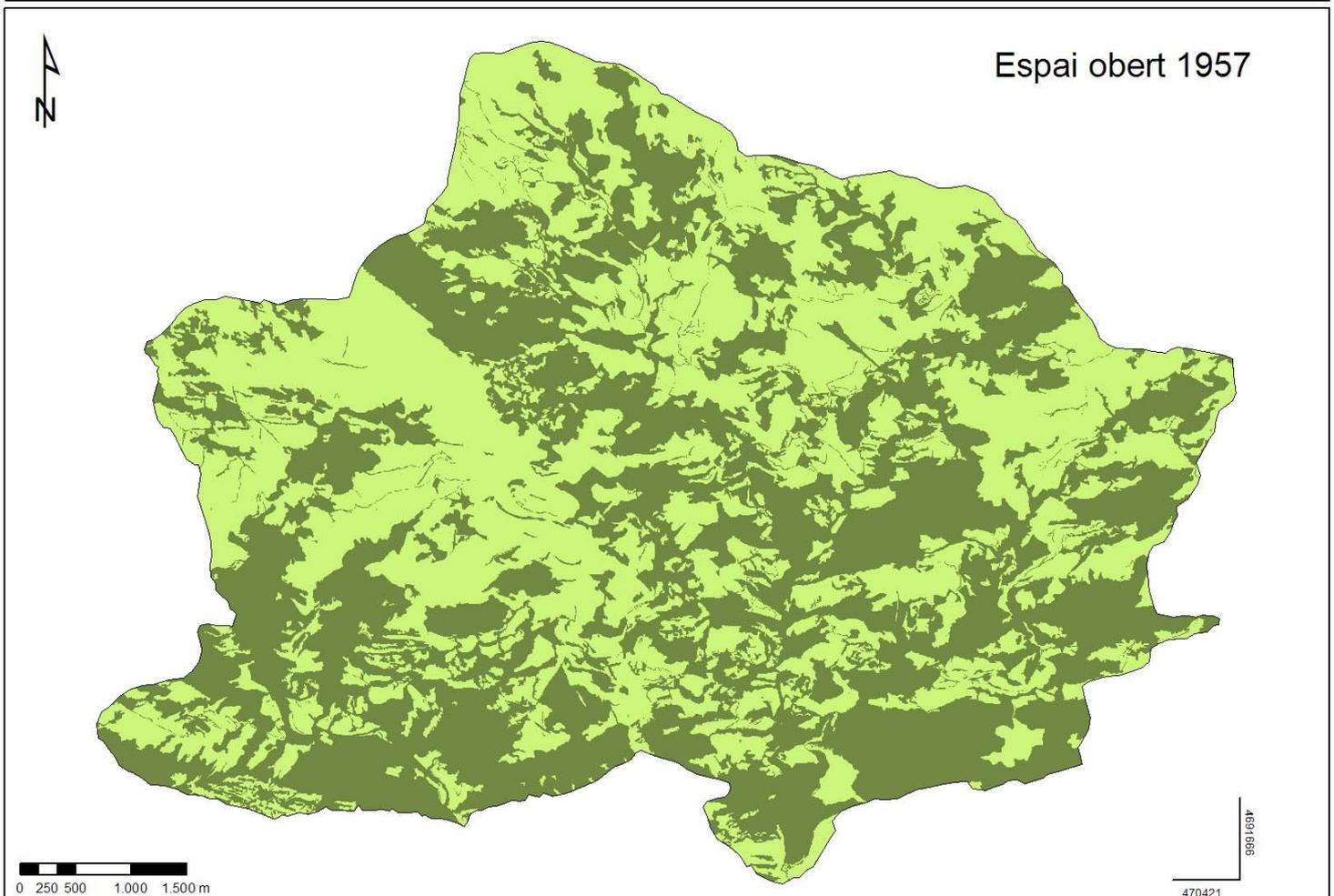
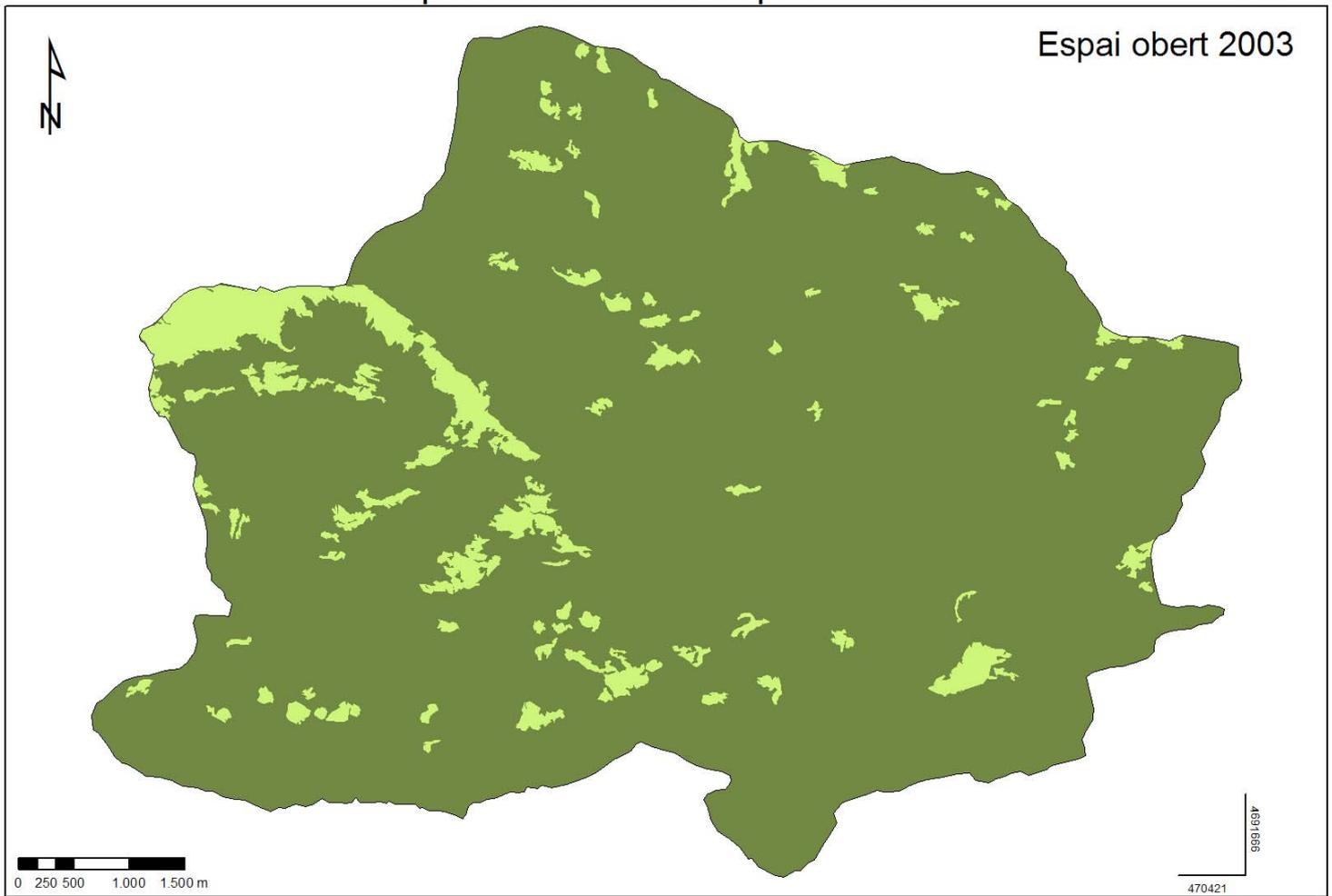
"estandaritzats"



Mapa 4. Usos i cobertes del sòl a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol al 2003 "estandaritzats"

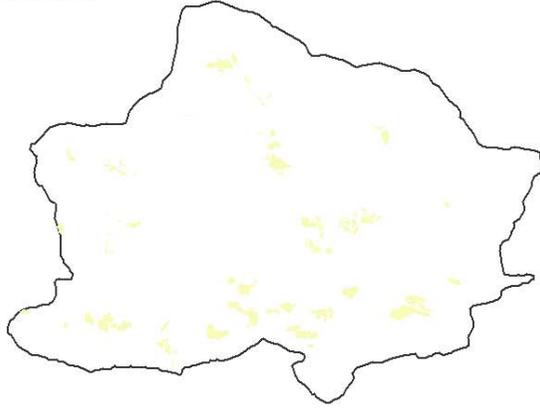
LLEGENDA

- Bosc tancat (100 - 90 %)
- Bosc dens (90 - 60%)
- Bosc obert (60 - 10%) sobre tartera
- Bosc obert (60 - 10%) sobre conreus i pastures
- Conreu
- Pastura
- Curs hídric
- Denudat
- Edificació
- Pista forestal

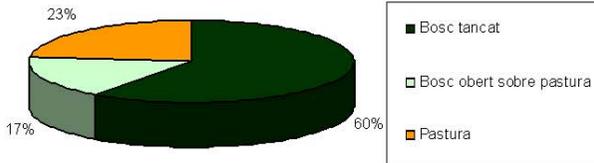
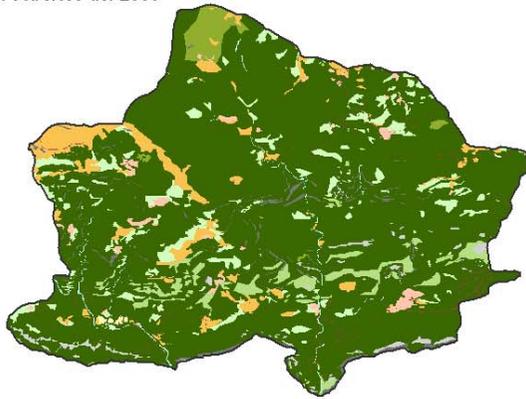


Annex III

Conreus al 1957

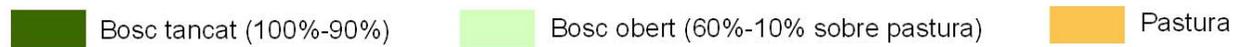


Usos i cobertes del 2003

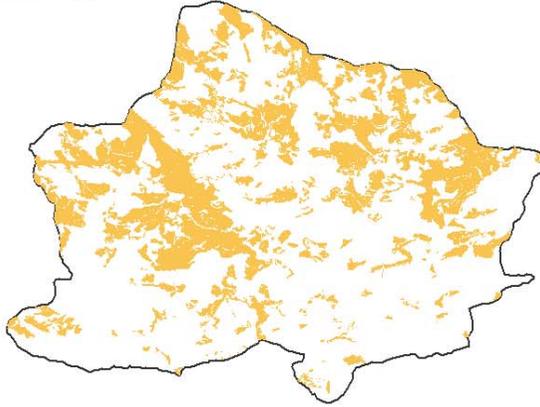


Evolució dels conreus des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

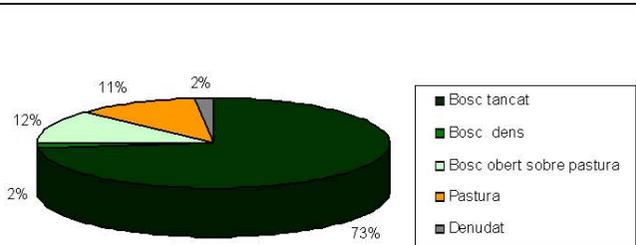
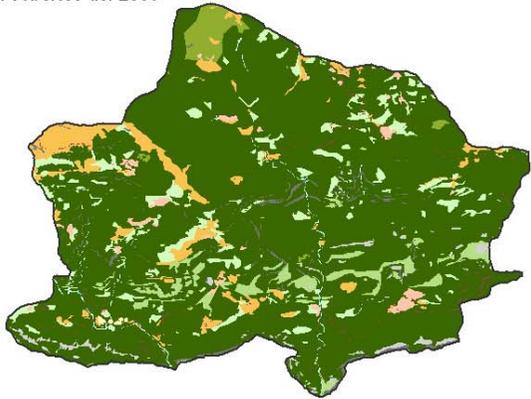
Evolució dels conreus des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



