

# **Evolució del paisatge vegetal i la seva influència sobre comunitats i tàxons d'interès**

## **El cas de la Plana de Vic (1957-2013)**

Memòria presentada per **Albert Palou Vilar** per optar al grau de doctor  
per la Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya

Dirigida per:

**Dra. Carme Casas Arcarons**

**Dr. Llorenç Sáez Gonyalons**

Programa de Doctorat en Ciències Experimentals i Tecnologia  
Departament de Biociències i Centre Tecnològic BETA  
Facultat de Ciències i Tecnologia  
Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya  
Vic, desembre de 2016



## Agraïments

La cronologia de les coses és un factor clau en aquesta tesi, per aquest motiu m'ha semblat indispensable començar explicant que aquesta primera pàgina va ser escrita estrictament durant l'últim dia de treball. Mirar-se amb perspectiva a un mateix des del moment precís en el que estàs acabant una feina que t'ha suposat uns quants anys de dedicació és un exercici gairebé tan interessant com entendre de quina manera ha canviat un paisatge.

Només puc començar agraint a la meva família i als meus amics de sempre tot el suport que rebo per part seva, encara que moltes vegades no ho posi especialment fàcil. Els agraïments més sincers són els que necessiten menys paraules.

He d'agrair a en Llorenç Sáez que animés aquell estudiant del Màster de Gestió de la Biodiversitat de la UAB a reprendre el camí de la recerca que havia abandonat uns anys abans. I, òbviament, he d'agrair moltes coses a la Carme Casas, però sobretot que confiés en mi el dia que em vaig presentar a la Universitat de Vic dient que volia fer un treball de final de Màster sobre algun tema botànic. Als dos els agraeixo la confiança que van dipositar en mi, la orientació que m'han donat i la facilitat amb la que hem treballat i treballarem.

A en Sergio Ponsá li he d'agrair que m'hagi esperonat com ningú a seguir treballant, però sobretot li agraeixo haver creat un equip fantàstic de persones en el que he tingut la sort d'aterrar. He de donar les gràcies a tots i cadascun dels companys i companyes del BETA, tant pels bons moments com per tot el que aprenc d'ells cada dia.

De totes les experiències que he viscut al llarg dels anys que he dedicat a realitzar aquesta tesi, una de les més gratificants ha sigut la complicitat que he notat per part de tota la gent que ja ha seguit aquest camí abans. Aquest camí no és mai lineal; a vegades es torna tortuós i t'obliga a anar deixant enrere idees que tenies claríssimes, per poder fer lloc a coses que no esperaves. Als biòlegs ens agrada el canvi i la adaptació, perquè ajuden a evolucionar. En moltes ocasions una simple conversa en moments de dubte m'ha ajudat a evolucionar, podria fer una llista molt llarga de gent a qui agrair petits moments, però em sabia greu oblidar-ne algun.

Moltes gràcies a tothom.



*"Enmig d'una plana de cingles reclosa,  
com reina que guarden de dia i de nit  
els braços de l'aspre Montseny i del Tosa,  
desperta somnia la ciutat de Vic."*

**Jacint Verdaguer i Santaló**, a *Pàtria*  
(1845-1902)

*"Look abroad through Nature's range,  
Nature's mighty law is change."*

**Robert Burns**, a *Duncan Gray*  
(1759-1796)



## Taula de continguts

Capítol I. Introducció general i objectius .....	1
1.1 Introducció general .....	3
1.2 Àrea d'estudi .....	5
1.3 Objectius generals .....	8
Capítol II. Evolució de la coberta vegetal de la Plana de Vic durant el període 1957-2013 .....	9
2.1 Introducció.....	11
2.2 Metodologia .....	13
2.2.1 Material de partida.....	13
2.2.2 Delimitació de l'àrea d'estudi.....	15
2.2.3 Preparació de la llegenda .....	17
2.2.3.1 Elaboració.....	17
2.2.3.2 Valoració i ajustament definitiu.....	18
2.2.4 Cartografia primària obtinguda .....	19
2.2.5 Processament i anàlisi de les cobertes cartogràfiques.....	20
2.2.5.1 Mètriques del paisatge.....	20
2.2.5.2 Matrius de transició .....	22
2.2.5.3 Cartografia del sentit dels canvis .....	23
2.2.5.4 Índexs d'intensitat i sentit del canvi (IIC i ISC) .....	24
2.3. Resultats .....	25
2.3.1 Llegenda definitiva.....	25
2.3.2 Cartografia primària obtinguda .....	34
2.3.3 Matrius de transició.....	38
2.3.4 Cartografia del sentit dels canvis.....	43
2.3.5 Índexs de canvi .....	50
2.3.6 Mètriques calculades.....	51
2.4 Discussió .....	52
2.4.1 Dinàmiques globals del paisatge de la Plana de Vic .....	52
2.4.2 Evolució de les unitats paisatgístiques .....	56
2.4.3 Evolució de la vegetació .....	59

Capítol III. Canvis en la composició florística de les pastures de la Plana de Vic al llarg d'un període de 30 anys (1985-2015) .....	71
3.1 Introducció.....	73
3.2 Metodologia .....	76
3.2.1 Inventaris originals .....	76
3.2.2 Procés de reinventariació .....	79
3.2.3 Adequació dels llistats de tàxons dels inventaris .....	80
3.2.4 Anàlisi de les dades.....	81
3.3 Resultats .....	83
3.3.1 Canvis en la riquesa i en la composició específica.....	83
3.3.2 Canvis en la cobertura dels tàxons dominants.....	86
3.3.3 Gradients de variació entre unitats d'estudi .....	88
3.4 Discussió .....	92
Capítol IV. Influència de l'evolució de la coberta vegetal de la Plana de Vic sobre dos tàxons d'interès .....	99
4.1 Introducció.....	101
4.2 Metodologia .....	103
4.2.1 Tàxons estudiats .....	103
4.2.2 Prospecció i cens de les poblacions.....	105
4.2.3 Tractament cartogràfic .....	106
4.2.4 Modelització d'hàbitats potencials.....	107
4.3 Resultats .....	108
4.3.1 Àrea de distribució dels tàxons a la Plana de Vic .....	108
4.3.2 Demografia i biologia reproductiva .....	109
4.3.2.1 Censos d' <i>Astragalus austriacus</i> .....	109
4.3.2.2 Censos de <i>Spiraea crenata</i> subsp. <i>parvifolia</i> .....	112
4.3.3 Evolució de l'entorn.....	113
4.3.4 Distribucions potencials.....	117
4.4 Discussió .....	122
Capítol V. Conclusions generals .....	127
Bibliografia .....	133
Annex .....	149



# **CAPÍTOL I**

## **Introducció general i objectius**



## 1.1 Introducció general

Aquest treball pretén tractar l'estudi dels canvis lligats a l'evolució paisatgística que s'ha esdevingut al territori de la Plana de Vic durant el període històric recent (1957-2013), partint de la perspectiva de l'anàlisi de la coberta vegetal. Els efectes d'aquesta evolució es sintetitzen al llarg dels capítols II, III i IV sobre la base de dades de tipus diacrònic aplicades a tres nivells diferents: vegetació, comunitats de pastura i tàxons d'interès.

En determinats ecosistemes la influència de l'acció antròpica és, amb diferència, el factor més decisiu que afecta la seva estructura i funcionament (Vitousek *et al.*, 1997). El procés de canvi ecosistèmic que acaba sintetitzant i reflectint millor les característiques d'aquesta influència és l'evolució dels usos del sòl (Smith, 2007; Kareiva *et al.*, 2007), tot i que convé analitzar aquesta relació amb prudència. Lambin *et al.*, (2001) adverteixen que una anàlisi de les causes del canvi paisatgístic feta des d'una perspectiva excessivament global pot portar a simplificacions i conclusions inadequades si el que es busca és la comprensió dels motius d'aquest canvi en entorns concrets.

Així doncs, aquest marc conceptual és una de les principals motivacions en el plantejament d'aquest treball. Disposar de metodologies concretes a partir de les quals desenvolupar la capacitat d'anàlisi precisa de l'evolució del paisatge d'un àmbit territorial restringit és una base indispensable per una futura interpretació, gestió i planificació d'aquest territori. Una extrapolació d'aquestes metodologies cap a altres territoris semblants podria, també, ajudar a resoldre un dels principals inconvenients en aquests estudis, que és la falta de replicabilitat (Kuemmerle *et al.*, 2006). Aquesta falta de replicabilitat és el que ha motivat que aquest tipus de treballs hagin de ser plantejats habitualment com a "casos d'estudi" (Kupkova *et al.*, 2013), excepte en ocasions en les que realment és possible treballar a partir de condicions geogràfiques que ho afavoreixin, com pot ser el cas de la comparativa d'espais transfronterers sotmesos a condicions significativament diferents (Klug *et al.*, 2005; Tasser *et al.*, 2007; Sklenica *et al.*, 2014).

El paisatge és l'expressió territorial de la relació que qualsevol societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten (Tello *et al.*, 2006; Marull *et al.*, 2008), fet que en els paisatges de matriu agrícola és especialment evident. La Plana de Vic és precisament un d'aquests sistemes agraris que han experimentat un procés de canvi en els usos antròpics del sòl,

caracteritzats per la creixent desintegració funcional de l'equilibri entre els cultius, la ramaderia i els boscos (Farina, 2000 i 2008).

L'estructura funcional d'un paisatge té un efecte decisiu en la seva capacitat per a sostenir la biodiversitat que li és pròpia. Podem considerar l'estructura d'un paisatge com la matriu bàsica que determina la composició de la biodiversitat d'un indret; si ho focalitzem en els paisatges amb una matriu eminentment agrària, com el que ens ocupa, tant aquesta relació (Rocchini *et al.*, 2006) com l'impacte negatiu de determinats tipus de canvis (Zechmeister *et al.*, 2003; Scozzafava & De Sanctis, 2006) semblen ser molt acusats.

No obstant, si bé existeixen exemples clars de l'estudi de relacions concretes entre l'evolució en el temps de la composició d'un paisatge agrícola i determinades variables relacionades amb la biodiversitat (la recopilació feta per Bennett *et al.*, 2006 n'és un bon exemple), el nombre d'estudis que estableixen relacions entre aquesta composició i la riquesa florística es manté baix.

L'abandonament d'aquests paisatges agrícoles i la seva desaparició, conjuntament amb alguns valors culturals i el patrimoni biològic que hi està estretament lligat, és avui en dia un punt d'atenció internacional, que s'està afrontant des d'aproximacions interdisciplinàries. Això queda palès en la convergència d'algunes polítiques paisatgístiques, com per exemple les polítiques agrícoles comunes de la UE (Galdenzi *et al.*, 2011).

En el cas concret de Catalunya, ja disposem de treballs previs que permeten visualitzar evolucions detallades el llarg del temps de la coberta vegetal en territoris concrets (Monje, 2001 i 2003; Martí & Pintó, 2012; Ameztegui *et al.*, 2010; Marull *et al.*, 2007). En alguns casos es tracta de territoris ocupats per mosaics de composició equiparable a la de la Plana de Vic. Tot i això, aquest primer recull d'exemples ja permet fer una avaluació pròpia de les dificultats implícites en aquest tipus d'estudis, sobretot pel què fa al grau de precisió al que és factible arribar en la identificació de cobertes vegetals corresponents a situacions passades. Prenent aquests exemples com a punt de partida, l'aproximació metodològica de Monje (2001) és la que vam considerar que s'adequava millor als objectius que teníem plantejats, per la forma com hi integra el coneixement de les dinàmiques pròpies de la vegetació, en contraposició als altres exemples.

## 1.2 Àrea d'estudi

El catàleg del mapa dels paisatges de Catalunya (Observatori del Paisatge de Catalunya, 2015) divideix Catalunya en 135 unitats paisatgístiques funcionals i ben diferenciades, moltes d'elles amb un destacat component agrícola, urbà i forestal. Tot i la personalitat pròpia que distingeix entre unes unitats i altres, la Plana de Vic es pot prendre com un exemple representatiu d'aquest tipus d'unitats paisatgístiques, tant pel què fa a l'àmbit català com per a altres tipus de territoris mediterranis.

El que coneixem com a Plana de Vic és una conca d'erosió produïda per l'acció de dos rius. Principalment, el riu que ha definit la zona és el Ter (amb el Meder, Gurri i Sorreig com a principals afluents), però també hi juga un paper important el Congost, amb una acció erosiva que en modela els límits meridionals. Les seves xarxes fluvials han anat buidant el paquet de materials tous (principalment margues eocèniques) que ocupava el seu espai central, originant una depressió més o menys plana d'on sobresurten una sèrie de turons, popularment coneguts com a "serrats". Es tracta de turons testimoni, àrees que han quedat protegides de l'erosió per la presència de materials durs en estrats superiors, i que marquen la personalitat del paisatge de la part baixa de la Plana. Pel nord, el límit de la Plana el constitueixen serralades Pre-Pirinenques formades per materials terciaris durs: la Serra de Bellmunt, la Serra de Curull i el massís del Puigsacalm. La part oriental comprèn els sectors de les Guilleries i el Collsacabra, on es dona un alternança de roques toves (margues) i altres més dures (gresos i calcàries) disposades horitzontalment. A diferència de la part occidental, on predominen les margues i els típics terrers (o *bad-lands*), en aquesta zona són els estrats durs els que hi tenen més potència. És per aquest motiu que l'acció dels processos erosius ha acabat originant a banda i banda de la Plana de Vic dues zones geomorfològicament ben diferenciades (Busquets *et al.*, 1979, Calvet *et al.*, 1980, Reguant *et al.*, 1986).

L'anàlisi dels elements climàtics mostra que el clima de la Plana de Vic és submediterrani, de muntanya mitjana i amb tendència continental (hiverns freds, estius calents i pluviositat moderada). La seva situació geogràfica afavoreix que rebi influències d'altres elements climàtics, que s'expressen en diverses situacions microclimàtiques locals originades per particularitats topogràfiques (Casas, 2008); amb condicions més típicament mediterrànies en alguns solells i altres de centreeuropees als obacs. L'estructura geomorfològica global de tota la zona també acaba facilitant un fenomen d'inversió tèrmica llargament conegut i estudiat

(Fontserè, 1937; Batlló, 2009) i que es tradueix en la inversió de determinats estatges de vegetació, tal i com ja va posar de manifest Bolòs (1959).

La composició de la flora vascular reflecteix, en bona part, aquestes condicions climàtiques: a grans trets, un 80% dels tàxons presents al territori considerat són de caràcter medioeuropeu o pluriregional holàrtic (incloent-hi els submediterranis), mentre que un 20% correspon a tàxons de caràcter mediterrani. Així doncs, hi predominen espècies de plantes que toleren bé al mateix temps un hivern relativament fred i llarg i un estiu sec i càlid (Bolòs, 1996).

La seva vegetació potencial correspon a la roureda de roure martinenc (*Buxo-Quercetum pubescentis*). A banda d'aquesta comunitat, també és destacable que en algunes de les carenes i serres que envolten la Plana s'hi troben boscos mixtos de roure i alzina (*Quercetum ilicis subass. viburnetosum lantanae*), així com també comunitats herbàcies amb espècies mediterrànies en terraprims (*Thero-Brachypodium*). La vegetació de ribera potencial són les vernedes (*Alno-Padion*), salzedes (*Salicion triandro-fragilis*) i comunitats higròfiles (*Molinio-Holoschoenion*) (Bolòs, 1996; Casas, 2008).

La distribució dels poblaments humans al llarg de la història recent ha anat seguint un model cada vegada més centralitzador, on determinades poblacions de la part baixa adquireixen paulatinament una importància creixent, amb la ciutat de Vic al capdavant. La tendència a l'alça es veu exemplificada per l'evolució de les poblacions més rellevants de la zona (Vic, Manlleu, Torelló i Tona), però molt especialment per altres nuclis inicialment molt més petits, com ara Calldetenes o Santa Eugènia de Berga. Aquest procés es contraposa amb al despoblament, lleuger o més acusat, que han patit les poblacions de zones perifèriques, tal i com queda recollit a les dades de la taula 1.1.

**Taula 1.1.** Evolució del nombre d'habitants en les poblacions que tenen més d'un terç del seu terme municipal ocupant la part baixa de la Plana de Vic o alguns dels vessants perifèrics que la emmarquen geogràficament. Elaborat a partir de dades dels censos poblacionals disponibles a IDESCAT (2016a) per als anys 1940, 1950, 1960, 1970, 1981, 1991, 2001 i 2013.

Municipi	1940	1950	1960	1970	1981	1991	2001	2013
Aiguafreda	743	882	1.223	1.813	2.029	2.040	2.131	2.502
Balenyà	1.217	1.212	1.659	2.360	2.933	3.203	3.171	3.728
Calldetenes	872	895	857	987	1.237	1.447	2.056	2.479
Centelles	2.786	3.110	3.886	4.834	5.593	5.673	5.826	7.346
el Brull	429	399	313	256	186	182	195	266
Folgueroles	964	918	980	977	1.010	1.156	1.640	2.249
Gurb	1.869	1.821	1.766	1.630	1.498	1.655	1.937	2.570
les Masies de Roda	737	886	784	544	569	655	670	744
les Masies de Voltregà	1.905	1.820	2.035	2.131	2.379	2.423	2.784	3.171
L'Esquirol	2.226	2.211	2.165	2.028	1.895	1.986	2.126	2.202
Malla	509	450	394	335	283	247	252	262
Manlleu	6.396	7.294	9.410	13.169	15.904	16.242	17.872	20.435
Muntanyola	431	434	344	247	199	171	329	585
Orís	680	655	758	590	267	221	230	284
Roda de Ter	2.890	3.208	3.582	4.155	4.516	5.007	5.198	6.133
Sant Agustí de Lluçanès	262	236	183	169	129	123	117	92
Sant Bartomeu del Grau	649	619	589	527	1.034	1.129	1.155	888
Sant Boi de Lluçanès	625	661	668	484	519	556	550	552
Sant Hipòlit de Voltregà	1.947	1.925	2.574	3.144	3.141	2.969	3.049	3.521
Sant Julià de Vilatorrada	1.159	1.265	1.335	1.368	1.513	1.934	2.339	3.076
Sant Pere de Torelló	1.828	1.927	1.975	2.043	2.000	1.983	2.213	2.445
Sant Vicenç de Torelló	1.581	1.848	2.047	1.977	1.793	1.619	1.814	2.013
Santa Cecília de Voltregà	317	283	251	198	194	186	201	179
Santa Eugènia de Berga	588	595	611	659	1.119	1.591	1.979	2.244
Santa Eulàlia de Riuprimer	543	548	561	756	783	847	866	1.231
Seva	984	1.031	989	1.156	1.487	1.578	2.552	3.481
Sobremunt	233	227	179	124	61	92	93	90
Taradell	2.178	2.379	2.661	3.248	4.090	4.573	5.168	6.231
Tavèrnoles	328	291	267	186	186	208	267	315
Tavertet	399	387	284	273	97	124	136	127
Tona	2.093	2.265	3.286	4.383	5.114	5.505	5.967	8.085
Torelló	4.806	5.154	6.459	8.889	10.936	11.453	12.268	13.908
Vic	15.516	16.975	20.303	25.906	30.057	29.113	32.706	41.647

### **1.3 Objectius generals**

Al llarg dels capítols que segueixen a continuació es presenten els resultats de la recerca realitzada entorn del canvi que ha sofert un territori humanitzat de matriu eminentment agrícola i forestal, prenent com a cas d'estudi l'evolució del paisatge de la Plana de Vic. L'objectiu general és analitzar els canvis que s'han produït en aquest territori a tres nivells diferents: 1) en la coberta vegetal de tot el territori, 2) en algunes comunitats vegetals característiques d'aquest tipus de paisatge i 3) en dos dels tàxons amenaçats que tenen poblacions al territori estudiat.

La integració d'aquestes tres perspectives diferents d'aproximació al canvi és el que finalment ha de permetre disposar d'una comprensió transversal respecte a l'evolució del paisatge de la Plana de Vic, així com també detectar quin tipus d'implicacions ha pogut tenir aquesta dinàmica sobre determinats elements florístics d'interès. Per a l'estudi apropiat de cadascun d'aquests tres nivells es plantegen els següents objectius particulars per a cada cas:

1. Obtenir aixecaments cartogràfics diacrònics de la coberta vegetal de la Plana de Vic en tres punts temporals diferents: 1957, 1986 i 2013. Podem considerar la valoració del grau de precisió al que es pot arribar treballant a partir de la fotointerpretació d'imatges aèries com un objectiu en sí mateix. A banda del treball cartogràfic, un dels objectius serà realitzar una anàlisi qualitativa i quantitativa de la transformació del paisatge vegetal entre aquests punts temporals.
2. Comparar la composició de comunitats de pastura seminatural característiques de la Plana de Vic passat un període de trenta anys (1985-2015). En el cas que s'hagin produït canvis, examinar-ne el patró per a determinar quines de les causes possibles han sigut més determinants: canvis en els usos ramaders (intensificació o abandonament) o possibles canvis derivats de l'escalfament global.
3. Avaluar l'estat de les poblacions de dos dels tàxons amenaçats que són presents a la Plana de Vic, a partir de censos i mesures de biologia reproductiva. Fer una aproximació a una possible evolució històrica de les seves poblacions a partir de modelitzar-ne l'hàbitat potencial corresponent als anys 1957, 1986 i 2013.



## **CAPÍTOL II**

### **Evolució de la coberta vegetal de la Plana de Vic durant el període 1957-2013**



## 2.1 Introducció

Disposar d'un coneixement precís sobre com ha evolucionat un paisatge pot permetre comprendre, d'una banda, quins són els processos històrics que hi han actuat de forma preponderant (Marcucci, 2000) i, de l'altra, establir criteris que ajudin a elaborar projeccions futures de canvi sota diferents escenaris possibles. Abordar la predicció de futurs impactes promoguts per diversos motors de canvi, doncs, no és possible si no es disposa d'una quantificació precisa de com aquests motors han actuat en el passat per arribar a produir la situació actual d'un paisatge determinat (Vellend *et al.*, 2013).

Com a conseqüència d'aquesta necessitat, poder disposar d'anàlisis detallades dels patrons de canvi que s'esdevenen a nivell paisatgístic, així com la seva relació amb diverses activitats humanes, se situa entre els objectius principals dels estudis de l'àmbit de l'ecologia del paisatge (Fukamachi *et al.*, 2001). En aquest sentit, la monitorització de canvis en les cobertes del sòl ha proveït aquest tipus d'estudis d'informació clau per a definir els patrons de canvi paisatgístic, així com les seves relacions amb fenòmens de causa natural o antropogènica (Barbati *et al.*, 2013; Salvati *et al.*, 2014).

Primerament, sembla haver-se donat un progrés significatiu en el desenvolupament d'aquest tipus d'estudis exploratoris del canvi paisatgístic que persegueixen la creació de models per a relacionar els canvis en la coberta del sòl al llarg del temps i diversos processos geogràfics i ambientals (Bender, *et al.*, 2005; Liu-Zeng, *et al.*, 2008). No obstant, en segon terme continuen detectant-se certes mancances pel què fa a estudis que aprofundeixin especialment en tot allò referent al grau de precisió assolida en el procés de definició del nombre i tipus de cobertes del sòl sobre els que es treballa.

Aproximar-se a aquest segon tipus de plantejaments des de la perspectiva de l'estudi de la vegetació (Monje, 2001) sembla especialment escaient: els aspectes dinàmics i de successió entre tipologies de vegetació han sigut llargament estudiats i definits, i podem considerar-los com una aproximació vàlida per a extrapolar el significat biològic de determinats patrons de canvi al llarg del temps (Zonneveld, 1998) que altrament podrien ser obviats. A la pràctica, aquests patrons emergeixen de la comparativa diacrònica de diferents estats temporals d'una àrea d'estudi escollida, per tant és imprescindible fer una valoració prèvia de la viabilitat real de crear cartografies de la vegetació precises per a moments passats.

La realització de cartografia de la vegetació per a realitats passades i, per tant, no directament comprovables, és un factor limitant en dos sentits: la disponibilitat real de material històric útil per una banda, i per l'altra les pròpies limitacions imposades per aquest tipus de material (Vellend *et al.*, 2013). Els inventaris fitosociològics i certes mostres d'herbari poden resultar informativament interessants, però en molts casos presenten la dificultat de no poder ser reubicats amb precisió en el punt concret en el que es van prendre. Els mapes històrics, en cas d'estar disponibles per a la regió en la que es treballa, aporten una informació clarament útil, però tenen com a limitació el fet que parteixen d'escala de treball grans que fan difícil extreure'n dades acurades per a regions més geogràfiques restringides. La fotografia, tant si es tracta de fotografia obliqua (Debussche *et al.*, 1999) com d'imatges aèries, s'acaba imposant com el material de partida fonamental per a aquest tipus d'estudis (Vellend *et al.*, 2013), sempre i quant tinguin una qualitat d'imatge mínima i puguin ser inequívocament situades en l'espai i el temps.

Basant-nos en totes aquestes premisses, l'objectiu de l'estudi que presentem en aquesta primera part del treball és avaluar i analitzar les transformacions ocorregudes a la coberta vegetal de la Plana de Vic i els seu entorn immediat durant un període de 56 anys (1957-2013). L'anàlisi separa les transformacions del territori observades durant aquest període en dos intervals de temps de durada similar: 1957-1986 i 1986-2013 amb els següents objectius específics:

- Realitzar un estudi cartogràfic de la coberta vegetal en tres punts temporals: 1957, 1986 i 2013
- Analitzar qualitativament i quantitativa l'evolució de la transformació del paisatge entre aquests punts temporals.
- Determinar les causes de l'estructura actual del mosaic agrícola de la Plana de Vic i fer una anàlisi de les tendències de canvi.

## 2.2 Metodologia

### 2.2.1 Material de partida

La realització d'un estudi diacrònic de la vegetació de La Plana de Vic com el que hem plantejat comporta l'aixecament cartogràfic d'un mapa per a cadascun dels punts temporals que vulguem considerar. Un element clau per a la confecció dels aixecaments cartogràfics serà, de manera gairebé exclusiva en alguns casos, la utilització d'ortofotografies que cobreixin tota l'extensió de la zona en qüestió. Aquest punt, doncs, requereix un esforç previ d'anàlisi del material disponible per a determinar si aquest és adequat per a poder obtenir resultats comparables entre intervals temporals, degut a que possibles diferències significatives entre el material de partida (referint-nos, bàsicament, a la qualitat de les imatges georeferenciades obtingudes pels vols aeris, però també a altres possibles fonts addicionals d'informació) podrien desembocar en la obtenció de capes cartogràfiques finals de diferent resolució difícilment comparables (Kadmon *et al.*, 1999).

La base topogràfica establerta com a fons, i que ens ha servit tant per a delimitar l'àrea d'estudi com per a georeferenciar la resta de capes incorporades o creades al Sistema d'Informació Geogràfica (SIG) amb el que hem treballat, és el Mapa Topogràfic de Catalunya 1:25.000 de l'institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC, 2016a). Aquesta topografia està perfectament adaptada a diverses sèries d'ortofotoimatges en blanc i negre, color real o infraroig, que cobreixen a diferents escales i de manera total o parcial el territori de Catalunya entre els anys 1989 i 2015, així com les dues sèries del Vol Americà (1945-46 i 1956-57). Totes elles estan disponibles en format de capa completa des d'entorns i programaris SIG a través de consultes als servidors WMS del propi ICGC. També s'han analitzat qualitativament altres tipus d'ortofotoimatges no georeferenciades disponibles, com per exemple l'Ortofotomapa de Catalunya 1:5.000 v1, que consta de 6.332 fulls en blanc i negre i que va ser realitzat durant el període 1983-1992. Per aquesta sèrie el conjunt d'imatges que cobreixen l'àrea de la Plana de Vic van ser fetes en vols del 1986.

Una vegada pres en consideració tot el material de partida, sota aquests preceptes de disponibilitat i qualitat, vam establir que els millors punts temporals sobre els que seria adequat treballar eren els anys 1957, 1986 i 2013, a partir de les següents sèries:

- 1957: Ortofotografies de Catalunya del Vol Americà sèrie B 1:5.000 (ICGC, 2016b).
- 1986: Ortofotomapa de Catalunya 1:5000 v1 (ICGC, 2016c).

- 2013: Ortofotografies de Catalunya 1:5.000 2013 de l'ICGC (ICGC, 2016d).

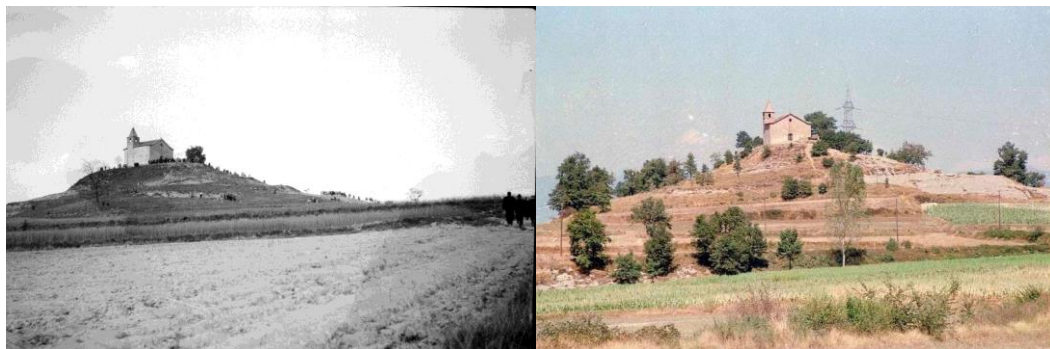
El programari SIG amb el que s'han treballat en tot moment per al desenvolupament d'aquest treball ha sigut el *software ArcGis 10.2.2*.

De forma complementària s'han utilitzat, també, altres materials disponibles de diferent naturalesa. Per una banda, el material cartogràfic sobre vegetació ja existent, com són els fulls 294, 332 i 364 del Mapa de Vegetació de Catalunya a escala 1:50.000, realitzats entre 2006 i 2008 (Casas & Mercadé, 2006; Casas & Mercadé, 2008; Mercadé, 2008). També s'ha disposat de material cartogràfic de la zona elaborat durant la dècada dels 50 per Oriol de Bolòs i no publicat (Bolòs, sense data), qui posteriorment va realitzar un detallat estudi de la vegetació de la zona estudiada (Bolòs, 1959).

Per altra banda, i en un ordre molt diferent, s'ha fet una recerca de fotografies històriques de paisatge de la Plana de Vic, dipositades en diferents fons arxivístics (Arxiu de la Diputació de Barcelona, Arxiu Comarcal Osona i Arxiu de la Federació d'Entitats Excursionistes de Catalunya) i que s'han considerat com a útils degut a que combinen la possibilitat de ser perfectament localitzables geogràficament i d'aportar informació identificable d'algunes característiques de la coberta vegetal (per exemple, les figures 2.1, 2.2 i 2.3). D'entre tot el material consultat, més d'un centenar de fotografies van ser considerades com a vàlides.



**Figura 2.1.** Vista del serrat de La Creu de Gurb, al fons a l'esquerra, amb el Carrer de Gurb de Vic en primer pla, als anys 40. Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona (reproducció autoritzada).



**Figura 2.2.** Vistes de l'ermita de Sant Jordi de Puigseslloses, des de dues perspectives i èpoques diferents, els anys 30 (esquerra) i els anys 80 (dreta). Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona (reproducció autoritzada).



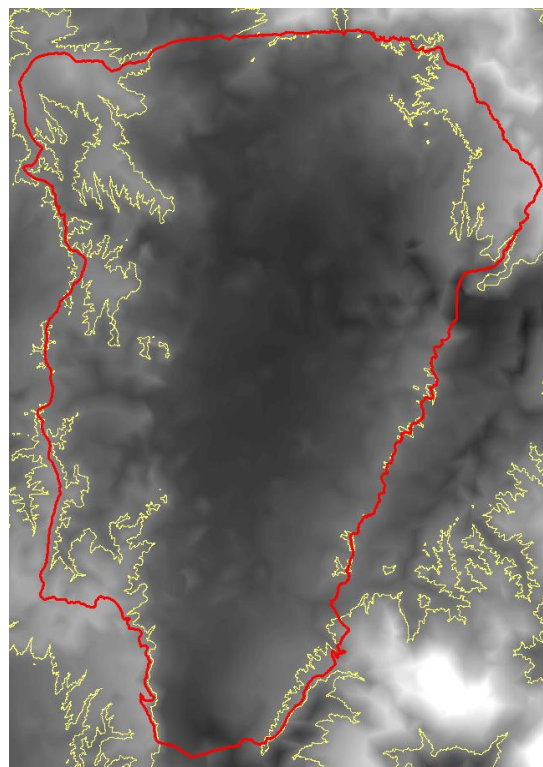
**Figura 2.3.** Vista dels terrers sota el vessant oriental del serrat de La Creu de Gurb, als anys 30. Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona (reproducció autoritzada).

## 2.2.2 Delimitació de l'àrea d'estudi

El punt de partida inicial és l'elaboració d'una coberta poligonal que delimiti l'extensió de l'àrea concreta sobre la qual es treballaran els aixecaments cartogràfics posteriors, atenent als criteris fisiogràfics i geogràfics que s'han utilitzat per tal de definir una àrea d'estudi funcionalment coherent (figura 2.4). Una part important dels marges del polígon definitiu que delimita l'àrea d'estudi, la Plana de Vic i els seus entorns, es va traçar en consonància a la corba de nivell que indica la cota de 800 m, la qual es pot assumir com a frontera natural d'aquesta unitat paisatgística. No obstant això, seguir estrictament aquest "criteri altitudinal" conduïa cap al disseny d'una àrea de treball que no s'ajustava a la realitat funcional de la zona. Per aquest motiu en algunes zones es varen ajustar els límits a altres cotes, en alguns casos superiors (entorns de l'Esquirol, Muntanyola, o parts altes d'Orís i Sobremunt) o en altres inferiors (al sud, per a excloure les zones pròximes al Congost, i al nord per a separar del sector del Bisaura). (figura 2.5)



**Figura 2.4.** Extensió definitiva del perfil de l'àrea d'estudi (línea vermella) a la que s'han circumscrit els aixecaments cartogràfics realitzats en aquest treball.



**Figura 2.5.** Perfil de l'àrea d'estudi (línea vermella) sobre una representació del model digital d'elevacions del terreny, representat de forma que pren colors més clars en els valors de més altitud. En groc, indiquem la cota dels 800 m.



Tant pel què fa a la base topogràfica, com per a dues de les tres sèries d'imatges aèries que s'ha convingut utilitzar (el Vol Americà sèrie B 1:5.000 i les Ortofotografies de Catalunya 1:5.000 2013 de l'ICGC) s'ha pogut treballar a partir de consultes als servidors WMS del propi ICGC, motiu pel qual no ha calgut aplicar-los cap tipus de tractament previ ni ajustament per al seu ús. Pel què fa a la sèrie d'imatges del 1986, que pertanyen a l'Ortofotomapa de Catalunya 1:5000 v1, l'àrea de treball es trobava dividida en 140 fulls diferents no georeferenciats de 77 x 61 cm que, a banda de la pròpia fotografia (de 46 x 46 cm cadascuna), conté també informació complementària. Cada full va requerir ser descarregat de la Cartoteca Digital de l'ICGC, retallat amb un processador d'imatge per a extreure'n la pròpia fotografia aèria i, finalment, georeferenciat per a permetre la construcció d'una capa que cobrís la totalitat de la zona.

## **2.2.3 Preparació de la llegenda**

### **2.2.3.1 Elaboració**

En un estudi d'aquest tipus, la definició de les unitats de llegenda és un dels eixos que determina el nivell d'anàlisi que es pot aplicar a les bases cartogràfiques obtingudes, així com el grau de precisió en la interpretació que se'n pot derivar posteriorment. La llegenda, per tant, ha de ser definida en funció de la possibilitat de descriure unitats clarament discernibles en el procés de fotointerpretació de les imatges aèries. Una gran varietat de treballs previs que han aplicat metodologies semblants es caracteritzen per tenir un criteri relativament restrictiu en el moment d'abordar la definició de les unitats de llegenda; això acaba donant lloc a mapes molt informatius i de relativa simplicitat, però que encaixen a la perfecció amb les necessitats dels objectius que es plantegen (Martí, 2012; Smiraglia *et al.*, 2007; Fava *et al.*, 2015). Aquest criteri respon, sovint, a la necessitat de trobar un equilibri adequat entre la qualitat del material disponible, les possibilitats de reconeixement de la vegetació sobre la que es treballa, el volum de feina que pot arribar a suposar i la pròpia finalitat dels resultats.

Tot i això, també és possible trobar exemples de treballs en els que s'ha fotointerpretat la vegetació de diverses regions catalanes a partir d'imatges aèries d'arxiu (Monje, 2001), sempre utilitzant de partida llegendes notablement ben desenvolupades. Així doncs, podem considerar que a una determinada escala és factible realitzar un aixecament cartogràfic de la vegetació precís, fins i tot treballant amb realitats que ja no són comprovables (Green *et al.*, 1993).

En l'estudi realitzat per Monje, (2001) sobre l'evolució de la vegetació natural en tres regions de Catalunya entre el període 1957 i 2000, la definició de la llegenda es basa principalment en la fisiognomia de l'espècie dominant, degut a que es tracta de la informació més clarament detectable a partir d'imatges aèries, tot i les limitacions que es discutiran en el proper apartat. També és important que les unitats d'aquesta llegenda acabin tenint el màxim de sentit possible des d'un punt de vista florístic, així com prendre en consideració diferents nivells de complexitat que ajudin a establir dinàmiques i relacions entre unitats.

L'aplicació d'aquest criteri porta a la necessitat de complementar els aspectes fisiognòmics amb altres tipus de categorització que reflecteixin qüestions merament estructurals però amb una clara significació dinàmica (unitats denses/esclarissades), sempre sense perdre de vista la possible composició de les comunitats vegetals que poden integrar cada unitat. Això obre la porta a establir relacions de dinàmica entre unitats, cosa que permet fer anàlisis dels mapes resultants des d'una visió de canvi amb un criteri ecològic fonamentat.

Així doncs, seguint els criteris utilitzats en l'elaboració de cartografies de la vegetació a Catalunya, es prenen en consideració tres possibles nivells de complexitat (Carreras *et al.*, 1994):

- Unitats subsimples: El contingut de la unitat correspon a un sol dels elements cartografiats, tot i que pot incloure altres elements a escala no representable.
- Complèxida: Integra un conjunt d'elements que guarden relació dinàmica entre ells, en aquest cas pertanyen a la mateixa sèrie de vegetació.
- Mosaic: Inclou un conjunt d'elements que conviuen en un mateix espai, però sense representar una relació dinàmica entre ells.

### **2.2.3.2 Valoració i ajustament definitiu**

Una vegada definida una primera proposta (de màxims) d'unitats de llegenda, es va sotmetre a un procés de valoració i calibratge per tal d'aplicar-hi els ajustaments necessaris per establir la llista definitiva. Cal no perdre de vista que dels tres aixecaments cartogràfics realitzats, només un pertany a una realitat comprovable (2013), mentre que els altres dos han estat gairebé exclusivament elaborats a partir de material fotogràfic i amb el suport del coneixement de la vegetació actual.

Aquest punt de partida obliga a fer algunes assumpcions prou rellevants. En primer lloc, que gràcies a disposar del coneixement de la situació actual, en cas de dubte es pot assumir que

les comunitats que es troben en un mateix punt, al llarg del temps han de trobar-se dins d'una mateixa sèrie de successió, ja sigui en estadis anteriors o posteriors (Pickett, 1987). En segon lloc, que cada unitat de la llegenda haurà de tenir un aspecte i textura de la fotografia suficientment característic per a ajudar a discernir entre elles. Tot i poder assignar a cada unitat una sèrie de característiques clares que, amb l'ajuda de l'experiència en l'ús d'aquest material, ajudin a identificar-la, aquest no serà en cap cas un mètode infal·libre, ja que en alguns casos poden presentar notables dificultats per a la seva identificació.