Pastures al 1957

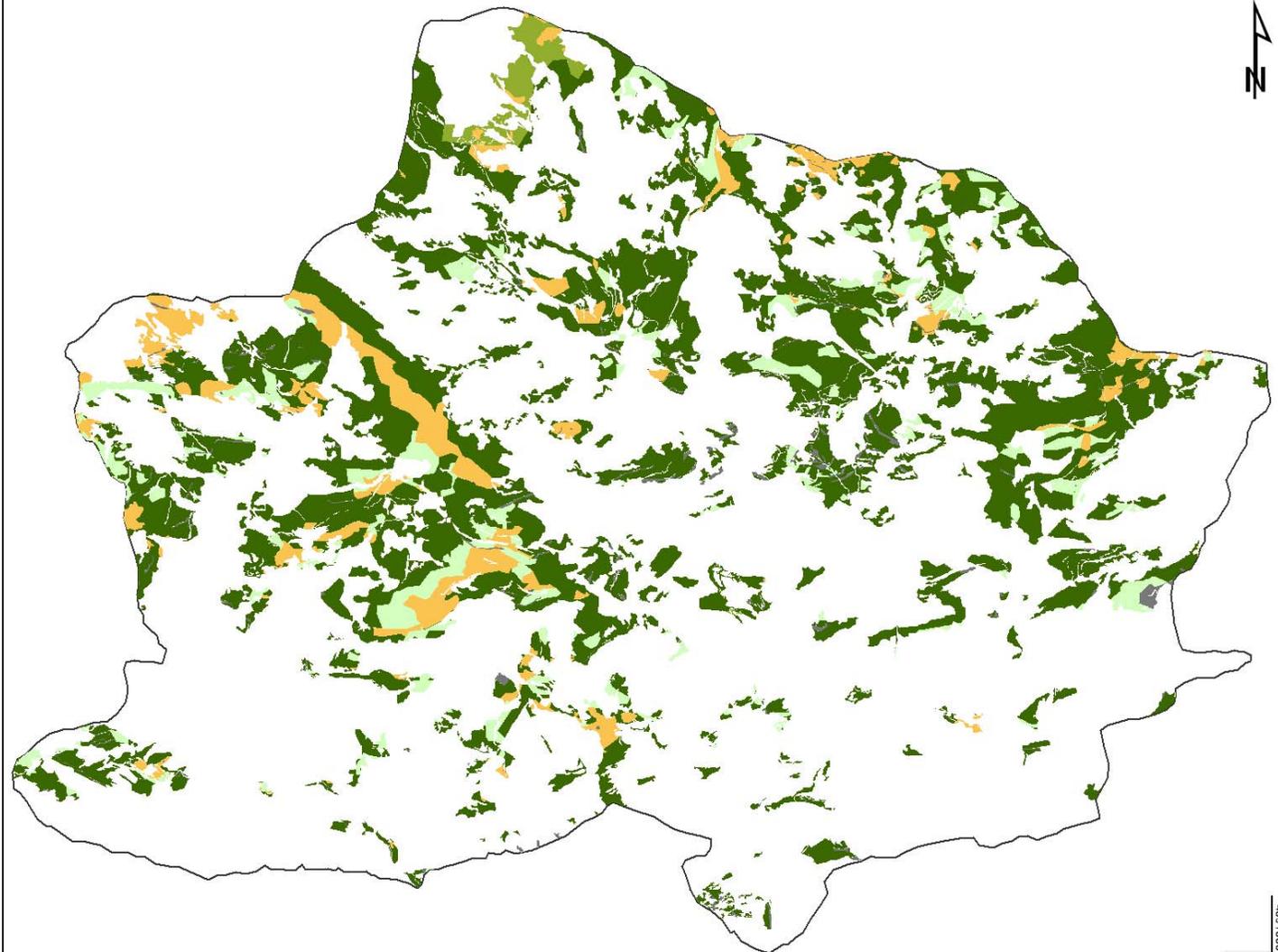


Usos i cobertes del 2003



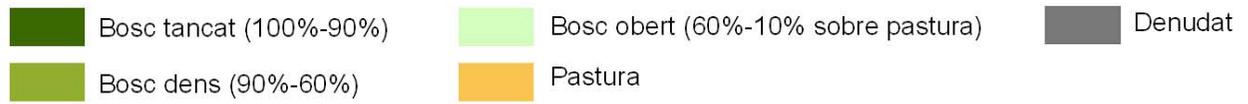
Evolució de les pastures des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Evolució de les pastures des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



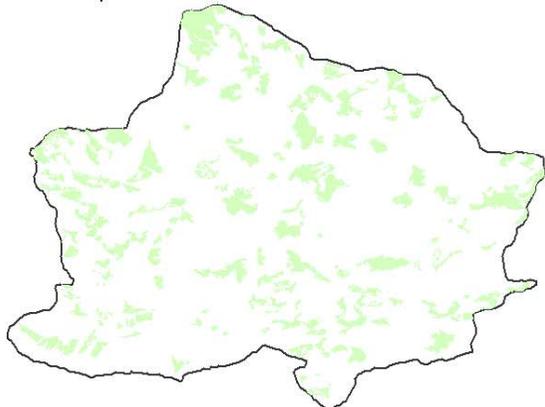
470421

Mapa 7

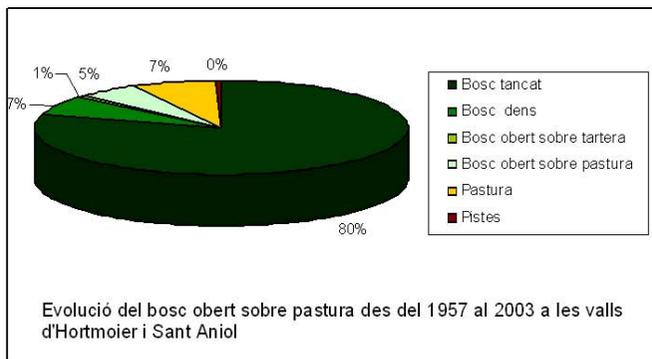
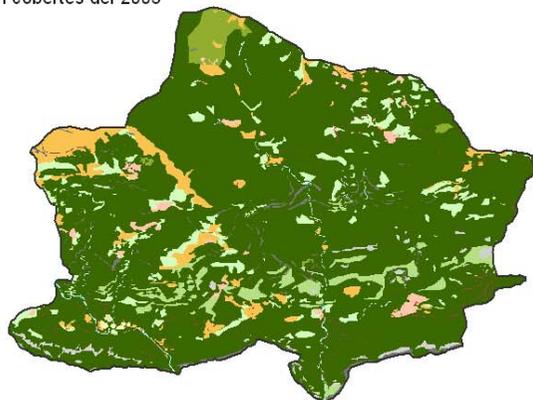


Font: elaboració pròpia, juny 2007

Bosc obert sobre pastura al 1957



Usos i cobertes del 2003



Evolució del bosc obert sobre pastura des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

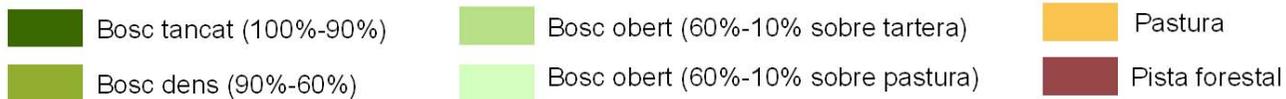
Evolució del bosc obert sobre pastura des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



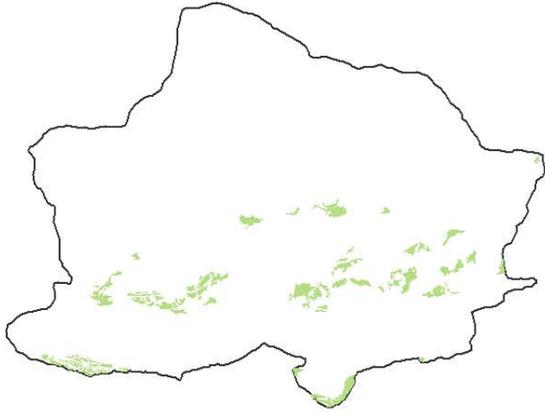
0 250 500 1.000 1.500 m

4691696
470421

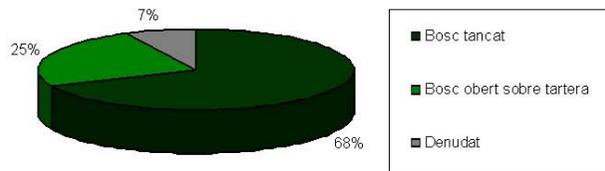
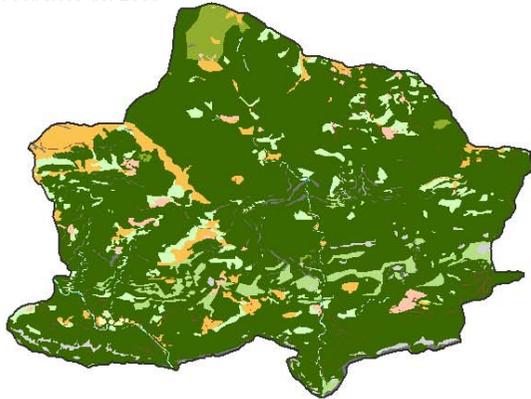
Mapa 8



Bosc obert sobre tartera al 1957



Usos i cobertes del 2003



Evolució del bosc obert sobre tartera des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

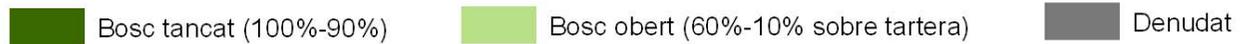
Evolució del bosc obert sobre tartera des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



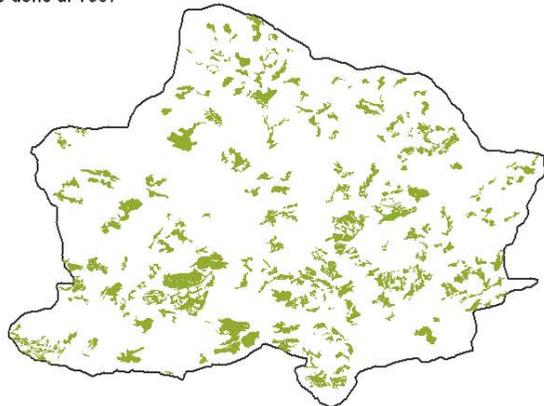
0 250 500 1.000 1.500 m

4691686
470421

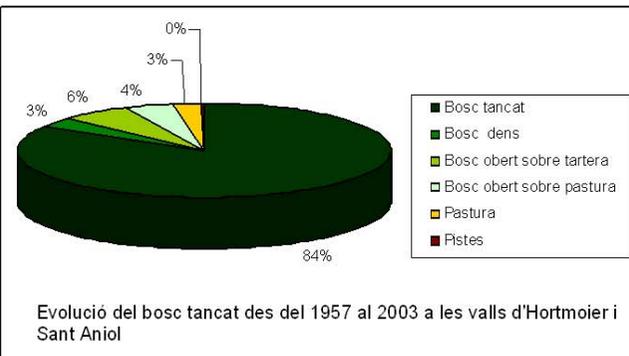
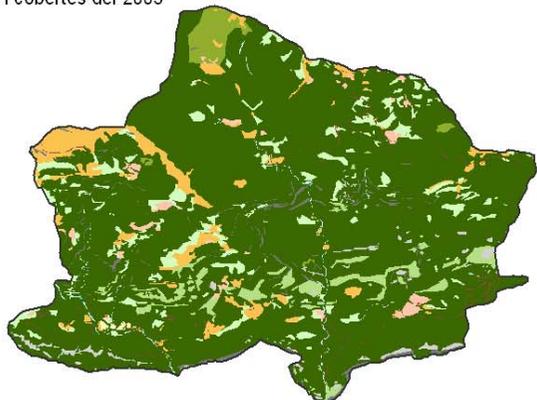
Mapa 9



Bosc dens al 1957



Usos i cobertes del 2003



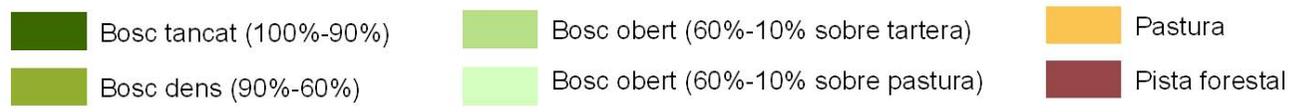
Evolució del bosc tancat des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Evolució del bosc dens des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

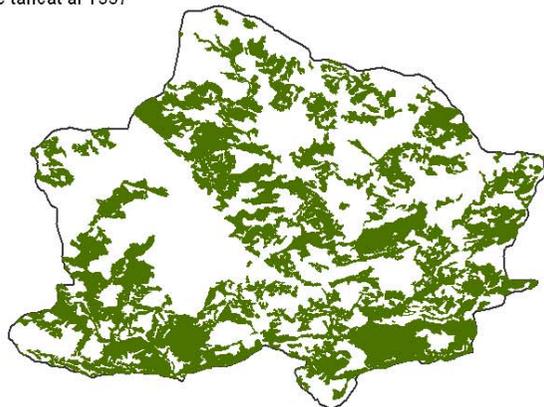


4831868
470421

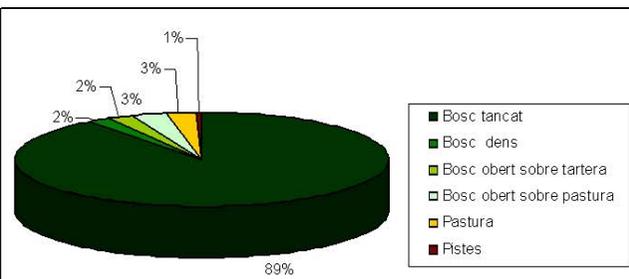
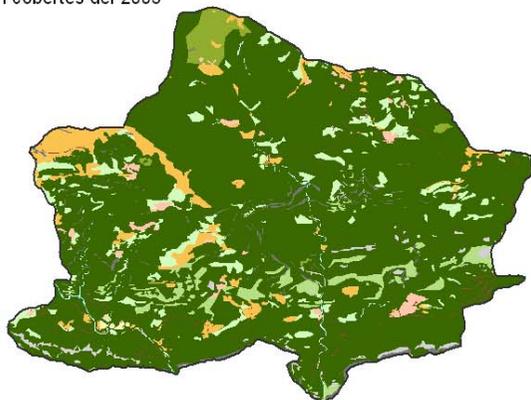
Mapa 10



Bosc tancat al 1957



Usos i cobertes del 2003



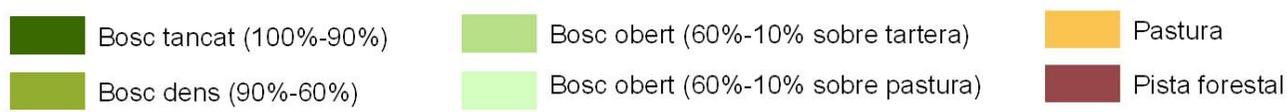
Evolució del bosc tancat des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Evolució del bosc tancat des del 1957 al 2003 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

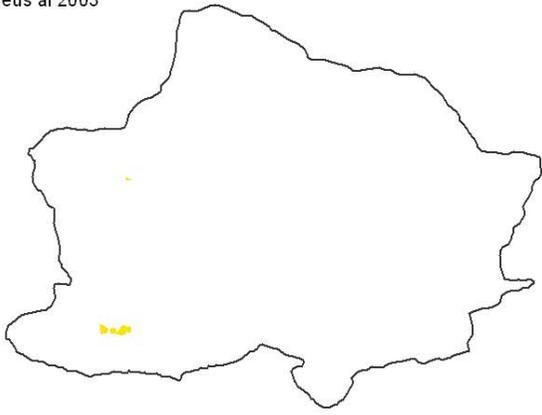


4631866
470421

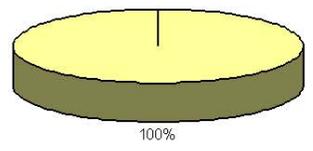
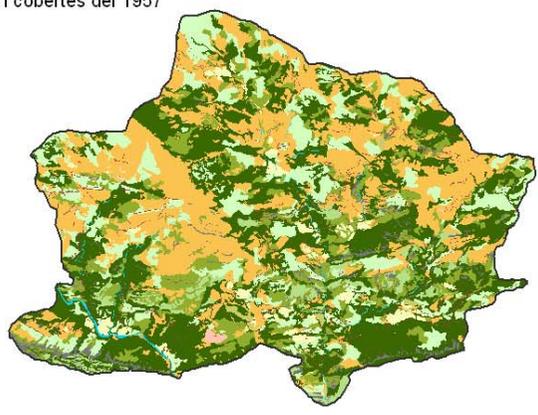
Mapa 11



Conreus al 2003



Usos i cobertes del 1957



□ Conreus

Retrospecció dels conreus del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Retrospecció dels conreus des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

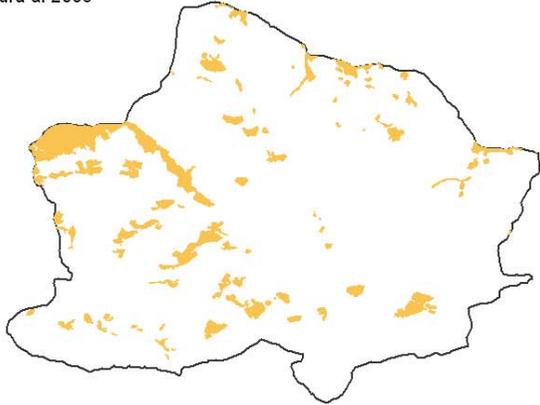


470421
4831686

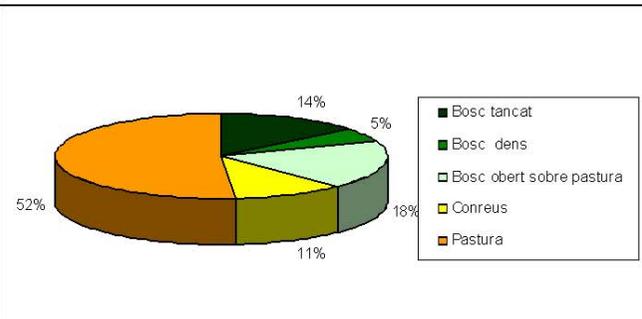
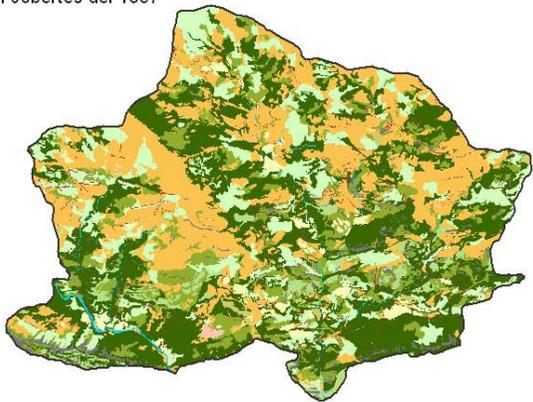
Mapa 12

■ Conreu

Pastura al 2003

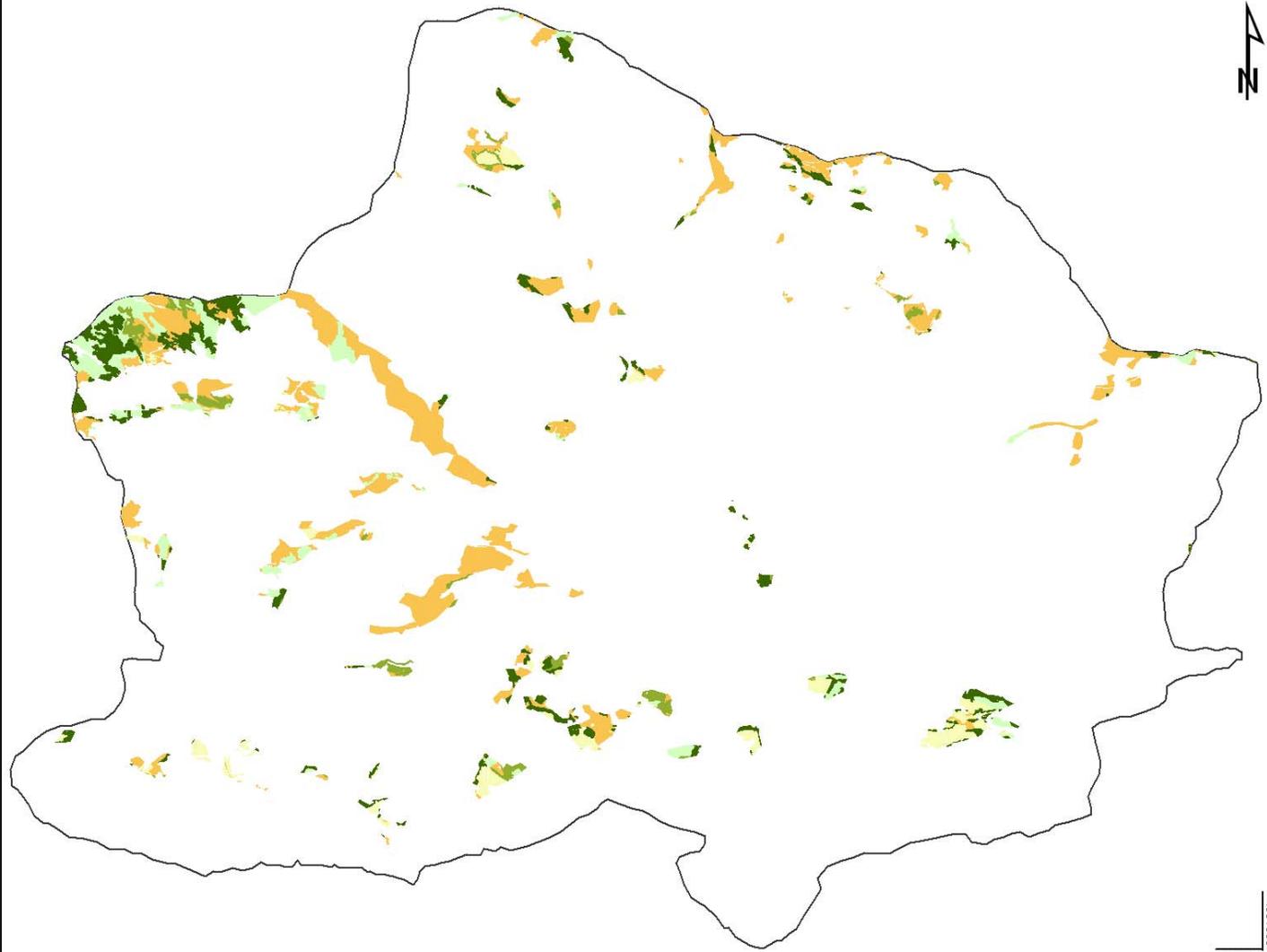


Usos i cobertes del 1957



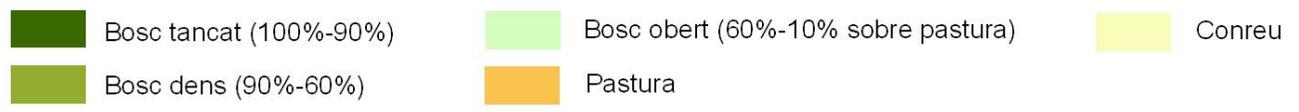
Retrospecció de les pastures del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Retrospecció de les pastures des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