És per això que, partint de les imatges aèries de 2013, dels mapes de vegetació publicats que cobreixen l'àrea d'estudi (Casas & Mercadé, 2006; Casas & Mercadé, 2008; Mercadé, 2008) i de treball de camp, es varen seguir bàsicament dues línies de treball per elaborar la llegenda:

- Identificar, amb l'ajuda de mapes de vegetació més actualitzats (2006 i 2008) i treball de camp, com a mínim una localització que pugui ser atribuïble a cadascuna de les unitats. En una segona fase, sobre la imatge aèria, cal comprovar si la singularitat florística de totes les localitzacions pot concordar amb algun tipus concret de textura o aspecte de la fotografia.
- Determinades zones de poca extensió, escollides aleatòriament, van ser cartografiades a cegues únicament a partir d'imatges aèries. L'ajustament dels resultats amb la realitat, comprovable novament a partir dels mapes de vegetació actual i de visites sobre el terreny, permet la detecció d'imprecisions o de mancances de la llegenda.

Aquests dos processos poden revelar que algunes unitats proposades són indeterminables a partir de fotointerpretació; com a conseqüència és convenient prendre la decisió d'eliminar-les i integrar-les en unitats de complexitat superior, ja siguin complèxides o mosaics, segons cada cas particular.

#### **2.2.4 Cartografia primària obtinguda**

Una vegada definits tant els límits de l'àrea d'estudi com el llistat definitiu d'unitats de llegenda s'han obtingut quatre capes bàsiques de cartografia primària (taula 2.1). La resta de cobertes cartogràfiques s'han obtingut secundàriament a partir d'aquestes

**Taula 2.1.** Relació de les quatre cobertes cartogràfiques primàries obtingudes, així com de les fonts d'informació que s'han utilitzat principalment per a la seva confecció.

Coberta	Fonts utilitzades
Perfil de l'àrea d'estudi	Mapa Topogràfic de Catalunya 1:25.000
Mapa de vegetació 1957	Ortofotografies de Catalunya del Vol Americà sèrie B 1:5.000 Fotografies d'arxiu Mapa de vegetació dels anys 50, no publicat, d'Oriol de Bolòs
Mapa de vegetació 1986	Ortofotomapa de Catalunya 1:5000 v1 Fotografies d'arxiu
Mapa de vegetació 2013	Ortofotografies de Catalunya 1:5.000 2013 de l'ICGC Treball de camp

## 2.2.5 Processament i anàlisi de les cobertes cartogràfiques

### 2.2.5.1 Mètriques de paisatge

La primera aproximació de tipus exploratori que es pot portar a terme a l'àrea d'estudi per a cadascun dels punts temporals és el càlcul de mètriques paisatgístiques. Aquestes mètriques actuen com a índexs paisatgístics, que poden anar des de ser merament definitoris d'algunes propietats bàsiques fins a basar-se en relacions més complexes entre aquestes. Apareixen com una component gairebé constant en nombrosos estudis paisatgístics des que van començar a ser proposades (O'Neill *et al.*, 1988); en bona part, això és conseqüència de l'ús generalitzat del programa FRAGSTATS (McGarigal & Marks, 1994; McGarigal *et al.*, 2002), que facilita el càlcul immediat de desenes de mètriques en un entorn SIG de la distribució dels valors en base a algun dels atributs d'una cobertura (tant en format vectorial com en ràster).

Moltes aproximacions a estudis paisatgístics, tot i la seva disparitat, fonamenten part del seu raonament sobre la base de mètriques paisatgístiques, des d'un punt de vista estètic (Frank *et al.*, 2013), com a eines per a millorar la planificació i la definició de reserves naturals (Kati *et al.*, 2010) o per a estudis de sostenibilitat (Renetzeder *et al.*, 2010), per posar alguns exemples. Tal com apunta Schindler *et al.*, (2013), la selecció de mètriques a tenir en compte no és un punt trivial de la investigació, i es pot fer seguint consideracions teòriques, o bé l'aplicació de criteris experts, a partir d'estudis publicats respecte a altres zones o de la mateixa, o aplicant anàlisis estadístiques al respecte de quines són més apropiades. Tot i que és possible trobar a la bibliografia algunes revisions de la funció que tenen algunes mètriques a l'hora d'explicar

processos ecològics de diversa identitat (alguns d'ells relacionats pròpiament amb aspectes florístics), aquest tipus d'anàlisis són encara escasses (Uuemaa *et al.*, 2009; Schindler *et al.*, 2013). De tot el conjunt de mètriques disponibles n'hem seleccionat aquelles que s'utilitzen més habitualment en estudis de transicions paisatgístiques o que tinguin relació directa amb alguns aspectes de la diversitat florística (taula 2.2).

**Taula 2.2.** Relació de les mètriques paisatgístiques que s'han considerat més rellevants per a calcular a partir del programa FRAGSTATS. Fem constar el nom de la mètrica i el seu acrònim tal i com consten en aquest *software*, així com una breu descripció del seu significat i interpretació

Mètrica	Acrònim	Descripció
<i>Class Area</i>	CA	Suma de les àrees de tots els polígons que pertanyen a una mateixa unitat de llegenda.
<i>Number of patches</i>	NumP	Nombre total de polígons de la mateixa unitat de llegenda.
<i>Percentage of landscape</i>	ZLAND	Percentatge de l'àrea total de treball ocupada per cada unitat de llegenda.
<i>Mean patch size</i>	MPS	Mida mitjana dels polígons de cada unitat de llegenda.
<i>Edge density</i>	ED	Proporció entre la suma total dels perímetres dels polígons i l'àrea total d'estudi. Es pot considerar a nivell global o de forma individualitzada per a cada unitat de llegenda.
<i>Mean shape index</i>	MSI	Índex de complexitat de forma. Pren el valor 1 quan tots els polígons són circulars (per a cobertes vectorials) o quadrats (per a cobertes ràster). El seu valor augmenta a mesura que els polígons augmenten en irregularitat i s'allunyen de la forma ideal.
<i>Interspersion-juxtaposition index</i>	IJI	Mesura la regularitat en la adjacència dels polígons, prenent valor 100 quan tots els polígons estan igualment distribuïts, i 0 quan aquesta distribució és totalment irregular. Podem aplicar-ho a nivell de cada unitat de llegenda, però també es pot calcular de forma global per a la totalitat de l'àrea.
<i>Mean nearest neighbour distance</i>	MNN	Distància mitjana entre polígons que pertanyen a la mateixa categoria de les unitats de llegenda.
<i>Shannon's diversity index</i>	SDI	Índex de diversitat de Shannon global per a l'àrea d'estudi. Pren valor 0 si tota la superfície de l'àrea d'estudi està ocupada per un sol tipus d'unitat de la llegenda, i augmenta a mesura que el nombre de tipus de polígons i les seves distribucions proporcionals van a l'alça.

### **2.2.5.2 Matrius de transició**

La cartografia primària obtinguda va ser creada en un entorn SIG per vectorialització directa, detallada a la taula 2.1, i per tant, en format de capa poligonal on cada polígon representa individualment una de les unitats preses en consideració a la llegenda final. Degut a les necessitats imposades per l'anàlisi posterior i el programari específic per a realitzar-lo, el primer processament necessari que cal aplicar a les cobertes primàries obtingudes és la seva rasterització: això suposa transformar tota la cobertura vectorial en una xarxa de quadrats iguals de superfície determinada (anomenats cel·les o píxels), on cadascun d'aquests quadrats presenta un valor determinat dels de l'atribut en funció del qual s'ha rasteritzat, en el nostre cas, les unitats de llegenda. La mida de superfície d'aquests quadrats és el que determina el grau de resolució del ràster resultant. Per tal de preservar el màxim d'informació possible de la coberta original, es va optar per treballar amb cel·les de 2,5 metres de costat, assignant-hi el valor a partir del mètode del valor predominant, ja que es va concloure que eren condicions que minimitzaven la pèrdua d'informació original.

Per a la nostra àrea d'estudi aquest procediment va generar, per a cada any, una coberta nova de 10.314 per 14.020 cel·les, de les quals una proporció important no tenen assignat cap valor de l'atribut, degut a que s'incorporen a la coberta com a necessitat d'acabar ajustant el perfil irregular amb el que treballem a una matriu rectangular.

Una vegada creats els ràsters, el pas següent va consistir en l'elaboració de matrius en les que hi constés la probabilitat de transició entre unitats de llegenda al llarg dels períodes que volem analitzar: 1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013. Les matrius de transició entre estats permeten extreure molta informació, tant de tipus quantitatiu com qualitatiu, de la direcció i la intensitat dels canvis esdevinguts al llarg d'aquests períodes (Wu *et al.*, 2006; Smiraglia, 2007; Fang *et al.*, 2012). Aquestes matrius es van obtenir a partir de la superposició de les cartografies primàries elaborades per a cadascun dels anys i analitzant de forma individualitzada el comportament de cadascuna de les cel·les. Aquesta superposició es va fer utilitzant el programari *Land Change Modeler* de Terrset, una extensió d'*ArcGis* dissenyada amb la finalitat de portar a terme aquest tipus d'anàlisi, entre altres objectius. En el nostre cas ens va permetre el càlcul de les transicions entre unitats de llegenda i la representació cartogràfica d'aquestes transicions.

### 2.2.5.3 Cartografia del sentit dels canvis

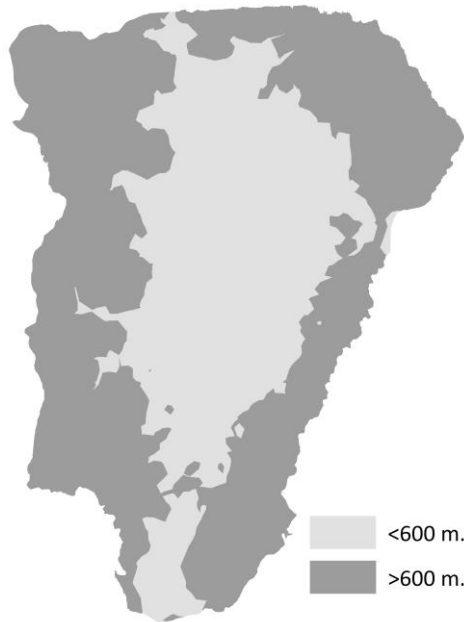
Per als intervals de temps que hem considerat, el tipus de transició entre unitats (o permanència en el seu estat inicial) de cadascuna de les cel·les dels ràsters queda incorporat a la base de dades associada en forma de nou atribut. Aquest atribut, que a nivell teòric pot tenir tants valors diferents com el del nombre d'unitats de llegenda elevat al quadrat, es va reclassificar per a reduir-lo a un nou atribut amb només tres possibles valors. Aquests nous valors (0, 1 i 2) equivalen respectivament al sentit de estabilitat/regressió/progressió que vulguem atribuir a cadascuna d'aquestes transicions. El criteri sobre el qual decidir quines transicions són progressives o regressives és, fins a cert punt, subjectiu, tant com ho pot ser el sol fet d'anomenar-les d'aquesta forma. Finalment, el criteri adoptat va ser considerar com a progressives totes aquelles transicions que portessin cap a un estadi més proper a la comunitat potencial teòrica de l'indret, mentre que les transicions en sentit contrari varen ser considerades regressives. El fet de poder disposar del sentit de la transició del canvi de cada cel·la permet representar l'àrea d'estudi del tal manera que facilita fer una anàlisi geogràfica precisa de la distribució de les tendències de canvi, novament amb una resolució dels píxels de 2'5 metres.

Davant l'evidència exposada per estudis anteriors sobre la influència que té l'estructura fisiogràfica del territori en les tendències de canvi entre cobertes del sòl (Zonneveld, 1995; McMahan *et al.*, 2004, Smiraglia *et al.*, 2015), vàrem estimar convenient introduir dos elements a l'anàlisi cartogràfica del sentit dels canvis per veure si permetien constatar evolucions diferenciades en l'espai, segons l'altitud i el pendent. Per aquest motiu, a partir de les corbes de nivell de l'àrea d'estudi es va elaborar una superfície TIN (*Triangulated Irregular Network*) a partir de la qual es varen extreure dues noves cobertures:

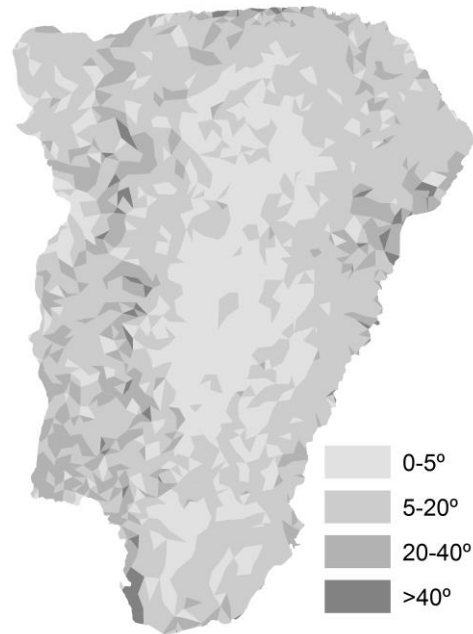
- Un model digital d'elevacions per a l'àrea d'estudi, reclassificat posteriorment a solament dues categories: alçades inferiors o superiors a 600 metres (figura 2.6)
- Un model digital de pendents, reclassificat a quatre categories: pendents entre 0 i 5°, de 5 a 20°, de 20 a 40° i superiors al 40°. (Figura 2.7)

La resolució d'aquestes cobertures és la mateixa resolució amb la que s'ha treballat, és a dir de cel·les de 2,5 metres de costat. Aquestes noves cobertures es van interseccionar amb les de cartografia de sentit del canvi, tenint com a resultat final una base de dades on cada píxel acumula la informació de quina és la seva tendència, en quina franja altitudinal es troba, i en

quin interval de pendent. Aquest creuament permet quantificar la distribució geogràfica de les tendències en funció dels paràmetres que hi hem incorporat.



**Figura 2.6.** Representació de les dues franges altitudinals (cotes inferiors o superiors a 600 m) en les que s'ha dividit l'àrea d'estudi.



**Figura 2.7.** Representació de les quatre categories de pendent (0-5°, 5-20°, 20-40°, >40°) en les que s'ha dividit l'àrea d'estudi.

#### 2.2.5.4 Índexs d'intensitat i sentit del canvi (IIC i ISC)

Per a facilitar la comparativa entre períodes i la interpretació de les dinàmiques entre unitats de llegenda es varen calcular dos índexs, proposats també per Monje (2001) en aquesta línia: índex de intensitat de canvi (IIC) i l'índex del sentit del canvi (ISC). Per al càlcul d'aquests índexs és imprescindible portar a terme els següents passos: realitzar la rasterització i superposició de les cartografies primàries via *Land Change Modeler* en funció dels períodes a analitzar, la creació de les matrius de transició (amb valors en forma de fluxos de superfície, no com a probabilitats de transició) i l'assignació de cadascuna les transicions a la categoria de progressiu, estable o regressiu. Les fórmules de càlcul d'aquests índexs són les següents:

- Índex de Intensitat del Canvi (IIC):  
$$IIC = (Cp + Cr)/Ct$$



- Índex de Sentit del Canvi (ISC):  
$$ISC = (Cp - Cr) / (Cp + Cr)$$

Per a l'interval de temps sobre el que es treballi, Cp serà el nombre de cel·les (en aquest cas, quadrats de 2,5 metres de costat) que presentin una transició de tipus progressiu amb el pas dels anys; Cr el de cel·les que presentin una transició de tipus regressiu; i Ct el nombre de cel·les totals de l'àrea d'estudi.

Els resultats de l'IIC poden oscil·lar entre 0 i 1, on 0 indica que aquella unitat no ha experimentat cap canvi en absolut, fins a 1 si totes les cel·les que inicialment presentaven aquell valor han canviat. Per altra banda, els resultats de l'ISC poden oscil·lar entre -1 i 1: si totes les cel·les d'una determinada categoria que experimenten algun canvi ho fan en sentit regressiu, el resultat per a l'ISC serà -1. Si, per contra, totes les cel·les que experimenten algun canvi ho fan en sentit progressiu, el seu resultat serà 1. En aquest cas, un valor de zero pot ser degut a l'absència de canvi o a que aquella unitat ha presentat un balanç equilibrat entre pèrdues en els dos sentits.

## 2.3 Resultats

### 2.3.1 Llegenda definitiva

A partir de les valoracions fetes sobre la llegenda inicial s'ha definit una llegenda definitiva amb 30 unitats. Les unitats definitives que s'han establert en l'elaboració dels mapes de vegetació dels tres moments considerats (1957, 1986 i 2013) es detallen a la taula 2.3 i es descriuen a continuació:

#### 1. Alzinars muntanyencs

Bosc d'alzines que es mostren clarament ben constituïts, ocasionalment amb individus de *Pinus sylvestris* esparsos i, d'una manera escassa, també hi ha algunes espècies caducifòlies (dels gèneres *Quercus*, *Sorbus*, *Acer*...). Aquesta unitat en la pràctica inclou diversos tipus d'alzinars que destaquen per tenir matisos ecològics diferents, però per als que resulta inviable establir criteris sòlids per a poder discernir entre ells a partir de la fotointerpretació. Es poden atribuir a aquesta unitat algunes associacions derivades del *Quercetum ilicis* (calcícola) o de l'*Asplenio-Quercetum ilicis* (silicícola), que a

grans trets difereixen pel tipus d'ambient i condicions edàfiques en els que es desenvolupen.

**2. Alzinars amb roures, de terra baixa i de l'estatge submontà**

Unitat que inclou boscos de *Quercus ilex* ben constituïts, però en els que el seu protagonisme com a espècie arbòria dominant es reparteix amb el roure martinenc (*Quercus pubescens*). Des d'un punt de vista florístic també compta amb una proporció rellevant d'elements distintius d'afinitat eurosiberiana. Es podria assignar majoritàriament a *Quercetum ilicis* subass. *quercetosum pubescentis*, una comunitat pròpia d'ambients mediterranis subhumits que a l'entorn de la Plana de Vic es troba essencialment al sector més meridional, degut a l'orografia que pren l'entorn.

**3. Complèxida de l'alzinar**

Aquesta unitat també inclou àrees dominades per boscos de *Quercus ilex*, però que no arriben a tenir l'aspecte d'un bosc dens ben constituït, com els de les unitats anteriors. Aparentment presenten un recobriment arbori baix i tenen un sotabosc herbaci ben desenvolupat, així com nombroses clapes sense cobertura arbòria ocupades per comunitats herbàcies més o menys extenses que poden correspondre de forma majoritària a diferents associacions de l'*Aphyllanthion*. La presència d'aquest tipus d'unitat pot ser una conseqüència tant de l'explotació silvícola i pastoral d'alzinars com de la colonització d'ambients en els que difícilment s'establirà una massa forestal densa.

**4. Roureda de roure martinenc de la muntanya mitjana**

Rouredes de *Quercus pubescens*, ben establertes i amb un estrat arbustiu ben desenvolupat. Des d'un punt de vista sintaxonòmic, a la Plana de Vic tots aquests boscos es poden assignar de manera més o menys global al *Buxo-Quercetum pubescentis*, i són equiparables a les rouredes ben constituïdes que es distribueixen àmpliament per l'estatge submontà dels territoris olositànic i ausossegàrric de Catalunya. És freqüent que hi hagi una certa presència de *Pinus sylvestris* en proporcions baixes.

**5. Complèxida de rouredes de roure martinenc i pinedes pi roig de la muntanya mitjana**

Complex format per dues unitats subsimples relacionades dinàmicament (4 i 12), per tal de permetre la classificació sota una mateixa unitat les àrees en les que hi ha clapes alternades de poca extensió de boscos de roure martinenc i de pinedes de pi roig. No es tracta de manera estricta de masses boscoses uniformement mixtes d'aquestes espècies, tot i que a efectes pràctics a l'escala de treball hi són gairebé equiparables.

**6. Complèxida de la roureda**

Aquesta complèxida inclou elements que podem considerar com a paisatgísticament tradicionals a la Plana de Vic. Es tracta de petites clapes de roureda esclarissada amb sotabosc herbaci, degut al tipus de gestió que s'hi hagi fet, alternades principalment amb joncedes. Tanmateix, aquesta unitat també acaba englobant boscos de *Quercus pubescens* joves no ben constituïts, d'origen secundari.

**7. Fageda mesòfila latepirinenca**

Unitat amb presència minoritària a la zona estudiada. Es troba només localitzada en obagues o indrets ombrívols de les zones altes de transició entre la Plana de Vic i el Cabrerès on pot establir-se amb comoditat el *Fagus sylvatica*. Es tracta de fagedes calcícoles ben estructurades però relativament joves en gairebé tots els casos. Sintaxonòmicament corresponen a les associacions *Buxo-Fagetum* i *Helleboro-Fagetum*.

**8. Pinedes de pi blanc**

Masses boscoses dominades majoritàriament per *Pinus halepensis*, amb sotabosc arbustiu més o menys dens sovint format per espècies mediterrànies com *Quercus coccifera*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea* o també *Quercus ilex* joves. Es poden interpretar com a estadis de degradació d'hàbitats amb condicions climàtiques de caràcter mediterrani, i per tant favorables a l'establiment d'alzinars. A nivell sintaxonòmic aquestes comunitats s'adscriuen al *Quercion ilicis*.

**9. Màquies o garrigues amb pi blanc**

Unitat que inclou zones molt semblants a l'anterior, tant pel que fa a la fisiognomia com a la composició de l'estrat arbustiu, però que presenten una coberta arbòria més baixa de *Pinus halepensis*. Sintaxonòmicament també s'adscriu al *Quercion ilicis*.

**10. Brolles acidòfiles amb pinastre**

Unitat amb una presència molt testimonial a l'àrea de treball; només s'ha detectat en l'aixecament cartogràfic del 2013. Es tracta de brolles acidòfiles amb una cobertura arbòria poc densa de *Pinus pinaster*.

**11. Brolles acidòfiles amb pi pinyoner**

En aquesta unitat s'inclouen també brolles acidòfiles semblants a la unitat anterior, però en aquestes la coberta arbòria poc densa és de *Pinus pinea*. Igual que en la unitat anterior, compta amb una distribució molt escassa i limitada a les àrees d'afloraments de gresos i conglomerats vermells que hi ha al sud-est de l'àrea d'estudi.

**12. Pinedes de pi roig, dels Pirineus i de les contrades septentrionals**

Masses forestals denses i extenses dominades per *Pinus sylvestris*, de manera gairebé exclusiva. La flexibilitat ecològica de l'arbre dominant fa que en realitat acabi sent l'element protagonista de diverses comunitats vegetals diferents, si bé aquestes resulten impossibles de distingir a partir de fotointerpretació. Les pinedes de pi roig de l'estatge submontà que trobem al territori ausosegàrric solen presentar una composició florística força coincident amb la de les rouredes de roure martinenc, les quals mostren una distribució equivalent, degut a que aquestes pinedes tenen caràcter de comunitats secundàries que ocupen el mateix territori potencial de les rouredes. Sintaxonòmicament s'adscriuen al *Buxo-Quercetum pubescentis*.

**13. Pinedes esclarissades de pi roig amb sotabosc herbaci**

Unitat que es caracteritza per estar constituïda per masses de *Pinus sylvestris* amb baixa densitat d'individus, ja sigui perquè s'han sotmès a aprofitaments forestals o perquè es tracta de boscos joves dels estadis inicials de colonització d'espais oberts. No tenen un estrat arbustiu ben desenvolupat, i en alguns casos poden acabar prenent l'aspecte d'arbredes.

**14. Complèxida de pinedes de pi roig i fragments de rouredes, esclarissades**

Complex que, novament, està formada per la unió de dues unitats subsimples amb relació dinàmica (6 i 13) que en determinades àrees poden alternar clapes de poca extensió de boscos esclarissats de roure martinenc i pinedes de pi roig. En ambdós casos són clarament d'origen secundari i no arriben a conformar boscos ben estratificats.

**15. Garrigues de coscoll**

Unitat que inclou algunes extensions notables de *Quercus coccifera* relativament pobres a nivell florístic, degut a l'absència de molts dels elements florístics més termòfils que defineixen les comunitats dominades per aquesta espècie. A la zona d'estudi aquestes garrigues ocupen els ambients més xeròfils, i són atribuïbles al *Quercetum cocciferae* subass. *buxetosum*.

**16. Brolles dominades per romaní**

Es tracta de brolles calcícoles de composició florística diversa, però en les que el *Rosmarinus officinalis* sol ser l'espècie dominant, tot i que la composició florística pot ser diversa. En general, aquestes brolles dominades per romaní que hi ha al sud de la Plana de Vic són atribuïbles al *Rosmarino-Lithospermetum*. Com en el cas de la unitat anterior, identifica un tipus de vegetació pròpia d'ambients mediterranis.

**17. Complèxida de garrigues amb barreja d'alzina i roures**

Complex de comunitats arbustives d'aspecte dens, de mitjana alçada, en zones on hi conviuen algunes clapes de *Quercus coccifera* idèntiques a les que contempla la unitat 15, en combinació amb bosquines joves de *Quercus ilex* i *Quercus pubescens* que provenen, majoritàriament, de processos de regeneració.

**18. Boixedes de la muntanya mitjana**

Comunitats arbustives aparentment dominades de forma gairebé uniforme per *Buxus sempervirens*, tot i que hi poden tenir una presència notable algunes espècies caducifòlies. En general es tracta de boixedes calcícoles mesoxeròfiles que corresponen a l'associació *Buxo-Quercetum buxetosum*.

**19. Brolles acidòfiles**

Comunitats arbustives pròpies de llocs amb substrats àcids, ja sigui pel fet de trobar-se en zones de roques silícies, com pel d'ocupar substrats sotmesos a processos de descalcificació. Aquesta unitat acaba integrant diversos tipus de comunitats de *Cisto-Lavanduletea*, fisiognòmicament caracteritzades per la presència d'espècies dels gèneres *Erica* o *Cistus*, principalment.

**20. Complèxida de garriga esclarissada amb prats secs**

Hem assignat aquesta unitat als espais dominats per una barreja de petites clapes de formacions arbustives amb *Quercus coccifera*, com les que es descriuen a la unitat 15, amb algunes de les formacions herbàcies seminaturals (generalment joncedes seques o llistonars) pròpies de llocs que havien format part de sistemes de pastura, incloses en la unitat 22.

**21. Mosaic de boscos de ribera**

La vegetació de ribera s'ha identificat i diferenciat als aixecaments cartogràfics gràcies a la seva distribució associada als cursos fluvials i a la textura que poden prendre a les imatges aèries que utilitzem. De tota manera, resulta materialment impossible distingir a partir de fotointerpretació entre les variades tipologies de vegetació de ribera que poden ser presents a la Plana de Vic, motiu pel qual s'han considerat com una sola unitat de treball.

**22. Mosaic de joncedes, llistonars i fenassars**

Mosaic de diferents tipus de comunitats pradenques, amb matisos ecològics clarament diferenciat però que són indistingibles a partir de fotointerpretació. Tot i que inclou diversos tipus de pastura, les que hi són més esteses i ocupen més superfície són les joncedes mesòfiles (*Plantagini-Aphyllanthesum*), els fenassars (*Brachypodietum phoenicoides*) i els llistonars (*Brachypodio-Aphyllanthesum subass. brachypodietosum retusi*).

**23. Mosaic de terrers margosos amb prats secs i altres tipus de vegetació**

Aquesta unitat engloba les zones amb afloraments de margues de l'Eocè típiques dels turons testimoni de la Plana (que prenen forma de terrers o *badlands*), així com les comunitats vegetals que hi estan més estretament lligades (prats secs, restes de boscos i de garrigues). La majoria de comunitats herbàcies que acompanyen aquests terrers són joncedes seques (*Brachypodio-*

*Aphyllanthes*) i llistonars (*Brachypodio-Aphyllanthes* subassociació *brachypodietosum retusii*), que ocupen les zones marginals on el sòl pren una certa estructura.

**24. Mosaic de terrers margosos, joncedes i brolles de ruac**

Aquesta unitat és tècnicament idèntica a l'anterior, tant pel que fa a aspecte i textura de les imatges aèries com, gairebé, per la seva composició. Tot i això, s'ha considerat interessant poder distingir-les en dues unitats diferents seguint un criteri geològic. A partir del coneixement dels afloraments de guix que hi ha a la Plana de Vic i després de diverses comprovacions de camp, es va assumir que els terrers margosos i *badlands* que es troben sota la seva influència podien portar associats algunes espècies gipsòfiles característiques (essencialment *Ononis tridentata*) distintives de comunitats de l'ordre *Gypsophiletalia*, concretament a l'àrea d'estudi es tracta de l'associació *Ononidetum tridentatae*.

**25. Mosaic de codines i pradells terofítics**

Unitat de mosaic que engloba diversos tipus d'afloraments rocosos (de superfícies planes, tipus codina), sense cobertura vegetal aparent, però que sovint solen portar associades comunitats de pradells terofítics calcícoles, del *Thero-Brachypodion*, o acidòfils, de l'*Helianthemion guttati*, segons el tipus de substrat on es troben.

**26. Conreus i camps adequats com a pastura**

Àrees d'ús agrícola o directament per a ramaderia. Generalment es tracta de superfícies intensament explotades principalment com a conreus de secà, que inclou diferents tipus de cereals, i on el regadiu ocupa superfícies molt puntuals. A la zona perifèrica de la Plana de Vic és comú que alguns d'aquests espais oberts s'han transformat en camps condicionats com a pastura intensiva, principalment de vaques.

**27. Plantacions d'arbres**

Àrees ocupades per silvicultura, majoritàriament de pollancre o plàtans, plantades a la part baixa de la Plana de Vic. Inclou també algunes plantacions de pinàcies que s'estenen al llarg d'alguns vessants del sud-oest de la zona d'estudi.

**28. Àrees urbanitzades**

Inclou nuclis de població o urbanitzacions de diferents tipus (residencial, industrial, etc.). A més de les àrees urbanitzades, també pot incloure alguns fragments de vegetació natural o artificial, preeminentment de tipus ruderal.

**29. Espais oberts amb poca vegetació o grans vies de comunicació**

Aquesta unitat inclou, en primer lloc, àrees desproveïdes de vegetació com a conseqüència d'alguna activitat antròpica, en la seva majoria explotacions de grava. En segon lloc, davant la creixent importància que prenen com a element distintiu del paisatge de la Plana de Vic, també incorpora les grans carreteres (C-17, C-25 i C-37) amb els seus espais adjacents. Tot i que són elements aparentment prou diferents, el motiu per unir-los en una mateixa unitat és que semblen espais en els que s'hi poden establir comunitats vegetals similars en les primeres fases de colonització.

**30. Basses i embassaments**

Masses d'aigua d'origen artificial. Per una banda, inclou tot un seguit de petits embassaments que s'han anat creant en les zones marginals de l'àrea d'estudi, i per l'altra el tram de riu Ter afectat per la construcció del gran embassament de Sau als anys 60.



Taula 2.3. Relació de les unitats de llegenda definitives, categoritzades en funció de la seva fisiognomia.

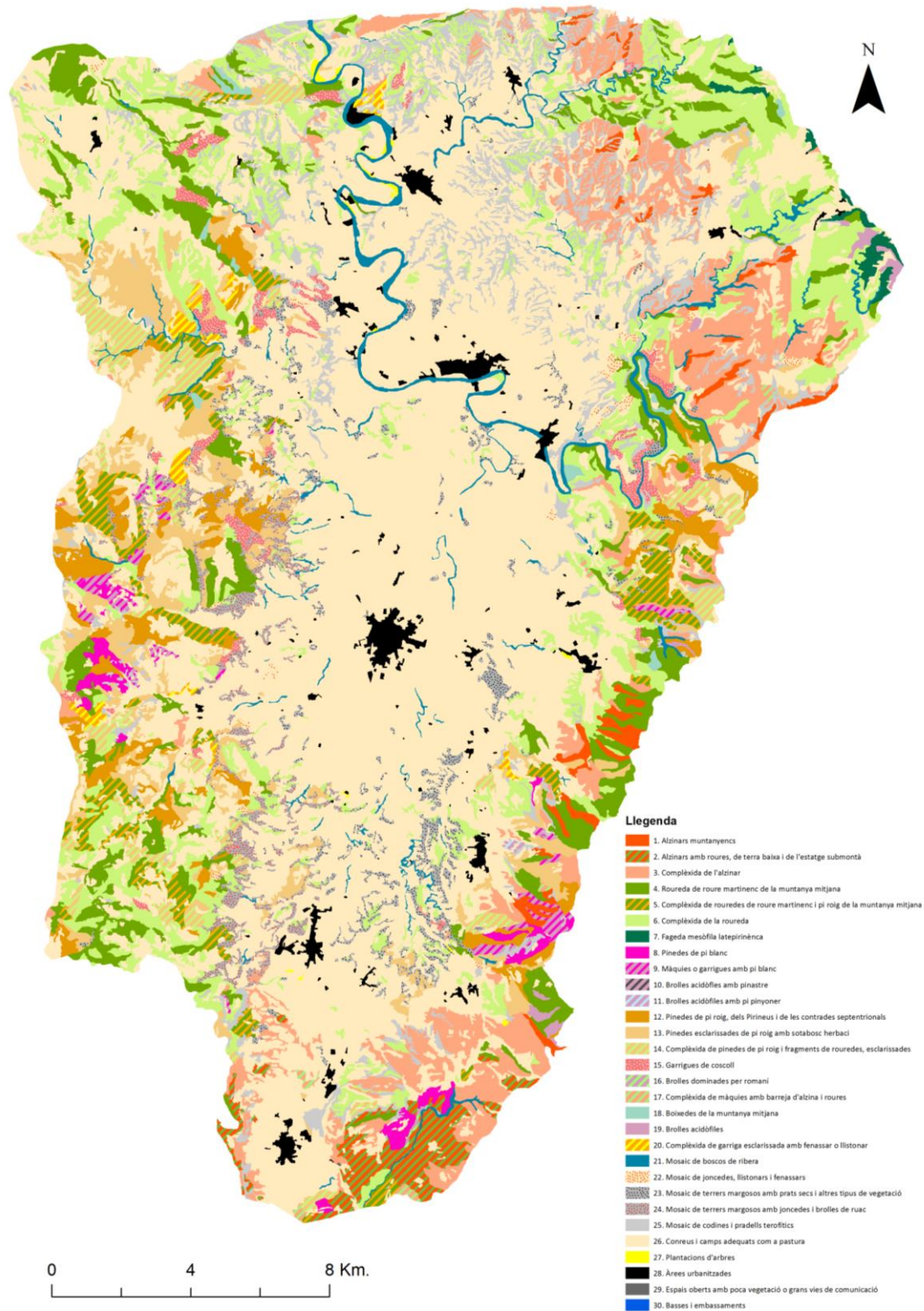
<b>Vegetació arbòria</b>
<b>Alzinars</b>
<b>Alzinars densos</b>
1. Alzinars muntanyencs
2. Alzinars amb roures, de terra baixa i de l'estatge submontà.
<b>Alzinars esclarissats</b>
3. Complèxida de l'alzinar
<b>Rouredes submediterrànies</b>
<b>Rouredes denses</b>
4. Roureda de roure martinenc de la muntanya mitjana
5. Complèxida de rouredes de roure martinenc i pinedes pi roig de la muntanya mitjana
<b>Rouredes esclarissades</b>
6. Complèxida de la roureda
<b>Fagedes</b>
7. Fageda mesòfila latepirinènca
<b>Pinedes</b>
<b>Pinedes mediterrànies</b>
<b>Pinedes mediterrànies denses</b>
8. Pinedes de pi blanc
<b>Pinedes mediterrànies esclarissades</b>
9. Màquies o garrigues amb pi blanc
10. Brolles acidòfiles amb pinastre
11. Brolles acidòfiles amb pi pinyoner
<b>Pinedes submediterrànies</b>
<b>Pinedes submediterrànies denses</b>
12. Pinedes de pi roig, dels Pirineus i de les contrades septentrionals
<b>Pinedes submediterrànies esclarissades</b>
13. Pinedes esclarissades de pi roig amb sotabosc herbaci
14. Complèxida de pinedes de pi roig i fragments de rouredes, esclarissades
<b>Vegetació arbustiva</b>
<b>Matollars densos</b>
15. Garrigues de coscoll
16. Brolles dominades per romaní
17. Complèxida de màquies amb barreja d'alzina i roures
18. Boixedes de la muntanya mitjana
19. Brolles acidòfiles
<b>Matollars esclarissats</b>
20. Complèxida de garriga esclarissada amb prats secs
<b>Vegetació de ribera</b>
21. Mosaic de boscos de ribera
<b>Vegetació pradencia</b>
22. Mosaic de joncedes, llistonars i fenassars
23. Mosaic de terrers margosos amb prats secs i altres tipus de vegetació
24. Mosaic de terrers margosos, joncedes i brolles de ruac
25. Mosaic de codines i pradells terofítics
<b>Paisatges humanitzats</b>
<b>Àrees agrícoles</b>
26. Conreus i camps adequats com a pastura
27. Plantacions d'arbres
<b>Àrees no agrícoles</b>
28. Àrees urbanitzades
29. Espais oberts amb poca vegetació o grans vies de comunicació
30. Basses i embassaments

### **2.3.2 Cartografia primària obtinguda**

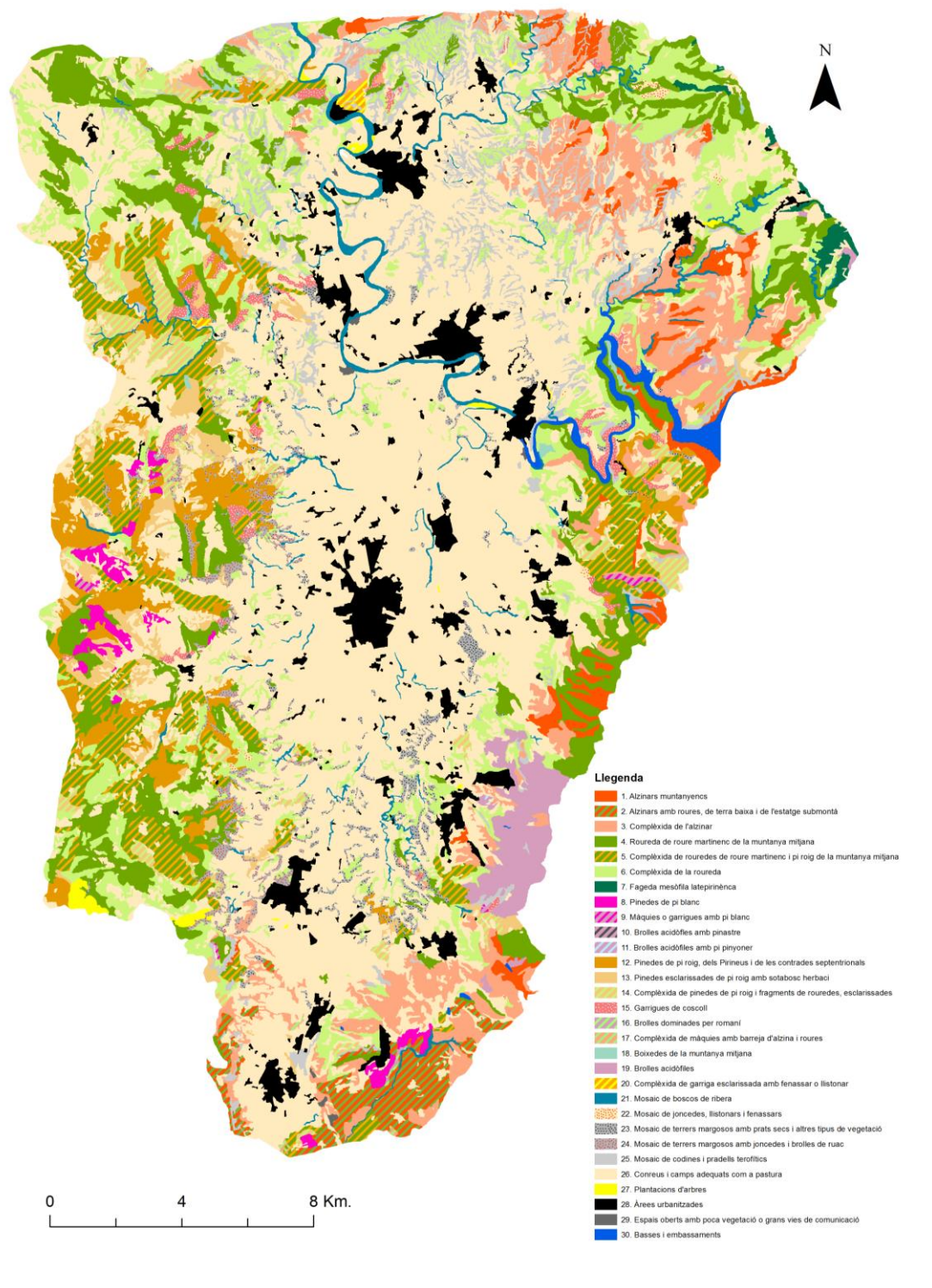
Les tres cobertes cartogràfiques primàries elaborades a partir dels aixecaments cartogràfics aplicats sobre l'àrea d'estudi (figura 2.4) que hem delimitat per al present treball es representen a les figures 2.8, 2.9 i 2.10. S'han utilitzat les unitats de llegenda finalment considerades com a vàlides (taula 2.3) tenint com a principal font d'informació la fotointerpretació d'imatges aèries per a crear tres capes el més acurades possible amb la informació de la coberta vegetal per als tres anys considerats en l'estudi: 1957 (figura 2.8), 1986 (figura 2.9) i 2013 (figura 2.10).