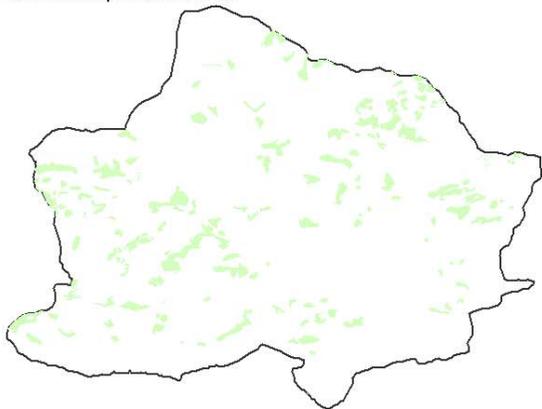
470421
4931686

Mapa 13

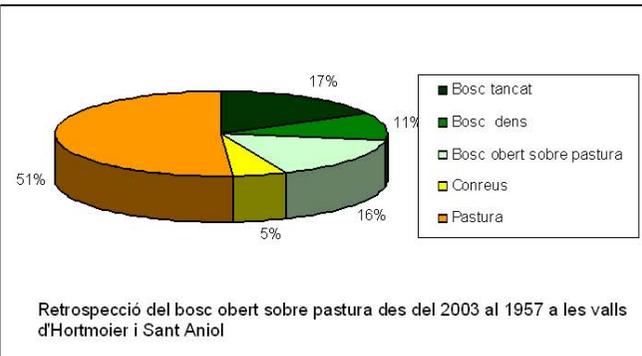
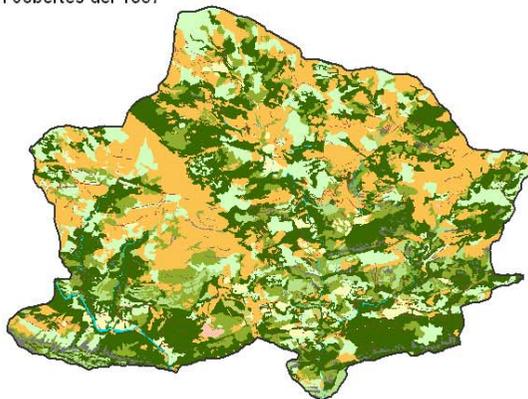


Font: elaboració pròpia, juny 2007

Bosc obert sobre pastura al 2003



Usos i cobertes del 1957



Retrospecció del bosc obert sobre pastura des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

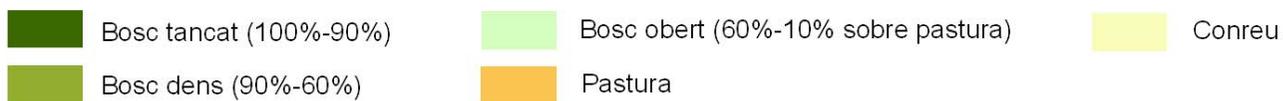
Retrospecció del bosc obert sobre pastura des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



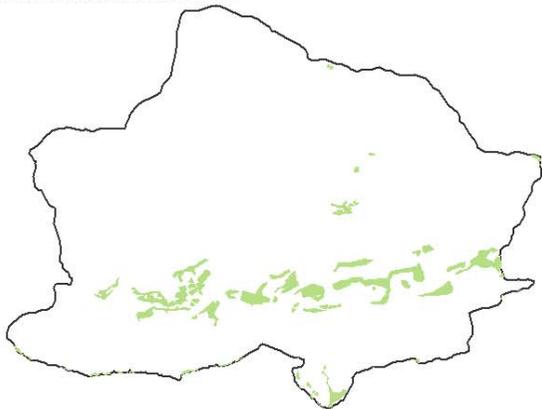
470421

469166

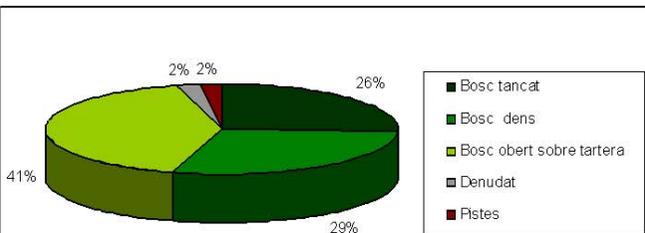
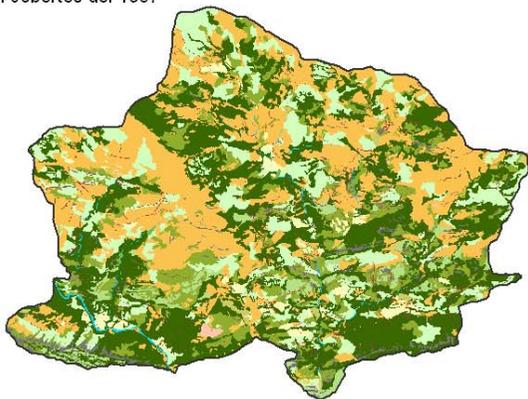
Mapa 14



Bosc obert sobre tartera al 2003



Usos i cobertes del 1957



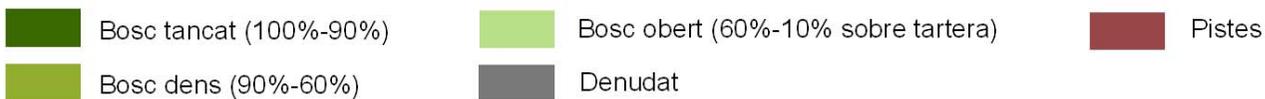
Retrospecció del bosc obert sobre tartera des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Retrospecció del bosc obert sobre tartera des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

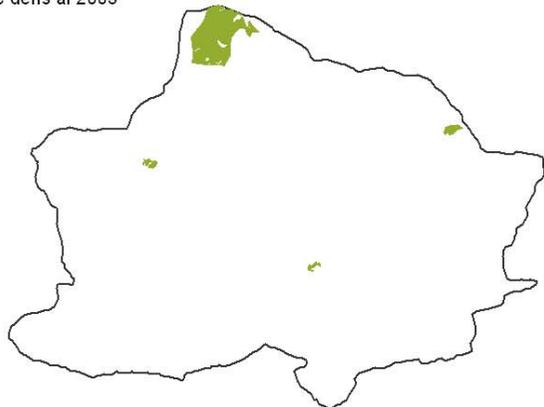


470421
4691566

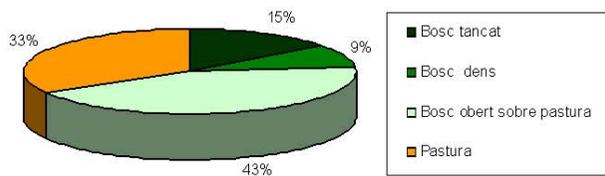
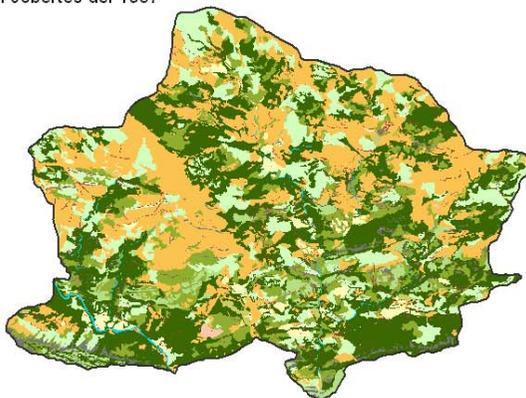
Mapa 15



Bosc dens al 2003

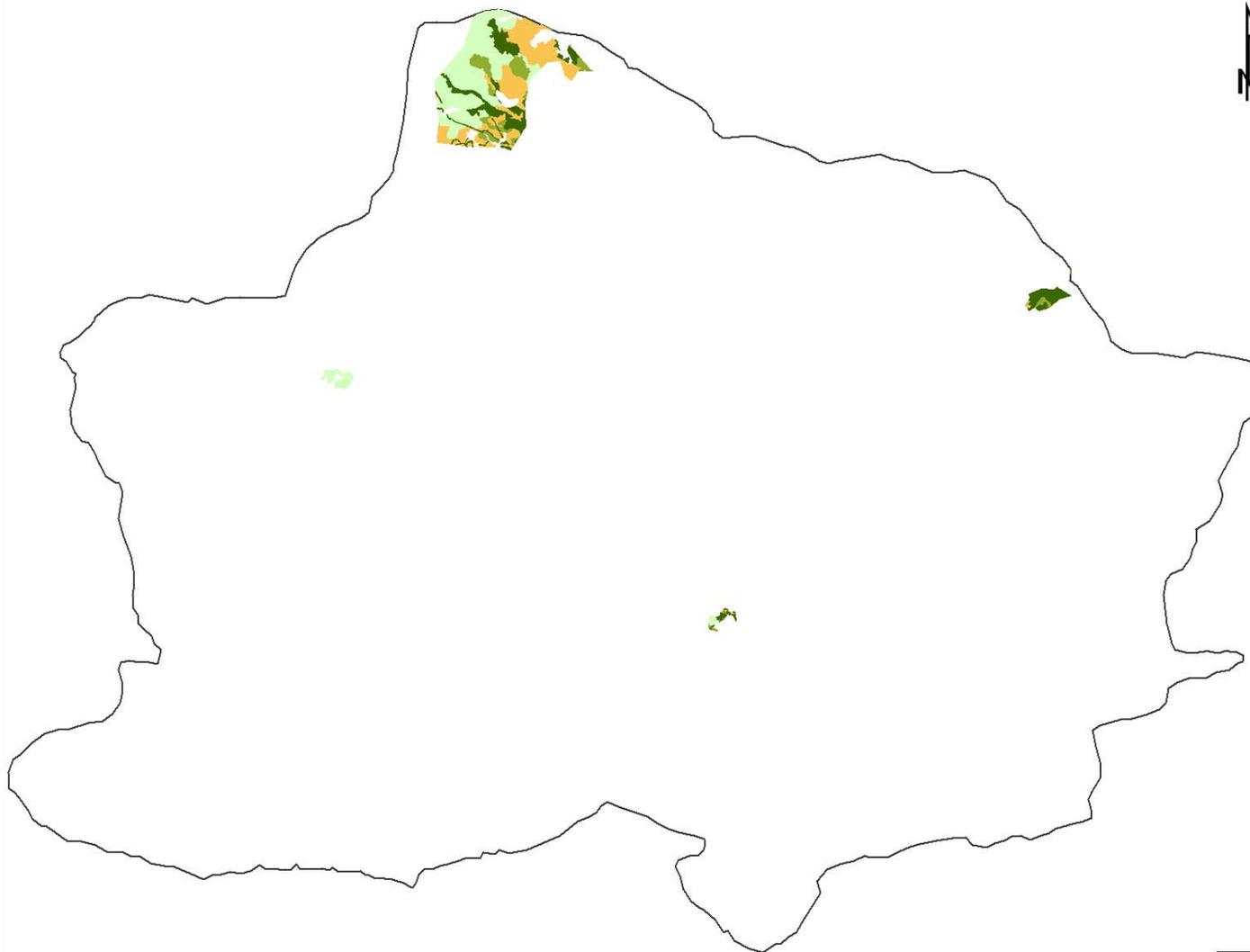


Usos i cobertes del 1957



Retrospecció del bosc dens des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Retrospecció del bosc dens des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol



4691688
470421

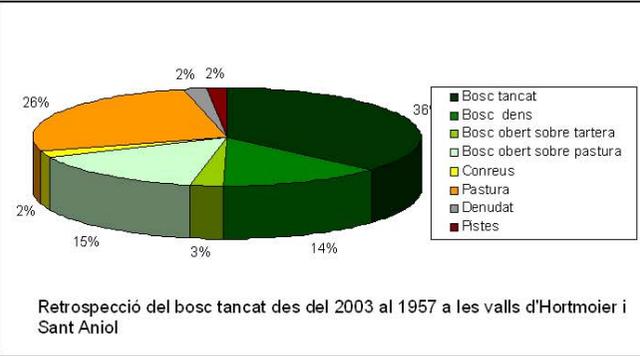
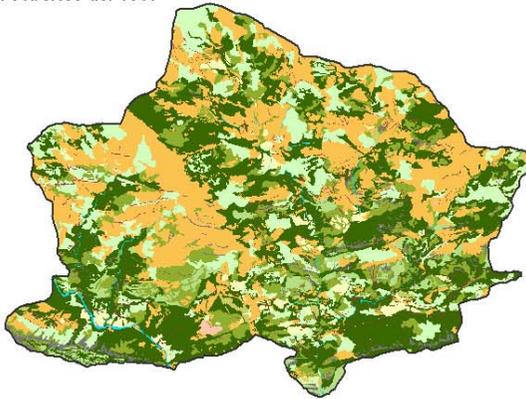
Mapa 16



Bosc tancat al 2003

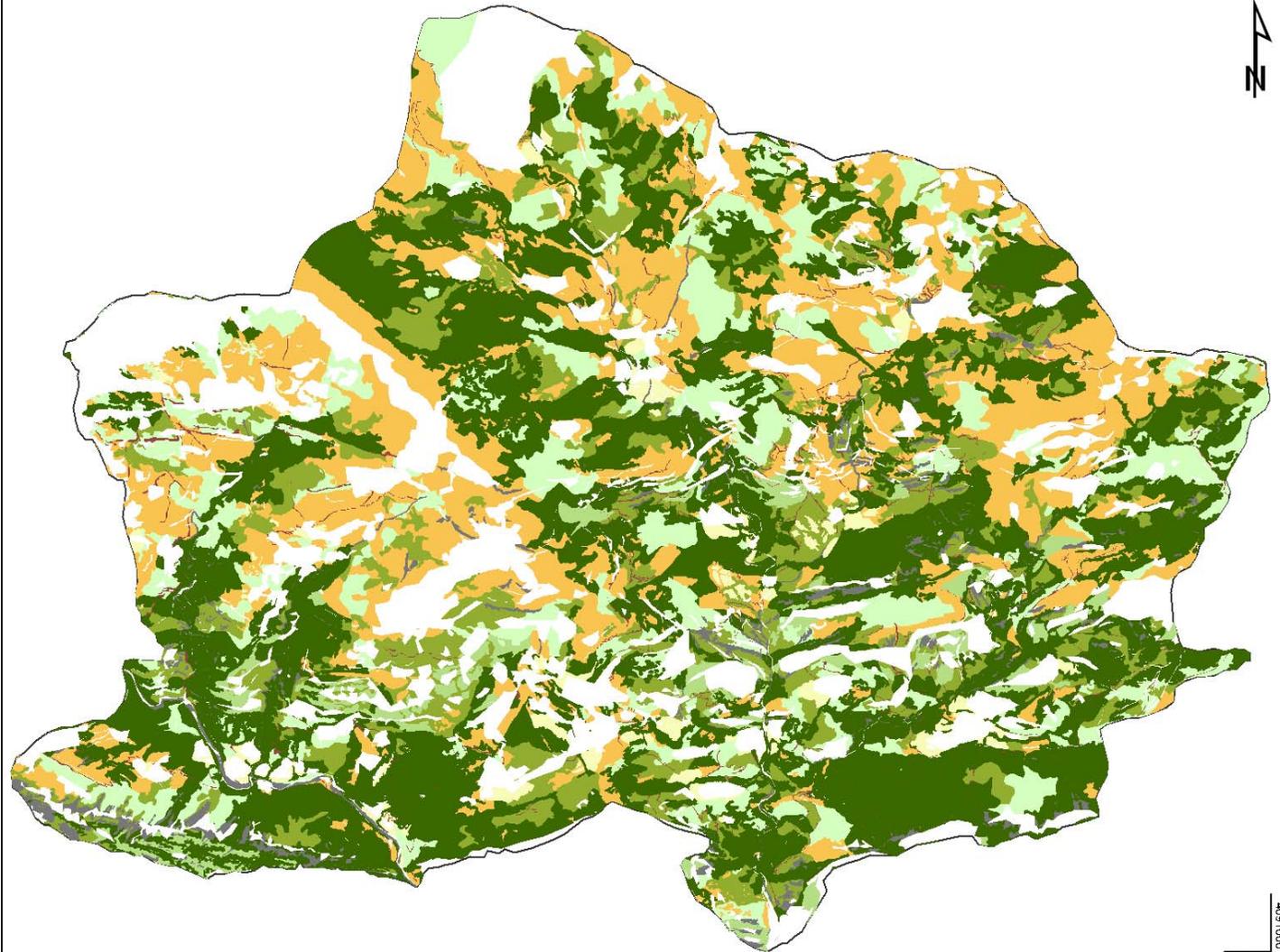


Usos i cobertes del 1957



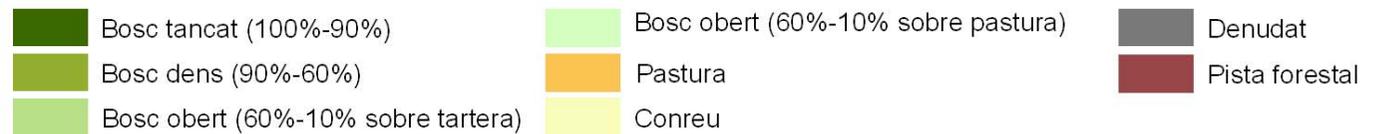
Retrospecció del bosc tancat des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

Retrospecció del bosc tancat des del 2003 al 1957 a les valls d'Hortmoier i Sant Aniol