Una primera revisió dels resultats obtinguts en aquesta fase d'elaboració dels aixecaments cartogràfics permet observar, com a primera apreciació, que únicament per a la coberta pertanyent al 2013 s'han utilitzat totes i cadascuna de les trenta unitats de llegenda establertes (taula 2.3). A l'aixecament cartogràfic del 1986 no s'ha assignat cap polígon a la unitat 10 (Brolles acidòfiles amb pinastre), una unitat que tampoc ha acabat sent present a la coberta del 1957, juntament amb la unitat 30 (Basses i embassaments).

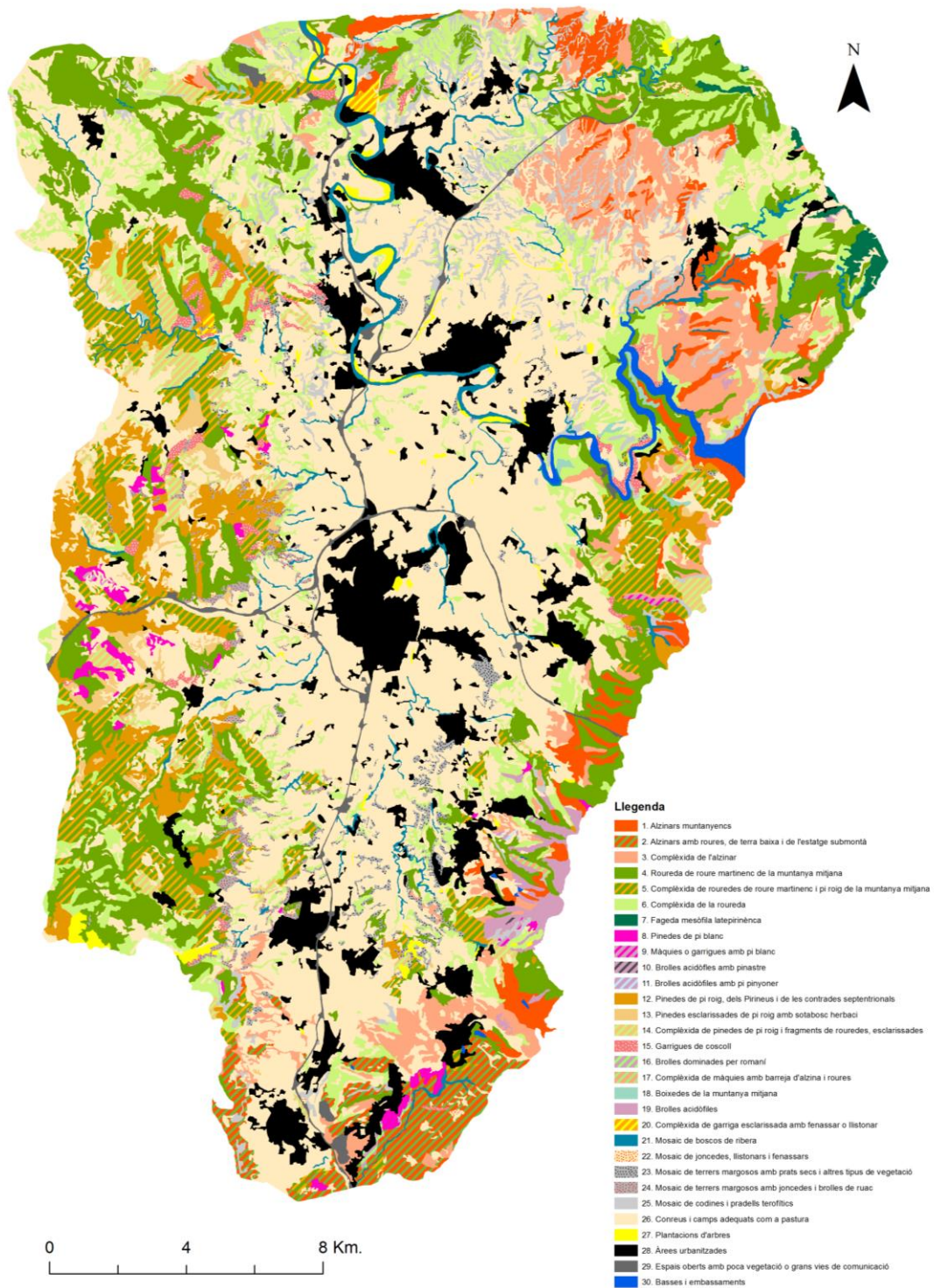
Una segona observació general rellevant que descriu les característiques dels tres mapes és el nombre total de polígons en els que s'ha dividit l'àrea d'estudi: en el moment del punt de partida temporal del nostre període de temps total, el 1957, el nombre de polígons final és de 3.477. Aquest valor baixa fins a 3.304 a la coberta del 1986, i augmenta lleugerament fins a 3.356 a la coberta que marca el punt final de l'interval, el 2013.



**Figura 2.8.** Coberta vegetal de la Plana de Vic l'any 1957, aplicant les unitats de llegenda de la taula 2.3 i descrites a l'apartat 2.3.1.



**Figura 2.9.** Coberta vegetal de la Plana de Vic l'any 1986, aplicant les unitats de llegenda de la taula 2.3 i descrites a l'apartat 2.3.1.



**Figura 2.10.** Coberta vegetal de la Plana de Vic l'any 2013, aplicant les unitats de llegenda de la taula 2.3 i descrites a l'apartat 2.3.1.

### **2.3.3 Matrius de transició**

La llegenda final a partir de la qual s'han realitzat els aixecament cartogràfics consta de 30 unitats, de manera que el nombre total de transicions que potencialment es poden establir entre elles quan superposem les cobertures de dos punts temporals és de 900. Tot i que es tracta d'una xifra notablement alta de possibles transicions, cal no perdre de vista que finalment una gran quantitat d'aquestes no acaben produint-se en condicions naturals, en molts casos degut a que manquen de sentit ecològic real. Per a l'interval total de temps de l'estudi (1957-2013), de les 900 transicions potencials finalment se n'han produït 302 (taula 2.6).

A les taules 2.4, 2.5 i 2.6 es detallen els valors de les tres matrius generades a partir de superposar les cobertes primàries: 1957-1986 (taula 2.4), 1986-2013 (taula 2.5) i 1957-2013 (taula 2.6). La matriu que correspon a tot l'interval (taula 2.6) permet elaborar una imatge concreta de l'evolució del paisatge de l'àrea d'estudi, però allò que realment facilita la detecció de canvis en la dinàmica dels fluxos és la comparativa de les matrius de transició dels períodes parcials (taula 2.7). A grans trets, de les 302 possibles probabilitats de transició que s'observa que es poden produir a l'àrea d'estudi en algun moment, n'hi ha 236 que mostren diferències de magnitud inferiors a 0,05; això significa que són tècnicament iguals en ambdós períodes. De les 66 probabilitats de transició restants (que tenen signe positiu o negatiu a parts iguals, 33 i 33), només n'hi ha 12 en què aquesta diferència és superior a 0,25 d'un període a un altre, de les quals n'hi ha 7 que arriben a tenir una variació superior a 0,40.

Una diferència de signe positiu per aquest càlcul significa que la probabilitat que s'esdevingui aquesta transició en concret és més alta durant el període 1957-1986, mentre que per la seva banda obtenir una diferència de signe negatiu suposa que la probabilitat de transició és més alta durant el període següent, 1986-2013. Això ajuda a establir una imatge respecte com ha sigut l'evolució dels tipus de canvis entre intervals de temps.

Taula 2.4. Matriu amb les probabilitats de transició entre unitats de llegenda corresponent a al període 1957-1986 (1957 en ordenades, 1986 en absccisses), representades amb colors progressivament més foscos (corresponents als intervals: 0-0,001; 0,001-0,05; 0,05-0,1; 0,1-0,5 i >0,5).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1	0,8132	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1768	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0100	
2	-	0,9739	-	<0,0001	-	0,0148	-	<0,0001	-	-	-	-	-	-	-	<0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0034	0,0078	-	
3	0,0754	0,0319	0,8454	0,0143	0,0059	-	<0,0001	-	-	-	-	-	0,0037	-	-	-	-	-	0,0104	-	0,0007	-	-	-	-	-	-	0,0054	0,0004	0,0065	
4	0,0072	-	-	0,9084	0,0223	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0004	-	0,0371	-	-	-	-	-	-	-	0,0102	0,0008	-	0,0137	
5	0,0062	<0,0001	-	-	0,9798	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0128	-	<0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0012	
6	0,0006	-	0,0051	0,2554	0,0097	0,7037	<0,0001	-	-	-	-	0,0024	-	0,0045	-	-	-	-	0,0054	-	0,0005	-	-	-	-	-	0,0033	0,0056	-	0,0038	
7	-	-	-	0,0001	-	-	0,9999	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000	-	-	
8	-	-	-	0,0005	0,0018	0,0103	-	0,6991	-	-	-	0,0004	0,0256	-	0,0210	-	-	-	0,1901	-	-	-	-	-	-	0,0132	-	0,0379	-	-	
9	-	-	0,0067	0,0061	0,0496	0,0017	-	0,3865	0,1901	-	-	0,0029	0,0001	-	-	-	-	0,3405	-	-	-	-	-	-	-	0,0099	-	0,0061	-	-	
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
11	-	-	0,1778	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4743	-	-	-	-	-	-	0,0105	-	0,0024	-	-	
12	0,0880	-	0,0063	0,0017	0,0770	-	-	-	-	-	-	0,7316	-	0,0172	-	-	-	-	0,0617	-	-	-	-	-	-	-	0,0048	0,0004	-	0,0112	
13	0,0406	-	0,0178	0,0099	0,1932	0,0497	-	-	-	-	-	0,2409	0,2813	0,0910	-	-	0,0087	-	0,0503	-	0,0004	-	-	-	-	-	0,0054	0,0086	-	0,0024	
14	0,0007	1E-04	-	0,0204	0,4838	-	-	0,0002	-	-	-	-	-	0,4909	-	-	-	-	0,0037	-	0,0001	0,0001	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	
15	-	-	0,0234	0,0654	0,0497	0,0915	-	-	-	-	-	0,0681	0,0546	0,0241	0,5761	-	-	-	-	-	0,0028	-	-	-	-	-	-	0,0072	-	0,0370	
16	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-	-	-	-	-	0,9997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17	0,0273	0,1290	0,1101	-	0,0340	0,0426	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5924	-	0,0646	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
18	0,0220	-	-	0,1000	0,0352	0,0888	-	-	-	-	-	0,0118	0,0177	-	-	-	-	0,6395	-	-	0,0058	-	-	-	-	0,0341	-	-	-	0,0452	
19	-	-	-	-	-	-	0,1175	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8805	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0020	
20	-	-	0,0100	0,0177	0,0147	0,1516	-	-	-	-	-	0,0077	0,1897	0,0763	0,3348	-	-	-	0,0012	0,1921	0,0027	-	-	-	-	-	-	0,0015	-	-	
21	-	-	-	<0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8647	-	-	-	-	-	-	0,0039	-	0,1314	
22	-	-	0,0191	0,0831	0,0499	0,5155	-	-	-	-	-	0,0221	0,0131	-	0,0004	-	-	-	0,0073	-	0,0004	0,2890	-	-	-	-	-	-	-	-	
23	0,0017	-	0,0031	0,0041	0,0191	0,0837	-	-	0,0009	-	-	0,0053	0,0052	0,0234	0,0194	-	-	-	-	0,0005	0,0054	-	0,7637	-	-	0,0440	0,0025	0,0143	-	0,0036	
24	-	-	0,0050	0,0176	0,0242	0,0999	-	0,0049	-	-	-	0,0420	0,0254	0,0263	0,0094	-	-	-	-	-	-	0,0068	-	0,7039	-	0,0286	0,0017	0,0043	-	-	
25	0,0091	0,0012	0,0674	0,0098	0,0030	0,0955	-	0,0032	0,0014	-	-	0,0068	0,0182	0,0050	0,0073	-	0,0071	-	0,0056	0,0018	0,0027	0,0028	-	-	0,6908	0,0458	<0,0001	0,0139	-	0,0015	
26	0,0006	0,0004	0,0044	0,0104	0,0086	0,0305	<0,0001	-	-	-	-	0,0058	0,0028	0,0047	0,0007	-	0,0005	-	0,0003	0,0002	0,0034	0,0008	-	-	-	0,8692	0,0012	0,0518	0,0009	0,0027	
27	-	-	<0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0208	-	-	-	-	-	0,9543	0,0249	-	-	
28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0000	-	-	
29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0000	-	-
30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**Taula 2.5.** Matriu amb les probabilitats de transició entre unitats de llegenda corresponent a al període **1986-2013**, (1986 en ordenades, 2013 en absccises), representades amb colors progressivament més foscos (corresponents als intervals: 0-0,001; 0,001-0,05; 0,05-0,1; 0,1-0,5 i >0,5).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1	0,9913	-	-	-	0,0003	-	-	-	-	-	-	0,0017	-	-	-	-	-	0,0002	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	0,0023	0,0041	-
2	-	0,9084	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0082	0,0108	-	-	-	-	-	0,0012	-	-	-	-	-	-	0,0595	0,0119	-
3	0,1237	0,0619	0,7792	0,0059	0,0009	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,0001	-	0,0024	-	-	-	<0,0001	0,0001	-	-	-	-	-	0,0007	0,0199	0,0053	-	
4	0,0007	<0,0001	-	0,9893	-	-	0,0001	0,0012	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0001	<0,0001	0,0001	-	-	-	-	-	0,0011	0,0073	-	
5	-	0,0139	-	0,0201	0,9463	-	-	-	-	-	-	0,0105	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0005	-	-	-	-	-	<0,0001	0,0063	0,0025	<0,0001	
6	0,0003	0,0010	0,0056	0,2096	0,0200	0,7430	<0,0001	0,0002	-	-	-	-	-	0,0015	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	0,0027	0,0118	0,0040	<0,0001	
7	-	-	0,0002	-	-	-	0,9901	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0097	-	-	-	-	
8	-	0,0155	-	-	0,0004	-	-	0,8308	-	-	-	-	-	0,0038	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1210	-	0,0284	-	-
9	-	-	0,0040	0,0315	0,0926	-	-	0,0687	0,6952	-	-	0,0090	-	0,0182	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0680	-	0,0127	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	0,4880	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5115	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0005	-	-	-
12	-	-	<0,0001	0,0159	-	0,0009	-	0,0005	-	-	-	0,9314	-	0,0104	-	-	-	-	-	-	0,0002	-	-	-	-	-	0,0238	<0,0001	0,0047	0,0119	0,0004
13	-	-	<0,0001	0,0461	0,0897	0,0026	-	0,0002	0,0003	-	-	0,1172	0,4502	0,2207	0,0011	-	-	-	0,0002	-	-	0,0016	-	-	-	0,0593	0,0036	0,0055	0,0017	-	
14	0,0020	0,0226	-	0,0018	0,2392	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7270	0,0009	-	-	-	-	-	0,0011	0,0000	-	-	-	-	0,0001	0,0053	0,0001	-	
15	-	-	0,0158	0,0063	0,0388	0,0574	-	0,0009	0,0042	-	-	0,0123	-	-	0,7742	-	-	0,0510	0,0071	0,0154	0,0016	-	-	-	-	-	-	0,0068	0,0081	<0,0001	
16	-	-	-	-	-	-	-	0,1886	-	-	-	-	-	-	-	0,8114	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	0,0937	0,0818	0,3122	0,0534	0,0204	0,2389	-	-	-	-	-	0,0081	-	0,0619	-	-	0,0768	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0418	-	-	0,0109	-	
18	-	-	0,0002	0,0430	0,0070	0,0196	-	-	-	-	-	0,0354	0,0099	-	-	-	-	0,8848	-	0,0000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	0,0878	-	0,0434	0,1555	0,0020	0,1300	0,0159	0,0137	0,0039	0,0081	0,0068	0,0026	-	0,0078	-	0,0053	0,0245	-	0,4494	-	-	-	-	-	-	0,0265	0,0047	0,0103	-	0,0020	
20	0,0012	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0016	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9891	0,0081	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	-	-	-	-	-	0,0006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	0,9790	-	-	-	-	-	0,0138	0,0059	0,0008	-
22	0,0001	-	0,0081	-	0,0183	0,2514	-	-	-	-	-	0,0164	-	-	0,0026	-	-	-	0,0046	-	-	-	0,6876	-	-	-	0,0097	-	0,0012	-	
23	0,0002	<0,0001	0,0063	0,0070	0,0077	0,0679	-	0,0017	-	-	-	0,0052	0,0003	0,0028	0,0051	-	-	-	-	0,0006	0,0017	0,0030	0,8058	-	-	0,0570	0,0012	0,0213	0,0052	-	
24	-	-	0,0143	0,0289	0,0333	0,0540	-	0,0054	-	-	-	0,0283	0,0138	0,0228	0,0207	-	-	-	-	-	0,0009	0,0100	-	0,7104	-	0,0535	0,0001	0,0036	-	-	
25	0,0103	0,0015	0,0347	0,0136	0,0027	0,0690	-	-	-	-	-	0,0005	0,0016	0,0040	0,0040	0,0005	-	0,0018	<0,0001	0,0038	0,0019	0,0035	0,0003	-	0,7861	0,0470	0,0004	0,0039	0,0084	-	
26	0,0010	0,0005	0,0030	0,0020	0,0002	0,0108	-	-	-	-	<0,0001	-	-	0,0006	0,0006	-	-	<0,0001	-	0,0001	0,0043	0,0009	-	-	-	0,8726	0,0088	0,0778	0,0165	0,0001	
27	-	-	-	0,0592	-	-	-	0,0130	-	-	-	-	-	-	0,0136	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9028	0,0114	-	-	
28	-	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9999	-	-	
29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2358	0,7642	-	-
30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0000



Taula 2.6. Matriu amb les probabilitats de transició entre unitats de llegenda corresponent a al període 1957-2013, (1957 en ordenades, 2013 en abscisses), representades amb colors progressivament més foscos (corresponents als intervals: 0-0,001; 0,001-0,05; 0,05-0,1; 0,1-0,5 i >0,5).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1	0,9704	-	-	-	-	-	-	0,0069	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0077	0,0150	
2	-	0,8823	-	0,0016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0092	0,0129	-	-	-	-	0,0003	0,0002	-	-	-	-	-	0,0621	0,0314	-	
3	0,1655	0,0841	0,6772	0,0191	0,0073	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0040	-	-	-	-	0,0084	<0,0001	0,0007	0,0001	-	-	-	-	0,0005	0,0232	0,0035	0,0065	
4	0,0100	-	-	0,9569	-	-	0,0003	0,0009	-	-	-	0,0025	-	-	-	-	-	-	0,0029	-	0,0001	-	-	-	-	-	0,0077	0,0020	0,0029	0,0137	
5	0,0062	0,0278	-	0,0313	0,9282	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0002	-	-	-	-	-	-	0,0038	0,0012	0,0012	
6	0,0024	0,0017	0,0041	0,3944	0,0240	0,5350	<0,0001	-	-	-	-	0,0012	-	0,0029	-	0,0014	-	-	0,0024	-	0,0007	-	-	-	-	-	0,0061	0,0132	0,0066	0,0039	
7	-	-	0,0002	-	-	-	0,9911	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0085	-	0,0002	-	-
8	-	0,0173	0,0171	-	0,0012	0,0399	-	0,6260	-	0,0011	-	-	-	0,0316	-	-	-	-	0,1146	-	-	-	-	-	-	-	0,0743	0,0007	0,0762	-	-
9	0,0067	-	0,0090	0,0207	0,0715	<0,0001	-	0,2775	0,1555	0,0002	-	0,0054	-	0,0043	0,0425	0,0121	-	-	0,2951	-	-	-	-	-	-	0,0897	-	0,0099	-	<0,0001	
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	0,6567	-	-	-	-	-	-	-	0,2914	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0086	0,0433	-	-
12	0,0917	-	0,0055	-	0,0652	-	-	0,0008	-	0,0046	-	0,7367	-	0,0378	-	-	0,0001	-	0,0334	-	-	-	-	-	-	-	0,0057	0,0024	0,0049	0,0112	
13	0,0545	-	0,0122	0,0651	0,2481	0,0376	-	0,0004	0,0001	-	0,0004	0,2501	0,1370	0,1144	-	-	0,0061	-	0,0161	-	0,0006	0,0002	-	-	-	0,0293	0,0057	0,0125	0,0071	0,0025	
14	0,0004	0,0229	-	0,0299	0,5949	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3340	-	-	-	0,0009	0,0005	-	0,0007	-	-	-	-	-	-	0,0144	0,0014	-	-
15	-	-	0,0358	0,1061	0,0577	0,0862	-	0,0165	-	-	-	0,0812	0,0121	0,0577	0,4502	-	-	0,0336	-	-	0,0028	-	-	-	-	-	-	0,0184	0,0047	0,0370	
16	-	-	-	-	-	-	-	0,1890	-	-	-	-	-	-	-	0,8110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	0,0378	0,2517	0,2816	0,0027	0,0379	0,1290	-	-	-	-	-	-	-	0,0666	-	-	0,1234	-	0,0269	-	-	-	-	-	-	0,0280	-	-	0,0146	-	-
18	0,0217	-	0,0001	0,1538	0,1164	0,1020	-	-	-	-	-	0,0293	0,0186	-	-	-	-	0,5084	-	-	0,0045	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0452
19	0,0744	-	-	-	-	-	0,2227	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0020
20	0,0109	-	-	0,0185	0,0865	0,1267	-	<0,0001	-	-	-	0,0089	0,1491	0,0708	0,2635	-	-	0,0042	-	0,2510	0,0075	-	-	-	-	-	-	0,0023	-	-	
21	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8459	-	-	-	-	0,0129	0,0075	0,0022	0,1314	
22	0,0003	-	-	0,1072	0,0590	0,4181	-	-	-	-	-	0,0206	-	0,0156	0,0061	-	-	-	0,0098	-	0,0004	0,3509	-	-	-	-	0,0043	0,0076	-	-	
23	0,0020	<0,0001	0,0073	0,0140	0,0296	0,1261	-	0,0056	-	-	-	0,0108	0,0002	0,0242	0,0191	-	-	-	-	0,0010	0,0071	0,0023	0,6154	-	-	0,0849	0,0042	0,0376	0,0049	0,0036	
24	-	-	0,0152	0,0530	0,0557	0,1145	-	0,0081	-	-	-	0,0604	0,0240	0,0453	0,0269	-	-	-	-	-	0,0008	0,0153	-	0,5001	-	0,0679	0,0019	0,0106	0,0003	-	
25	0,0239	0,0044	0,0835	0,0291	0,0059	0,1361	<0,0001	0,0034	0,0006	-	0,0011	0,0100	0,0114	0,0111	0,0088	0,0005	0,0005	0,0015	0,0036	0,0046	0,0046	0,0049	0,0002	-	0,5430	0,0737	0,0005	0,0235	0,0081	0,0015	
26	0,0019	0,0011	0,0056	0,0200	0,0114	0,0324	-	-	-	-	<0,0001	0,0051	-	0,0058	0,0006	<0,0001	-	0,0004	0,0001	0,0001	0,0071	0,0005	-	-	-	0,7601	0,0087	0,1210	0,0153	0,0027	
27	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9773	0,0222	0,0005	-
28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9996	0,0004	-	-
29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0000	-	-
30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Taula 2.7. Matriu amb els valors de la diferència en les probabilitats de transició obtingudes per als períodes 1957-1986 i 1986-2013. Només es remarquen els diferencials superiors a 0,05. En verd, diferencials finals de signe positiu; en vermell, diferencials finals de signe negatiu.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30		
1	0,1781	-	-	-	0,0003	-	-	-	-	-	-	0,0017	-	-	-	-	-	0,0002	-0,1768	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0023	0,0041	-0,0100
2	-	-0,0655	-	-	-	-0,0148	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0082	0,0108	-	-	-	-	-	0,0012	-	-	-	-	-	-	-	0,0561	0,0041	-
3	0,0483	0,0300	-0,0662	-0,0084	-0,0050	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,0037	-	0,0024	-	-	-	-0,0104	-	-0,0006	-	-	-	-	-	0,0007	0,0145	0,0049	-0,0065	
4	-0,0065	-	-	0,0809	-0,0223	-	0,0001	0,0012	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,0004	-	-0,0371	0,0001	-	0,0001	-	-	-	-	-	-0,0102	0,0003	0,0073	-0,0137	
5	-0,0062	0,0139	-	0,0201	-0,0335	-	-	-	-	-	-	0,0105	-	-	-	-	-	-	-	-0,0128	-	0,0005	-	-	-	-	-	-	0,0063	0,0025	-0,0012	
6	-0,0003	0,0010	0,0005	-0,0458	0,0103	0,0393	-	0,0002	-	-	0,0002	-0,0024	-	-0,0030	-	-	-	-	-	-0,0054	0,0001	-0,0005	-	-	-	-	-	-0,0006	0,0062	0,0040	-0,0038	
7	-	-	0,0002	-0,0001	-	-	-0,0098	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0097	-	-	-	-		
8	-	0,0155	-	-0,0005	-0,0014	-0,0103	-	0,1317	-	-	-	-0,0004	-0,0256	0,0038	-0,021	-	-	-	-	-	-0,0128	-	-	-	-	-	-	-	0,1078	-	-0,0095	-
9	-	-	-0,0027	0,0254	0,0430	-0,0017	-	-0,3178	0,5051	-	-	0,0061	-0,0001	0,0182	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0581	-	0,0066	-
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
11	-	-	0,3102	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12	-0,0880	-	-0,0063	0,0142	-0,0770	0,0009	-	0,0005	-	-	-	0,1998	-	-0,0068	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0238	-0,0048	0,0043	0,0119	-0,0108		
13	-0,0406	-	-0,0178	0,0362	-0,1035	-0,0471	-	0,0002	0,0003	-	-	-0,1237	0,1689	0,1297	0,0011	-	-0,0087	-	-	-0,0501	-	-0,0004	0,0016	-	-	-	0,0593	-0,0018	-0,0031	0,0017	-0,0024	
14	0,0013	0,0226	-	-0,0186	-0,2446	-	-	-0,0002	-	-	-	-	-	0,2361	0,0009	-	-	-	-	-0,0037	-	0,0010	-0,0001	-	0	-	0,0001	0,0052	0,0001	-		
15	-	-	-0,0076	-0,0591	-0,0109	-0,0341	-	0,0009	0,0042	-	-	-0,0558	-0,0546	-0,0241	0,1981	-	-	0,0510	-	0,0071	0,0154	-0,0012	-	-	-	-	-	-	-0,0004	0,0081	-0,0370	
16	-	-	-	-	-	-	-	0,1883	-	-	-	-	-	-	-	-0,1883	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17	0,0664	-0,0472	0,2021	0,0534	-0,0136	0,1963	-	-	-	0,0664	-	0,0081	-	0,0619	-	-	-	-0,5156	-	-0,0646	-	-	-	-	-	0,0418	-	-	0,0109	-		
18	-0,0220	-	0,0002	-0,0570	-0,0282	-0,0692	-	-	-	-	-	0,0236	-0,0078	-	-	-	-	0,2453	-	-	-0,0058	-	-	-	-	-0,0341	-	-	-	-	-0,0452	
19	0,0878	-	0,0434	0,1555	0,002	0,1300	-0,1016	0,0137	-0,0039	0,0081	0,0068	0,0026	-	0,0078	-	0,0053	0,0245	-	-	-0,4311	-	-	-	-	-	0,0265	0,0047	0,0103	-	-		
20	0,0012	-	-0,01	-0,0177	-0,0147	-0,1516	-	-	-	-	-	-0,0061	-0,1897	-0,0763	-0,3348	-	-	-	-	-0,0012	0,797	0,0054	-	-	-	-	-	-	-0,0015	-	-	
21	-	-	-	-	-	0,0006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	0,1143	-	-	-	-	0,0138	0,0020	0,0008	-0,1314		
22	0,0001	-	-0,011	-0,0831	-0,0316	-0,2641	-	-	-	-	-	-0,0057	-0,0131	-	0,0022	-	-	-	-	-0,0027	-	-0,0004	0,3986	-	-	-	0,0097	-	0,0012	-		
23	-0,0015	-	0,0032	0,0029	-0,0114	-0,0158	-	0,0017	-0,0009	-	-	-0,0001	-0,0049	-0,0206	-0,0143	-	-	-	-	-	<0,0001	-0,0037	0,003	0,0421	-	0,0130	-0,0013	0,0070	0,0052	-0,0036		
24	-	-	0,0093	0,0113	0,0091	-0,0459	-	0,0005	-	-	-	-0,0137	-0,0116	-0,0035	0,0113	-	-	-	-	-	-	0,0009	0,0032	-	0,0065	-	0,0249	-0,0016	-0,0007	-		
25	0,0012	0,0003	-0,0327	0,0038	-0,0003	-0,0265	-	-0,0032	-0,0014	-	-	-0,0063	-0,0166	-0,001	-0,0033	0,0005	-0,0071	0,0018	-	-0,0052	0,002	-0,0008	0,0007	0,0003	-	0,0953	0,0012	0,0004	-0,0100	0,0084	-0,0015	
26	0,0004	0,0001	-0,0014	-0,0084	-0,0084	-0,0197	-	-	-	-	-	-0,0058	-0,0028	-0,0041	-0,0001	-	-0,0005	-	-	-0,0003	-0,0001	0,0009	1E-04	-	-	0,0034	0,0076	0,0260	0,0156	-0,0026		
27	-	-	-	0,0592	-	-	-	0,0130	-	-	-	-	-	-	0,0136	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,0515	-0,0135	-	
28	-	-	-	-	-	-	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,0001	-
29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2358	-0,2358	-
30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,000

### 2.3.4 Cartografia del sentit dels canvis

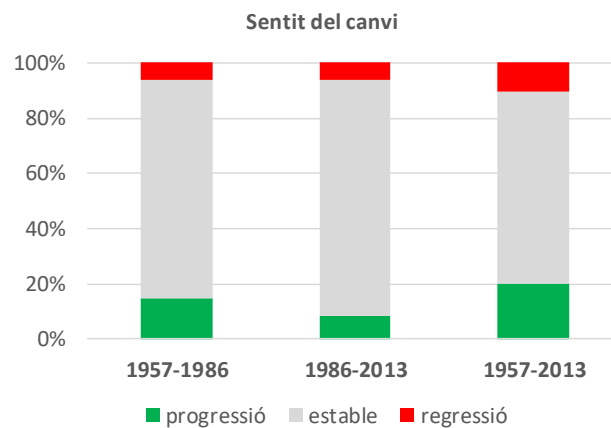
Una primera anàlisi de les tendències en el sentit del canvi permet extreure una visió general de la tipologia i les magnituds d'aquest canvi (figura 2.11), així com també visualitzar les diferències i similituds entre períodes. A partir de les dades dels intervals temporals (1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013) s'ha elaborat tres noves cobertes secundàries que reflecteixen la distribució del sentit d'aquestes tendències (progressiu/regressiu/estable, definits a l'apartat 2.2.5.3), amb una resolució de 2,5 m (figures 2.12, 2.13 i 2.14).

El percentatge de territori de l'àrea d'estudi que pateix regressió és pràcticament el mateix en els dos períodes considerats (6,00% en el període 1957-1986 i 6,11% en el període 1986-2013) (figura 2.11), mentre que el de territori amb evolució de signe progressiu és clarament inferior en l'interval 1986-2013 (8,33%), respecte de l'interval 1957-1986 (14,62%) (figura 2.11). La intersecció d'aquestes cobertes amb les dades de pendents i altituds (figures 2.15 i 2.16) ajuda a quantificar d'una manera més precisa la distribució espacial de les tendències. Les dades per a l'interval complet (1957-2013) mostren una evolució compartida en els dos factors considerats: per als intervals de pendent més alts (>20°) i el d'altitud superior (>600 m) trobem valors a la baixa en el percentatge de territori que experimenta canvis regressius. Per contra, pel què fa al canvi de tipus progressiu, en gairebé la totalitat dels casos l'evolució és a l'alça, tant en la franja altitudinal superior com en els indrets de pendent més acusada (figures 2.15 i 2.16).

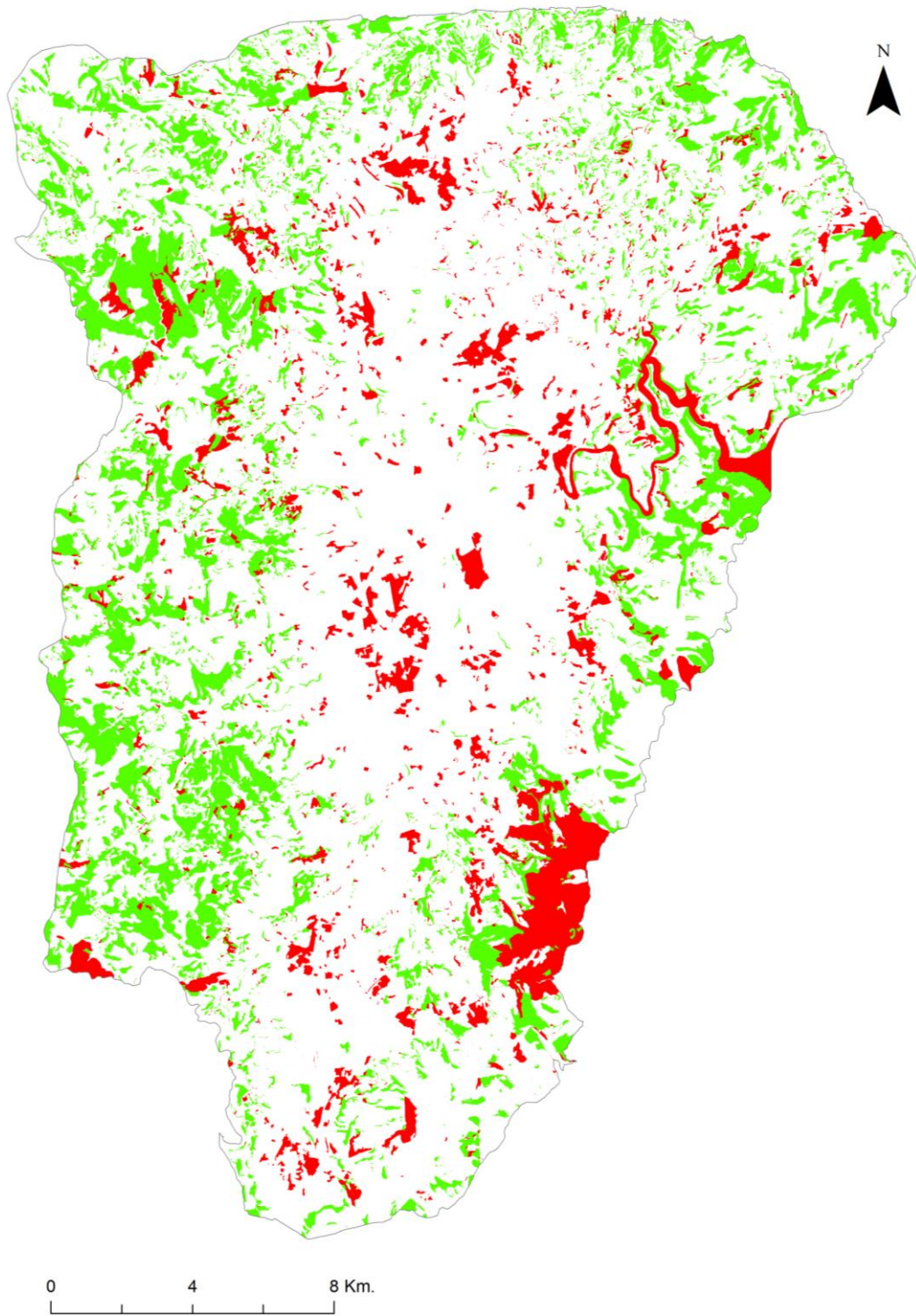
Al comparar els dos intervals de temps podem identificar alguns canvis notables en l'evolució de les tendències en relació amb la morfologia de l'àrea d'estudi. En zones situades per sota de la cota altitudinal dels 600 metres el percentatge de territori amb evolució regressiva augmenta durant el segon període (1986-2013: de 6,93% a 9,08%) (figura 2.16), contraposant-se a la lleugera disminució de territori amb canvis regressius que es detecta per damunt dels 600 metres (del 5,35% al període 1957-1986 a un 4,01% el posterior). Molt més remarcable és la relació entre l'altitud i els canvis progressius (figura 2.16): mentre només una petita proporció de la part baixa de la Plana de Vic mostra aquest tipus de tendència (3,41% el primer període i 2,06% el segon), el territori situat per damunt dels 600 metres progressa en un 22,55% durant el primer període (1957-1986), i un 12,75% en el segon (1986-2013).

Pel què fa als quatre intervals de pendent en els que hem separat l'àrea d'estudi, les proporcions de progressió/estabilitat/regressió segueixen gairebé un mateix patró al llarg dels períodes temporals considerats (figura 2.15). S'observa que hi ha un increment del percentatge

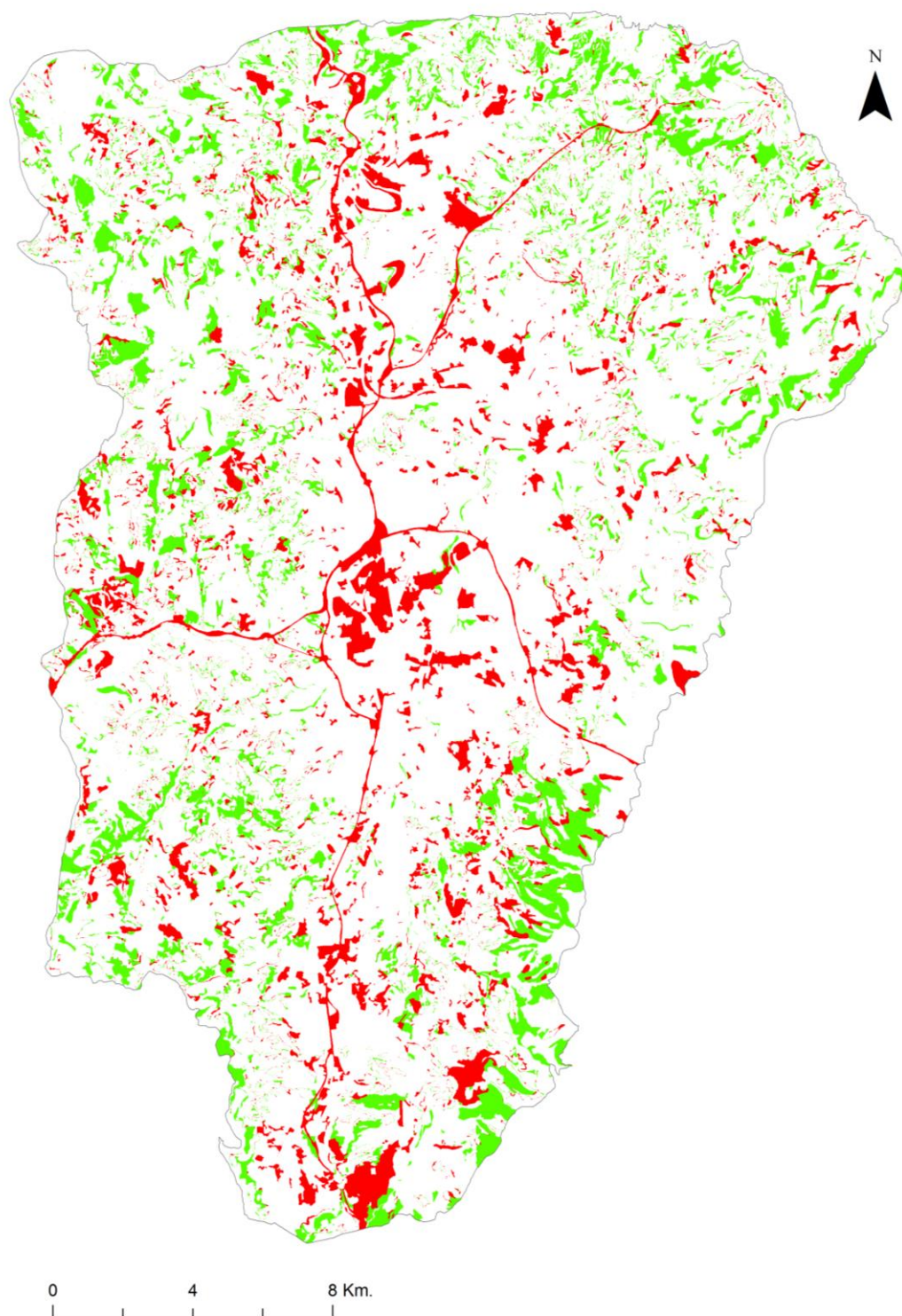
d'àrea amb evolució progressiva a mesura que augmenta el pendent (amb l'excepció de l'interval 20-40° dels primers anys), i disminueix gradualment en paral·lel el percentatge de superfície amb canvis de tendència regressiva (figura 2.15). Comparant entre períodes, en tots els intervals de pendent la proporció de transicions progressives és netament inferior en el segon període, 1986-2013. Mentre que la proporció de canvis regressius augmenta en l'interval de 0-5° de pendent al segon període, es manté del mateix ordre en l'interval 5-20° i disminueix clarament en els dos intervals restants de pendents superiors (figura 2.15).



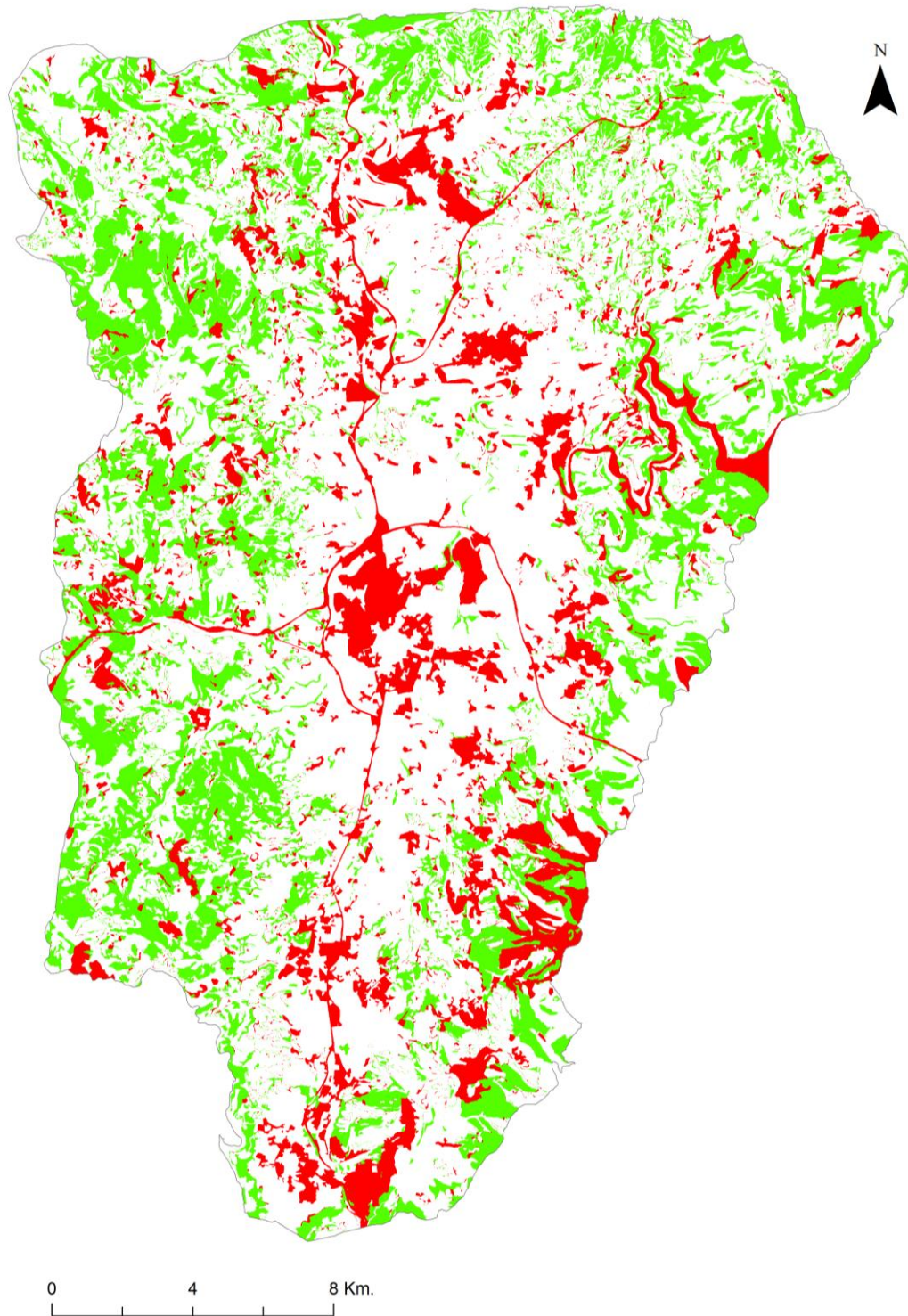
**Figura 2.11.** Distribució de les tendències de canvi progressiu/regressiu esdevingudes al llarg dels períodes 1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013 en tota l'àrea d'estudi.



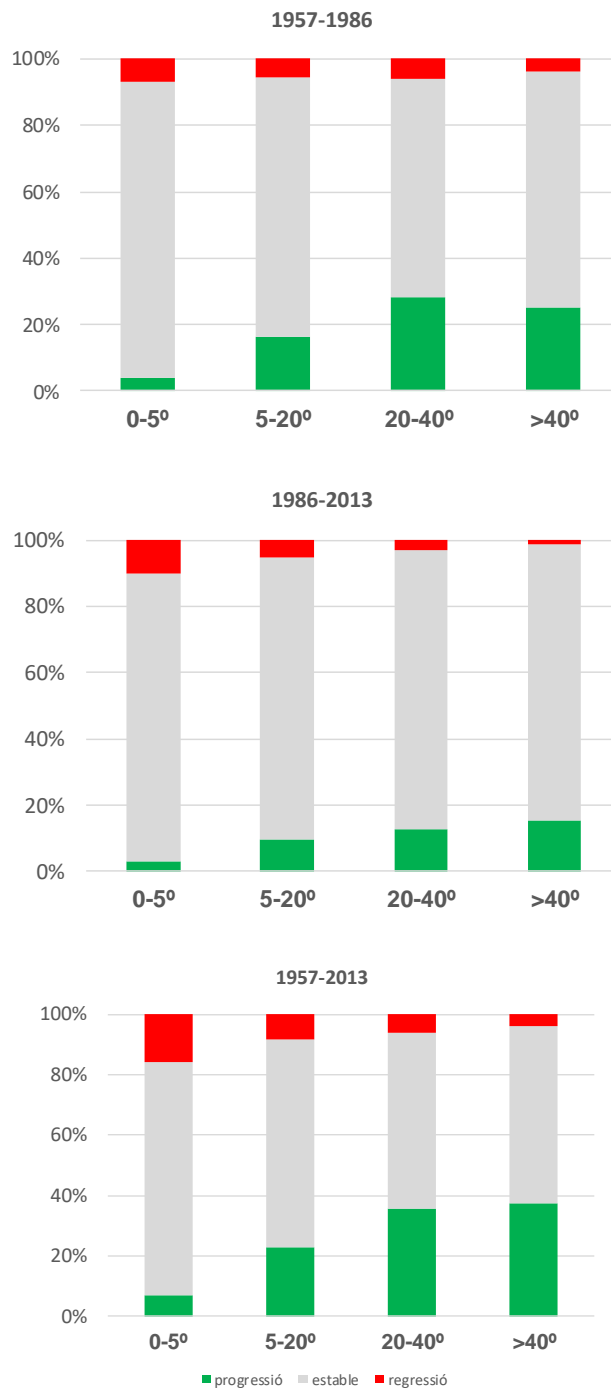
**Figura 2.12.** Interpretació i cartografia del sentit dels canvis a la Plana de Vic per al període 1957-1986. En verd, canvis de tipus progressiu. En vermell, canvis de tipus regressiu.



**Figura 2.13.** Interpretació i cartografia del sentit dels canvis a la Plana de Vic per al període 1986-2013. En verd, canvis de tipus progressiu. En vermell, canvis de tipus regressiu.

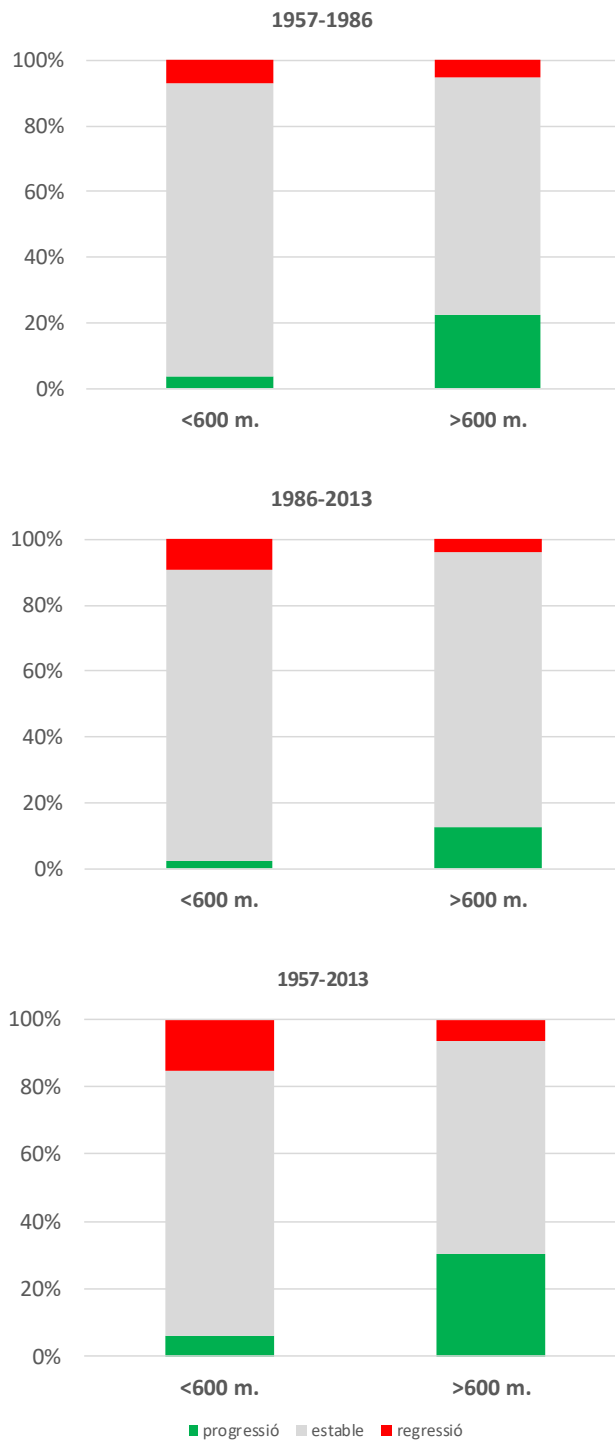


**Figura 2.14.** Interpretació i cartografia del sentit dels canvis a la Plana de Vic per al període 1957-2013. En verd, canvis de tipus progressiu. En vermell, canvis de tipus regressiu



**Figura 2.15.** Distribució de les tendències de canvi progressiu/regressiu esdevingudes en relació amb les quatre categories de pendent en les que s'ha dividit el territori (0-5°, 5-20°, 20-40°, >40°), per a cadascun dels períodes temporals estudiats (1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013).





**Figura 2.16.** Distribució de les tendències de canvi progressiu/regressiu esdevingudes en relació amb les dues franges altitudinals en les que s'ha dividit el territori (<600 m, >600m), per a cadascun dels períodes temporals estudiats (1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013).

### 2.3.5 Índexs de canvi

Els índexs d'intensitat (IIC) i sentit del canvi (ISC) calculats per a cada unitat permeten complementar els resultats presentats en els apartats anteriors, així com dotar d'un significat molt més precís el paper de cadascuna d'elles en la dinàmica global de l'àrea d'estudi (taula 2.8). Les unitats amb una tendència més marcada a l'estabilitat presenten valors de IIC iguals o propers a zero per al període 1957-2013, és el cas de les unitats d'alzinar muntanyenc i rouredes de roure martinenc, les fagedes, les plantacions d'arbres i els paisatges humanitats no agrícoles que tenen un IIC inferior a 0,05; a l'altre extrem algunes de les unitats estudiades mostren uns IIC remarcablement alts, com són les màquies amb pi blanc, la complèxida de màquies amb alzina i roures i la garriga esclarissada, amb un IIC superior o properes a 0,75. La resta d'unitats es troben en una escala que va des d'una intensitat baixa, entre 0,05 i 0,25, a intermèdia, entre 0,25 i 0,75. En el primer grup s'hi situen les unitats d'alzinar amb roures, la complèxida de rouredes i pi roig, les brolles amb romaní, el mosaic de vegetació de ribera i els conreus. En el segon, les complèxides de l'alzinar i de la roureda, les pinedes de pi blanc, les brolles amb pinyoner, totes les de pinedes submediterrànies, les garrigues de coscoll, boxedes, brolles acidòfiles i les unitats de vegetació pradenc.

**Taula 2.8.** Resultats obtinguts per a l'Índex de Intensitat de canvi (IIC) i per a l'Índex de Sentit de Canvi (ISC), corresponents a cada unitat de la llegenda (codificades a la taula 2.3) i per a cada període temporal estudiat.

Unitat	IIC			ISC		
	1957-1986	1986-2013	1957-2013	1957-1986	1986-2013	1957-2013
1	0,1868	0,0086	0,0296	-1,00	-1,00	-1,00
2	0,0260	0,0916	0,1158	-1,00	-1,00	-1,00
3	0,1540	0,2207	0,3222	0,66	0,74	0,71
4	0,0845	0,0099	0,0427	-1,00	-0,99	-0,53
5	0,0202	0,0533	0,0716	-0,38	0,28	0,83
6	0,2907	0,2514	0,4603	0,83	0,84	0,84
7	0,0001	0,0099	0,0089	0,61	-0,96	-0,95
8	0,3009	0,1692	0,3740	-0,92	-0,81	-0,60
9	0,8099	0,3048	0,8443	0,11	0,29	-0,09
10	-	-	-	-	-	-
11	0,6649	0,4885	0,7086	-0,47	1,00	0,85
12	0,2684	0,0686	0,2633	0,29	-0,49	0,24
13	0,7187	0,5498	0,7480	0,54	0,73	0,79
14	0,5091	0,2730	0,6660	0,99	0,95	0,95
15	0,4239	0,1747	0,5162	0,79	0,57	0,77
16	0,0003	0,1886	0,1890	1,00	1,00	1,00
17	0,4076	0,9232	0,8766	0,68	0,89	0,84
18	0,3605	0,1152	0,4916	0,56	1,00	0,82
19	0,1195	0,5506	0,2991	0,97	0,84	0,99
20	0,8067	0,0109	0,7490	1,00	1,00	0,99
21	0,1353	0,0210	0,1541	-1,00	-0,95	-1,00
22	0,7110	0,3124	0,6491	1,00	0,93	0,96
23	0,2363	0,1942	0,3846	0,45	0,13	0,30
24	0,2961	0,2896	0,4999	0,77	0,61	0,68
25	0,3092	0,2137	0,4570	0,60	0,44	0,53
26	0,1308	0,1274	0,2311	0,14	-0,62	-0,20
27	0,0457	0,0972	0,0227	-0,09	0,77	-0,99
28	-	0,0001	0,0004	-	1,00	-1,00
29	-	-	-	-	-	-
30	-	-	-	-	-	-

També per al període 1957-2013 els resultats de l'ISC (taula 2.8) permeten acabar de matisar el tipus de comportament de les unitats. En determinats casos el sentit de canvi és regressiu de manera majoritària o total (unitats 1, 2, 4, 7, 8, 20, 27 i 28). El grup més nombrós, però, és aquell en el qual el sentit de canvi predominant és el progressiu (unitats 3, 5, 6, 11, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 24 i 25), mentre que només en quatre casos (unitats 9, 12, 23 i 26) el sentit del canvi queda equilibrat entre les dues opcions, donant valors més intermedis propers al zero.

La comparació dels resultats de l'IIC i l'ISC segmentats pels dos períodes de temps amb els que s'ha treballat permet identificar si existeixen diferències entre ells pel què fa a la dinàmica del canvi paisatgístic. Així doncs, algunes unitats mostren oscil·lacions en l'IIC molt notables entre períodes, tant a la baixa (per exemple les màquies amb pi blanc, la garriga esclarissada i el mosaic de joncedes, llistonars i fenassars) com a l'alça (en el cas de la complèxida de màquies amb barreja d'alzina i roures); altres unitats presenten oscil·lacions a una escala menor, i la resta es mantenen en un nivell que podem assumir com a més o menys estable entre períodes, com és el cas dels alzinars amb roures i la complèxida de l'alzinar, la complèxida de la roureda, la fageda, els terrers margosos amb brolles de ruac i el territori agrícola).

Pel què fa a l'ISC, només en cinc casos els ISC resultants acaben sent de signe oposat quan comparem els dos períodes: la complèxida densa de la roureda i pineda de pi roig, la fageda, les brolles amb pi pinyoner, i els conreus i plantacions d'arbres. Per a la resta de casos, en ambdós períodes el valor de l'índex té el mateix signe, positiu o negatiu, indicant que el sentit de canvi majoritari que pateix la superfície ocupada per aquest tipus de coberta vegetal és diferent en un període respecte a l'altre. No obstant, sí que trobem casos concrets en els que, tot i mantenir un mateix signe, el valor absolut canvia lleugerament (complèxida de l'alzinar, pinedes esclarissades de pi roig, garrigues de coscoll, màquies amb alzina i roures, boxedes, brolles acidòfiles, i terrers margosos amb brolles de ruac), mentre que en altres es manté totalment estable en el temps o gairebé (complèxida de l'alzinar, brolles amb romaní, la garriga esclarissada i el mosaic de joncedes, llistonars i fenassars).

### **2.3.6 Mètriques calculades**

Hem calculat quatre mètriques paisatgístiques (definides a l'apartat 2.2.5.1, taula 2.2) sobre les cobertes cartogràfiques primàries a nivell de tota l'àrea d'estudi (taula 2.9), i vuit individualment per cada unitat de llegenda (taula 2.10) i per als períodes que contemplem.

En el càlcul a nivell d'unitat de llegenda, tal i com passa amb el càlcul dels índexs d IIC i ISC, en alguns casos no podem obtenir un valor final per a determinades mètriques paisatgístiques. És el cas de la unitat 10, a la que finalment només s'ha assignat un polígon a la coberta del 2013 (taula 2.10). Hi ha altres situacions en les que el nombre de polígons és baix en tots o en algun dels anys (unitats 11, 16, 29 i 30), motiu pel qual l'anàlisi d'alguna de les mètriques calculades s'ha d'abordar amb precaució, i evitar que la seva escassetat no estigui esbiaixant-ne els resultats de forma notable.

**Taula 2.9.** Resultats obtinguts per al càlcul aplicat amb FRAGSTATS de les quatre mètriques paisatgístiques que s'han escollit a nivell de tota l'àrea d'estudi.

	1957	1986	2013
<b>Nombre de polígons</b>	3.477	3.304	3.356
<b>Densitat de marges (metres/hectàrea)</b>	154,70	153,67	164,72
<b>Índex de diversitat de Shannon</b>	2,03	2,20	2,30
<b>Índex de interspersió/juxtaposició</b>	61,52	62,31	64,41

## 2.4 Discussió

### 2.4.1 Dinàmiques globals del paisatge de la Plana de Vic

El conjunt dels resultats exposats ofereix una visió força clara que permet analitzar les principals línies d'evolució del paisatge de la Plana de Vic i el seu entorn immediat durant el període considerat (1957-2013). Aquest tipus d'estudis diacrònics parteixen sempre de la disponibilitat de material primari sobre el que treballar, motiu pel qual no és una metodologia netament transferible entre zones geogràficament diferents. Òbviament, de cara a la detecció de patrons o a l'aïllament de fenòmens que hagin tingut una incidència especial en el desenvolupament del paisatge, és més aconsellable disposar del màxim nombre possible de punts temporals i d'un interval temporal ampli (Marull *et al.*, 2007; Fichera *et al.*, 2012; Niedertscheider *et al.*, 2014), ja que aquesta disponibilitat marca d'una forma decisiva l'abast i la precisió dels resultats.

**Taula 2.10.** Resultats obtinguts per al càlcul aplicat amb FRAGSTATS de les mètriques paisatgístiques que s'han escollit a nivell d'unitat de llegenda. Codificació dels acrònims a la taula 2.2.

UNITAT:	CA (hectàrea)			NumP			ZLAND (%)			MPS			ED (metres/hectàrea)			MSI			IJI			MNN (metres)		
	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013	1957	1986	2013
1	519,20	1017,24	1599,09	40	56	69	0,89	1,74	2,74	12,98	18,16	23,18	1,60	2,86	4,25	1,92	2,03	2,23	56,51	58,76	63,58	241,83	364,11	312,07
2	669,05	798,20	1054,65	16	18	16	1,15	1,37	1,81	41,82	44,34	65,92	1,18	1,36	1,93	1,93	2,02	2,39	55,14	54,05	60,66	221,12	114,84	188,78
3	3740,17	3644,17	3128,53	219	169	114	6,40	6,24	5,36	17,08	21,56	27,44	11,01	10,23	9,10	2,15	2,22	2,52	48,85	55,66	56,44	169,95	165,25	292,74
4	2904,15	4776,28	6422,33	137	131	153	4,97	8,18	10,99	21,20	36,46	41,98	7,31	10,51	14,73	2,03	2,19	2,46	65,78	68,96	70,28	279,51	261,28	262,18
5	1245,05	2922,68	3317,86	35	49	73	2,13	5,00	5,68	35,57	59,65	45,45	2,72	5,52	6,80	2,15	2,38	2,29	65,69	66,94	64,38	788,72	268,19	337,67
6	6302,08	6123,68	5258,40	568	550	483	10,79	10,48	9,00	11,10	11,13	10,89	21,56	21,86	20,51	1,99	2,03	2,14	53,03	52,42	52,34	110,75	108,97	134,79
7	173,28	188,19	200,33	8	8	7	0,30	0,32	0,34	21,66	23,52	28,62	0,45	0,46	0,47	2,04	2,03	2,16	46,85	44,22	41,95	391,73	387,95	441,9
8	321,40	359,66	331,92	17	16	28	0,55	0,62	0,57	18,91	22,48	11,85	0,87	0,92	1,01	1,98	2,01	1,76	65,92	60,48	63,2	504,19	432,97	821,86
9	309,71	64,49	50,43	20	7	7	0,53	0,11	0,09	15,49	9,21	7,20	0,98	0,22	0,22	2,09	1,87	2,01	69,57	64,82	56,9	1042,01	4824,64	1836,73
10	0,00	0,00	6,70	0	0	1	0,00	0,00	0,01	-	-	6,70	-	-	0,03	-	-	1,61	-	-	-	-	-	-
11	11,79	3,95	9,30	1	1	1	0,02	0,01	0,02	11,79	3,95	9,30	0,05	0,02	0,06	2,57	1,78	3,23	15,51	27,48	25,04	-	-	-
12	1360,59	1905,52	1958,07	56	56	69	2,33	3,26	3,35	24,30	34,03	28,38	3,38	4,38	4,69	2,09	2,22	2,09	68,26	65,54	65,15	366,46	354,73	395,84
13	2559,80	979,60	454,02	155	75	43	4,38	1,68	0,78	16,51	13,06	10,56	7,41	3,14	1,54	2,05	2,01	1,90	59,29	53,4	47,01	234,76	703,9	1153,43
14	1230,62	1132,00	1125,21	35	40	53	2,11	1,94	1,93	35,16	28,30	21,23	2,64	2,97	3,11	2,20	2,35	2,23	61,12	59,14	61,09	885,8	882,19	713,68
15	622,36	513,36	449,54	41	39	43	1,07	0,88	0,77	15,18	13,16	10,45	2,00	1,68	1,67	2,10	2,00	1,99	66,53	72,96	74,95	838,83	517,68	564,36
16	13,97	13,97	34,21	1	1	3	0,02	0,02	0,06	13,97	13,97	11,40	0,06	0,06	0,15	2,48	2,48	2,43	29,24	28,92	39,12	-	-	2892,57
17	96,57	119,48	29,30	10	11	2	0,17	0,20	0,05	9,66	10,86	14,65	0,32	0,41	0,11	1,77	1,88	2,46	60,55	60,79	37,36	3603,77	2343,13	16538,04
18	132,08	84,49	106,23	13	10	15	0,23	0,14	0,18	10,16	8,45	7,08	0,39	0,33	0,46	1,58	1,83	1,90	60,08	55,98	61,15	1761,58	2017,78	1276,32
19	123,36	822,61	374,78	9	10	16	0,21	1,41	0,64	13,71	82,26	23,42	0,33	0,93	1,02	1,68	2,03	2,16	59,2	63,47	65,44	1501,81	1368,53	807,87
20	230,12	57,17	76,43	15	3	3	0,39	0,10	0,13	15,34	19,06	25,48	0,71	0,16	0,16	2,15	2,09	1,84	64,63	54,09	62,62	1054,42	1764,1	2244,19
21	1043,26	1026,09	1123,90	106	94	92	1,79	1,76	1,92	9,84	10,92	12,22	6,59	6,60	7,23	3,22	3,39	3,57	56,31	54,14	57,32	398,88	409,33	401,29
22	149,47	82,50	98,91	36	18	36	0,26	0,14	0,17	4,15	4,58	2,75	0,70	0,37	0,61	1,68	1,60	1,64	54,98	62,06	66,24	775,58	2208,62	1275,43
23	970,18	740,89	597,59	221	190	165	1,66	1,27	1,02	4,39	3,90	3,62	5,56	4,29	3,49	1,95	1,88	1,84	37,81	38,33	44	200,25	259,01	286,41
24	827,17	582,29	413,75	134	123	103	1,42	1,00	0,71	6,17	4,73	4,02	4,46	3,27	2,30	2,12	2,01	1,87	55,81	60,89	61,04	78,15	86,8	117,24
25	3408,58	2354,60	1850,75	552	386	333	5,83	4,03	3,17	6,17	6,10	5,56	21,55	15,46	12,12	2,35	2,45	2,39	51,06	51,72	53,56	113,14	123,1	108,92
26	28608,28	25100,24	22266,19	836	905	1001	48,97	42,96	38,11	34,22	27,74	22,24	47,74	47,95	51,43	1,76	1,79	1,89	74,28	74,12	76,03	54,34	63,25	55,67
27	45,09	150,56	400,66	17	18	94	0,08	0,26	0,69	2,65	8,36	4,26	0,26	0,39	1,91	1,63	1,51	1,79	36,53	52,21	49,65	1253,23	1215,1	542,01
28	800,93	2454,05	4712,44	177	306	307	1,37	4,20	8,07	4,53	8,02	15,35	2,83	6,38	9,79	1,47	1,52	1,62	13,29	23,43	40,64	333,78	266,15	242,03
29	2,50	35,54	596,75	2	8	15	0,0043	0,06	1,02	1,25	4,44	39,78	0,02	0,14	2,98	1,22	1,38	2,82	37,89	40,32	46,62	13109,97	2714,06	429,64
30	0,00	367,30	372,56	0	6	11	0,00	0,63	0,64	-	61,22	33,87	-	0,80	0,84	-	2,24	1,79	0	64,08	65	-	3166,77	1666,56

En el cas del present estudi, la disponibilitat i qualitat de la ortofotografia era l'element limitant de cara a intentar introduir més punts temporals: si bé seria possible disposar de material de qualitat suficient per a poder treballar amb més punts temporals en el tram final de l'estudi, a partir de finals de la dècada dels 90 i a partir de l'any 2000, això implicaria esbiaixar molt l'estudi cap a aquest període. Entre el vol americà del 1956-57 i les ortofotografies 1:5.000 del 1986 no es va portar a terme cap més vol a Catalunya que generés material d'una qualitat equiparable.

Prèviament a aprofundir en la discussió sobre els possibles significats de l'evolució de les unitats en el temps, convé fer un plantejament al respecte de si, a grans trets, aquests resultats permeten concloure si aquesta evolució és constant en el temps o és variable d'un període a un altre. Per exemple, les mètriques paisatgístiques que hem calculat a nivell de paisatge (taula 2.9) són, *a priori*, mètriques que ajuden a interpretar si s'ha esdevingut fragmentació o homogeneïtzació del paisatge de l'àrea d'estudi (Monje, 2001; Uuemaa *et al.*, 2009, Smiraglia *et al.*, 2015). Hi ha variacions en els resultats, però en les quatre mètriques considerades no es tracta de canvis excessivament remarcables: per una banda, tant el nombre total de polígons (NumP) com la densitat de marges (ED) disminueixen lleugerament durant el primer període i recuperen part d'aquesta perduda durant el segon. A l'altra banda, l'índex de Shannon (SDI) i el d'interspersió (IJI) augmenten gradualment. Tot i aquests indicis, en aquest cas resultaria arriscat fer afirmacions categòriques en base a aquests resultats, degut a que no s'hi donen variacions remarcablement notables.

### **Probabilitats de transició**

L'oportunitat de poder disposar d'una cartografia el màxim de detallada possible, amb una trentena d'unitats de llegenda, permet establir un nivell d'anàlisi en el que és possible identificar processos de transició i fluxos entre unitats que serien indetectables en estudis realitzats a partir d'aproximacions més simples. On millor podem visualitzar les diferències entre períodes és a la matriu de diferències entre probabilitats de transició (taula 2.7): de les 302 possibles transicions entre estats que es poden donar al llarg del període 1957-2013, n'hi ha 66 (un 21,85%) que mostren una probabilitat de transició amb una diferència superior al 5% de període a període, tant en sentit positiu (probabilitats de transició que augmenten en el segon període) com en negatiu (probabilitats de transició que disminueixen en el segon període).

Entre aquestes transicions hi trobem 22 dels 30 valors de la diagonal principal (taula 2.7), és a dir aquells valors que fan referència explícita a la probabilitat que un indret ocupat per

una determinada cobertura vegetal es mantingui estable amb el pas del temps. Que la diagonal principal concentri una proporció important de les diferències entre matrius de transició és un aspecte que hem d'interpretar com a rellevant, degut a que són precisament aquestes probabilitats les que més clarament expressen els canvis de dinàmica soferts per cada unitat.

### **Índexs de canvi**

Un altre dels elements sobre els que podem analitzar la diferència entre períodes és l'anàlisi dels valors obtinguts per als índexs de sentit i intensitat de canvi (taula 2.8). De les unitats de vegetació considerades només algunes mostren intensitats de canvi equilibrades entre períodes, és el cas dels paisatges humanitzats (on només els espais agrícoles presenten valors d'intensitat de canvi que no són propers a zero, el valor que indicaria que existeix compensació entre tendències), i algunes comunitats de boscos ben estructurats (fagedes i algunes de les unitats de roureda). Per a la resta d'unitats observem variacions notables, tant a l'alça com a la baixa.

Algunes de les unitats que mostren variacions en la intensitat de canvi més grans són, en la majoria de casos, unitats amb àrees de distribució baixes, motiu pel qual cal ser prudents en la interpretació dels seus resultats. Es tracta de canvis que en termes absoluts respecte a l'àrea d'estudi afecten a superfícies petites, però que en relació a la seva distribució particular poden tractar-se de canvis molt significatius. Exemples d'aquest fenomen són la complèxida de garriga esclarissada i prats secs (unitat 20), que ha passat d'un IIC de 0,8067 al 1957-1986 a un de 0,0109 en el període 1986-2013; o la complèxida de màquies (unitat 17), que passa de 0,4076 al període 1957-1986 a 0,9232 a l'interval 1986-2013. Altres unitats poden estar presentant oscil·lacions menors, però resulten ser molt més rellevants per a la configuració paisatgística, com per exemple les rouredes de roure martinenc (unitat 4), que ha passat d'un índex de 0,0845 al període 1957-1986 a 0,0099 en el següent, de 1986 a 2013, degut a la important extensió que poden assolir a l'àrea d'estudi.

### **Sentit dels canvis**

L'anàlisi del sentit majoritari dels canvis i la seva distribució, una vegada més, s'ha d'enfocar des de dues vessants: al llarg d'un mateix període i entre períodes. El comportament de les tendències al llarg de cadascun dels períodes és pràcticament equiparable: s'observa una relació positiva entre les transicions en sentit progressiu i l'increment d'altitud i del pendent, i una relació negativa (i d'ordre menor) entre les transicions regressives i aquests dos factors.

Aquesta relació va en el mateix sentit que algunes de les tendències detectades en paisatges similars (Monje, 2001; Martí, 2012), en les que es posa de manifest que la intensificació de la trama urbana es dona en parts baixes del territori, mentre que les parts altes (o més marginals per motius geomorfològics) entren en processos successional derivats de la pèrdua o abandonament total d'explotacions tradicionals de determinats recursos.

Comparant els dos períodes considerats, la intensitat de canvis progressius és més alta en el primer període (1957-1986) que en el segon (1986-2013), a tots els intervals de pendent o d'altitud. Els canvis regressius semblen redistribuir-se d'un període a un altre, incrementant-se en zones baixes i de poca pendent, però disminuint en aquelles amb pendents més acusades i de la franja altitudinal superior. Sembla clar, doncs, que l'àrea d'estudi mostra aquesta evolució diferencial esperable, i que certament es concreta en dos sentits: l'explotació creixent de les parts baixes de la Plana i l'abandonament a les àrees de muntanya de la resta del territori. La tendència progressiva de l'entorn de la Plana de Vic, de component més forestal, disminueix globalment durant el segon període, el qual fa pensar que entre 1957 i 1986 gran part de la superfície ocupada per vegetació d'estadis intermedis evoluciona ràpidament cap a estadis més propers a la vegetació potencial de l'indret que ocupen, i que a partir de 1986 i fins a 2013 ja desapareixen els factors pertorbadors característics de les etapes anteriors.

En definitiva, la combinació de la majoria dels resultats exposats anteriorment permet constatar que, per al mosaic agrícola de la Plana de Vic, han existit algunes diferències pel que fa a l'evolució del paisatge al llarg del temps. En els apartats següents analitzem amb més de detall quina és la identitat d'aquestes diferències.

#### **2.4.2 Evolució de les unitats paisatgístiques**

Les trenta unitats de llegenda que hem tingut en consideració s'han agrupat en sis categories d'ordre superior: vegetació arbòria, vegetació arbustiva, vegetació de ribera, vegetació pradenca i paisatges humanitzats agrícoles i no agrícoles (taula 2.3), amb la finalitat de poder disposar, en base a algunes de les mètriques paisatgístiques que hem obtingut, d'una primera anàlisi detallada de les característiques generals del paisatge de l'àrea d'estudi i dels aspectes més fonamentals de la seva evolució al llarg dels anys que hem pres com a punts temporals a representar.

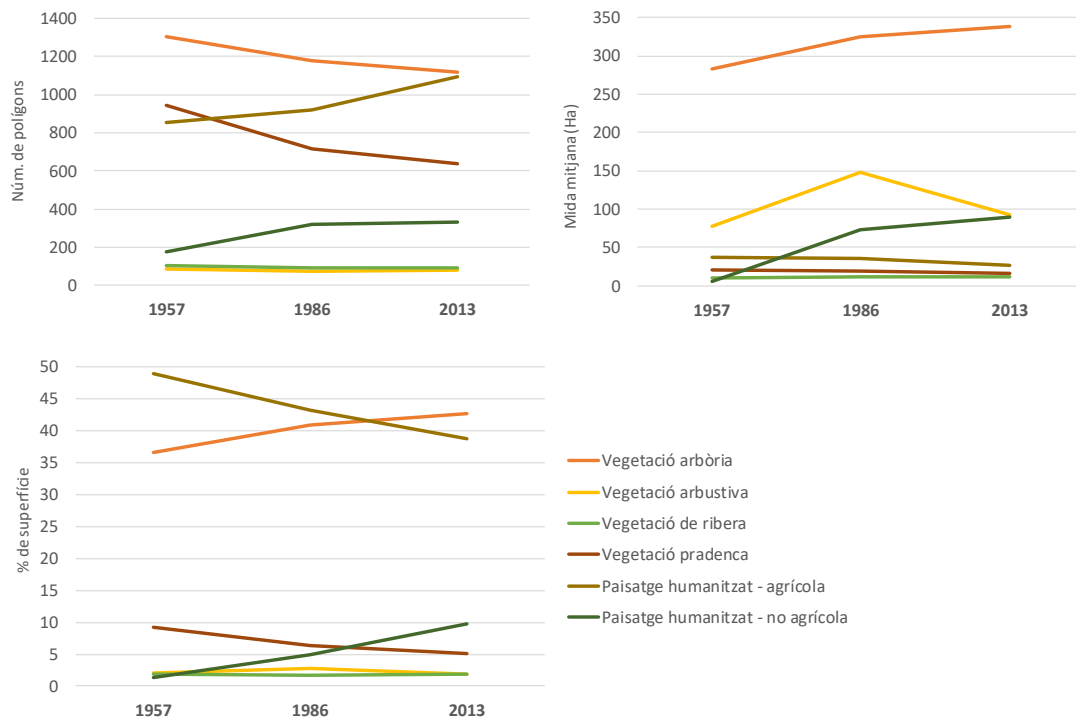
En base a les categories d'ordre superior (figura 2.17) s'observa que en el paisatge del mosaic agrícola de la Plana de Vic hi ha dos elements clarament dominants: els elements



forestals i la superfície d'ús agrícola. El 1957 un 49,05% de l'àrea d'estudi era d'algun tipus d'ús agrícola (agrupant conreus, camps condicionats com a pastura i plantacions d'arbres) i un 36,54% per vegetació arbòria en sentit ample. Al llarg del període que estem considerant aquests dos elements continuen sent llargament predominants, però la vegetació arbòria s'ha convertit en el principal element del paisatge (amb un 42,65% de superfície) i l'espai agrícola s'ha vist gradualment reduït fins al 38,80%. Per a comprendre la naturalesa d'aquest canvi cal veure si la variació d'aquestes unitats està relacionada com en vasos comunicants o bé respon a dinàmiques independents. Agrupant les probabilitats de transició al llarg del període 1957-2013 per a la unitat 26, que inclou conreus i camps adequats com a pastura, cap a unitats forestals, veiem que aquesta probabilitat de transició és de 0,0833. Aquesta és inferior a la probabilitat de transició de la unitat 26 cap a unitats d'àrees urbanitzades, espais oberts sense vegetació o embassaments, que en conjunt suma 0,1390.