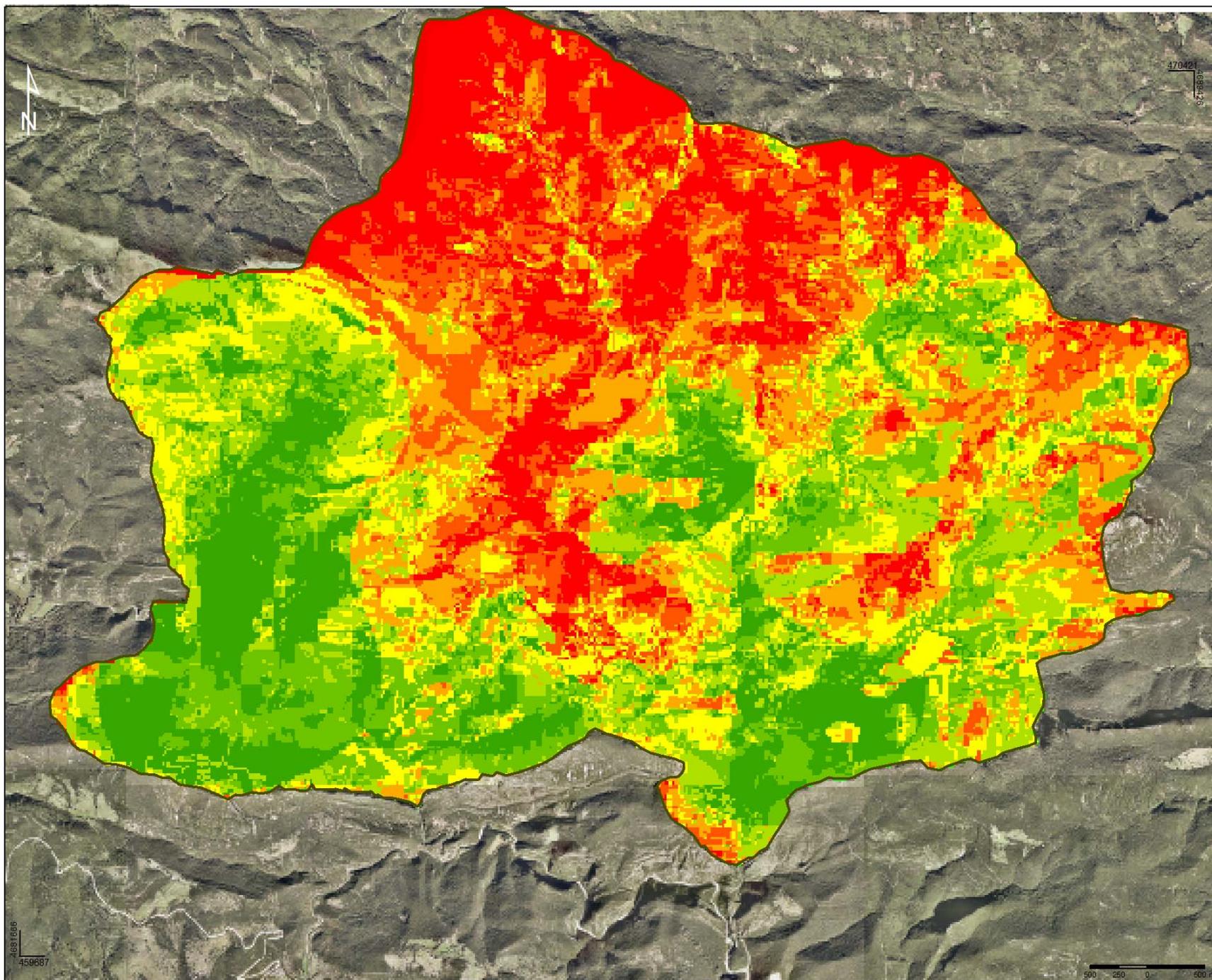


469166
470421

Mapa 17



ESCENARI DE CONSERVACIÓ

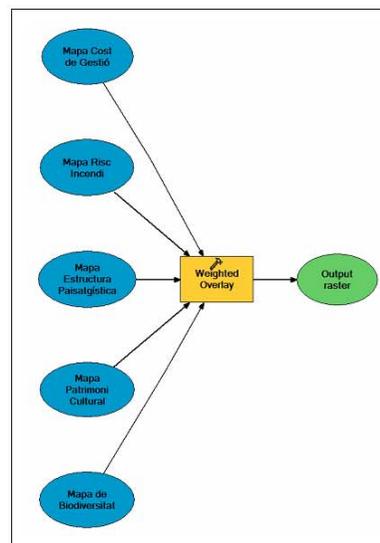


Mapa 18

LLEGENDA

Probabilitat de trobar diversitat biològica pròpia d'ambients oberts

- Probabilitat Baixa
-
- Probabilitat Mitjana
-
- Probabilitat Elevada



Weighted overlay table

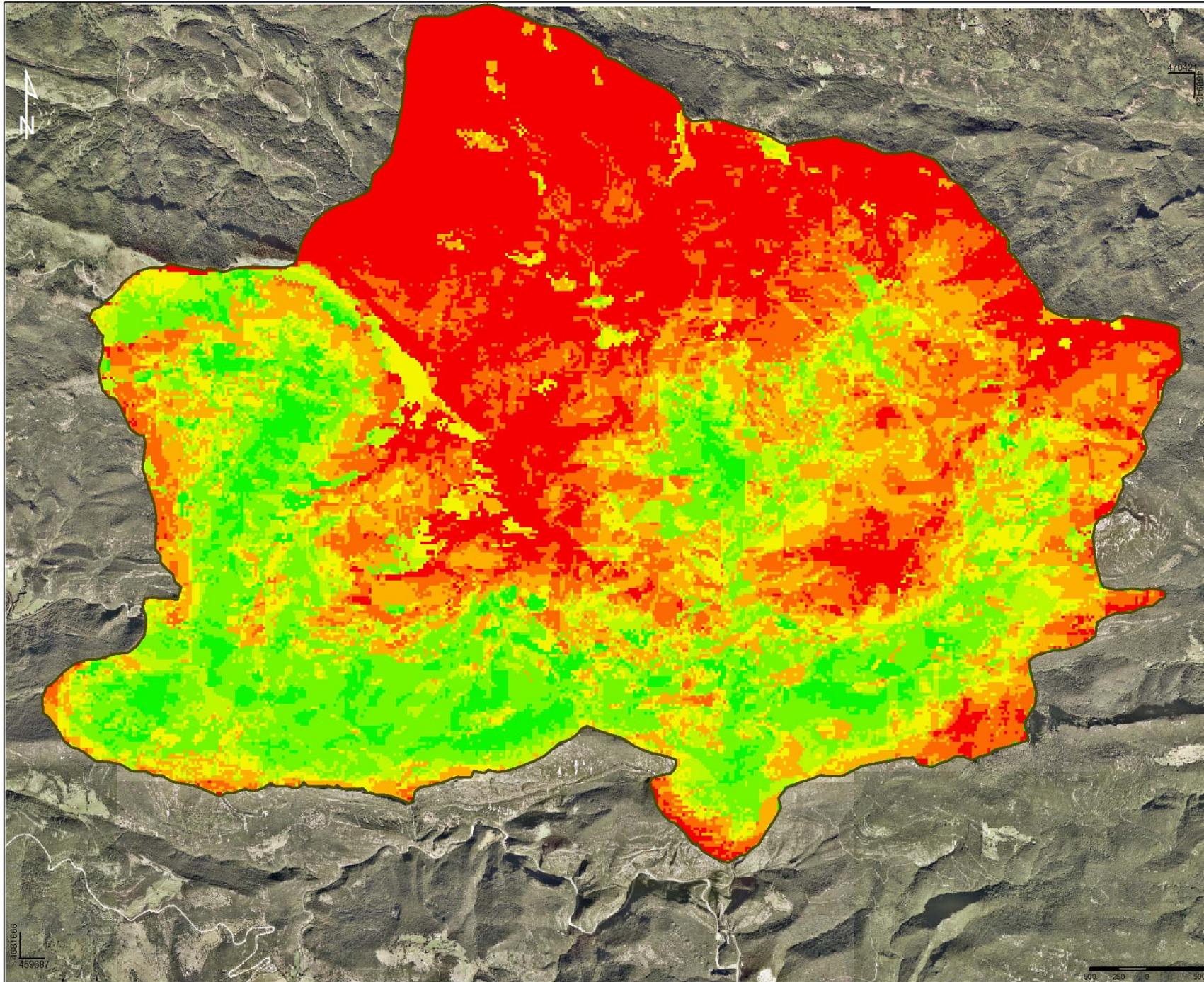
Factor	% Influence	Field	Scale Value
Mapa de Biodiversitat	45	Value	
Mapa Patrimoni Cul	28	Value	
Mapa Estructura P	16	Value	
Mapa Risc Incendi	7	Value	
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
Mapa Cost de Gest	4	NODATA	NODATA
		Value	
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
		NODATA	NODATA

Sum of influence: 100 Set Equal Influence

Evaluation scale: 1 to 5 by 1 From: To: By:

Output raster: C:\Documents and Settings\Diego Varga\Local Settings\Temp

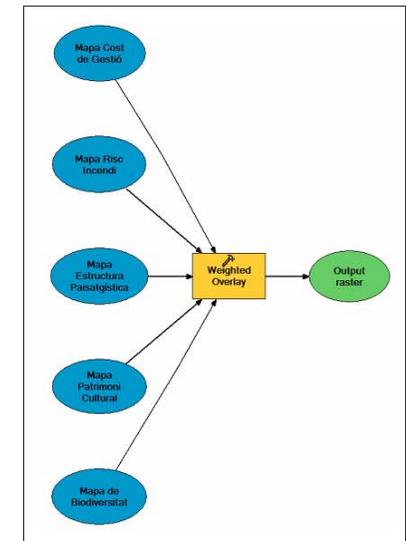
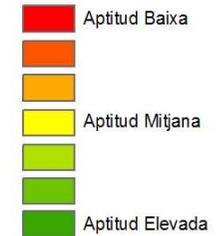
ESCENARI NEUTRE



Mapa 19

LLEGENDA

Aptitud per mantenir espais oberts a partir de la ponderació per igual de tots els criteris



Weighted overlay table

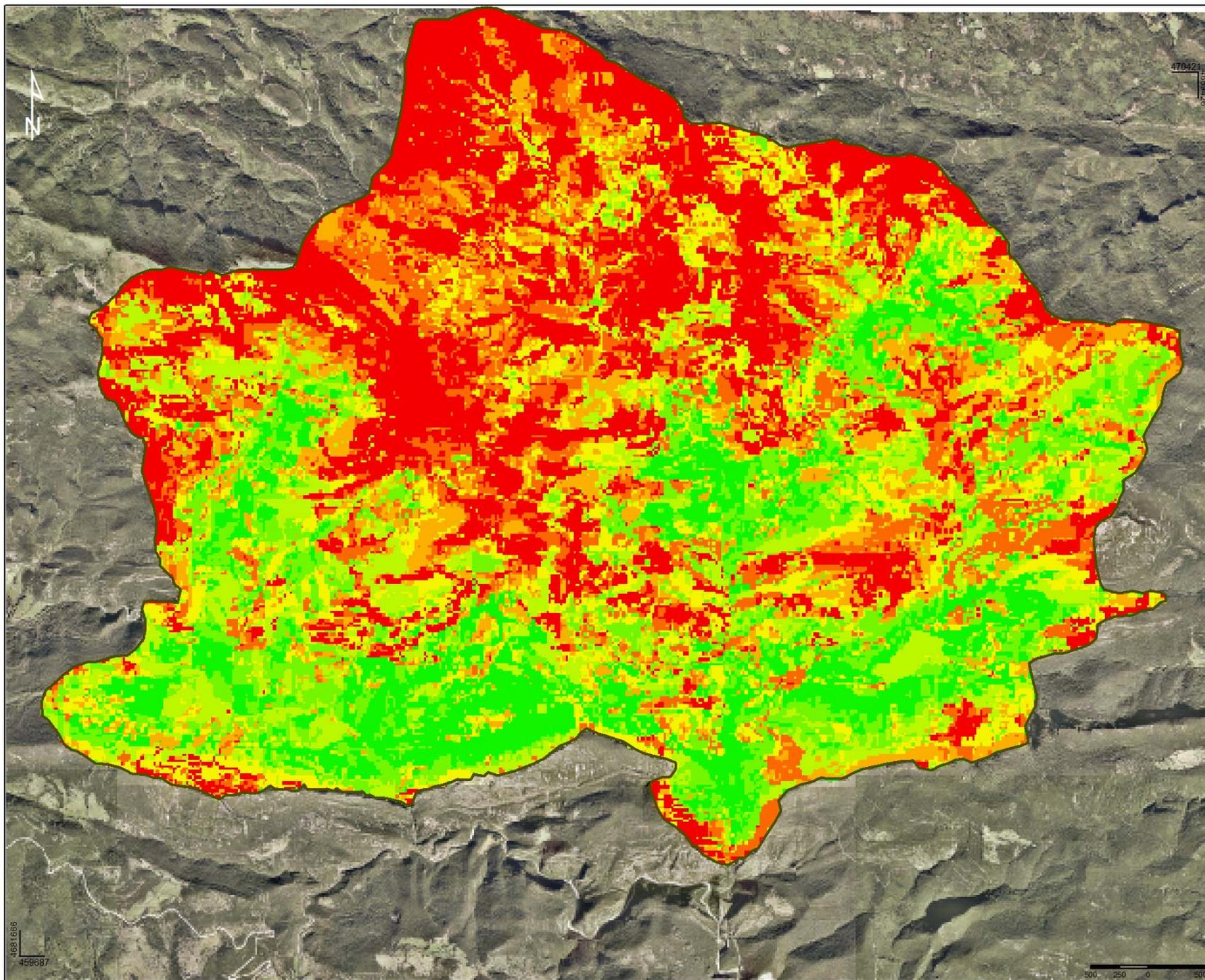
Criteria	% Influence	Field	Scale Value
<input checked="" type="checkbox"/> Mapa de Biodiversitat	20	Value	
<input checked="" type="checkbox"/> Mapa Patrimoni Cul	20	Value	
<input checked="" type="checkbox"/> Mapa Estructura P	20	Value	
<input checked="" type="checkbox"/> Mapa Risc Incendis	20	Value	
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
<input checked="" type="checkbox"/> Mapa Cost de Ges	20	NODATA	NODATA
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
		NODATA	NODATA

Sun of influence: 100 Set Equal Influence

Evaluation scale: 1 to 5 by 1 From: To: By:

Output raster: C:\Documents and Settings\Diego Vagal\Local Settings\Tem

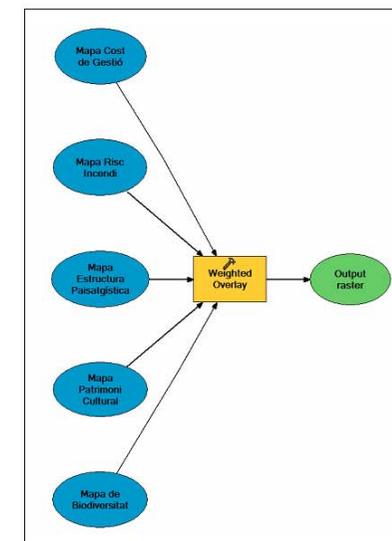
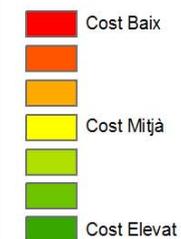
ESCENARI COST DE LA GESTIÓ



Mapa 20

LLEGENDA

Cost de la gestió lligada al manteniment dels espais oberts



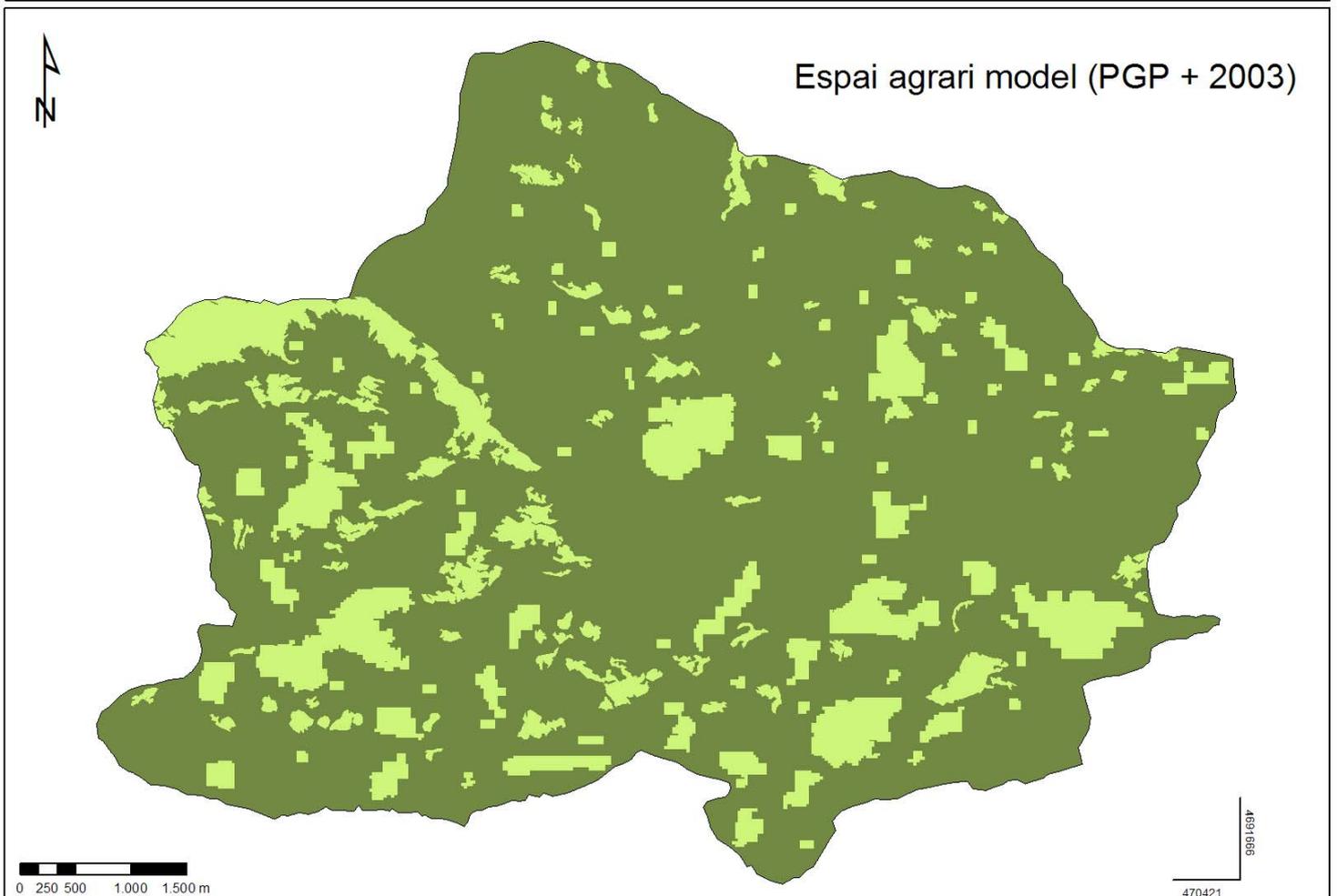
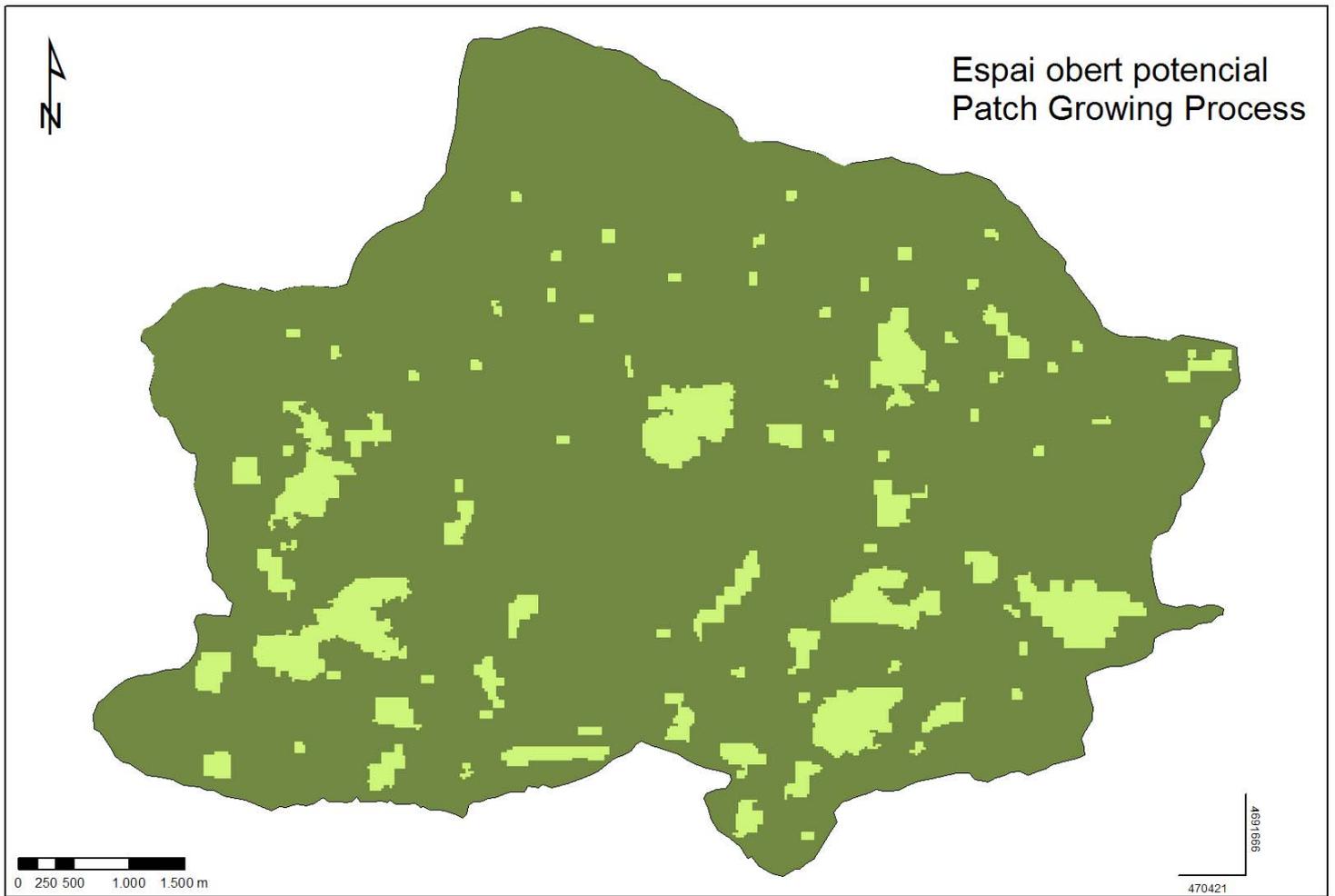
Weighted overlay table

Raster	% Influence	Field	Scale Value
Mapa de Biodiversitat	4	Value	
Mapa Patrimoni Cul	7	Value	
Mapa Estructura P	16	Value	
Mapa Risc Incendi	28	Value	
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
		NODATA	NODATA
Mapa Cost de Gest	45	Value	
		1	1
		2	2
		3	3
		4	3
		5	4
		NODATA	NODATA

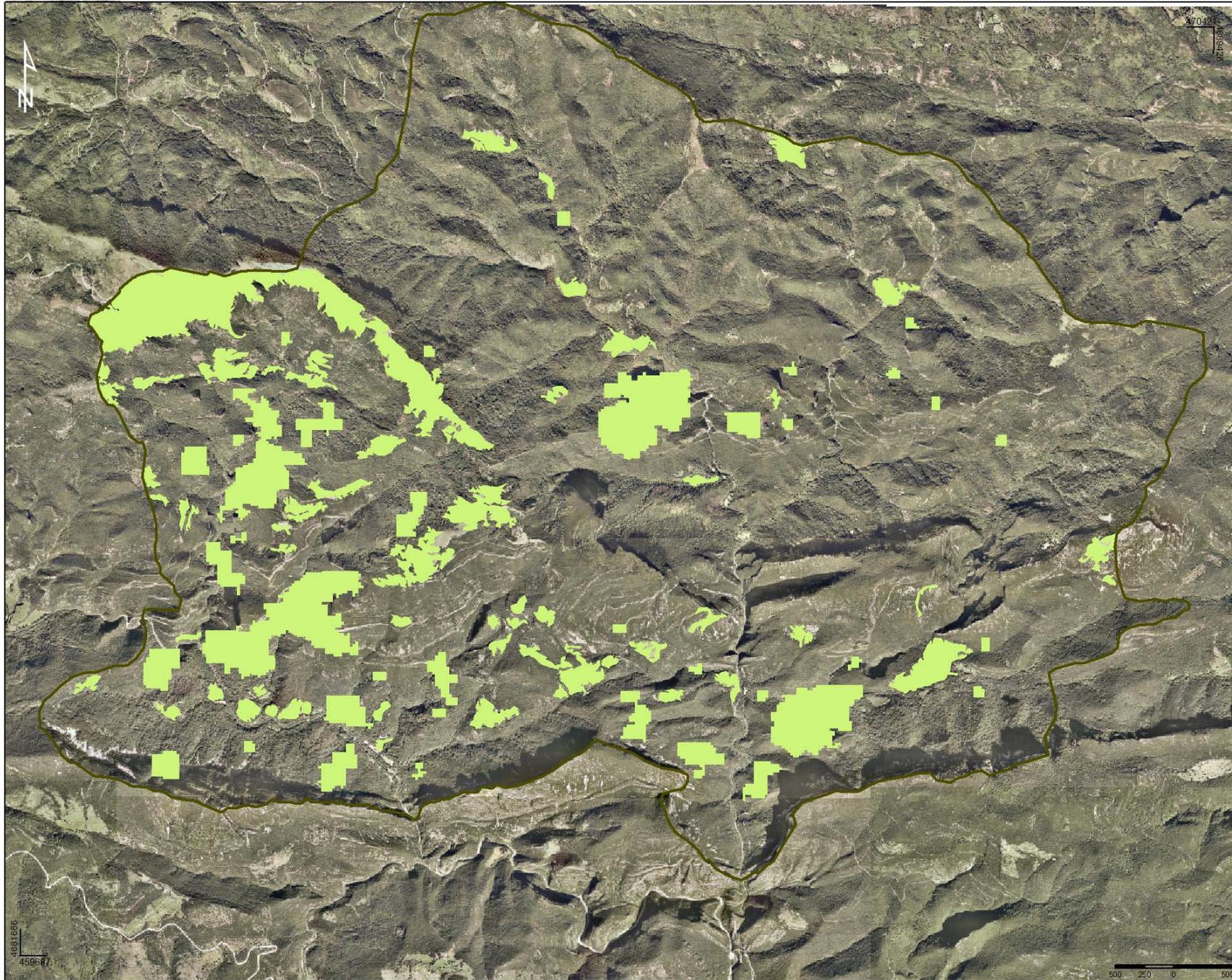
Sum of influence: 100 Set Equal Influence

Evaluation scale: 1 to 5 by 1 From: To: By:

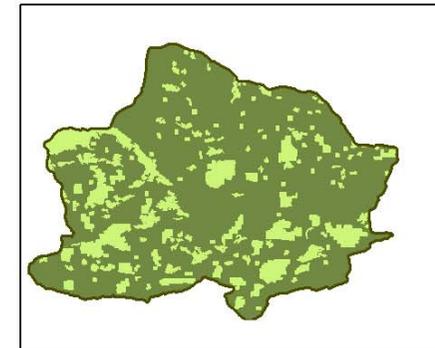
Output raster: C:\Documents and Settings\Diego Varga\Local Settings\Tem



Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de conservació de la biodiversitat



Mapa 22



LLEGGENDA

 Tessel·les seleccionades

Reserve design with proximity constraints

Read Data

Build Model

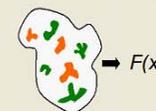
Area Budget (Ha.)