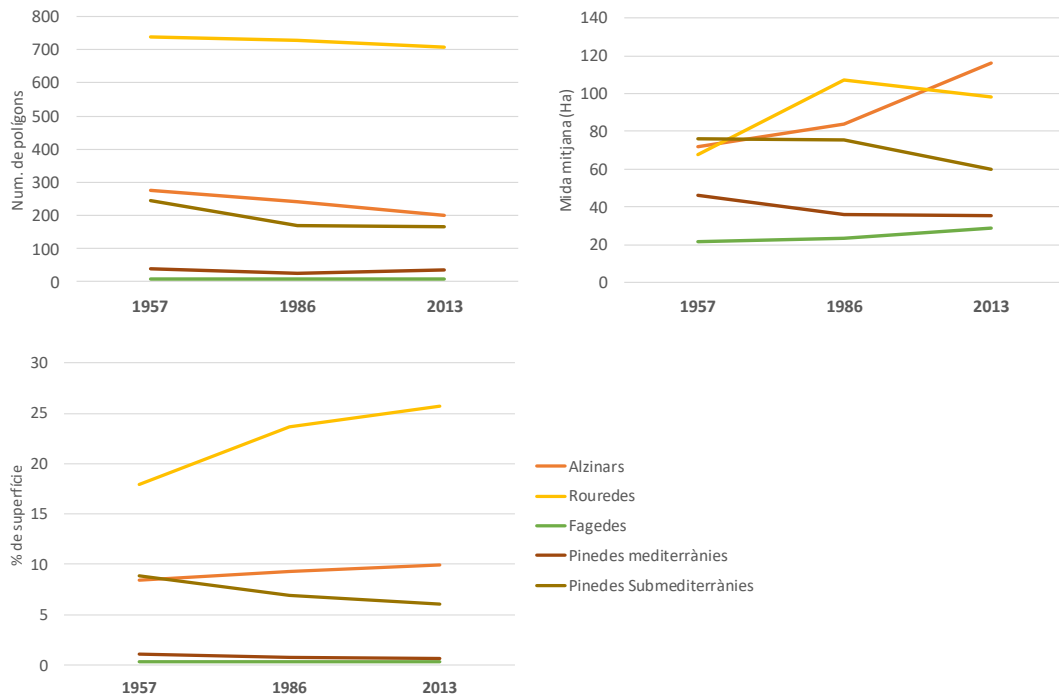
Així doncs, una primera impressió que s'extreu de les dades és que l'increment principal de vegetació arbòria és més derivada dels fluxos provinents d'unitats de vegetació arbustiva o pradenca que no pas per conversió en sí mateix de l'espai agrícola, on la principal dinàmica que hi trobem és la conversió cap a algun tipus de paisatge humanitzat no agrícola. La caiguda de les unitats que hem considerat com a "vegetació pradenca" també és significant, ja que passa del 9,17% al 1957 a un 5,07% al 2013, i en aquest cas les transicions cap a unitats agrícoles o urbanitzades (i que interpretem indiscutiblement com a regressives) són netament inferiors a les transicions cap a unitats de vegetació arbòria o arbustiva. Aquesta perspectiva permet començar a visualitzar l'emergència de l'acció antròpica irreversible com a element important d'aquest paisatge afectat per a usos antròpics: d'un 1,38% al 1957 passa a un 9,73% el 2013 si agrupem les àrees urbanitzades i els grans espais oberts associats a vies de comunicació.

En la categoria de vegetació arbòria s'inclouen unitats fisiognòmicament ben distingibles sobre la base de l'espècie dominant de l'estrat arbori i representatives de diferents condicionants ecològics. Bàsicament parlem de rouredes de roure martinenc, alzinars, fagedes, pinedes submediterrànies (de pi roig) o pinedes mediterrànies (de pi blanc, pinastre o pi pinyoner). D'entre aquests hàbitats forestals, la unitat clarament dominant és la roureda de roure martinenc, degut a que és la comunitat que potencialment pot ocupar la major part del territori considerat (figura 2.18), i que al 2013 arriba a ocupar poc més d'una quarta part de l'àrea d'estudi (25,67%).



**Figura 2.17.** Evolució al llarg del període 1957-2013 dels conjunts d'unitats de vegetació arbòries, arbustives, pradencs, del mosaic de boscos de ribera i de les unitats corresponents al paisatge humanitzat (agrícola i no agrícola) en base a tres mètriques: percentatge de superfície ocupada, nombre de polígons i mida mitjana dels polígons.

La vegetació arbòria tendeix a expandir-se en conjunt, no obstant aquesta expansió varia segons el tipus de bosc que prenem en consideració: els dos tipus de pinedes perden superfície, i les fagedes es mantenen pràcticament estables (de 0,30 a 0,34%). La pèrdua de superfície de les pinedes en benefici de les rouredes de roure martinenc o dels alzinars és un primer indicatiu del fenomen que a una escala més gran acabarà determinant el tipus de tendència que ens trobarem en l'anàlisi detallada de cada unitat: la tendència al canvi impulsat per la successió vegetal de les comunitats, com a resposta a la disminució de les perturbacions associades a l'explotació dels recursos d'aquest mosaic agrícola. No obstant això, aquesta primera visió no permet fer una anàlisi suficientment fina d'alguna de les transicions que ens ajudi a identificar processos de relació entre les unitats de llegenda que hem definit.



**Figura 2.18.** Evolució al llarg del període 1957-2013 de les unitats de vegetació arbòria agrupades segons la tipologia de bosc, en base a tres mètriques: percentatge de superfície ocupada, nombre de polígons i mida mitjana dels polígons.

### 2.4.3 Evolució de la vegetació

#### Alzinars

La superfície ocupada per les unitats referents a l'alzinar (1, 2 i 3), vista en conjunt, mostra una lleugera tendència a l'alça en el període del 1957 al 2013. Aquest augment es combina amb una petita disminució en el nombre de polígons i, sobretot entre 1986 i 2013, en un augment notable de la superfície mitjana dels polígons (taula 2.10). Això està reflectint, a grans trets, un cert grau d'homogeneïtzació del paisatge esclerofil·le, degut sobretot a la colonització d'espais prèviament ocupats per comunitats de vegetació pradenc i arbustiva secundàries de la sèrie successiva de l'alzinar (brolles, màquies, prats secs o pinedes mediterrànies, entre altres) que permet l'extensió de masses d'alzinar denses en llocs on prèviament s'hi mantenia algun tipus de mosaic de comunitats derivat de l'explotació que se'n feia.

La intensitat del canvi dels alzinars denses és molt baixa, i el seu sentit, una vegada establerts, sempre és de caràcter regressiu, degut a que els definim com a unitats madures ben constituïdes. En el global de l'àrea d'estudi l'alzinar muntanyenc ocupa una superfície superior

a la de l'alzinar amb roures de terra baixa (2,74% i 1,81% respectivament al 2013). La superfície d'ambdues unitats va a l'alça, segons els nostres resultats, degut a processos de tipus successional que els hi permeten guanyar superfície, i molt especialment degut a la densificació dels alzinars esclarissats (unitat 3). És aquesta unitat (la complèxida de l'alzinar, fisiognòmicament esclarissada) la més abundant d'aquest grup de tres, amb un 5,36% de superfície al 2013, però amb tendència a la baixa des del 1957 (taula 2.10).

La tendència a la baixa dels alzinars esclarissats s'explica pel fet que es tracta de la unitat amb un flux més gran de conversió cap a alguna de les dues unitats d'alzinars densos, mentre que no observem que aquest flux es doni en sentit invers. Aquesta unitat sí que té un flux bidireccional entre unitats dinàmicament relacionades d'estadis menys organitzats, que poden oscil·lar entre alzinars esclarissats i vegetació arbustiva o pradenca, però majoritàriament s'imposen canvis de sentit progressiu. Així doncs, l'evolució dels alzinars, que en molts casos presenten probabilitats de canvi baixíssimes, reflecteixen processos relacionables amb la possible disminució o desaparició d'algunes activitats, habituals l'any 1957, i que s'han mantingut de manera molt més residual.

### **Rouredes**

El conjunt d'unitats de rouredes de roure martinenc (4, 5 i 6) conformen el tipus de vegetació arbòria més estesa a l'àrea d'estudi, convertint-se en un dels elements clau per a entendre'n l'evolució en el temps. En conjunt, les rouredes mostren dues tendències diferents en funció del període considerat: una primera fase d'expansió en superfície total i en mida mitjana dels polígons, combinada amb una baixada poc significativa en el nombre total de polígons (taula 2.10), que com en el cas dels alzinars es pot explicar com una homogeneïtzació de zones prèviament ocupades per fragments diversos de vegetació com a resultat de diversos sistemes d'explotació dels recursos. A la segona fase, al llarg del període 1986-2013, el nombre global de polígons de roureda segueix molt lleugerament a la baixa, però l'expansió de les rouredes es veu frenada i la mida mitjana dels seus polígons decau. La mètrica de la distància mitjana al polígon veí més proper (MNN) cau dràsticament en els primers anys (de 788,72 a 268,19 metres) (taula 2.10), dada que també ajuda a interpretar el grau d'homogeneïtzació de les rouredes del paisatge forestal de la Plana de Vic.

Aquesta caiguda en la mida mitjana dels polígons s'ha de prendre amb precaució, ja que és, probablement, més aviat deguda a la transició interna entre aquestes tres unitats que no pas a un comportament general dels boscos de roure martinenc. Tal i com ja constatarem en el cas

dels alzinars, la unitat de bosc que podem assumir com a més ben constituïda (la unitat 4) només pateix canvis en sentit regressiu, si bé ho fa en intensitats més baixes del que ho feien les unitats del grup precedent. Això dóna una primera pista de l'estabilitat d'aquests boscos, deguda a la manca d'explotació forestal o d'altres tipus que s'ha anat imposant amb el pas dels anys en aquest mosaic agrícola. L'altra unitat de bosc dens (unitat 5, complèxida de rouredes de roure martinenc i pinedes de pi roig de la muntanya mitjana) l'hem de considerar com a pròpia d'un estadi anterior en una escala successional teòrica, degut a que es combina amb fragments de pinedes submediterrànies de pi roig.

Els valors de la matriu de transició del 1957 fins al 1986 i fins al 2013 (taules 2.4, 2.5 i 2.6) reflecteixen, novament, un procés de densificació de les superfícies esclarissades (unitat 6, complèxida típica de comunitats de la roureda) per a esdevenir, en major mesura, rouredes ben constituïdes (unitat 4) pel què fa al seu estrat arbori. La probabilitat de canvi cap a la unitat 4 és de 0,2554 el 1986, i 0,2096 el 2013, reflectint una certa desacceleració que vindria a suggerir que el territori va arribant gradualment a un nivell d'equilibri estable a partir del qual aquesta unitat es va aproximant al seu límit.

La unitat 6 (complèxida de la roureda) mostra valors d'intensitat de canvi clarament superiors si els comparem amb els que obté la complèxida de l'alzinar, i uns índexs de sentit de canvi també més alts en tots els casos (taula 2.10). Això implica que el canvi en el tipus d'activitats relacionades amb aquests boscos és acusat, ja que hi ha una transició regressiva molt baixa des d'aquesta unitat (i de les altres dues unitats de roureda) cap a altres que hi estan relacionades. Sí que hi ha una probabilitat de transició notable des de les unitats 22 (mosaic de joncedes, llistonars i fenassars), 14 (Complèxida de pinedes de pi roig i fragments de rouredes, esclarissades) i 17 (complèxida de màquies amb barreja d'alzina i roures) cap a alguna de les unitats de roureda, fet que reforça el caràcter successional del canvi en aquests ambients.

### **Fagedes**

L'àrea d'estudi que hem pres en consideració té una proporció de superfície ocupada per fagedes molt baixa (0,30%; 0,32% i 0,34% respectivament en els tres anys d'estudi), pel fet que només apareix en algunes zones marginals del nord-est. La intensitat de canvi és molt baixa, amb sentit progressiu durant el primer període i totalment regressiu en el segon, tot i que convé insistir que es tracta de variacions molt menors, degudes a la colonització d'algunes zones arbustives en el primer cas, i a l'obertura puntual d'espais que acaben sent condicionats com a pastura. Les fagedes que han quedat incloses dins de l'àrea d'estudi, totes elles en la transició

cap a l'àrea del Collsacabra, hi són en condicions molt particulars que n'afavoreixen el seu establiment en aquests indrets concrets, això explica que l'intercanvi de superfície amb altres unitats circumdants sigui molt limitat.

### **Pinedes mediterrànies**

A l'àrea d'estudi les úniques pinedes ben estructurades de caire mediterrani netament destacables, tot i que sempre amb una presència molt baixa, són les pinedes denses de pi blanc (unitat 8), que el 2013 ocupen un 0,57% del territori. Del 1986 al 2013 aquestes pinedes no experimenten una oscil·lació remarcable en superfície, tot i que sí que es detecta un augment en el nombre de polígons (de 16 a 28) i una baixada fins a gairebé la meitat en la seva mida mitjana (de 22,48 a 11,85 ha) (taula 2.10), dades que portarien a pensar que ha patit algun tipus de pertorbació que n'ha augmentat la fragmentació. El fet que en aquest període el sentit de canvi d'aquesta unitat sigui molt clarament regressiu es deu a que la seva probabilitat de transició més alta és cap zones agrícoles (0,1210), valor que podria explicar part d'aquesta fragmentació. L'altre factor que pot entrar en joc és l'establiment, per successió, de nous polígons de pinedes de pi blanc en llocs prèviament ocupats per brolles de romaní (unitat 16).

Durant el primer període la dinàmica de pèrdues és sensiblement diferent: la principal font de pèrdues de pinedes de pi blanc és regressiu, cap a brolles acidòfiles (0,1901) degut fonamentalment a l'efecte de l'incendi forestal del 1983 que va afectar l'entorn de Taradell, al sud-est de l'àrea d'estudi i en zones de conglomerats vermells.

Les formacions esclarissades de pi blanc amb màquies o garrigues (unitat 9) ocupaven el 1957 una extensió semblant (0,53%), tot i que segueixen una tendència a la baixa molt acusada amb el pas del temps. L'anàlisi detallada dels fluxos entre unitats deixa entreveure que en el període 1957-1986 la probabilitat que la pineda esclarissada de pi blanc es mantingui estable és de 0,1901; aquest valor de permanència és el més baix d'entre totes les unitats estudiades (taula 2.4). La probabilitat de transició més alta és la del seu canvi progressiu cap a pinedes denses de pi blanc (0,3865) o, en menor mesura, cap a altres vegetacions forestals d'alzinars o rouredes. No obstant, en aquest primer període s'observa una forta regressió (probabilitat de 0,3405) cap a brolles (unitat 19) que és inexistent en el període 1986-2013, conseqüència directament provocada per l'incendi forestal del 1983. Com passa amb la unitat 8 (Pinedes de pi blanc), els efectes d'aquest incendi emmascaren el que seria el comportament real d'aquesta unitat, en el que hi hauria una desaparició per progrés successional cap a altres

unitats en els primers anys, que es veu molt clarament alentida en el segon període temporal pel fet d'haver arribat ràpidament a una situació d'estabilitat.

Les altres unitats de pinedes mediterrànies esclarissades que s'han contemplat a la llegenda (10 i 11, amb estrats arboris de pinastre i pi pinyoner sobre brolles acidòfiles respectivament) de l'aixecament cartogràfic han acabat tenint, a la pràctica, presències molt testimoniales. Això obriria la reflexió sobre la conveniència de la seva inclusió entre les unitats definitives, o si una unitat de "Pinedes mediterrànies esclarissades" en sentit més ample seria més indicada, encara que cal no obviar que una unitat d'aquest tipus posaria sota un mateix paraigües comunitats de composició florística prou diferenciada. L'únic polígon cartografiat de brolles acidòfiles amb pinastre apareix al mapa de 2013, en un espai on prèviament hi havia brolla acidòfila sense estrat arbori originada per l'incendi del 1983. Pel què fa a les brolles acidòfiles amb pi pinyoner, també compta amb una petita àrea, propera a l'espai afectat per l'incendi però sense que en resultés aparentment afectat, factor determinant per assignar aquesta categoria als mapes de 1957 i 1986. Aquest polígon ha patit alguns canvis, amb transicions, sobretot, cap a alzinars esclarissats.

### **Pinedes submediterrànies**

Les pinedes submediterrànies dominades per pi roig són un dels elements presents amb més freqüència en la vegetació arbòria de l'àrea d'estudi, després de les rouredes i els alzinars. En conjunt, aquestes unitats (12, 13 i 14) mostren una tendència a la baixa pel què fa a superfície total i a la mida mitjana i nombre de polígons (taula 2.10). Tot i això, prenent per separat la unitat de pinedes de pi roig denses (unitat 12), el comportament és exactament l'oposat, amb valors a l'alça en les tres mètriques. L'expansió de boscos denses de pi roig es pot atribuir, per una banda, a la conversió progressiva de diverses zones de vegetació pradenc i arbustiva on sembla que es poden establir amb rapidesa aquestes comunitats. Per altra banda i en una proporció molt més gran, la densificació de pinedes de pi roig esclarissades (unitat 13) suposa el flux majoritari d'expansió d'aquesta unitat, amb una probabilitat de transició que s'alenteix de 0,2409 durant el primer període fins a 0,1172 el segon. Les mètriques de la densitat de marges (ED) i la distància mitjana al polígon més proper (MNN) reforcen la idea de la forta tendència a la baixa de la unitat 13, deguda la progressió i a la densificació cap a pinedes de pi roig denses.

Els índexs de intensitat de canvi de les unitats 13 i 14 són notablement elevats, i la majoria en sentit progressiu. Resulta interessant que el canvi progressiu des de pinedes cap a altres tipus de boscos (alzinars i rouredes) sigui més probable des d'unitats de tipus esclarissat

que no pas des de les pinedes més denses. La unitat 14, una complexada de pinedes de pi roig i rouredes esclarissades, evoluciona cap a la complexada de la roureda (unitat 5) amb una probabilitat del 0,4838 entre 1957 i 1986 i del 0,2392 en els anys posteriors. Les pinedes esclarissades de pi roig també evolucionen d'una forma notable cap a la complexada de la roureda en el període 1957-1986, però en canvi això no passa en els anys següents. Aquesta evolució de la unitat 14 està en consonància amb el que s'ha vingut considerant en referència a la dinàmica de la vegetació de zones com la Plana de Vic (a l'ausossegàrric oriental), on les rouredes de roure martinenc són la vegetació climàtica.

Així doncs, les zones amb pinedes de pi roig més mal estructurades semblen ser més susceptibles de progressar ràpidament en l'interval d'anys que estudiem. Mentre que una proporció important de pinedes ben estructurades semblen tenir una progressió més lenta. En alguns casos caldria detectar si algunes d'aquestes pinedes han estat sotmeses a pràctiques de gestió forestal planificada amb l'objectiu de mantenir-les.

### **Vegetació arbustiva**

Tot i que entre les unitats de llegenda hi ha fins a sis unitats diferents de vegetació arbustiva, cinc de denses (15, 16, 17, 18, 19) i una d'esclarissada (20), només les garrigues de coscoll (unitat 15) compten amb una presència significativa en el territori estudiat. Totes les altres unitats apareixen més o menys puntualment, però això no s'ha d'interpretar en el sentit de no tenir una presència més rellevant a l'àrea, sinó que el que és infreqüent és que ho sigui en forma de polígons prou grans com per a ser considerats a l'escala a la que està fet l'aixecament cartogràfic. A l'hora de valorar-ne la presència hem d'assumir que a les zones ocupades per unitats de complexada forestal, conformades per diverses comunitats de la mateixa sèrie dinàmica, aquestes comunitats també poden tenir-hi un pes important. En conseqüència, tal i com hem fet amb les pinedes mediterrànies, convé discutir si totes les unitats incloses dins d'aquesta categoria són, vistos els resultats, apropiades, o pel contrari es podrien redefinir en alguna unitat que les agrupi sense perdre'n el sentit. El focus de la discussió es centraria en la distinció entre les unitats 15 (garrigues de coscoll) i 17 (complexada de màquies amb barreja d'alzina i roures), per a la resta considerem que són tipus de comunitats amb una entitat prou marcada i diferenciada entre sí que, davant la opció de poder disposar de la seva distribució detallada per separat, és interessant mantenir-les a pesar de produir resultats poc significatius per algunes mètriques paisatgístiques.



En conjunt, la superfície global ocupada per unitats arbustives es manté sempre baixa, tant en percentatge de superfície total com en nombre de polígons (taula 2.10). La mida mitjana dels polígons augmenta entre el 1957 i el 1986, i retorna a valors inicials el 2013, degut al pes important que té el gran polígon assignat a brolla acidòfila al mapa de 1986 a la zona afectada per l'incendi del 1983. Totes les unitats mostren valors de sentit de canvi molt decantats cap a sentits progressius, en alguns casos de manera pràcticament exclusiva. Pel què fa a les intensitats, els resultats permeten veure comportaments diferents en els dos períodes analitzats: les garrigues, les boixedes i les garrigues esclarissades sofreixen intensitats de canvi remarcablement més elevades entre 1957 i 1986, que es desacceleren durant el període 1986-2013 (taula 2.8). Per contra, les brolles dominades per romaní, la complèxida de màquies amb alzina i roures i les brolles acidòfiles canvien amb més intensitat durant el segon període. Com ja hem comentat anteriorment, l'efecte de la pertorbació provocada per l'incendi del 1983 té un fort impacte que es visualitza en la dinàmica de les brolles acidòfiles; la seva intensitat de canvi progressiu en el segon període correspon majoritàriament a la dinàmica post-incendi d'aquesta zona.

Observem una un increment de la cobertura arbòria de la unitat esclarissada (unitat 20), en paral·lel al mateix que passa a les unitats forestals esclarissades, reforçant la idea que gran part del progrés successional que es dona durant el període 1957-2013 es porta a terme durant el primer període (amb una probabilitat de transició cap a garrigues denses del 0,3348), per passar després a una situació més estable en la que aquest flux ja no és quantificable (taules 2.4 i 2.5). La transició de les garrigues cap a unitats arbòries (pinedes submediterrànies en el primer període, i rouredes de roure martinenc en el segon període) és la principal causa de la seva desaparició. Hem d'entendre aquestes unitats com a vegetació potencial d'alguns ambients particulars, però concretament a la Plana de Vic les hem d'interpretar principalment com una fase intermèdia de successió d'indrets que prèviament havien estat sotmesos a una gestió que afavoria la presència d'altres espais oberts, ara desapareguts.

### **Vegetació de ribera**

La unitat que inclou la vegetació de ribera (21) està definida com a mosaic de les possibles comunitats vegetals que poden ser presents a l'àrea d'estudi, degut a que resulta materialment impossible distingir entre diferents tipologies vegetals a partir de les imatges aèries de les que disposem. En general, tot i que hi pot haver salzedes, vernedes o freixenedes,

hi són força habituals algunes espècies invasores al·lòctones i amb comunitats herbàcies higròfiles de degradació (*Convolvulion*, *Bidention*, *Arction*, etc.).

Una primera anàlisi exploratòria visual dels aixecaments cartogràfics indueix a pensar que aquest tipus de vegetació pot haver tingut un augment significatiu. Les dades reflecteixen que, en valors absoluts, pateix una lleugera baixada entre 1957 i 1986 i un augment, també lleuger, en el període següent. Tot i així, sí que es detecta un increment destacable de vegetació de ribera a la part baixa de la plana, en espais marginals de camps de conreu que flanquegen petites rieres o torrents que, pel motiu que sigui, han quedat exclosos de la superfície explotable agrícola. Això podria ser motivat, en part, per la substitució de les espècies que configuren els boscos de ribera per part d'algunes espècies de caràcter invasor, sobretot arbòries, però també arbustives, lianoides o herbàcies.

L'efecte de la creació de l'embassament de Sau, el 1962, és el que probablement emmascara un augment més remarcable de la superfície ocupada per la vegetació de ribera, degut a la desaparició d'una part important de l'espai que ocupava a les vores del riu Ter el 1957. Un altre flux que puntualment pren rellevància en aquesta unitat, és la conversió de boscos de ribera en plantacions d'arbres, motiu pel qual l'índex de sentit de canvi d'aquesta unitat és de manera gairebé total de sentit regressiu.

### **Vegetació pradenc**

Dins de la categoria de vegetació de tipus pradenc que hem cartografiat a partir de la fotointerpretació d'imatges aèries hi ha inclosos alguns elements paisatgístics molt característics del paisatge de la Plana de Vic, com poden ser els terrers o *badlands* dels afloraments de margues als vessants dels turons (unitats 23 i 24), o les zones amb codines, calcàries o silíciques (unitat 25). També s'inclouen, en aquesta categoria polígons grans de comunitats de prats secs i altres pastures seminaturals de diferent tipus (unitat 22); a grans trets aquesta unitat és un mosaic de joncedes, llistonars i fenassars, propi dels turons testimoni de la Plana o d'alguns vessants on tradicionalment s'ha seguit alguns règims de pastura que n'han afavorit el seu establiment, i que seran objecte d'estudi amb més profunditat en el capítol següent. La mateixa prudència amb la que preniem els valors de les unitats atribuïdes a la vegetació arbustiva és amb la que ens hem d'aproximar també a aquests resultats: una proporció important de les comunitats pradencques té la seva presència implícita, en altres tipus d'unitat de la llegenda, molt especialment les complexides forestals de l'alzinar o de la roureda.

En conjunt, totes aquestes unitats mostren una tendència a la baixa en menor o major mesura, tant pel què fa a percentatge de superfície ocupada, nombre de polígons o la mida mitjana dels polígons (taula 2.10). Mentre veiem que la probabilitat de permanència al llarg de tot el període és baixa en comparació a altres tipus d'unitat (unitat 22: 0,3509; unitat 23: 0,6154; unitat 24: 0,5001; unitat 25: 0,5430), les probabilitats de transició cap a aquestes unitats són baixíssimes o pràcticament nul·les. Només el mosaic de pastures i prats secs (unitat 22) té certes probabilitats d'expansió (això sí, molt baixes), a causa de la progressió d'altres unitats de vegetació, i en tot cas el balanç es manté decantat cap a les pèrdues per transició cap a unitats de vegetació arbòria, on en destaca molt el pas cap a complèxida de la roureda (probabilitat de 0,4181); Aquest canvi, en magnituds menors, és també el que predomina en les altres unitats de vegetació pradenca.

Distingint entre períodes, tornem a tenir una evidència de dinàmica diferent entre ells: la probabilitat de transició entre la unitat 22 (mosaic de joncedes, llistonars i fenassars) i la unitat 6 (la complèxida de l'alzinar) passa del 0,5155 durant el primer període al 0,2514 durant el segon; la resta de transicions progressives que poden afectar les unitats pradenques mostren una certa desacceleració en el segon interval temporal, 1986-2013. La majoria mostren valors de intensitat de canvi a la baixa, però majoritàriament de sentit progressiu; el canvi més significatiu és el de la unitat 22 (de 0,7110 a 0,3124). Només la unitat 23 (terrers margosos i altres comunitats associades) té una certa afectació regressiva que és més evident entre 1986 i 2013, degut a un lleuger augment en les pèrdues d'aquests espais com a conseqüència de la expansió urbana d'algunes ciutats, o a situacions puntuals properes als turons on hi ha hagut algunes intervencions per a la utilització d'algunes àrees dels terrers margosos en llocs plans o amb poca pendent per a guanyar espai agrícola.

### **Àrees agrícoles**

La unitat que inclou tant els camps de conreu com els camps que actualment estan adequats com a pastures permanents (unitat 26) és, amb molta diferència, la unitat dominant a la Plana de Vic en els tres anys que hem estudiat (figura 2.17). No obstant això, mostra un acusat declivi (del 48,97% el 1957 al 38,11% el 2013) que fa que a l'aixecament cartogràfic del 2013 el conjunt d'unitats arbòries la superin com a element paisatgístic dominant. Els índexs de sentit de canvi (taules 2.4 i 2.5) revelen que, si bé en el període 1957-1986 el flux de canvis progressius/regressiu està gairebé en una situació d'equilibri (0,14), en el segon període aquest índex ens mostra (amb un valor de -0,62) que la regressió cap a les unitats de superfície urbana

o de grans vies de comunicació ja suposa un dels principals fenòmens que reflecteixen l'evolució del paisatge de la Plana de Vic.

El nombre de polígons d'àrees agrícoles augmenta, mentre que tant la seva mida mitjana com la mètrica de densitat de marges (ED) disminueixen (taula 2.10), fet que ajuda a quantificar el procés de fragmentació de l'espai d'ús tradicionalment agrícola. Aquesta fragmentació afecta tant la part baixa de la plana com a les parts perifèriques, si bé resulta molt evident que aquesta fragmentació no és deguda a les mateixes causes; mentre que a les zones altes es pot atribuir al canvi successiu promogut per l'abandonament de determinat tipus de superfícies, a la part baixa el canvi és regressiu (per la transformació en zones urbanitzades o espais oberts sense vegetació) d'una forma bastant majoritària. Això és el que queda reflectit en les matrius de transició, (taules 2.4, 2.5 i 2.6), si agrupem les probabilitats de canvi en funció del tipus de canvi que suposen: entre 1957 i 1986 la probabilitat de canvi cap a unitats de tipus antròpic és de 0,0554, mentre que per al període 1986-2013 arriba fins a 0,0994. La probabilitat de canvi cap a unitats que es puguin interpretar de forma progressiva cau des de 0,0754 fins a 0,0280.

En alguna zona molt marginal s'hi ubiquen alguns polígons notables de plantacions de pinàcies, tanmateix l'augment d'espais destinats plantacions d'arbres (unitat 27) que es detecta al 2013 és majoritàriament degut a cultius de pollancre i plàtans propers a espais fluvials. Per aquest motiu presenten un cert intercanvi amb la vegetació de ribera, sovint ocupant-ne l'espai que li és, potencialment propi.

En termes qualitius, convindria analitzar amb més de detall en posteriors estudis l'evolució de l'estructura de la matriu pròpiament agrícola, ja que la gran persistència que, de totes maneres, mostra aquest tipus d'ambient (un 76,01% roman estable passats 56 anys) pot estar amagant processos relacionats amb tota una sèrie d'elements que s'han demostrat com a fonamentals en el manteniment de la biodiversitat en aquest tipus de matrius paisatgístiques (Bennett, 2006). Una visió general de les característiques estructurals de l'espai agrícola de la part baixa de la Plana de Vic revela un procés d'intensificació en els conreus que es reflecteix a la perfecció en la mida de les unitats d'explotació (figura 2.17). Així doncs, veiem com aquestes unitats d'explotació (és a dir, els camps) van patint un procés d'uniformització que en fa augmentar sensiblement la seva mida mitjana; la derivada directa d'això és la disminució significativa de marges, petits recs o petites superfícies ocupades per vegetació herbàcia d'origen seminatural. La pèrdua d'aquests elements pot tenir una implicació directa amb una

esperable caiguda en la capacitat de supervivència de determinades espècies pròpies d'aquests ambients, i en conseqüència de la biodiversitat del territori.

Com ja hem vist, l'evolució de la unitat 26, de "Conreus i camps adequats com a pastura" a la part baixa de la Plana de Vic pateix una notable conversió cap a paisatges humanitzats no agrícoles. Una, entre altres, de les implicacions directes d'això és l'augment substancial dels espais periurbans de transició urbà-agrícola, amb la conseqüent afectació negativa que això pot tenir sobre la seva "qualitat" biològica (Fichera *et al.*, 2012), si basem aquest criteri en la capacitat per a contenir determinades comunitats o espècies de diferents grups.

### **Paisatges humanitzats no agrícoles**

L'estabilitat és la principal característica d'aquestes unitats, degut que suposen una pertorbació antròpica regressiva que a la pràctica és irrecuperable en termes estrictament ecològics. Les úniques pèrdues que es poden arribar a detectar de forma notable són intercanvis entre les unitats d'aquesta mateixa categoria als quals no els hi podem atorgar, com en el cas de conversió d'espais oberts a àrees urbanitzades, un sentit de progressiu o regressiu.

A l'estadi final de la nostra sèrie temporal, el conjunt d'aquestes unitats suposa el 9,73% de l'àrea d'estudi, sent els espais urbanitzats els que hi tenen un pes més important (només aquesta unitat suposa el 8,07% del territori al 2013). L'expansió de la trama urbana a la Plana de Vic no ha seguit un patró homogeni, ni en l'espai ni en el temps; la seva distribució segueix un patró similar al que passa en unitats paisatgístiques que tenen estructures equiparables al de la Plana de Vic (Smiraglia *et al.*, 2015). En primer lloc, la població tendeix a expandir-se per la part baixa de la plana i al voltant dels grans eixos de comunicació, traduït en termes paisatgístics les xifres de tendència poblacional dels municipis que s'hi inclouen (taula 1.1). En segon lloc, resulta molt explicatiu veure l'evolució de la relació entre el nombre de polígons i la mida mitjana d'aquests. Per una banda, el nombre de polígons atribuïts a zones urbanes té un augment molt notori entre 1957 i 1986 (de 177 a 306 polígons), mentre que aquesta mètrica es manté estable en el període 1986-2013. Per altra banda, tot i que no augmenten en nombre, la mida mitjana d'aquests polígons segueix una progressió a gairebé duplicar-se a cada període (de 4,53 a 8,02 el 1986, i a 15,35 ha al 2013). En afegit, la distància mitjana al polígon més proper es redueix dràsticament, de 13.109,97 metres fins a 429. La combinació d'aquests resultats reflecteix l'expansió i la intensificació de la trama urbana a la Plana, on tot i que en termes de superfície no arriba a tenir-hi la dominància que tenen altres unitats, és obvi que aquesta unitat juga un rol determinant en la dinàmica global del sistema, que va més enllà de la regressió ecològica

implícita en la seva expansió (increment de perturbacions difuses a hàbitats naturals i seminaturals adjacents, etc.).

Pel què fa als espais oberts sense vegetació (unitat 29), entre 1957 i 1986 registren un lleuger augment degut a la obertura d'algunes extraccions d'àrids o explotacions semblants. No és fins al segon període que aquesta unitat, que també inclou les grans vies de comunicació d'aquest territori (C-17, C-25 i C-37), pren valors més destacables, passant d'ocupar un 0,06% del territori el 1957 a un 1,02% el 2013, i una mida mitjana dels seus polígons que pràcticament es multiplica per deu (de 4,44 a 39,78 ha) (taula 2.10). Malgrat que en valors absoluts, tal i com passa amb les basses i embassaments, no són unitats que acabin ocupant una proporció gran del territori. Per contra, també es tracta d'unitats associades a afectacions importants per a multitud de processos ecològics propis dels ecosistemes de mosaic agrícola.

## **CAPÍTOL III**

**Canvis en la composició florística de les pastures de la  
Plana de Vic al llarg d'un període de 30 anys (1985-2015)**





### 3.1 Introducció

La planificació de les accions de conservació i de restauració del patrimoni natural associat a paisatges agrícoles és, actualment, un dels assumptes que han adquirit certa rellevància en la redacció d'estratègies regionals de conservació de la biodiversitat que pretenguin tenir una visió més àmplia del que han tingut tradicionalment (Bennett *et al.*, 2006). Això és conseqüència d'una història socioeconòmica particular, que pot expressar-se en forma de diferents singularitats pròpies de cada regió, però que a grans trets s'acaben definint en funció de l'elevat percentatge de territori invertit en activitats del sector primari: cultius, zones d'explotació forestal i activitats ramaderes (Foley *et al.*, 2005), així com de la forma com aquestes activitats es relacionen amb particularitats i petits elements paisatgístics lligats a aquests ambients (Batáry *et al.*, 2015).

Els paisatges agrícoles estan estructurats com a mosaics de diferents usos del sòl, que són subjectes a règims de pertorbació que els afecten a diferents escales, tant espacials com temporals (Farina, 2000) Aquests graus de pertorbació poden abastar des d'activitats molt específiques, vinculades a activitats estacionals cícliques, fins a canvis com els que hem avaluat en el capítol anterior, i que els afecten globalment: canvis en el tipus de conreus o en la rotació entre ells, abandonament d'activitats econòmiques o el desenvolupament de noves tecnologies, entre d'altres. Uns dels elements que sovint són comuns en aquests mosaics agrícoles, i que es mostren especialment sensibles al canvi, són les comunitats vegetals herbàcies, associades a espais sotmesos a determinats models d'explotació com a pastures. En funció de la situació geogràfica, dels determinants climàtics i de la pròpia geomorfologia de la zona on es troba aquest paisatge agrícola, la tipologia vegetal de les pastures pot presentar un grau notable de diversitat de comunitats vegetals.

Algunes d'aquestes pastures poden conformar hàbitats que, per diversos motius, han sigut considerats com a Hàbitats d'Interès Comunitari per algunes de les directives ambientals de la Unió Europea (97/62/EU). Així doncs, des d'un punt de vista conservacionista podem assumir que, entre les fites importants a tenir en compte, hi hauria d'haver el desenvolupament d'eines i metodologies per avaluar la resposta d'aquests hàbitats prioritaris en front de la realitat canviant dels paisatges agrícoles (Silveira *et al.*, 2015), especialment pel què fa a les seves condicions socioeconòmiques, determinants en la selecció dels sistemes d'explotació. No obstant això, és important no obviar ni perdre de vista la creixent importància que l'escalfament global pot tenir sobre aquests hàbitats i la seva evolució futura (Eskelinen & Harrisson, 2015).

Així doncs, podem posar l'accent en dos possibles motors de canvi que, a priori, poden tenir un efecte directe sobre les comunitats vegetals de les pastures:

- Canvis en el sistema d'explotació dels recursos, en especial tots aquells relacionats amb els usos ramaders.
- Augment de les temperatures i disminució de la disponibilitat d'aigua, com a conseqüència de l'escalfament global.

Aquests motors de canvi actuen globalment sobre tot l'ecosistema (Luoto *et al.*, 2003), i per tant és assumible plantejar que la seva acció damunt la nostra àrea d'estudi, La Plana de Vic i el seu entorn immediat, és homogènia. Per aquest motiu és interessant analitzar quina és la resposta dels diferents tipus de pastura d'aquest mosaic agrícola, i comprovar si aquesta resposta és igualment homogènia o, per altra banda, és heterogènia. Aquest coneixement, més enllà de complementar el coneixement científic sobre aquest tipus d'hàbitats, pot ser una més de les eines que ajudin a dissenyar polítiques de conservació de la biodiversitat apropiades per aquest territori o per altres d'equivalents.

L'anàlisi comparativa d'inventaris fitosociològics realitzats exactament en un mateix punt, però en anys diferents, es presenta com una possible base de treball útil per a la detecció de canvis en les condicions ecològiques subjacents que hagin pogut afectar aquests llocs d'estudi (Gilliam, 2007).

Caracteritzar de forma precisa canvis en la composició de la vegetació al llarg del temps fent servir inventaris fitosociològics és un repte complex, sovint impossible, degut a que resta totalment condicionat per l'escassetat de dades plenament útils (Bakker & Olff, 1996). A més a més, fins i tot disposant de partida de bons inventaris originals sobre els que treballar, el plantejament d'aquest tipus d'aproximacions s'ha de fer sempre amb cautela (Chytrý *et al.*, 2014); és probable que, sovint, els inventaris fitosociològics originals no fossin fets pensant en un possible estudi futur que inclogués la seva reinventariació, i fins i tot en el que sí que ho fossin, pot ser fàcil incórrer en interpretacions esbiaixades per diversos motius.

Un dels factors que pot condicionar de forma més determinant la seva utilitat és la precisió en la geolocalització dels punts originals de mostreig; cal assegurar-se que és possible trobar l'indret exacte on van ser preses les dades originals, ja que la comparació d'inventaris fets en llocs diferents conduiria a quantificar canvis que poden estar més relacionats amb aquest canvi de lloc que no pas pel pas del temps (Fischer & Stöcklin, 1997).