Cost Weight	<input type="text" value="10"/>	Min Sites for class size 1	<input type="text" value="25"/>
Biodiversity Weight	<input type="text" value="50"/>	Min Sites for class size 2	<input type="text" value="50"/>
Landscape Weight	<input type="text" value="50"/>	Min Sites for class size 3	<input type="text" value="5"/>
Public/Private Weight	<input type="text" value="50"/>		

Dispersion Weight

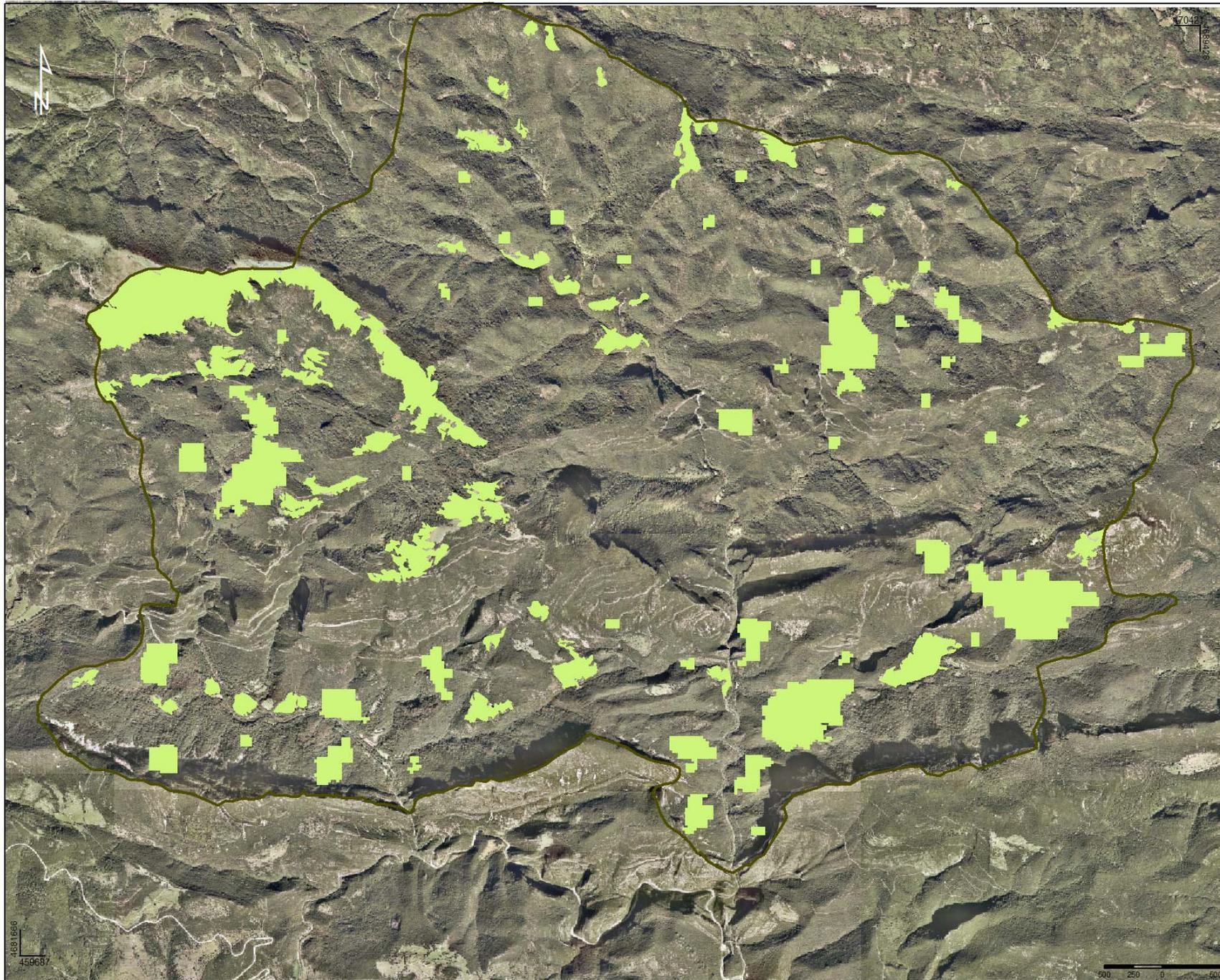
Proximity Weight

Alpha_min for size 1	<input type="text" value="0.1"/>
Alpha_min for size 2	<input type="text" value="0.5"/>
Alpha_min for size 3	<input type="text" value="0.5"/>

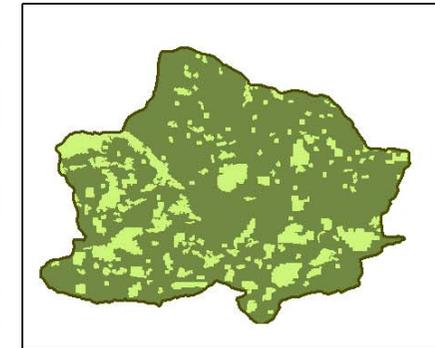
 $F(x)$

Exit

Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de cost de la gestió



Mapa 23



LLEGENDA

 Tessel·les seleccionades

Reserve design with proximity constraints

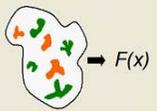
Read Data

Build Model

Area Budget (Ha.)

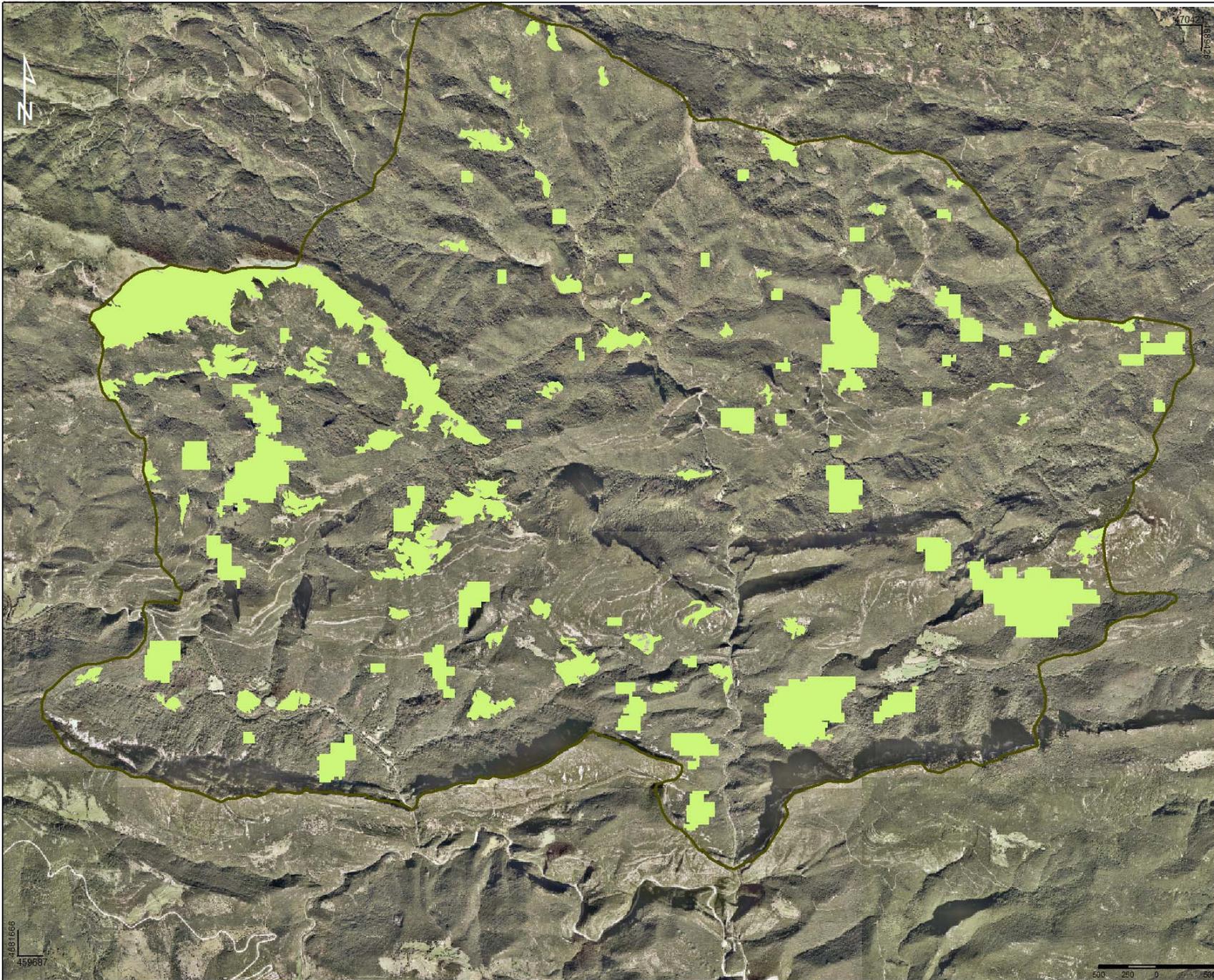
Cost Weight	<input type="text" value="50"/>	Min Sites for class size 1	<input type="text" value="5"/>
Biodiversity Weight	<input type="text" value="50"/>	Min Sites for class size 2	<input type="text" value="5"/>
Landscape Weight	<input type="text" value="50"/>	Min Sites for class size 3	<input type="text" value="5"/>
Public/Private Weight	<input type="text" value="50"/>		

Dispersion Weight	<input type="text" value="15"/>	Alpha_min for size 1	<input type="text" value="0.3"/>
Proximity Weight	<input type="text" value="15"/>	Alpha_min for size 2	<input type="text" value="0.5"/>
		Alpha_min for size 3	<input type="text" value="0.5"/>

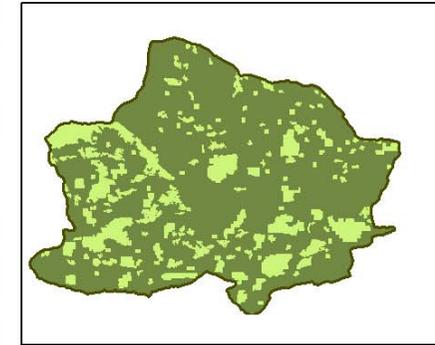
 $F(x)$

Exit

Tessel·les seleccionades per PSP segons l'escenari de distribució/connectivitat



Mapa 24



LLEGENDA

 Tessel·les seleccionades

Reserve design with proximity constraints

Read Data

Build Model

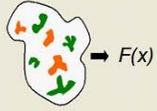
Area Budget (Ha.)

Cost Weight	<input type="text" value="10"/>	Min Sites for class size 1	<input type="text" value="25"/>
Biodiversity Weight	<input type="text" value="10"/>	Min Sites for class size 2	<input type="text" value="50"/>
Landscape Weight	<input type="text" value="10"/>	Min Sites for class size 3	<input type="text" value="5"/>
Public/Private Weight	<input type="text" value="10"/>		

Dispersion Weight

Proximity Weight

Alpha_min for size 1	<input type="text" value="0.1"/>
Alpha_min for size 2	<input type="text" value="0.5"/>
Alpha_min for size 3	<input type="text" value="0.5"/>

 $F(x)$

Exit