Diferents estudis, amb objectius substancialment diferents, posen de manifest que fer servir sèries d'inventaris fitosociològics antics pot permetre verificar o descartar diverses hipòtesis plantejades amb l'objectiu d'analitzar processos de canvi en diferents tipus de vegetació: vegetació d'alta muntanya mediterrània (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2014), comunitats arbustives (Muñoz *et al.*, 2014, Ross *et al.*, 2012), torberes (Pasquet *et al.* 2015; Pellerin *et al.*, 2008) comunitats associades a camps de cultiu (Meyer *et al.*, 2015), comunitats de tundra (Daniëls *et al.*, 2011) o boscos caducifolis (Jirová *et al.*, 2012), entre altres.

La vegetació climàtica de la majoria de l'àrea d'abast d'aquest estudi és, a grans trets, una roureda de roure martinenc, concretament del *Buxo sempervirentis-Quercetum pubescentis* (Bolòs, 1959). La seva presència com a comunitat ben constituïda a les zones baixes de la Plana és força testimonial, si bé és possible trobar fragments ben representatius d'aquesta vegetació, com és per exemple la Roureda del Llopart al terme municipal de Sant Julià de Vilatorrada.

Els prats i les pastures seminaturals, derivats dels usos ramaders que s'han portat en pràctica a la Plana de Vic, són un dels elements definitoris del paisatge característic de la zona de treball. Aquestes comunitats vegetals herbàcies estan establerts principalment en dos tipus de localitzacions. D'una banda, encara són relativament freqüents (tot i que gairebé sempre d'una extensió reduïda) en els vessants perifèrics forestals que s'alcen emmarcant tota la part baixa, sovint ocupant terrenys guanyats al bosc, o amb un cert grau de pendent, o fins i tot enmig de petits relleus que han propiciat que només siguin útils per aquest determinat tipus d'usos. Per altra banda, aquestes comunitats també són molt presents als turons testimoni, una sèrie de formacions de margues eocèniques fortament sotmeses a processos erosius però que mantenen la seva estructura gràcies a l'alternança amb estrats calcaris més durs, i que sovint estan coronats per estrats quaternaris sobre els que es poden desenvolupar sòls més profunds. Aquests turons sobresurten del paisatge agrícola com a illes de vegetació natural.

En aquest estudi, a grans trets, ens proposem quantificar amb detall els canvis que hagin pogut ocórrer sobre onze tipus diferents de comunitats, algunes d'elles considerades com a Hàbitats d'Interès Comunitari (European Commission, 2013) per un període temporal de trenta anys. Aquest període es pot assimilar a un dels que s'han considerat en el capítol anterior (concretament, entre els anys 1985-2015). Els inventaris originals, realitzats el 1985, són extrets del treball "Estudi tipològic, ecològic i funcional de les pastures de la Plana de Vic" (Casas, 2008), un estudi fitosociològic molt complet que inclou una precisa descripció i classificació de les pastures seminaturals de la Plana de Vic.

Tal i com hem plantejat anteriorment, prenem com a hipòtesi de partida que és possible establir una comparativa vàlida entre la composició d'aquests punts inventariats, entre el moment inicial (1985) i el final (2015), la qual ens aportarà informació útil sobre el tipus de motor de canvi al que han estat sotmesos, així com de la seva intensitat.

Els objectius específics del present estudi es centren en:

- Determinar quins canvis s'han produït entre els inventaris originals i els reinventariats al llarg del període 1985-2015.
- Examinar el patró d'aquest canvi, en cas que existeixi, i analitzar-ne les causes.
- Conèixer els efectes que han tingut els canvis d'usos ramaders, intensificació o abandonament, sobre les pastures de la Plana de Vic.
- Analitzar si l'efecte creixent de l'escalfament global pot ser detectat en les comunitats vegetals estudiades.

## 3.2 Metodologia

### 3.2.1 Inventaris originals

Els inventaris de vegetació originals sobre els quals s'ha treballat (Casas & Ninot, 1994 i 1995; Casas, 2008) varen ser fets entre els mesos d'abril i agost de 1985, en indrets prèviament seleccionats de La Plana de Vic i amb la finalitat de tipificar la diversitat de comunitats de pastura presents a la Plana de Vic. Tots els inventaris van ser elaborats seguint el mètode fitocenològic de Braun-Blanquet, fent-hi constar els valors de cobertura per a cada tàxon (+ = pocs individus; 1 = cobertura inferior a 5%; 2 = cobertura amb valors del 5 al 25%; 3 = cobertura amb valors del 25 al 50%; 4 = cobertura amb valors del 50 al 75%; 5 = cobertura amb valors del 75 al 100%).

La classificació sintaxonòmica del 1985 identificava onze sintàxons diferents (taula 3.1). Les pastures submediterrànies de caràcter més mesòfil corresponen a l'associació *Euphrasio-Plantaginetum mediae*, que majoritàriament es troben en llocs amb sòls més profunds i més humits, preferentment en vessants orientats cap al nord.

Altres pastures de la Plana de Vic pertanyen a comunitats de l'aliança *Aphyllanthion*, d'afinitat generalment submediterrània. Tanmateix, podem situar aquestes comunitats d'*Aphyllanthion* en un gradient que es mou des d'associacions més clarament mesòfiles i submediterrànies, com per exemple el *Plantagini-Aphyllanthetum*, fins a d'altres en les que ja

s'hi fa patent una transició cap a condicions més xèriques i mediterrànies. Entre aquestes últimes hi hauria les tres subassociacions de *Brachypodio-Aphyllanthes* que apareixen: a) subassociació *typicum*, comuna en espais amb sòl ben estructurat, oberts i assolellats, ocupant superfícies planes poc inclinades en els replans rocosos, b) subassociació *stipetosum ibericae*, pròpia d'indrets càlids i secs, com ara alguns vessants lleugerament pedregosos i c) subassociació *brachypodietosum retusi*, que tendeix a desenvolupar-se en ambients amb sòl ben constituït i que, com en el cas anterior, també mostren un cert grau de xerofília superior a altres comunitats de l'aliança. Una darrera associació d'*Aphyllanthes*, el *Thymo-Globularietum cordifoliae*, ocupa ambients molt puntuals en superfícies rocoses i amb sòl escàs (Casas, 2008; Casas & Ninot, 1995).

Una altra aliança ben representada és la del *Thero-Brachypodion*, de caràcter marcadament mediterrani. Les associacions que hi pertanyen es troben restringides als ambients amb condicions més xeròfiles dins l'entorn en el que ens movem. L'associació *Brachypodio-Stipetum ibericae* hi és present en forma de dues subassociacions: *typicum* i *centaurietosum pulchelli*. Són pròpies de diferents condicions ecològiques i topogràfiques, essent la subassociació *typicum* la que es pot considerar més xeròfila de les dues. L'aliança *Thero-Brachypodion* també inclou l'associació *Sedetum micrantho-sediformis*, una comunitat dominada per espècies del gènere *Sedum*, típica de terraprimos que es disposen sobre superfícies calcícoles planes (Casas, 2008; Casas & Ninot, 1995).

Finalment, hi ha dues aliances més que són presents a les dades de l'estudi original. Per una banda l'*Helianthemion guttati*, representada per l'associació *Helianthemetum guttati*, un prat calcífug propi de sòls sorrencs, desenvolupats damunt dels gresos de la part més oriental de la Plana de Vic. Per altra banda, també hi ha inventaris de l'associació *Rosmarino-Lithospermetum fruticosi*, de l'aliança *Rosmarino-Ericion multiflorae*, que en aquest cas no es tracta de comunitats pròpiament de pastura, sinó que s'hi adscriuen les brolles de romaní. Els inventaris de *Rosmarino-Lithospermetum fruticosi* fets en l'estudi original no van ser inclosos en l'anàlisi definitiva del treball de Casas (2008), però sí que s'han considerat vàlids per als objectius del present estudi.

**Taula 3.1.** Esquema sintaxonòmic de les comunitats estudiades en aquest capítol, equivalent al del treball de Casas, (2008), al qual pertanyen els inventaris del 1985 reinventariats.

---

Cl. *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. 1943

O. *Brometalia erecti* Br.-Bl. 1936

Al. *Bromion erecti* (Br. Bl. et Moor) Oberd. 1949

*Euphrasio-Plantaginetum mediae* O. Bolòs 1954 *festuco-brachypodietosum phoenicoidis* Vigo 1979

Cl. *Ononido-Rosmarinetea* Br.-Bl. 1947

O. *Rosmarinetalia* Br.-Bl. (1931) 1952

Al. *Aphyllanthion* Br.-Bl. (1931) 1937

*Plantagini-Aphyllanthesum* O. Bolòs (1948) 1956 *plantagini-teucrietosum catalaunici* (=typicum)

*Brachypodio-Aphyllanthesum* O. Bolòs (1956) 1967  
typicum

*stipetosum ibericae* Casas et Ninot 1995

*Brachypodietosum retusi* (=sideritido-brachypodietosum retusi O. Bolòs (1959) 1960

*Thymo-Globularietum cordifoliae* O. Bolòs 1954

Al. *Rosmarino-Ericion multiflorae* Br.-Bl. 1931

*Rosmarino-Lithospermetum fruticosi* Br.-Bl. 1924

Cl. *Thero-Brachypodietea* Br.-Bl. 1947

O. *Thero-Brachypodietalia* (Br.-Bl.) R. Molinier 1934

Al. *Thero-Brachypodion* Br.-Bl. 1925

*Brachypodio-Stipetum ibericae* O. Bolòs 1954  
typicum

*centaurietosum pulchelli* (=euphrasio-centaurietosum pulchelli Casas et Ninot 1989)

*Sedetum micrantho-sediformis* O. Bolòs et Masalles 1981

O. *Helianthemetalia guttati* Br.-Bl. 1940

Al. *Helianthemion guttati* Br.-Bl. 1931

*Helianthemetum guttati* Br.-Bl. (1931) 1940

### **3.2.2 Procés de reinventariació**

Tal i com ja hem destacat prèviament, a nivell metodològic el punt clau per a obtenir dades vàlides és fer una bona interpretació de tota la informació continguda en els inventaris originals del 1985, per tal de portar a terme una reinventariació el més acurada possible que permeti extreure conclusions vàlides. En aquest procés resulta fonamental fer una bona interpretació de la informació continguda a la capçalera de cada inventari: data de mostreig, descripció de cada indret, altitud i exposició, i altres comentaris. Treballant amb inventaris de vegetació presos amb la cura suficient es pot assumir com a factible arribar a ressituar amb precisió cada punt. No obstant això, en el cas particular d'aquest estudi, la possibilitat de comptar amb la participació de l'autora original dels inventaris afegeix un grau de fiabilitat que ajuda a poder deixar de banda possibles fonts d'error relacionades amb aquest pas.

Per tal d'obtenir una posició geogràfica el màxim de precisa dels punts originals de mostreig es va fer una georeferenciació preliminar damunt d'ortofotografies en una base de dades de SIG. Una primera fase del treball de camp va servir per a verificar cadascuna d'aquestes posicions geogràfiques, amb la intenció de modificar-les, ajustar-les i finalment donar-les com a definitives o descartar-ne la validesa.

Inicialment es varen prendre en consideració 143 inventaris realitzats en l'estudi original. Després de la primera fase exploratòria alguns varen ser descartats, fonamentalment per pèrdua deguda a reforestació de l'espai i destrucció de l'espai per activitats antròpiques.

Això deixa un total de 136 inventaris sobre els que s'ha treballat (taula 3.2) en la segona fase de treball camp. Aquesta ja és pròpiament la confecció dels nous inventaris, que va ser feta en el transcurs dels mesos d'abril i agost del 2015, prenent en consideració les dates dels inventaris originals per tal d'evitar possibles divergències derivades d'aspectes purament fenològics. L'extensió de territori inventariada també es va prendre en funció de la que constava als inventaris originals.

**Taula 3.2.** Associacions i subassociacions a les que s'assignen els inventaris originals, amb la seva codificació corresponent per a facilitar el tractament de dades posterior. Fem constar el nombre d'inventaris originals per a cadascuna d'elles en el treball de Casas, 2008, així com el nombre de reinventariacions que ha estat possible realitzar.

Associació o subassociació	Codi	Núm d'inventaris originals	Núm. d'inventaris reinventariats
Euphrasio-Plantaginetum mediae	EuPI	12	10
Plantagini-Aphyllanthesum	PIAp	22	22
Brachypodio-Aphyllanthesum typicum	BrApTy	18	18
Brachypodio-Aphyllanthesum stipetosum ibericae	BrApSt	18	18
Brachypodio-Aphyllanthesum brachypodietosum retusi	BrApBr	15	15
Thymo-Globularietum cordifoliae	ThGl	7	7
Brachypodio-Stipetum ibericae typicum	BrStTy	10	9
Brachypodio-Stipetum ibericae centauretiosum pulchelli	BrStCe	22	18
Sedetum micrantho-sediformis	SeSe	7	7
Helianthemum guttati	HeGu	9	9
Rosmarino-Lithospermetum	RoLi	3	3

### 3.2.3 Adequació dels llistats de tàxons dels inventaris

Els llistats de tàxons de treball definitius van ser revisats per tal de poder detectar i dirimir possibles errors o divergències degudes a la utilització de sinònims per referir-se a una mateixa espècie. La nomenclatura dels tàxons es va unificar prenent com a criteri la versió més acceptada actualment per a cada cas (Bolòs & Vigo, 1984-2001). Tots aquells tàxons identificats només a nivell de gènere van ser exclosos de les llistes finals, per tal d'evitar falses coincidències de tàxons diferents entre el mostreig nou i l'antic.

Els valors de recobriment, registrats als inventaris en l'escala de Braun-Blanquet, es van transformar en percentatges de recobriment, per tal de poder disposar de valors que poguessin ser directament comparables en una escala lineal. Es van tenir en compte els valors següents per a procedir a la transformació de cada categoria: (+ = 1%; 1 = 5%; 2 = 15%; 3 = 37,5%; 4 = 62,5%; 5 = 87,5%).

Per a cadascuna de les espècies presents en alguna de les llistes es van afegir tres camps d'informació. En primer lloc, la seva forma vital segons Raunkiaer (1934). En segon lloc, els valors d'Ellenberg (Ellenberg, 1974; Schaffers *et al.*, 2000) respecte a la humitat edàfica i el nivell de nitrificació propis de cada espècie, els quals indiquen els nivells òptims que les espècies presenten dins d'aquests gradients. Aquests valors van ser extrets de la "French Flora Database"



(Julve, 1998); aquesta base de dades està considerada com a notablement completa per a la flora ibèrica, no obstant no és possible trobar-hi especificats tots els tàxons amb els que treballarem. Els valors d'Ellenberg es classifiquen en una escala pròpia de cada un dels factors que representen; pel que fa a la humitat edàfica es classifiquen els requeriments sobre una escala de 1 a 12, sent 1 el valor per a condicions més xeròfiles i 12 les més mesòfiles. Respecte al nivell de nitrificació es classifiquen en una escala de 1 a 9, sent 1 el valor més oligotròfic i 9 el més eutròfic.

### 3.2.4 Anàlisi de les dades

Prèviament al tractament de les dades es varen definir les "unitats d'estudi", amb la finalitat d'obtenir elements que puguin ser conceptualment comparables en les anàlisis estadístiques posteriors. En aquest sentit, els inventaris es van agrupar en funció de la categoria sintaxonòmica a la que van ser assignats a l'estudi original. Així doncs, els inventaris de 1985 s'agrupen seguint criteris fitosociològics, però les unitats d'estudi creades a partir dels inventaris de 2015 poden integrar inventaris que pertanyin a sintàxons diferents. Finalment acabem obtenint 22 unitats d'estudi, 11 per al 1985 i 11 d'equivalents per al 2015 (codificats a la taula 3.2).

Una vegada definides les unitats, s'han establert els llistats de tàxons propis de cada unitat. La confecció de les unitats d'estudi bàsiques es completa calculant, per a cada tàxon de la llista, un valor mitjà de cobertura (obtingut a partir de les cobertures que presentin en els inventaris que conformen cada unitat).

Finalment, sobre les unitats d'estudi s'han calculat els següents paràmetres:

- a) La riquesa específica mitjana dels inventaris que conformen cada unitat (mitjana i desviació estàndard).
- b) La distribució de les formes vitals de Raunkiaer dins de cada unitat.
- c) Els valors mitjans d'Ellenberg per als llistats totals de tàxons.
- d) L'índex de Shannon-Wiener ( $H$ ) de diversitat (Shannon & Weaver, 1949; Spellerberg & Fedor, 2001):

$$H = - \sum p_i (\log_{10} p_i)$$

On  $p_i$  és la proporció de cobertura per a cada tàxon.

- e) L'índex de similaritat de Sørensen ( $S$ ) entre les parelles d'unitats equivalents per als dos anys (1985 i 2015):

$$S = 2a / (2a + b + c)$$

On  $a$  és el número de tàxons comú entre els dos anys,  $b$  és el número de tàxons que només apareix el 1985, i  $c$  el dels que són només presents als llistats del 2015. El resultat és un índex que es mou en un rang entre 0 i 1, sent 1 el valor que indica la màxima similaritat entre les unitats comparades.

Un altre dels paràmetres que s'ha calculat és la diferència entre els tàxons que suposen més d'un 5% de cobertura dins de cada unitat d'estudi, comparant els dos anys de mostreig. Les diferències entre les cobertures mitjanes d'aquests tàxons es van avaluar a partir del test no-paramètric de Wilcoxon (Quinn & Keough, 2002), després de comprovar la normalitat de les dades a partir del test de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk 1965).

Per altra banda, es va realitzar una estandardització de les dades de cobertura a partir de la transformació de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001), com a base per a fer a continuació una Anàlisi de Components Principals amb rotació *varimax* (ACP) i una anàlisi *cluster* que pogués ser visualitzada com a dendrograma. L'Anàlisi de les Components Principals (ACP), que també es va aplicar a la totalitat de les unitats d'estudi, persegueix la mateixa finalitat de permetre establir una interpretació de la intensitat i direcció dels canvis entre elles.

El tractament estadístic es va fer utilitzant el *software* de IBM *SPSS Statistics 23*.

### 3.3 Resultats

#### 3.3.1 Canvis en la riquesa i en la composició específica

Prenent en consideració els 136 inventaris aptes per a ser reinventariats i el criteri inicial de selecció de tàxons que hem establert, el llistat global de tàxons per al mostreig de 1985 és de 291, i de 218 per al de 2015. Sobre aquests llistats de tàxons es va fer necessari aplicar un segon criteri de selecció, per a destriar-ne aquells que poguessin induir a esbiaixar els resultats finals. De manera que s'han exclòs els teròfits de la llista, donat que es tracta de plantes anuals de cicle ràpid, i que la seva presència es pot veure significativament afectada per les condicions meteorològiques puntuals de cada any de mostreig.

Tot i que alguns d'aquests teròfits són fitosociològicament determinants per a definir l'adscripció sintaxonòmica de les comunitats vegetals estudiades el 1985, tenir-los en compte suposaria incorporar una possible font d'error en la comparativa dels dos mostrejors, la presència de teròfits a les llistes finals pot estar accentuant diferències en la composició que no són degudes a canvis relacionats amb els motors de canvi que explorem, sinó a les condicions meteorològiques particulars de cada any (Chytrý *et al.*, 2014). Aplicant aquest criteri, el llistat final de taxons sobre el que treballem és de 207 per al 1985, i de 177 per al 2015.

La diversitat mitjana de tàxons de totes les unitats d'estudi disminueix, excepte en el cas dels inventaris que al 1985 es van assignar a l'*Helianthemum guttati*, que mostren una lleugera tendència a l'alça (taula 3.3). Aquesta caiguda en el nombre de tàxons és més gran quan es tracta d'inventaris relacionats amb les comunitats més mesòfiles, com per exemple les de l'*Euphrasio-Plantaginetum mediae* i el *Plantagini-Aphyllanthesum*, seguides per altres associacions i subassociacions de l'*Aphyllanthion*. En tots aquests casos, les variacions en la mitjana d'espècies segueix un patró semblant a la variació que experimenta l'índex de Shannon-Wiener (taula 3.3).

La pèrdua de tàxons, en termes absoluts, és menys important en els inventaris que al 1985 pertanyien a comunitats de l'aliança *Thero-Brachypodion*. Tot i això, en aquests casos els índexs de diversitat de Shannon-Wiener mostren lleugeres tendències a l'alça, excepte en el cas de *Brachypodio-Stipetum ibericae typicum* (amb una caiguda de 12,40 tàxons de mitjana, i un índex de Shannon-Wiener que passa de 2,54 a 2,19). Els inventaris de les unitats de *Helianthemum guttati* i *Rosmarino-Lithospermetum fruticosi* també mostren lleugers increments en aquest índex. (taula 3.3)

**Taula 3.3.** Paràmetres calculats per a cadascuna de les unitats d'estudi (mitjanes i desviacions estàndards): nombre d'espècies, variació d'aquestes mitjanes durant el període 1985-2015, l'índex de Shannon-Wiener i índex de similaritat de Sørensen (per desxifrar els codis de les comunitats vegeu la taula 3.2).

Codi de comunitat	Núm. d'espècies		Variació en la mitjana 1985-2015	Índex de Shannon-Wiener		Índex de similaritat de Sørensen
	1985	2015		1985	2015	
EuPI	37,70 ± 4,62	15,9 ± 3,90	-21,80	2,80 ± 0,28	1,84 ± 0,53	0,51
PIAp	42,55 ± 5,40	18,55 ± 5,89	-24,00	2,97 ± 0,34	1,94 ± 0,41	0,60
BrApTy	31,89 ± 6,80	19,56 ± 4,62	-12,33	2,62 ± 0,25	2,19 ± 0,32	0,66
BrApSt	31,06 ± 4,08	19,44 ± 4,88	-11,62	2,68 ± 0,24	2,26 ± 0,41	0,74
BrApBr	32,6 ± 4,60	17,73 ± 2,79	-14,87	2,63 ± 0,20	1,94 ± 0,28	0,71
ThGI	30,14 ± 3,98	16,43 ± 6,21	-13,71	2,28 ± 0,13	2,17 ± 0,38	0,62
BrStTy	30,44 ± 4,13	18,00 ± 4,12	-12,44	2,54 ± 0,33	2,19 ± 0,35	0,67
BrStCe	15,89 ± 7,14	13,11 ± 4,81	-2,78	1,79 ± 0,56	1,84 ± 0,45	0,53
SeSe	11,86 ± 3,98	8,57 ± 2,57	-3,29	1,27 ± 0,49	1,49 ± 0,41	0,52
HeGu	8,78 ± 1,92	9,33 ± 4,09	0,55	1,30 ± 0,46	1,48 ± 0,57	0,41
RoLi	24,33 ± 3,79	19,67 ± 4,04	-4,66	1,99 ± 0,22	2,10 ± 0,13	0,72

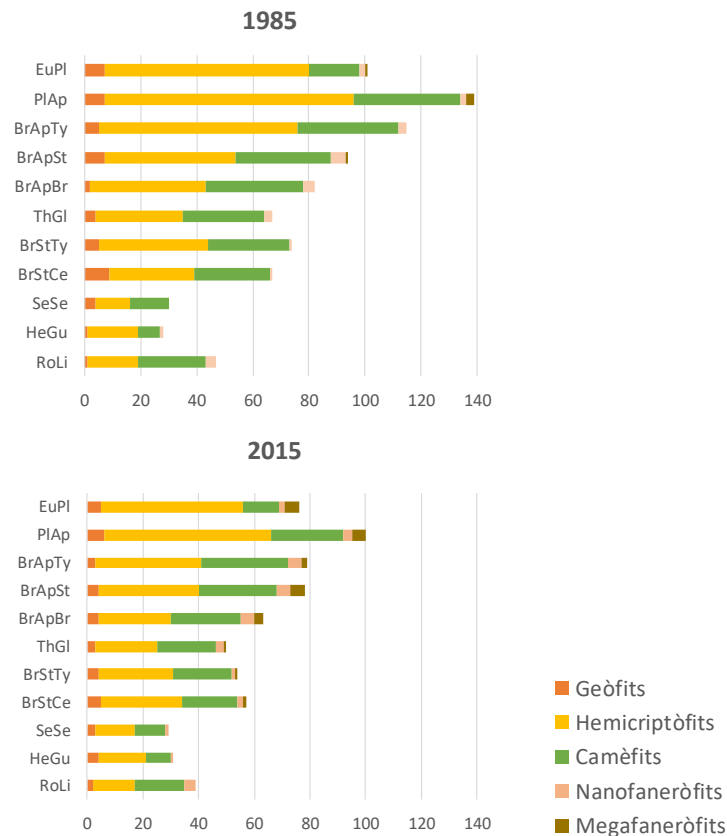
El valor global per a l'índex de similaritat de Sørensen entre els dos mostrejos és de 0,63. Mentre que els inventaris de *Helianthemum guttati* són la única unitat d'estudi que no mostra un declivi en la seva mitjana de riquesa específica, aquesta destaca per mostrar el valor més baix de similaritat (0,41 a l'índex de Sørensen). Totes les unitats d'estudi que representen el que prèviament eren les tres subassociacions de *Brachypodio-Aphyllanthesetum*, la de *Brachypodio-Stipetum ibericae typicum*, i també la de *Rosmarino-Lithospermetum* acaben obtenint similaritats semblants al valor global de similaritat, entre 0,60 i 0,72. Les altres unitats d'estudi es caracteritzen per presentar valors de similaritat lleugerament inferiors al valor global (taula 3.3).

En l'anàlisi de les formes vitals de Raunkiaer (geòfits, hemicriptòfits, camèfits, nanofaneròfits i megafaneròfits) (Raunkiaer, 1934) es va considerar que aquestes formes vitals reflecteixen trets biològics que poden ser directament enllaçats amb les característiques de les dinàmiques de canvi que s'han observat en el capítol anterior, les quals poden afectar les

pastures de la Plana de Vic. Cal matisar que en el cas dels megafaneròfits aquests tàxons van ser detectats sempre en estadis juvenils del seu cicle. Coincidint amb el que és habitual en aquesta tipologia de comunitats, hemicriptòfits i camèfits són les formes vitals dominants en ambdós anys (figura 3.1). Quan comparem, per a cada unitat d'estudi, les llistes de tàxons originals (1985) amb les del nou mostreig (2015), es constata una disminució important dels hemicriptòfits, la qual està molt relacionada amb el declivi de la riquesa específica, sent especialment notable als *Euphrasio-Plantaginetum mediae* i entre les associacions i subassociacions d'*Aphyllanthion* (figura 3.1). La resta de formes vitals hi tenen menys presència, no obstant resulta remarcable veure com apunten algunes tendències en sentits oposats: mentre els geòfits disminueixen la seva presència, els nanofaneròfits i els megafaneròfits mostren tendències a l'alça en algunes unitats d'estudi.

La mitjana global dels valors d'Ellenberg indicadors d'humitat edàfica per als tàxons amb els que treballem registra una lleugera baixada, de 4,17 fins a 4,06, en el transcurs del període de 30 anys que prenem en consideració. En ambdós casos prenen valors mitjans de mesoxerofília, sense que difereixin d'una manera destacable. Separant els tàxons en funció de la seva presència als dos mostresjos o si, per contra, són presents només en un d'ells, la mitjana dels valors d'humitat edàfica pels tàxons comuns ( presents al 1985 i al 2015) és de 3,97; mentre que la mitjana pels tàxons exclusius del 1985 és de 4,77, i de 4,14 per la llista de tàxons només presents al 2015. Els valors obtinguts en els tres casos són indicadors de mesoxerofília.

En relació al nivell tròfic, el valor mitjà obtingut per a tots els tàxons del 1985 és de 3,84, i de 4,19 pels de 2015; en els dos casos corresponen a valors aproximadament indicadors de mesooligotròfia. Pels tàxons comuns als dos anys, el valor mitjà és també de 3,84, un valor que no dista gaire del resultat per a la mitjana dels tàxons exclusius del 1985 (3,88, aproximadament valors de mesooligotròfia). En canvi, el valor mitjà dels tàxons exclusius del 2015 és 5,44, un valor netament superior al valor mitjà i indicador de mesotròfia.



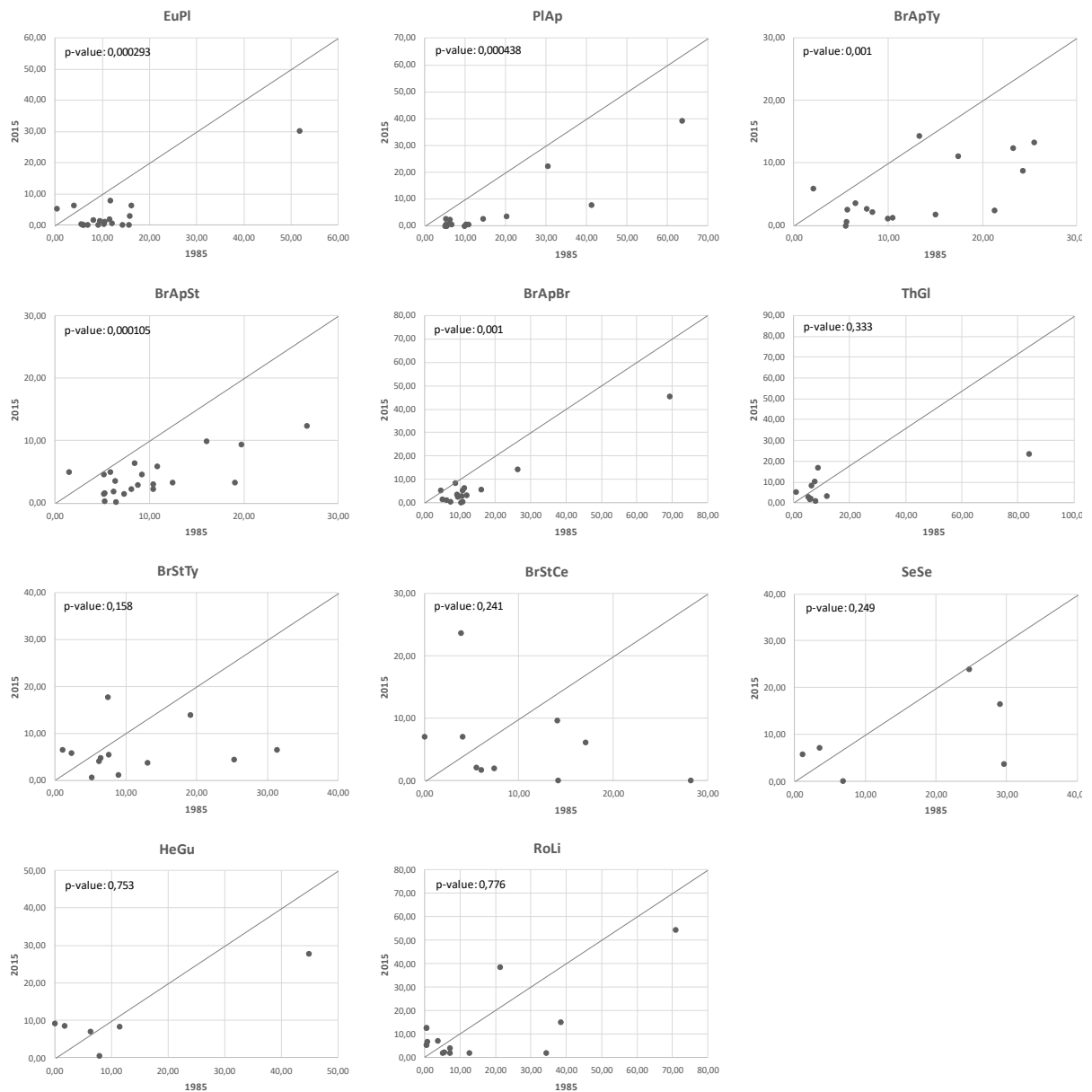
**Figura 3.1.** Nombre de tàxons de geòfits, hemicriptòfits, camèfits, nanofaneròfits i megafaneròfits als llistats de tàxons pròpis de cada unitat d'estudi. Codificació de les unitats a la taula 3.2.

### 3.3.2 Canvis en la cobertura dels tàxons dominants

Les formes vitals dels tàxons seleccionats perquè presenten valors de cobertura mitjana superiors al 5% en alguna de les unitats d'estudi considerades són, en la majoria dels casos, hemicriptòfits i camèfits. Només hi ha un geòfit, *Dipcadi serotinum*, que presenta valors mitjans de cobertura superior al 5% en alguna unitat d'estudi, i només tres nanofaneròfits superen aquest llindar: *Rosmarinus officinalis*, *Genista scorpius* i *Ononis tridentata*.

L'evolució de la cobertura dels tàxons dominants (amb cobertura mitjana superior al 5%) a cada unitat d'estudi (figura 3.2) mostra un mateix patró de canvi que va en paral·lel amb altres índexs de biodiversitat analitzats prèviament, i que en els resultats per a les comunitats més mesòfiles semblen reflectir canvis més grans. El test de Willcoxon ressalta diferències significatives entre les unitats de l'*Euphrasio-Plantaginetum mediae*, les del *Plantagini-Aphyllanthesum*, i entre les associacions i subassociacions de l'*Aphyllanthion* (excepte en les de *Thymo-Globularietum cordifoliae*).

III. Canvis en la composició florística de les pastures de la Plana de Vic al llarg d'un període de 30 anys (1985-2015)



**Figura 3.2.** Comparació entre 1985 i 2015 dels tàxons amb una cobertura mitjana superior al 5%, per a cadascuna de les unitats d'estudi. En cada cas es detalla el p-valor obtingut a través del test de Wilcoxon per comprovar si existeix diferència significativa entre les cobertures mitjanes dels tàxons més abundants. Codificació dels noms de les unitats a la taula 3.2.

### 3.3.3 Gradients de variació entre unitats d'estudi

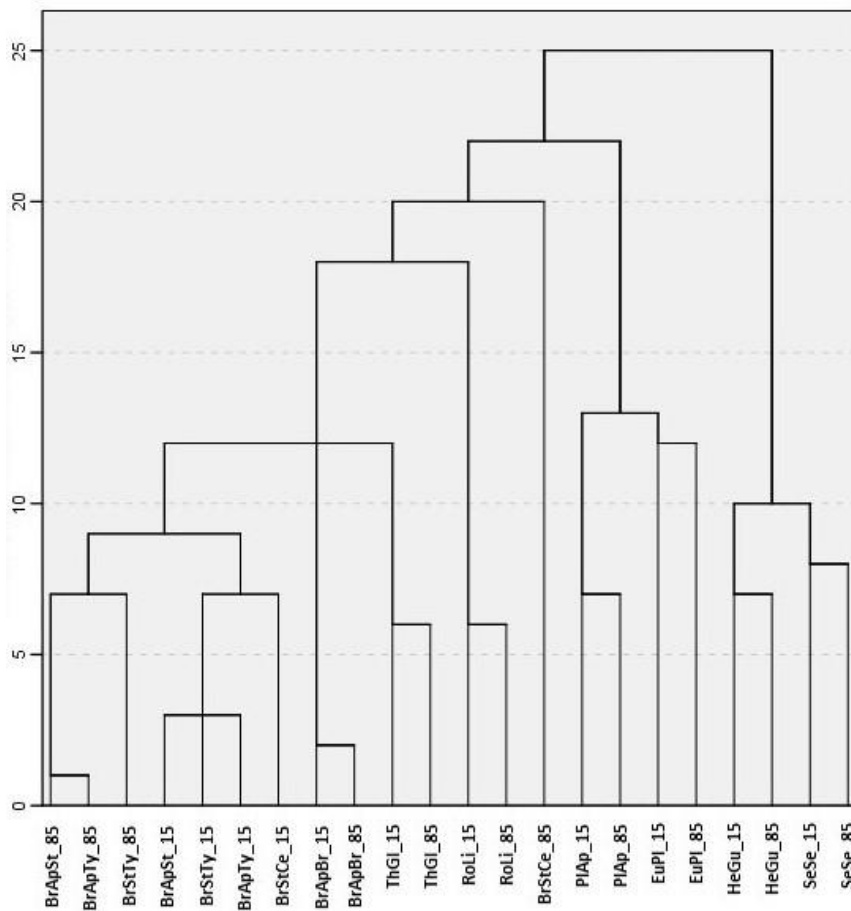
L'anàlisi *cluster*, elaborat en base a les distàncies de Hellinger, s'ha aplicat a totes les unitats d'estudi amb les que treballem, incloent en una mateixa anàlisi les unitats de cada període de mostreig (1985 i 2015) (figura 3.3). La representació dels resultats obtinguts en aquesta anàlisi en un dendrograma, i la situació de cada unitat sobre aquest, permet visualitzar la magnitud i la direcció del canvi que han patit al llarg del període de temps que va de 1985 a 2015. Un dendrograma final en el que totes i cadascuna de les unitats d'estudi acabessin agrupades amb les seves unitats equivalents donaria indicis d'estar reflectint una situació d'estabilitat entre els dos anys de mostreig. Per contra, les variacions que es produeixen respecte a aquesta distribució "ideal" dels grups del dendrograma facilita la interpretació i la exploració dels canvis que hagin pogut ocórrer.

La majoria de les unitats d'estudi s'agrupen amb la seva equivalent per als dos moments de mostreig (1985 i 2015), excepte en tres casos que no segueixen aquest patró; és el cas de les subassociacions *typicum* i *stipetosum ibericae* de *Brachypodio-Aphyllanthesum* per una banda, i *Brachypodio-Stipetum ibericae centaurietosum pulchelli* per l'altra (figura 3.3).

Les dues primeres components de l'Anàlisi de Components Principals (ACP) expliquen el 35,67% de la variància: un 21,34% la primera i un 14,33% la segona. Degut a la naturalesa de les dades sobre les quals estan construïdes (llistats de tàxons i dades de cobertura) en podem fer una interpretació biològica dels seus significats a partir del coneixement dels tàxons que les defineixen de manera més important.

Aquesta interpretació de les components, a partir de les característiques de les atribucions ecològiques dels tàxons que hi són més rellevants, podria suggerir que la primera està relacionada amb un gradient de mesofília/xerofília (taula 3.4). La segona component no es pot associar exclusivament a un sol fenomen, sinó que es pot interpretar com una combinació entre ruderalització i progrés successional, especialment pel pes que hi tenen tàxons com *Arctium minus*, *Rumex crispus*, *Urtica dioica*, *Clematis vitalba* o *Ulmus minor* (taula 3.4). Aquests tàxons de caràcter ruderal i forestal en un extrem es contraposen a altres que són pròpiament característics de prats i pastures, situats a l'extrem oposat de la composició d'aquesta segona component.





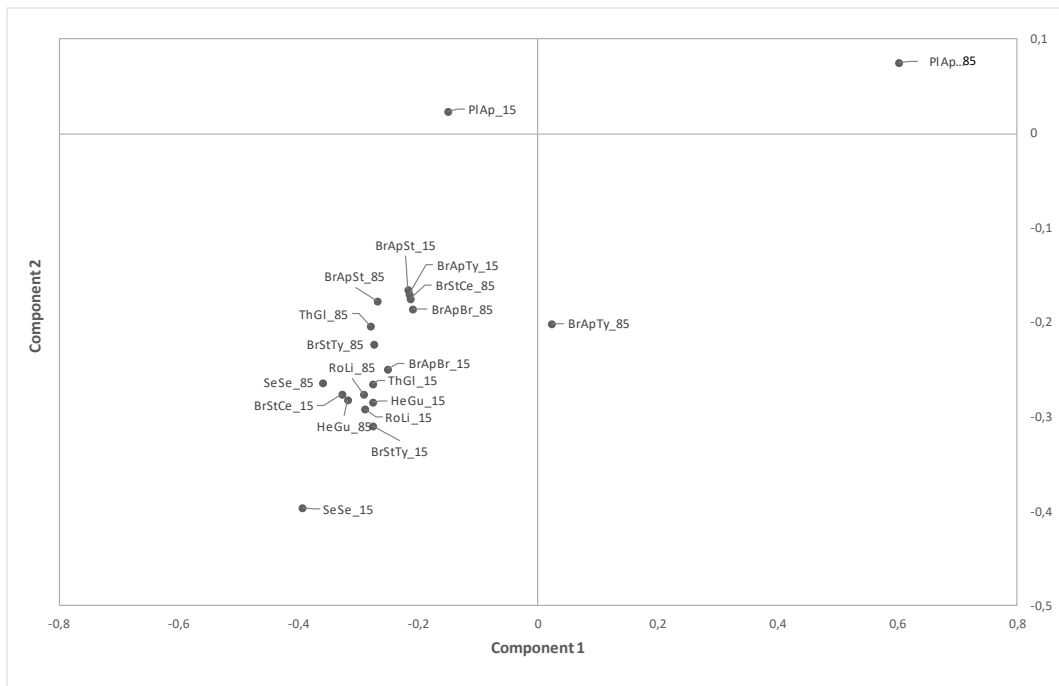
**Figura 3.3.** Anàlisi cluster elaborat en base a distàncies de Hellinger entre totes les unitats d'estudi, corresponents als dos anys de mostreig, 1985 i 2015. Codificació dels noms de les unitats a la taula 3.2.

En la distribució de les unitats d'estudi sobre les dues primeres components del ACP s'observa un desplaçament desigual de les unitats sobre el primer eix (figura 3.4): les unitats del 2015 de l'*Euphrasio-Plantaginetum mediae*, *Plantagini-Aphyllanthesum* i *Brachypodio-Aphyllanthesum* subass. *typicum* mostren un clar desplaçament cap a valors negatius (conseqüència de la pèrdua de pes de tàxons mesòfils en la seva composició florística i en els seus valors de cobertura). Les unitats de *Brachypodio-Stipetum ibericae* subass. *centaurietosum pulchelli* i la de *Brachypodio-Aphyllanthesum* subass. *brachypodietosum retusi* mostren un desplaçament cap a valors negatius molt més lleuger que les anteriors. Les altres unitats es mantenen en posicions similars quan es comparen les parelles d'unitats equivalents entre anys.

**Taula 3.4.** Coordenades dels tàxons més influents en les dues components principals obtingudes en la ordenació de components principals.

Tàxons	Component		Tàxons	Component	
	1	2		1	2
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,947	-0,085	<i>Hieracium pilosella</i>	0,206	0,728
<i>Taraxacum officinale</i>	0,935	-0,088	<i>Hippocrepis comosa</i>	0,028	0,722
<i>Poa pratensis</i>	0,915	-0,312	<i>Carex caryophyllea</i>	0,408	0,718
<i>Pimpinilla saxifraga</i>	0,907	0,222	<i>Coronilla minima</i>	0,545	0,692
<i>Viola hirta</i>	0,907	-0,076	<i>Veronica austriaca</i>	0,438	0,656
<i>Stachys officinalis</i>	0,889	-0,134	<i>Bromus erectus</i>	0,607	0,638
<i>Thymus serpyllum</i>	0,869	-0,287	<i>Carex humilis</i>	-0,011	0,636
<i>Daucus carota</i>	0,868	-0,100	<i>Ononis pusilla</i>	0,113	0,63
<i>Salvia pratensis</i>	0,867	-0,170	<i>Genista hispanica</i>	0,451	0,627
<i>Centaurea jacea</i>	0,863	-0,336	<i>Phleum phleoides</i>	0,371	0,625
<i>Scabiosa columbaria</i>	0,859	0,285	<i>Thesium humifusum</i>	0,246	0,61
<i>Picris hieracioides</i>	0,854	-0,163	<i>Filipendula vulgaris</i>	0,372	0,607
<i>Helianthemum nummularium</i>	0,845	0,403	<i>Viola alba</i>	0,434	0,606
<i>Trifolium pratense</i>	0,842	0,064	<i>Galium pumilum</i>	0,709	0,600
<i>Festuca rubra</i>	0,842	0,047	<i>Dorycnium hirsutum</i>	0,350	0,599
(...)			(...)		
<i>Atractylis humilis</i>	-0,406	0,108	<i>Convolvulus arvensis</i>	0,499	-0,651
<i>Teucrium polium</i>	-0,416	0,298	<i>Rubus ulmifolius</i>	0,452	-0,652
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	-0,419	0,292	<i>Centaurea scabiosa</i>	0,526	-0,666
<i>Brachypodium retusum</i>	-0,439	0,081	<i>Urtica dioica</i>	0,486	-0,668
<i>Plantago albicans</i>	-0,454	-0,029	<i>Ulmus minor</i>	0,486	-0,668
<i>Echinops ritro</i>	-0,460	0,161	<i>Rosa canina</i>	0,486	-0,668
<i>Argyrolobium zanonii</i>	-0,467	0,255	<i>Helleborus foetidus</i>	0,486	-0,668
<i>Koeleria vallesiana</i>	-0,472	0,473	<i>Festuca pratensis</i>	0,486	-0,668
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	-0,477	0,298	<i>Cynodon dactylon</i>	0,486	-0,668
<i>Helianthemum apenninum</i>	-0,482	0,215	<i>Cirsium arvense</i>	0,486	-0,668
<i>Coris monspeliensis</i>	-0,509	0,291	<i>Campanula trachelium</i>	0,486	-0,668
<i>Helichrysum stoechas</i>	-0,513	0,219	<i>Bromus ramosus</i>	0,486	-0,668
<i>Helianthemum italicum</i>	-0,528	0,279	<i>Asparagus acutifolius</i>	0,486	-0,668
<i>Fumana ericoides</i>	-0,562	0,141	<i>Arctium minus</i>	0,486	-0,668
<i>Convolvulus canthabrica</i>	-0,581	-0,276	<i>Rumex crispus</i>	0,413	-0,669
<i>Thymus vulgaris</i>	-0,748	-0,010	<i>Clematis vitalba</i>	0,521	-0,675

Respecte al segon eix (figura 3.4), set unitats d'estudi experimenten entre el 1985 i 2015 desplaçaments petits o moderats cap a valors negatius. L'*Helianthemum guttati* no mostra una variació apreciable, i dues unitats (les subassociacions *typicum* i *stipetosum ibericae* del *Brachypodio-Aphyllanthesetum*) mostren lleus moviments cap a valors positius. La unitat de l'*Euphrasio-Plantaginetum mediae* mereix una menció especial, degut a que presenta un canvi de posició molt remarcable i en un sentit oposat al del que experimenten la majoria de les altres unitats. La prominent importància que alguns tàxons prenen en la definició d'aquesta component explicarien aquesta distància exagerada entre aquesta unitat i les altres (tot i que les distàncies de Hellinger entre les unitats d'*Euphrasio-Plantaginetum mediae* i les altres unitats no són tan grans com es pot deduir a partir dels resultats de la ACP).



**Figura 3.4.** Ordenació de les unitats d'estudi de cadascun dels anys (1985 i 2015) sobre els dos primers eixos obtinguts en l'anàlisi de components principals. Ha calgut excloure *Euphrasio-Plantaginetum mediae* per evitar problemes de representació gràfica. Codificació dels noms de les unitats a la taula 3.2.

### **3.4 Discussió**

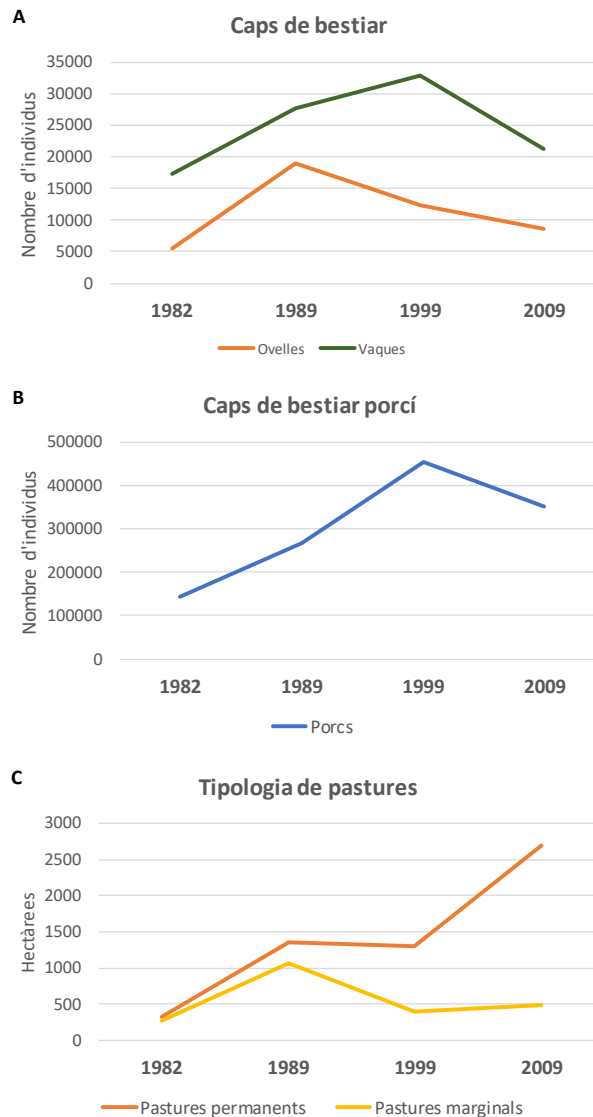
Alguns riscos i possibles fonts d'error en aquest tipus d'estudis, basats en la reutilització de dades d'estudis de vegetació antics, estan relacionats amb la geolocalització dels punts de mostreig, al biaix dels observadors o a altres diferències en el tipus de mostreig (Michalková *et al.*, 2011). En el cas del present estudi, la participació de l'autora dels inventaris originals ha estat un factor clau en la minimització d'aquestes possibles fonts d'error, tot i que cal fer constar que els inventaris del mostreig de 1985 ja disposaven d'una descripció prou acurada que en permetia identificar la seva posició amb un grau d'exactitud molt notable.

Hi ha algunes dades que ajuden a clarificar amb quina direcció i intensitat ha evolucionat el model d'explotació ramadera d'aquesta zona en les darreres tres dècades, partint d'usos més tradicionals que van ser determinants en la confecció del seu paisatge fins arribar a la situació actual (figura 3.5). Les explotacions agrícoles de la Plana de Vic habitualment han inclòs usos específics destinats a aprofitar determinades zones marginals poc productives, ja sigui per motius relacionats amb la seva pendent o per la remarcable pobresa dels seus sòls. Tradicionalment tenien com a finalitat principal ser explotades per ramats d'ovelles i, en menor mesura, per bestiar boví. També hi ha hagut certa presència de ramats de cabres i cavalls, si bé apareixen d'una forma molt més puntual.

Prenent com a referència les dades dels Censos Agraris dels anys 1982, 1989, 1999 i 2009, disponibles a IDESCAT (2016b), dels termes municipals en els que es troben localitzats els punts de mostreig reinventariats (Calldetenes, Folgueroles, Gurb, Les Masies de Roda, Les Masies de Voltregà, Malla, Manlleu, Santa Eugènia de Berga, Seva, Taradell, Tavèrnoles, Tona i Vic) l'indicador que exemplifica millor el canvi de model econòmic del sector primari és l'augment de la cabana porcina, majoritàriament en explotacions de tipus intensiu, i que només mostra signes de frenada en el període 1999-2009 (figura 3.5) degut a la implementació legal d'alguns nous estàndards de benestar animal que van obligar a reduir notablement la densitat de caps de bestiar de moltes explotacions. En paral·lel a l'augment de caps de bestiar porcí, també hi ha un augment significatiu en el nombre de caps de bestiar boví no estabulat, que també mostren un cert decreixement en l'últim període de deu anys, conseqüència directa de modificacions en les quotes lleteres imposades per la UE, i que van forçar-ne la reducció.

Els ramats de bestiar oví han tingut una tendència diferent: tot i que durant el període 1982-1989 arriben a gairebé quadruplicar-se en volum total de caps (figura 3.5), a partir d'aquell

moment mostren un declivi continuat a les dades dels censos posteriors; això denota la seva pèrdua de pes específic com a activitat econòmica a la Plana de Vic i al seu entorn.



**Figura 3.5.** Evolució del nombre de caps de bestiar oví i boví (A); del nombre de caps porcins (B) i de les pastures permanents i marginal a la Plana de Vic durant el període 1982-2009. Dades elaborades a partir dels censos agraris disponibles a IDESCAT.

Un segon element indicatiu que podem extreure de les dades del Cens Agrari és el de superfícies on hi consta oficialment que s'hi fa algun tipus d'activitat de pastura: pastures permanents o pastures marginals. Les pastures permanents sovint corresponen a antics camps de conreu condicionats com a pastura o bé a espais creats per aquesta funció; però a la part baixa de la Plana de Vic és molt freqüent trobar-ne ocupant l'entorn o una part considerable d'alguns turons testimoni, en espais prèviament ocupats per alguns dels tipus de comunitat

vegetal que prenem en consideració en aquest estudi. Aquest tipus d'espais són majoritàriament utilitzats per pastura extensiva de vaques. En segon lloc, ens fixem en el que als censos està considerat com a "zones de pastura marginals", les quals engloben tot aquell conjunt de superfícies poc productives però que tradicionalment eren sotmeses a una explotació més o menys constant per part de ramats d'ovelles, de les que hem parlat anteriorment.

Aquests dos tipus de model mostren tendències oposades: mentre que la superfície útil de pastures marginals es va reduint en paral·lel a la disminució de caps de bestiar oví, la superfície de pastures permanents dedicades al bestiar boví augmenta substancialment. La caiguda en el nombre de caps de bestiar del decenni 1999-2009 no ha suposat una disminució en el nombre d'hectàrees destinades a donar-los cabuda, sinó al contrari, guanyen cada vegada més espai (figura 3.5). Així doncs, podem presuposar que el canvi de model econòmic va directament relacionat, principalment, amb dos processos: 1) l'abandonament d'uns espais, i 2) la sobreexplotació ramadera.

Tota l'àrea d'estudi que és objecte de la nostra atenció s'ha vist afectada, de forma més o menys uniforme, pels mateixos motors de canvi. Les comunitats vegetals de les pastures seminaturals que hi trobem responen a diferents condicions, que van des de comunitats de perfil genuïnament mediterrani fins a d'altres que són clarament submediterrànies. Davant aquesta combinació, és acceptable plantejar que una resposta uniforme o irregular d'aquestes comunitats davant el canvi pot ser presa com a indicadora de la seva resiliència ecològica en front als motors que impulsen aquest canvi. La resiliència ecològica és un procés complex en el que diversos factors actuen conjuntament per a determinar la situació particular de cada indret (Holling, 1986; Gunderson & Holling, 2002). Alguns estudis (Davies & Bodart, 2015; Sidiropoulou *et al.*, 2015) remarquen l'evidència que l'explotació d'aquestes pastures per a usos ramaders té un efecte determinant sobre la composició de la vegetació (Boulanger *et al.*, 2015), mentre que per la seva banda les tendències derivades del fenomen de l'escalfament global resten menys clars. La resiliència ecològica és generada per la superposició de funcions que operen a diferents escales i que es reflecteixen en les característiques de les espècies que integren l'ecosistema (Peterson *et al.*, 1997), conseqüentment podem traçar les línies principals d'aquests processos i avaluar-ne l'evolució a partir d'anàlisis quantitatives i qualitatives dels canvis en el temps de l'estructura de la biodiversitat.

Un primer resultat evident d'aquest estudi és que hi ha una pèrdua de diversitat generalitzada en totes les unitats d'estudi, excepte per als inventaris de l'*Helianthemetum*

*guttati* (taula 3.3). No obstant això, només en aquelles unitats amb una caiguda mitjana més alta del nombre de tàxons també s'hi registra una baixada del seu valor per a l'índex de diversitat de Shannon-Wiener. Considerant els condicionants ecològics coneguts que determinen les comunitats del 1985 (Casas, 2008), els nostres resultats suggereixen que l'empobriment en la biodiversitat vegetal dels nostres punts de mostreig, pot estar relacionat amb el gradient dels requeriments d'humitat edàfica que necessiten per a establir-se. Així doncs, podem extrapolar dels nostres resultats que l'empobriment és més remarcable als ambients més mesòfils, mentre que en les comunitats més xeròfiles la disminució no és tan acusada.

La diversitat també pot disminuir en ambients sotmesos a noves condicions degut a la desaparició d'espècies ben adaptades a l'equilibri ecològic inicial. La composició de les pastures de la Plana de Vic ha canviat al llarg del període que va des del 1985 al 2015; d'acord a la mesura de similaritat de l'índex de Sørensen, a nivell global (és a dir, prenent com a base els llistats totals de tàxons sobre els que s'ha treballat) la similaritat entre mostres és de 0'63, la qual cosa indica que a aquesta escala hi ha tot un grup notable de tàxons que persisteixen.

A nivell d'unitats d'estudi, la majoria d'unitats d'estudi presenten valors de similaritat propers al valor global, sense que es detecti cap gradient marcat entre comunitats mesòfiles i xeròfiles. Només escapen d'aquesta uniformitat dues de les comunitats més mesòfiles (*Euphrasio-Plantaginetum mediae* i *Brachypodio-Stipetum ibericae centauretiosum pulchelli*), amb valors lleugerament més baixos, així com les unitats que corresponen a comunitats pròpies d'indrets amb condicions edàfiques particulars (*Sedetum micrantho-sediformis*, *Helianthemum guttati* i *Thymo-Globularietum*) que presenten també valors més baixos de similaritat. És important remarcar que en cap d'aquestes unitats observem canvis significatius en la cobertura de les seves espècies dominants (figura 3.2). És una resposta esperable en comunitats que estan estructuralment dominades per un conjunt petit d'espècies ben adaptades a condicions específiques (*Globularia cordifolia*, *Sedum* spp, etc.), però en les que les espècies acompanyants es poden veure substituïdes amb facilitat quan l'ambient passa a estar sotmès a noves condicions. D'acord amb aquests indicadors de diversitat i pel sentit que hem atorgat al seu desplaçament sobre els eixos de l'ACP, els canvis en aquest tipus de comunitats poden ser atribuïts més a l'efecte del canvi en els usos ramaders de la zona (nitricació o sobrepastura per part de bestiar boví, segons el cas), més que no pas a una possible aridificació de l'espai.

Analitzant la composició de les unitats d'estudi en termes de formes vitals de Raunkiaer, (figura 3.1) observem caigudes remarcables en el nombre d'hemicriptòfits i camèfits, en les unitats on els indicadors de diversitat mostren una baixada més important, tal i com és esperable en aquesta tipologia de comunitats. Però, el detall més interessant que podem observar en aquests resultats és l'aparició i l'augment de cobertura de faneròfits que eren absents el 1985, es tracta d'un factor amb una clara implicació dinàmica, degut a que la seva aparició enllaça directament amb els processos abastament coneguts de successió de la vegetació de la regió (Bolòs, 1959). Aquest canvi en la composició de les formes vitals dels tàxons és un signe de canvi directament associable a l'abandonament de l'activitat ramadera que en permetia el seu manteniment. La tendència a l'establiment de la vegetació potencial de la Plana de Vic (majoritàriament *Buxo-Quercetum pubescentis*) sembla encara incipient, però clara. Això afecta especialment els indrets que el 1985 eren ocupats per les comunitats més mesòfiles, *Euphrasio-Plantaginetum mediae* i *Plantagini-Aphyllanthesum*, però el mateix fenomen afectaria també alguns llocs amb comunitats més accentuadament xeròfiles, com és el cas de *Brachypodio-Aphyllanthesum* subassociation *brachypodietosum retusi*, però que tindrien en comú el fet d'establir-se en llocs on el sòl adquireix un gruix més important i aptes per l'establiment de comunitats arbustives i arbòries.

Hem pres en consideració els valors de Ellenberg per a la humitat edàfica i pel nivell tròfic, tant a nivell global com desglossant les llistes entre tàxons coincidents entre els mostrejos o exclusius de cadascun dels anys estudiats. La variació dels valors mitjans per al total de les llistes de tàxons és mínima, situant-se al voltant del 4 en els dos casos, significa que la composició florística d'aquestes comunitats és de tipus mesoxeròfila i mesooligotròfica. El conjunt de tàxons persistents entre els dos mostrejos també es mouen a l'entorn d'aquests valors. Per contra, els resultats per als llistats de tàxons que són exclusius del mostreig del 2015 prenen un valor mitjà superior del valor d'Ellenberg per al nivell tròfic, podent-los considerar com a mesotròfics en el seu conjunt. Convé interpretar aquests resultats amb precaució, i no perdre de vista que la direcció d'aquests canvis pot ser deguda a les propietats intrínseques de la pròpia successió ecològica (Walker & Moral, 2003; Jírová *et al.*, 2012).

Així doncs, aquest canvi pot ser degut a la nitrificació de l'espai, però també pot ser un dels efectes derivats del progrés successional degut a l'abandonament d'activitats tradicionals. En casos com el que ens ocupa, i considerant com es desplaça cadascuna de les nostres unitats sobre la segona component de l'ACP, més aviat convé interpretar-lo com una combinació dels



dos factors, però donant sempre un pes preeminent al fenomen de la nitrificació. A la Plana de Vic la nitrificació dels sòls d'aquestes pastures és conseqüència de la seva utilització per a la ramaderia extensiva de forma intensa, més que no pas com a conseqüència de la coneguda utilització intensiva de fertilitzants orgànics (Otero *et al.*, 2009) o a altres efectes que s'han considerat com a rellevants en altres regions, com ara la deposició atmosfèrica (Dirnbök *et al.*, 2014).

Les diverses pastures pròpies del mosaic agrícola de la Plana de Vic donen signes de canvi quan comparem els inventaris del 1985 amb els del 2015, només aquells que pertanyien a *Rosmarino-Lithospermetum* (una comunitat que hem inclòs entre les analitzades, però que com ja hem indicat no es tracta pròpiament d'una pastura sinó una comunitat arbustiva), s'han mostrat moderadament estables en el temps. Però aquests canvis no afecten a tots els tipus de comunitats d'una forma similar: aquells punts que el 1985 van ser assignats a les comunitats més mesòfiles són les que mostren un canvi més intens pel què fa a diversitat (disminució del nombre d'espècies i substitució d'espècies) i estructura (canvis significatius en la cobertura de les espècies dominants i reclutament de nanofaneròfits), degut a que aquestes comunitats semblen estar afectades pels dos motors de canvi possibles que hem contemplat, tant el canvi de model d'explotació agrícola i ramadera de la zona, com un possible escalfament global que derivi cap a condicions climàticament més seques.

Els punts de mostreig que el 1985 tenien comunitats més xeròfiles, excepte les formacions de *Brachypodium retusum* (Ilistonars), mostren una tendència a veure's afectades per la nitrificació, més que no pas per algun canvi de tipus climàtic. Els resultats de la unitat del *Brachypodio-Aphyllanthesum* subassociació *brachypodietosum retusi* són oposats als resultats d'altres comunitats amb requeriments ecològics similars, el que suggereix que el manteniment d'aquest tipus de pastures guarda una relació més estreta amb l'acció de les activitats tradicionals de pastura que no pas les altres comunitats de pastura xeròfiles, les quals van associades a condicions edàfiques molt concretes.

Aquests resultats apunten a una pèrdua de biodiversitat dels paisatges amb mosaics agrícoles, especialment en zones de transició on conviuen de forma més o menys proporcionada comunitats amb diferents condicionants ecològics. En el cas concret de la Plana de Vic, les pastures centreeuropees i les submediterrànies tenen un risc més alt de degradació i desaparició, en front de les pastures més mediterrànies, que semblen tenir més resiliència davant els motors de canvi ambiental. Dels nostres resultats se n'infereix que un possible retorn

cap als sistemes “tradicionals” d'explotació d'aquest entorn podria ser insuficient per a restaurar i mantenir la composició de comunitats de pastura que li era característic, degut a la rellevància que pugui tenir sobre aquestes comunitats l'efecte creixent de l'escalfament global.

## **CAPÍTOL IV**

### **Influència de l'evolució de la coberta vegetal de la Plana de Vic sobre dos tàxons d'interès**



## 4.1 Introducció

L'estudi de plantes que es puguin considerar com a notablement rares pot estar condicionat intrínsecament per la seva poca conspicuïtat, degut a que en moltes ocasions es troben conformant petits nuclis poblacionals difícils de detectar, motiu pel qual poden requerir de prospeccions intensives i costoses (Guisan *et al.*, 2006). Aquestes dificultats han motivat que la informació disponible per aquest tipus de tàxons sigui fraccionada, esbiaixada o incompleta, com queda palès en nombrosos exemples quan es revisa la informació sobre tàxons endèmics o amenaçats de Catalunya compresa al Llibre Vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya (Sáez *et al.*, 2010).

L'àrea d'estudi definida al segon capítol d'aquest treball, la Plana de Vic i el seu entorn immediat, compta amb la presència d'alguns d'aquests tàxons qualificats com a amenaçats en el decret de flora amenaçada de 2015 (Decret 172/2008 i Resolució AAM/732/2015): *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*, *Potamogeton gramineus*, *Astragalus austriacus*, *Melampyrum nemorosum* subsp. *catalaunicum*, *Utricularia australis*, *Salvia valentina*, *Allium pyrenaicum*, així com també cites que es consideren extingides de *Berberis vulgaris* subsp. *seroi* (Sáez *et al.*, 2010). Per al present capítol, ens hem centrat en dos d'aquests tàxons amenaçats: *Astragalus austriacus* i *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*. Es varen considerar com a interessants pel fet de: 1) tractar-se de dos tàxons de diferent forma vital (herbàcia i arbustiva, respectivament); 2) de trobar-se en cadascuna de les dues grans àrees que defineixen el caràcter paisatgístic de l'àrea d'estudi (zona baixa, plana, d'ús agrícola per una banda, i de l'altra la zona alta perifèrica, de muntanya i matriu forestal); i 3) per estar estretament lligades a un determinat tipus d'hàbitat (joncades i clarianes de roureda). Això els converteix en dos tàxons especialment representatius per a entendre com les diverses dinàmiques i tendències que s'han esdevingut a la Plana de Vic poden tenir una incidència directa sobre la viabilitat de tàxons que ja de per sí són rars i poden trobar-se en una situació de risc segons criteris de la IUCN (2001), si més no a una escala regional.

Per a cadascun dels dos casos es va fer el plantejament de poder disposar d'una primera anàlisi de l'estat actual de les seves poblacions, així com de censos poblacionals el més complets possible. La qüestió rellevant és que aquest tipus de dades permeten la implementació de processos de modelatge de distribucions potencials, una eina reconegudament útil per a determinades aplicacions en estudis ecològics (Raxworthy *et al.*, 2003; Rushton *et al.*, 2004; Elith *et al.*, 2006; Iverson *et al.*, 2004; Ballesteros-Barrera *et al.*, 2007; Gomez-Mendoza & Arriaga 2007). Un dels àmbits en el que aquest tipus de modelatge pot jugar un paper clarament

rellevant és en la planificació de la conservació de tàxons de flora rars que eventualment siguin o puguin ser considerats com a amenaçats (Cabeza *et al.*, 2004, Benito *et al.*, 2005).

Molt sovint, l'aproximació a la modelització de la distribució potencial de tàxons corresponents a plantes vasculares feta des d'aquest tipus de perspectiva es planteja sobre escales de treball que acaben prenent marcs geogràfics de gran abast (Babar *et al.*, 2012; Mbatudde *et al.*, 2012), mentre que, per contra, pocs d'ells es ceneixen a àmbits molt més locals (Gogol-Prokurat, 2011; Wehn & Johansen, 2015). Tot i el notable interès científic que suposa poder disposar d'aproximacions al nínxol ecològic d'un tàxon a escales grans, aquest tipus de models poden resultar incomplets o insuficients si una de les finalitats de la seva consecució és la de millorar el coneixement *in situ* de determinades poblacions de tàxons florístics rars. Això és degut a que en aquests nivells la modelització es construeix essencialment a partir de cobertes amb variables climàtiques de resolució baixa; en alguns casos aquesta resolució de les dades d'entrada és el que impedeix generar models que concretin amb molta exactitud la possible localització de noves poblacions (Wehn & Johansen, 2015), impossibilitant que aquests resultats puguin tenir aplicació pràctica real en el disseny de tasques de conservació o, simplement, per a realitzar campanyes de prospecció més eficients.

Assumint que la quantitat i la qualitat de l'hàbitat que ocupen de forma característica pot jugar un paper fonamental en la distribució d'*Astragalus austriacus* i *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* a la Plana de Vic, i partint de la base que disposem d'una cartografia detallada de l'àrea d'estudi en tres moments (1957, 1986 i 2013), hem considerat que en aquesta escala de treball la influència de la tipologia dels hàbitats era la variable més determinant per a la definició de la distribució potencial d'aquests tàxons. En aquest context, ens hem plantejat els següents objectius:

- Realitzar prospeccions i censos poblacionals precisos per a ambdós tàxons.
- Avaluar l'estat actual de les poblacions.
- Modelitzar l'evolució de l'hàbitat potencial d'*Astragalus austriacus* i de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* al llarg del període 1957-2013.
- Aplicar les cobertes vegetació detallades en la modelització d'hàbitats potencials.

## 4.2 Metodologia

### 4.2.1 Tàxons estudiats

#### ***Astragalus austriacus* Jacq.**

*Astragalus austriacus* Jacq. és una papilionàcia perenne de port herbaci, pilosa i amb tiges ascendents de 10-50 cm. Fulles de 2-6 cm., peciolades, imparipinnades (5-10 parells de folíols) i estipulades, amb les flors disposades en inflorescències. Presenta una distribució pòntica, amb una àrea de distribució principal centrada en zones estèpiques de l'Europa oriental i Àsia. Fora d'aquesta àrea principal són conegudes diverses poblacions esparses que, cap a l'oest, tenen el seu límit de distribució a la península Ibèrica, amb una única població coneguda en territori català, a la Plana de Vic (Bolòs & Vigo, 1984-2001; Talavera & Castroviejo, 1999, Sáez *et al.*, 2010).

A la Plana de Vic s'estableix molt preferentment en pastures mesoxeròfiles (joncades del *Plantagini-Aphyllanthesum*), fins i tot encara que aquestes comptin amb una certa proporció de coberta arbòria esclarissada de roure martinenc.

Tot i que, tant la presència a la Plana de Vic d'aquest tàxon com la seva raresa biogeogràfica han estat llargament documentades (Masferrer, 1877; Bolòs, 1976; Casas & Ninot, 1994), les primeres temptatives de desenvolupar treballs exhaustius per a determinar amb major exactitud l'abast d'aquest nucli són relativament recents (Casas & Salvat 2008; Romeu 2011).

*Astragalus austriacus* està inclosa a l'Annex 2 del *Catàleg de flora amenaçada de Catalunya* (Decret 172/2008 i Resolució AAM/732/2015), en la categoria de tàxon vulnerable.

#### ***Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (Pau) Romo**

*Spiraea crenata* L. és una rosàcia de la subfamília de les espiròidees. Es tracta d'un arbust caducifoli molt ramificat, amb branques i tiges vermelloses. El limbe foliar és entre lanceolat a obovat, amb tres nervis marcats i característicament crenat a l'àpex. Forma inflorescències pedunculades i corimbiformes. L'espècie presenta una distribució latesarmàtica, essent pròpia de zones de clima continental (Sáez *et al.*, 2010). La seva àrea de distribució principal està situada a l'est del continent europeu, però arriba fins a zones de clima temperat de l'oest asiàtic: forma poblacions de diferent grau d'importància entre la península dels Balcans i el Caucas, però també és relativament freqüent en ambients esteparis d'Iran i Turquia. La subespècie *parvifolia*,

seria un endemisme del NE Ibèric que apareix de forma excepcional formant petits nuclis poblacionals molt disjunts: hi ha confirmats cinc nuclis poblacionals al Prepirineu central (Serra del Montsec, a les províncies de Lleida i d'Osca) (Vicens *et. al.*, 2009), i una altra àrea a la vall mitjana del riu Ter, al límit del municipi de l'Esquirol amb el municipi de Tavertet (Bolòs, 1959; Bolòs & Vigo, 1984-2001; Casas, 2009; Vicens *et. al.*, 2009; Sáez *et al.*, 2010; Palou *et al.*, 2011).

Actualment s'accepta com a vàlid el rang taxonòmic de subespècie per a les poblacions ibèriques, sota el nom de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (Pau) Romo (Romo, 1983; Morales, 1998). Això suposa qualificar aquest tàxon com a endemisme de la regió nord-est de la Península Ibèrica, amb les implicacions científiques i conservacionistes que se'n deriven; no obstant, cal remarcar que algunes revisions taxonòmiques anteriors (Pau, 1897) li atribuïen tan sols la categoria de varietat. En ambdós casos, el caràcter diagnòstic és la mida de les fulles, que serien significativament més amples que en les poblacions orientals.

La disjunció de la seva distribució biogeogràfica ha atret històricament l'interès dels botànics catalans, tot i això la seva raresa i les dificultats inherents al seu estudi n'han dificultat el coneixement. La població del Collsacabra, sense anar més lluny, ha sigut escassament citada des que, als anys 50 del segle passat, Oriol de Bolòs la inclou en un dels seus inventaris per a l'elaboració d'un treball sobre la vegetació de la Plana de Vic (Bolòs, 1959). Les seves indicacions topogràfiques, així com també les d'autors posteriors (Barrau, 1981) permeten establir una correspondència entre les seves cites i els nuclis confirmats actualment a Osona, situats al tram final de la Riera de les Gorgues i propers a l'ermita de Sant Bartomeu Sesgorgues (Vicens *et al.*, 2009; Casas, 2009). Al mateix temps, Bolòs (1959) indica que les primeres referències a altres tàxons del gènere *Spiraea* a Osona, fetes per Ramon Masferrer (Masferrer, 1877) han de ser atribuïdes a *Spiraea crenata*. També cal destacar l'existència d'un plec d'herbari que situa l'origen de la mostra a Taradell (Romo, 1983); aquest extrem no s'ha confirmat en cap estudi posterior, però és digne de ser pres en consideració.

*Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* està inclosa a l'Annex 1 del *Catàleg de flora amenaçada de Catalunya* (Decret 172/2008 i Resolució AAM/732/2015), en la categoria de tàxon en perill d'extinció. Això legalment implica que en algun moment haurà de comptar amb un pla de recuperació.



#### 4.2.2 Prospecció i cens de les poblacions

Les dades que s'han utilitzat per les anàlisis d'ambdós tàxons es van generar en campanyes exhaustives de treball de camp desenvolupades durant els anys 2010 i 2011. En ambdós casos aquest treball de camp va constar de dues fases ben diferenciades: una fase inicial estrictament dedicada a la prospecció d'individus per tal de poder disposar finalment d'un cens el més exhaustiu possible de la població, i una segona fase de presa de dades per a la caracterització de l'estructura demogràfica i de les característiques reproductives de les poblacions estudiades. Pel fet de tractar-se de dos tàxons de característiques biològiques remarcadament diferents va ser imprescindible adaptar-se a les necessitats pròpies de cada cas.

La prospecció d'*Astragalus austriacus* es va planificar a partir de les localitzacions conegudes amb anterioritat (Casas & Salvat, 2008), que van servir per a identificar al seu entorn nous turons testimoni o altres tipus d'espais propers amb joncedes mesòfiles ben desenvolupades (Romeu, 2011). A la majoria de subpoblacions detectades va ser possible realitzar un recompte directe del nombre d'individus, anotant l'estadi fenològic en què es trobava cada individu (vegetatiu, amb flor, amb fruit o amb flor i fruit). Només en dos casos va caldre realitzar una estimació poblacional, feta a partir del càlcul d'individus en 10 parcel·les de 2x2 metres. Per a totes elles es va calcular l'àrea ocupada i, posteriorment, es va crear una capa de punts en un SIG amb les coordenades centrals d'aquestes àrees.

Respecte a les dades reproductives, per a cadascuna de les subpoblacions d'*Astragalus austriacus* es varen escollir aleatòriament una mostra d'individus, dels quals es va fer un recompte del nombre de tiges, de poncelles, de flors i de fruits (Romeu, 2011).

Pel cas de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* la possibilitat de cercar de nous individus es veu més restringida en el temps, degut al seu aspecte i fenologia. En estat vegetatiu és molt poc conspícua enmig de l'hàbitat on creix, per aquest motiu només durant el seu període de floració és realment factible localitzar nous individus amb relativa facilitat, tot i que pot prestar-se a ser confosa amb altres rosàcies. Així doncs, partint també de la localització dels individus ja coneguts (Casas, 2009), es va prospectar tot l'entorn proper a la zona, centrant els esforços en les riberes de la cua de l'embassament de Sau al voltant de Sant Pere de Casserres i la Riera de Les Gorgues. Una vegada localitzats tots els individus es va prendre la posició de cadascun d'ells, sobre ortofotografies i mitjançant un GPS, generant una altra capa de punts, que posteriorment va ser corregida manualment punt a punt per arranjar possibles desviacions del posicionament real.

Una vegada identificats, tots els individus de la població del Collsacabra van ser classificats en classes d'edat, dissenyades a partir de la combinació de l'alçada i el nombre de rebrots. Les classes d'edat més apropiades per a la representació de l'estructura demogràfica de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* són: vegetatius (individus sense flors, i per tant no reproductors); reproductors joves (de 2 a 5 rebrots i una alçada de 2 metres com a màxim); reproductors adults-I (de 6 a 25 rebrots, o de 2 a 5 rebrots i més de 2 metres d'alçada) i reproductors adults-II (més de 26 rebrots) (Palou *et al.*, 2011).

Posteriorment, sobre 30 individus seleccionats aleatòriament, es va portar a terme el recompte floral exhaustiu d'un dels seus rebrots. També varen recollir-se fruits madurs per a fer-ne un recompte exacte de les llavors que contenien. Cada flor genera un fruit tipus polifol·licle, habitualment format per 4-5 fol·licles que en el moment de maduresa s'obren per dehiscència i alliberen les llavors. A partir d'aquests darrers resultats es va fer l'estimació orientativa dels recomptes florals i de producció de llavors de cada classe d'edat (Palou *et al.*, 2011).

#### 4.2.3 Tractament cartogràfic

A partir de la capa de punts creada per a cada tàxon durant la fase de treball de camp es varen generar dues noves capes. En primer lloc, les àrees de distribució corresponents a cadascun dels tàxons, entenent el concepte de "àrea de distribució" com el rang geogràfic dins del qual es poden localitzar la totalitat de les poblacions conegudes del tàxon (en el nostre cas, restringint-nos a l'àrea que és objecte del present estudi). En segon lloc, el que denominarem com a "àrea d'influència", d'àmbit més restringit, a partir de crear una àrea circular de 50 metres de radi al voltant de cadascun dels punts originals.

Les dues capes, amb les àrees de distribució i les àrees d'influència de cada tàxon, s'han creuat tant amb la cartografia primària de la coberta vegetal desenvolupada en el capítol 2 (figures 2.8, 2.9 i 2.10) com amb la cartografia secundària dels tipus de tendències que experimenta aquesta coberta vegetal (figures 2.12, 2.13 i 2.14). El resultat d'aquests creuaments és un conjunt de 12 noves capes:

- Cobertes vegetals de l'àrea de distribució d'*Astragalus austriacus* per als anys 1957, 1986 i 2013.
- Cartografia de les tendències per a l'àrea de distribució d'*Astragalus austriacus* per als períodes 1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013.

- Cobertes vegetals de l'àrea de distribució de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* per als anys 1957, 1986 i 2013.
- Cartografia de les tendències per a l'àrea de distribució de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* per als períodes 1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013.

#### 4.2.4 Modelització d'hàbitats potencials

La modelització de la distribució dels hàbitats potencials es realitza a partir d'incorporar les capes de punts amb la distribució dels tàxons i les variables a considerar al *software Maxent* 3.3.3 (Philips *et al.*, 2006). Aquest programa treballa amb un algoritme basat en el principi de la màxima entropia (Jaynes, 1957) aplicat a la predicció d'idoneïtat per a l'hàbitat del tàxon sotmès a estudi, partint de la informació coneguda (Philips *et al.*, 2006; Philips & Dudik, 2008). Un dels seus avantatges metodològics és que amb facilitat genera indicadors que ajuden a discernir la qualitat de l'ajustament dels resultats obtinguts, i la certesa amb la que s'adapten a una teòrica situació real. Aquesta qualitat s'infereix a partir del valor AUC (*Area Under Curve*) obtingut en relació a les corbes ROC (*Receiver Operating Curves*) que es generen durant el càlcul del model. Hem de considerar que un model generat amb *Maxent* mostra valors de AUC en un rang acceptable de validesa del model a partir de xifres superiors a 0,8 (Swets, 1988).

Donat que una de les finalitats del present estudi és avaluar la validesa de la cartografia detallada de cobertes vegetals realitzada en el segon capítol, i si la influència de l'evolució dels hàbitats característics als quals van associats aquests tàxons és suficientment determinant per a determinar-ne la distribució i la evolució en el temps, es va decidir de partida restringir al màxim el nombre de variables ecològiques utilitzades per a modelitzar els hàbitats potencials, al contrari del que fan estudis semblants. Aquests incorporen el màxim nombre de variables bàsicament climàtiques que puguin considerar com a significativament influents (Wehn & Johansen, 2015). Degut a la reduïda escala de treball en la que ens movem (si prenem en consideració la distribució global dels tàxons *sensu lato*) l'eventual incorporació de determinades variables seria causant d'una distorsió important en el càlcul de probabilitats. Així doncs, es varen incorporar a la modelització amb *Maxent* només dues variables: 1) les cobertes vegetals per a cada punt temporal (1957, 1986 i 2013) i 2) un model digital d'elevacions (MDE) de l'àrea d'estudi; en tots els casos a una resolució de cel·la de 5x5 metres per motius tècnics.

El resultat final obtingut són tres noves cobertes en format ràster, de cel·les de 5x5 metres de costat, amb la distribució de les probabilitats d'aparició de cada tàxon al llarg dels anys en qüestió a l'àrea d'estudi.

## 4.3 Resultats

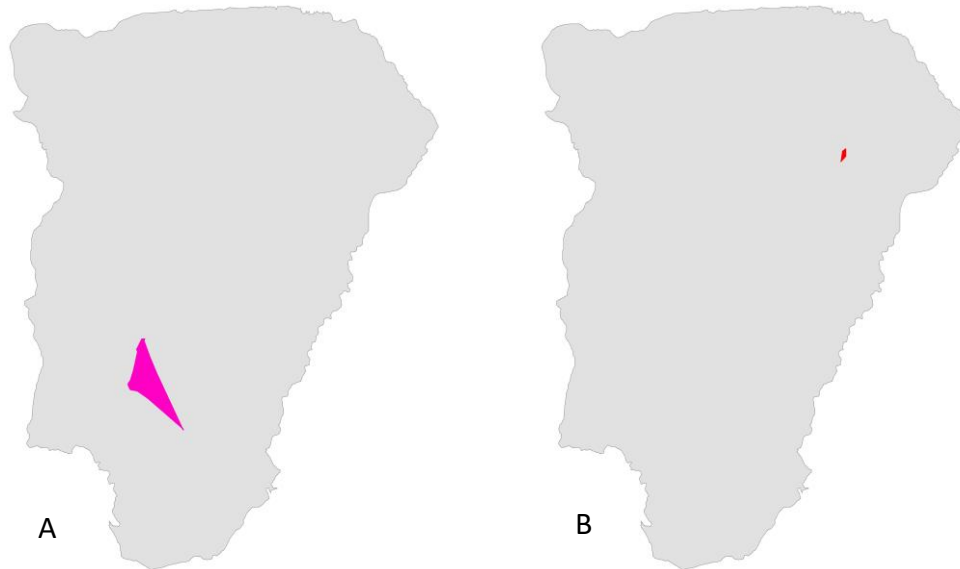
### 4.3.1 Àrea de distribució dels tàxons a la Plana de Vic

L'àrea d'ocupació d'*Astragalus austriacus* obtinguda a partir dels resultats dels que disposem és de 578.813 m<sup>2</sup>, i es concentra en un sector del sud-oest de la part baixa de l'àrea d'estudi (figura 4.1). La totalitat dels rodals d'individus detectats durant el cens (20 rodals en 9 subpoblacions diferents) estan ubicades en pastures mesoxeròfiles de diversos turons testimonis característics d'aquesta part de la Plana de Vic. Sintaxonòmicament, aquestes pastures són en la totalitat dels casos atribuïbles al *Plantagini-Aphyllanthesum*. Tenint en compte que es tracta de la única població citada actualment a Catalunya (Sáez *et al.* 2010), és rellevant recalcar que a escala del territori català aquest tàxon compta amb una àrea de distribució petita i remarcablement isolada respecte a les altres poblacions ibèriques.

L'àrea de d'ocupació de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* detectada a l'àrea d'estudi és, en comparació amb l'altre tàxon objecte d'estudi, encara més exigua, ja que tot just arriba als 14.886 m<sup>2</sup> (figura 4.1). No obstant això, en aquest cas és necessari apuntar que la població del Collsacabra no és l'únic nucli poblacional del tàxon a Catalunya (Sáez *et al.*, 2010), i que un càlcul global de la seva àrea de distribució mostraria un resultat superior al nostre. La distribució dels individus a la nostra àrea d'estudi està molt clarament concentrada en un nucli principal que inclou bona part dels peus censats (110) i cinc petits nuclis perifèrics d'una importància molt menor (37 individus en total).

El nucli principal d'individus es troba situat en una franja de vegetació arbustiva (dominada sobretot per *Buxus sempervirens* i la pròpia *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*) a la cua de l'embassament de Sau en la seva confluència amb la Riera de les Gorgues. Aquesta franja de matollar es troba delimitada en els seus nivells inferior i superior per rouredes de roure martinenc, un factor que sembla ser limitant per al reclutament de nous individus, ja que no s'ha localitzat cap individu que penetri clarament en aquest ambient. Els altres petits nuclis d'individus ocupen tres tipus d'ambient diferents però de caràcter comparable: formacions arbustives esclarissades en parets rocoses de vessants amb pendent acusada, franges

interfàsiques entre roquissars i la roureda o altres espais oberts que aparentment tenen com a únic tret en comú l'absència d'estrat arbori.



**Figura 4.1.** Àrees d'ocupació detectades a la Plana de Vic per a *Astragalus austriacus* (A) i *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (B).

### 4.3.2 Demografia i biologia reproductiva

#### 4.3.2.1 Censos d'*Astragalus austriacus*

El conjunt de rodals que conformen la població osonenca d'*Astragalus austriacus* sumen 9584 individus, sempre tenint en compte que aquest valor és de tipus orientatiu ja que les xifres corresponents als dos rodals principals (Torrent de la font del Rector-1 i Serrat del Vilar-3, taula 4.1) provenen d'una estimació. Considerant les superfícies calculades per a cada rodal, la densitat de peus oscil·la entre 0,22 i 5,10 individus/m<sup>2</sup>, prenent en total una densitat mitjana de 1,35 individus/m<sup>2</sup>. Un dels rodals, el del Serrat dels Capellans, és merament testimonial amb només un individu detectat l'any del present mostreig.

Els estats fenològics més freqüentment detectats durant els recomptes són els estadis més avançats, amb flor i fruit o ja només amb fruit (el 78,5% dels individus totals), molt per davant dels individus que es trobaven únicament florits.

Pel què fa a les mesures de capacitat reproductiva (taula 4.2), per al conjunt la població en el moment del mostreig obtenim una valor mitjà de producció de 20,81 fruits/individu, un valor que podem prendre com a referència però que és esperable que sigui més alt al final del cicle fenològic anual, ja que encara hi consten un nombre destacable de poncelles i flors no fructificades (5,88 i 6,41 de mitjana, respectivament). La variació en els valors de producció de fruits és bastant elevada, amb xifres entre 5 i 63 fruits per individu en els casos més extrems (obviant el rodal del Serrat del Capellans per la poca representativitat que pot tenir). En referència al nombre de tiges vegetatives, s'ha comptabilitzat una mitjana global de 10,28 tiges/individu, i destaca el valor notablement alt de 24,83 tiges/individu de mitjana al rodal del Serrat de Múnter-2.

**Taula 4.1.** Dades poblacionals per a cadascun dels rodals que conformen la població d'*Astragalus austriacus* a la Plana de Vic (Romeu, 2011). \* = Provenients de una estimació feta sobre 10 parcel·les de 2x2 m.

Localització	Núm. d'individus	Àrea d'ocupació del rodal (m <sup>2</sup> )	Densitat (ind/m <sup>2</sup> )	Núm. d'individus			
				vegetatius	en flor	en flor i fruit	en fruit
Serrat de Cal Peric	202	331,20	0,61	25	23	144	10
Serrat de Cal Canonge	7	2,00	3,50	0	0	7	0
Serrat de Cal Cabaler-1	291	1.299,50	0,22	20	50	184	37
Serrat de Cal Cabaler-2	95	78,50	1,21	8	2	53	32
Serrat de Cal Cabaler-3	96	78,00	1,23	11	0	52	33
Serrat de Cal Cabaler-4	99	19,40	5,10	27	0	30	42
Serrat del Clascar-1	34	33,10	1,03	8	1	15	10
Serrat del Clascar-2	57	102,50	0,56	18	0	3	36
Serrat del Clascar-3	22	135,10	0,16	0	0	22	0
Serrat del Clascar-4	57	128,10	0,44	0	0	55	2
Torrent de la Font del Rector-1	142	60,30	2,35	16	17	70	39
Torrent de la Font del Rector-2	4.380*	1.297,70	3,38	616	227	2.174	1.363
Torrent de la Font del Rector-3	176	737,50	0,24	11	18	121	26
Turó de Torrellebreta	115	1.038,20	0,11	3	6	94	12
Serrat del Vilar-1	27	126,40	0,21	1	10	16	0
Serrat del Vilar-2	293	2.266,00	0,13	18	9	183	83
Serrat del Vilar-3	3.391*	847,80	4,00	890	0	106	2.395
Serrats de Múnter-1	55	133,40	0,41	5	16	31	3
Serrats de Múnter-2	44	60,50	0,73	3	1	31	9
Serrat dels Capellans	1	-	-	0	0	1	0
<b>TOTAL</b>	<b>9.584</b>	<b>8.775</b>	<b>1,35</b>	<b>1.680</b>	<b>380</b>	<b>4.132</b>	<b>3.992</b>

**Taula 4.2.** Dades de biologia reproductiva calculades a partir dels individus seleccionats per a cadascun dels rodals que conformen la població d'*Astragalus austriacus* a la Plana de Vic (Romeu, 2011).

Localització	Núm. tiges	Núm. poncelles	Núm. flors	Núm. fruits
Serrat de Cal Peric	5,90	9,60	8,60	21,10
Serrat de Cal Canonge	7,00	7,00	4,67	63,00
Serrat de Cal Cabaler-1	7,40	2,70	4,10	14,40
Serrat de Cal Cabaler-2	10,20	1,80	3,60	20,40
Serrat de Cal Cabaler-3	12,60	5,20	4,60	9,60
Serrat de Cal Cabaler-4	8,40	1,60	1,80	5,00
Serrat del Clascar-1	6,80	7,20	6,20	31,80
Serrat del Clascar-2	5,00	0,00	0,00	8,60
Serrat del Clascar-3	17,20	16,20	16,40	47,20
Serrat del Clascar-4	12,60	17,60	16,60	30,40
Torrent de la Font del Rector-1	12,70	5,70	4,00	25,40
Torrent de la Font del Rector-2	8,70	6,20	3,40	20,30
Torrent de la Font del Rector-3	7,60	3,50	5,70	20,70
Turó de Torrellebreta	8,10	3,30	4,40	22,10
Serrat del Vilar-1	14,80	10,80	22,40	18,80
Serrat del Vilar-2	13,30	5,60	3,30	14,70
Serrat del Vilar-3	9,33	0,17	0,25	6,92
Serrats de Múnter-1	10,20	7,00	5,60	11,20
Serrats de Múnter-2	24,83	3,33	4,67	22,50
Serrat dels Capellans	3,00	3,00	8,00	2,00
MITJANA	10,28	5,88	6,41	20,81

#### 4.3.2.2 Censos de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*

En total, durant la fase de treball de camp es varen censar 137 individus, essent la classe d'edat "reproductor adult-I" la més abundant amb 75 individus identificats com a tal (taules 4.3 i 4.4). D'aquests 137 peus, 110 es troben en un sol nucli principal, la resta es reparteixen en petits nuclis secundaris d'entre 1 i 11 peus. Ni en aquesta campanya ni en visites posteriors successives es varen detectar individus en estadi de plàntula; tot i això, finalment, a l'estiu del 2016 sí que finalment va ser possible trobar-ne.

Respecte als resultats obtinguts sobre la resposta reproductiva s'observa un augment de la variabilitat en el nombre de flors a mesura que augmenta la longitud del rebrot estudiat. La combinació d'aquestes dades amb les referents al nombre de rebrots fa que les estimacions del nombre de flors per individu es moguin en un interval molt ampli i amb variabilitats grans, sobretot en els individus reproductors adults-I i els adults-II (de 133,8 a 28.737,5 i de 14.973,9 a 42.532,5 flors/individu respectivament) (taula 4.5). En els individus reproductors joves, degut a que tenen menys rebrots, la variació és menor (entre 44,6 i 2.023,5 flors individu) (taula 4.5).

Pel què fa referència a les dades de la producció de llavors, el recompte de llavors dona una mitjana de 12,6 llavors/fruit, amb un índex de no-fructificació del 22%. La producció estimada de llavors per individu pot variar entre uns límits molt amplis (taula 4.5), tant en individus juvenils com en adults.

**Taula 4.3.** Individus de la població osonenca de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* classificats en funció de la seva alçada i nombre de rebrots (Palou *et al.*, 2011). SD = Sense Dades.

		Alçada			
		<1m	1-2m	>2m	SD
<b>Sense flors</b>	-	21	-	-	-
<b>Amb flors</b>	<b>1-5 rebrots</b>	9	4	7	-
	<b>6-25 rebrots</b>	11	26	31	-
	<b>&gt;26 rebrots</b>	-	7	10	-
	<b>SD</b>	-	2	3	6



**Taula 4.4.** Nombre d'individus de la població osonenca de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* classificats a cadascuna de les classes d'edat que s'han proposat (Palou *et al.*, 2011)

Classes d'edat	Núm. d'individus
Vegetatiu	21
Rep. Jove	13
Rep. Adult-I	75
Rep. Adult-II	17
Desconegut	11
<b>TOTAL:</b>	<b>137</b>

**Taula 4.5.** Estimacions de la producció de flors i llavors de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* extrapolades a partir de les mesures fetes durant el treball de camp en rebrots seleccionats (Palou *et al.*, 2011).

Classes d'edat	Estimació flors/planta	Estimació llavors produïdes
Rep. Joves	44,6 ± 15,2 - 2.023,5 ± 764,5	562 - 22.496
Rep. Adults-I	133,8 ± 45,6 - 28.737,5 ± 7.222,5	1.686 - 362.086
Rep. Adults-II	14.973,9 ± 5.657,3 - 42.532,5 ± 10.689,3	188.671 - 535.897

### 4.3.3 Evolució de l'entorn

El lloc on es localitza la població de *Astragalus austriacus* (taula 4.6) és un espai eminentment destinat a l'ús agrícola, en el que l'afectació irreversible provocada per l'expansió d'àrees urbanitzades i les grans vies de comunicació no hi prenen una certa rellevància fins a l'aixecament cartogràfic del 2013, ocupant en aquest any un 3,16 i un 1,17% de superfície respectivament. La segona unitat més rellevant en aquesta àrea d'ocupació és la complexida de la roureda, que gairebé duplica la seva presència durant el període 1957-1986 (de 7,56 a 14,75%), però que decreix lleugerament al llarg del període posterior (12,91% al 2013).

La unitat que millor representa les comunitats vegetals a les que pròpiament s'adscriurien tipològicament les poblacions d'aquest tàxon, el mosaic de joncedes, llistonars i fenassars (unitat 21 del codi de llegenda desenvolupat en el capítol 2), té una presència com a unitat en sí mateixa molt testimonial en els aixecaments cartogràfics sobre els que treballem (taula 4.6). Això és degut a que la majoria de fragments del *Plantagini-Aphyllanthesum* presents en aquesta àrea d'ocupació es troben *de facto* cartografiats dins d'altres unitats que ja inclouen

aquest tipus de comunitats, com ara la complèxida de la roureda de roure martinenc (unitat 6) o els mosaics associats als terrers margosos (unitats 23 i 24) (taula 4.6).

Mentre la superfície d'aquestes dues unitats associades als mosaics propis de l'entorn dels terrers margosos mostra una tendència gradualment a la baixa, les unitats de vegetació arbòria (a banda de la complèxida de la roureda, comentada anteriorment) mostren evolucions contraposades: la roureda ben establerta de roure martinenc (unitat 4) va a l'alça gairebé en les mateixes proporcions que les pinedes esclarissades de pi roig (unitat 13) ho fan a la baixa. La complèxida mixta de pinedes de pi roig i rouredes esclarissades (unitat 14) passa d'un 4,18% el 1986 a un 1,47% el 2013, mentre que era totalment absent en el 1957.

Si restringim l'àmbit d'anàlisi a només l'àrea d'influència immediata dels rodals d'*Astragalus austriacus* (taula 4.6) s'observa que, en línies generals, es tracta d'un espai predominantment ocupat per les unitats de complèxida de la roureda i pel mosaic de terrers margosos, joncedes i brolles de ruac (unitats 6 i 24). No obstant això, cal matisar que l'altre unitat associada als terrers margosos (unitat 23) pateix una caiguda notable durant el període 1957-1986, passant de ser la unitat més rellevant amb un 40,76% a ocupar tan sols un 8,02%, mentre per la seva banda els terrers margosos amb brolles de ruac augmenten la seva presència a cada període.

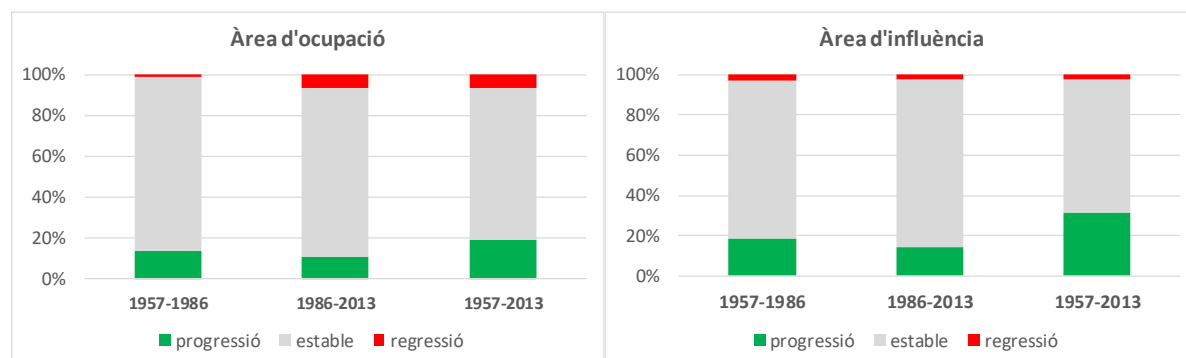
Resulta també especialment destacable la irrupció d'espai agrícola que es dona en aquesta àrea d'influència durant el període 1957-1986, passant de no ser-hi present a ocupar gairebé una cinquena part d'aquest territori, amb un 18,45%, que es modera fins al 13,09% arribats al 2013.

Pel què fa a la vegetació arbòria de l'àrea d'influència, dues de les formacions que hi apareixen (unitats 4 i 5) augmenten la seva presència a cada període temporal. De les unitats arbòries, només les pinedes esclarissades de pi roig (unitat 14) mostren una evolució a la inversa, passant d'ocupar un 4,39% el 1957 a desaparèixer totalment en els anys posteriors.

La incidència de les tendències de progressió/regressió (figura 4.2) és, en ambdós casos, comparable als resultats obtinguts en la cartografia global del sentit dels canvis que mostrem a la figura 2.11, per a tota l'àrea objectiu de l'estudi paisatgístic, només amb l'excepció que els canvis de tipus regressiu hi tenen una incidència notablement inferior durant el període 1957-1986.

**Taula 4.6.** Percentatges de superfície de les unitats de llegenda utilitzades per als aixecaments cartogràfics primaris del Capítol II que es troben a les àrees d'ocupació i d'influència de *Astragalus austriacus*.

Unitats de llegenda	Àrea d'ocupació			Àrea d'influència		
	1957	1986	2013	1957	1986	2013
4. Roureda de roure martinenc de la muntanya mitjana	0,27	0,59	4,49	-	1,23	6,35
5. Complèxida de rouredes de roure martinenc i pi roig de la muntanya mitjana	-	1,63	5,09	-	3,72	6,87
6. Complèxida de la roureda	7,56	14,75	12,91	23,42	35,04	31,08
13. Pinedes esclarissades de pi roig amb sotabosc herbaci	5,06	0,28	-	4,39	-	-
14. Complèxida de pinedes de pi roig i fragments de rouredes, esclarissades	-	4,18	1,47	8,02	0,70	-
21. Mosaic de boscos de ribera	1,77	2,03	2,20	-	-	-
22. Mosaic de joncedes, llistonars i fenassars	-	0,01	0,17	-	-	4,23
23. Mosaic de terrers margosos amb prats secs i altres tipus de vegetació	4,23	3,81	3,23	40,76	8,02	8,00
24. Mosaic de terrers margosos amb joncedes i brolles de ruac	9,56	5,87	4,32	23,41	32,85	30,38
26. Conreus i camps adequats com a pastura	71,50	66,22	61,78	-	18,45	13,09
28. Àrees urbanitzades	0,05	0,63	3,16	-	-	-
29. Espais oberts amb poca vegetació o grans vies de comunicació	-	-	1,17	-	-	-



**Figura 4.2.** Distribució de les tendències de canvi progressiu/regressiu esdevingudes a les àrees d'ocupació i d'influència d'*Astragalus austriacus*, per a cadascun dels períodes temporals estudiats (1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013).

Els resultats obtinguts de l'anàlisi de les àrees d'ocupació i d'influència de la *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (taula 4.7) són sensiblement diferents dels obtinguts per a l'*Astragalus austriacus*. D'una banda, la matriu paisatgística és eminentment forestal i, de l'altra, reflecteixen diferències molt acusades entre períodes, simbolitzades perfectament per l'aparició de la gran superfície que passa a estar ocupada per l'embassament de Sau, construït el 1962, ocupant gairebé un terç de l'àrea (31,42%). Els efectes de la construcció de l'embassament es fan notar també en l'evolució negativa d'altres unitats, com ara el mosaic de boscos de ribera (unitat 21) o l'espai agrícola, que passa d'un 22,19% a desaparèixer completament dels mapes següents.

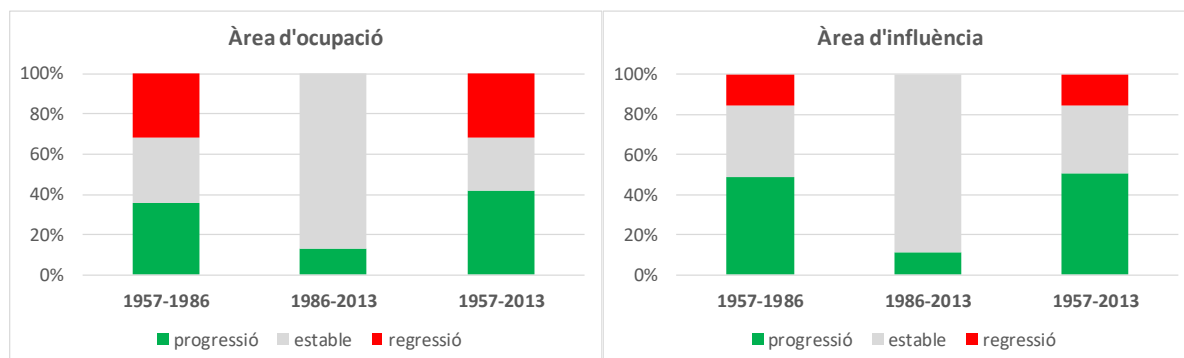
L'element forestal dominant són les rouredes de roure martinenc, tant les denses com les esclarissades (unitats 4 i 6). No obstant, la seva tendència és de signe oposat: mentre les rouredes denses van gradualment en augment, la superfície ocupada per la complèxida de la roureda tendeix a decreïxer. L'altre element forestal present en l'àrea d'ocupació de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* és la complèxida de l'alzinar (unitat 3), amb un percentatge d'ocupació relativament estable en el temps (taula 4.7).

Pel què fa a l'àrea d'influència de les poblacions detectades de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*, els seus patrons d'evolució disten poc tant pel què fa al tipus d'evolució com a les seves magnituds. En aquest cas és el 15,23% de superfície la que queda coberta per l'embassament. La proporció de territori de l'àrea d'influència ocupada per unitats de vegetació arbòria és, en tots els casos, lleugerament superior si es compara amb la incidència de l'àrea total d'ocupació, remarcant encara més el caràcter forestal de la zona.

La cartografia del sentit dels canvis (figura 4.3) reflecteix millor que cap altre resultat la diferència entre períodes: els canvis, tant regressius com progressius, es concentren durant el període 1957-1986; durant el segon període encara es detecta una incidència remarcable de canvis de tipus progressius, però entre 1986 i 2013 s'imposa una estabilitat gairebé absoluta trencada només per la pèrdua d'ambients oberts en favor dels boscos més densificats.

**Taula 4.7.** Percentatges de superfície de les unitats de llegenda utilitzades per als aixecaments cartogràfics primaris del Capítol II que es troben a les àrees d'ocupació i d'influència de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*.

Unitats de llegenda	Àrea d'ocupació			Àrea d'influència		
	1957	1986	2013	1957	1986	2013
<b>3. Complèxida de l'alzinar</b>	10,02	8,95	8,95	11,03	9,85	9,85
<b>4. Roureda de roure martinenc de la muntanya mitjana</b>	-	13,16	19,86	-	22,25	31,76
<b>6. Complèxida de la roureda</b>	43,85	38,96	37,80	46,84	45,22	41,92
<b>21. Mosaic de boscos de ribera</b>	7,85	1,97	1,97	11,55	5,83	0,62
<b>22. Mosaic de joncedes, llistonars i fenassars</b>	10,45	-	-	4,00	-	-
<b>25. Mosaic de codines i pradells terofítics</b>	5,64	5,53	-	1,62	1,62	0,62
<b>26. Conreus i camps adequats com a pastura</b>	22,19	-	-	24,97	-	-
<b>30. Basses i embassaments</b>	-	31,42	31,42	-	15,23	15,23



**Figura 4.3.** Distribució de les tendències de canvi progressiu/regressiu esdevingudes a les àrees d'ocupació i d'influència de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* per a cada un dels períodes temporals estudiats (1957-1986, 1986-2013 i 1957-2013).

#### 4.3.4 Distribucions potencials

A partir de les capes de punts que contenen les localitzacions precises dels rodals d'*Astragalus austriacus* i dels individus de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* s'han generat fins a sis noves cobertes cartogràfiques, amb les probabilitats associades a la potencialitat dels hàbitats: una per a cada punt temporal (1957, 1986 i 2013) i per a cada tàxon estudiat. Per a facilitar la interpretació dels mapes, s'ha representat només les probabilitats més altes en cada cas, si bé es disposa d'un valor de probabilitat per a cada cel·la de 5x5 metres que conformen els ràsters generats per *Maxent*.

Els ROC (*Receiver Operating Characteristics*) calculats per a avaluar el rendiment i la sensibilitat d'aquest tipus de model (Swets, 1988; Philips *et al.*, 2006) mostren que, a partir del conjunt de dades amb les quals treballem, els valors AUC (*Area Under Curve*) són en tots els casos superiors a 0,9 (taula 4.8), la qual cosa indica que ens trobem dins del rang acceptable de validesa. Complementàriament a aquesta dada, també es pot comprovar que per a la generació de les cobertes amb les distribucions potencials de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* les dues variables ambientals amb les que treballem (coberta vegetal i altitud) tenen cadascuna una contribució relativa gairebé equilibrada al model en els tres casos (taula 4.9). No succeeix el mateix en el cas de les cobertes pertanyents a les modelitzacions sobre *Astragalus austriacus*, on la contribució de les variables al model es decanta clarament a favor de la coberta vegetal (taula 4.9).

**Taula 4.8.** Valors AUC (*Area Under Curve*) de cada espècie obtinguts per a cadascuna de les cobertures d'hàbitats potencials modelitzats amb *Maxent*.

	1957	1986	2013
<b><i>Astragalus austriacus</i></b>	0,919	0,931	0,958
<b><i>Spiraea crenata</i> subsp. <i>parvifolia</i></b>	0,938	0,995	0,995

**Taula 4.9.** Contribució de les variables incorporades (Cobertes vegetals generades en els aixecaments cartogràfics primaris per al Capítol 2 i altitud) per a la modelització amb *Maxent* de cadascuna de les cobertures d'hàbitats potencials per als tàxons considerats.

	Any	Coberta vegetal	Altitud
<b><i>Astragalus austriacus</i></b>	1957	87,7%	12,3
	1986	88,3%	11,7%
	2013	88,8%	11,2%
<b><i>Spiraea crenata</i> subsp. <i>parvifolia</i></b>	1957	55,6%	44,4%
	1986	56,2%	43,8%
	2013	54,1%	45,9%

La distribució potencial de les àrees amb una probabilitat elevada d'allotjar poblacions d'*Astragalus austriacus* (figures 4.4, 4.5 i 4.6) té una caiguda remarcable durant el període 1957-1986 (de 551,52 a 394,09 ha) i repunta lleugerament al 2013 (411,83 ha) (taula 4.10). Desglossant per categories percentuals, les zones amb més d'un 70% de probabilitat de contenir poblacions d'aquest tàxon tenen una tendència a la baixa, mentre que al seu torn les que es troben en un interval del 60-70% de probabilitat sí que repunten en el període 1986-2013, recuperant aproximadament la magnitud que tenia al 1957. Tot i aquestes xifres, cal fer notar que en el cas de la coberta que correspon a 2013 hi ha un cert "soroll" provocat per polígons que a la pràctica són notablement lluny de l'àrea efectivament potencial.

Les cobertes amb la distribució potencial de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (figures 4.7, 4.8 i 4.9) presenten certes anomalies en la distribució final de les probabilitats que fan que calgui prendre amb precaució certes interpretacions que se'n puguin extreure (taula 4.11). Les dades que són clarament comparables en quant a categories són les de 1957 i 2013, on tant tots els intervals de probabilitat de contenir *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* com el valor total disminueixen quan comparem els valors per a l'interval 1957-2013. Els valors per al 1986 mostren un increment global de superfície en la suma total; però pel què fa a als valors detallats

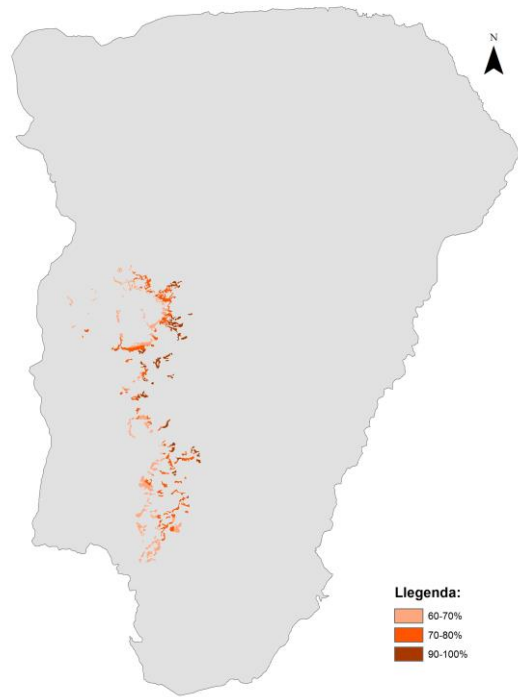
per als intervals de probabilitats suggereix una distribució conceptualment poc adequada en comparació amb les dades dels altres anys.

**Taula 4.10.** Superfícies (en hectàrees) amb una probabilitat superior al 60% de contenir poblacions d'*Astragalus austriacus* als anys 1957, 1986 i 2013, a la Plana de Vic.

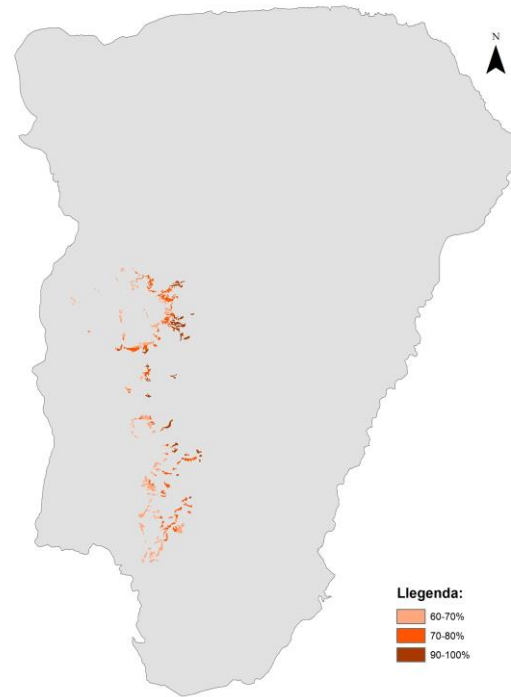
	Probabilitat d'ocupació potencial			
	60-70%	70-80%	90-100%	TOTAL
<b>1957</b>	231,98	223,30	96,23	551,52
<b>1986</b>	176,92	154,00	63,17	394,09
<b>2013</b>	234,01	127,46	50,36	411,83

**Taula 4.11.** Superfícies (en hectàrees) amb una probabilitat superior al 40% de contenir poblacions de *Spiraea crenata* subsp *parvifolia* als anys 1957, 1986 i 2013, a la Plana de Vic.

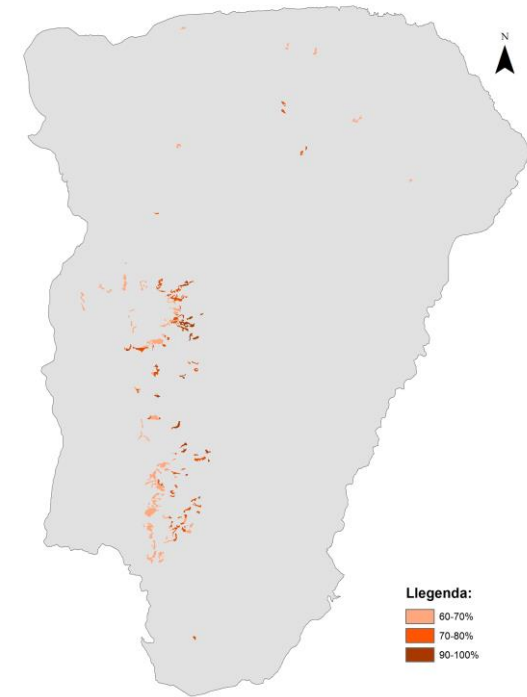
	Probabilitat d'ocupació potencial				
	40-50%	50-60%	60-70%	90-100%	TOTAL
<b>1957</b>	93,91	-	-	208,27	302,18
<b>1986</b>	255,95	65,69	35,84	-	357,48
<b>2013</b>	55,13	-	-	41,54	96,67



**Figura 4.4.** Distribució potencial d'*Astragalus austriacus* a la Plana de Vic l'any 1957.

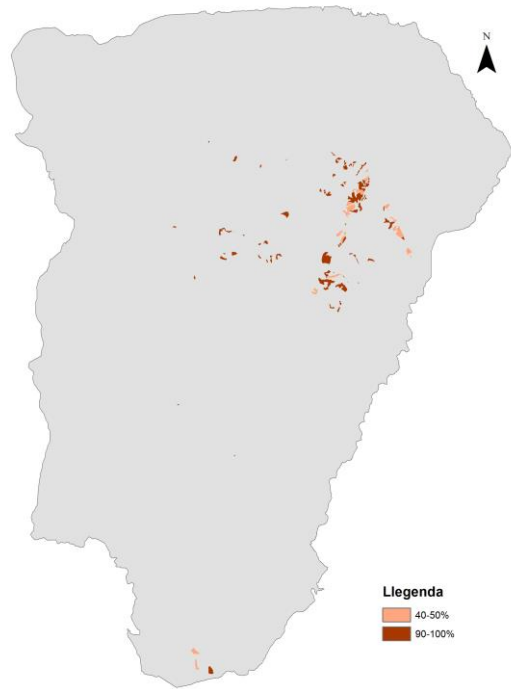


**Figura 4.5.** Distribució potencial d'*Astragalus austriacus* a la Plana de Vic l'any 1986.



**Figura 4.6.** Distribució potencial d'*Astragalus austriacus* a la Plana de Vic l'any 2013.





**Figura 4.7.** Distribució potencial de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* a la Plana de Vic l'any 1957.



**Figura 4.8.** Distribució potencial de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* a la Plana de Vic l'any 1986.



**Figura 4.9.** Distribució potencial de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* a la Plana de Vic l'any 2013.

## 4.4 Discussió

### *Astragalus austriacus*

Les dades obtingudes a partir dels censos i de les dades de biologia reproductiva permeten, d'entrada, millorar el coneixement sobre la població catalana d'*Astragalus austriacus* respecte del que es disposava prèviament. Els 9.150 individus quantificats en els censos sobre els que es basa aquest estudi (taula 4.1) (Romeu, 2011), en comparativa amb els 2.160 dels que s'indiquen a Sáez *et al.*, (2010), suposen un augment remarcable, tant en nombre d'individus com també en el de rodals localitzats. La prospecció més acurada del territori permet identificar indrets en els quals les condicions per a l'establiment de nuclis d'*Astragalus austriacus* semblava perfectament viable, però en els quals no hi era present. Tot i això, algunes cites posteriors fetes per altres autors, ubicades en indrets ja prospectats i en els quals no s'havia detectat mai (Mercadé, 2016), fa que sigui versemblant que *A. austriacus* pugui comptar amb un major nombre d'efectius.

Les dades de biologia reproductiva disponibles (taula 4.2) no semblen indicar l'existència d'anomalies reproductives ni demogràfiques, ja que tant les proporcions entre individus vegetatius i fèrtils com la producció de llavors mostren valors aparentment normals per aquest tipus d'espècies herbàcies (Shiple & Dion, 1992). Disposar de dades de viabilitat de les llavors que produeix podria acabar de corroborar amb fermesa aquest fet.

Tot i això, és important remarcar que la magnitud dels nuclis poblacionals d'*Astragalus austriacus* és altament variable, tant pel què fa a superfície ocupada com per a la densitat d'individus (taula 4.1). Només a dos nuclis (al Serrat del Vilar i al Torrent de la Font del Rector) hi trobem rodals de mida gran i alta densitat, fet que es tradueix en que aquests dos turons acaben contenint una basta majoria dels individus comptabilitzats en total. A la resta d'indrets les densitats són molt més baixes o, en algun cas, la densitat és alta però la superfície total ocupada és molt més petita que en els casos comentats anteriorment. Això té una implicació conservacionista que convé no perdre de vista: bona part de la viabilitat de la població, atenent a les dades de les que disposem actualment, depèn de la conservació de les comunitats de *Plantagini-Aphyllanthesum* de dos únics indrets, motiu pel qual convindria recomanar-ne la inclusió en algun tipus de pla de conservació específic focalitzat tant en l'*Astragalus austriacus* com en les pastures seminaturals on viu, ja que com hem vist en el capítol III es tracta de comunitats que estan sent sotmeses a processos significatius de degradació. De fet per

*Astragalus austriacus* en altres zones de la seva àrea de distribució com ara la República Txeca sembla que està amenaçat degut a les amenaces derivades de la successió natural i als impactes antròpic sobre el medi (Drobná, 2010).

Els tipus de vegetació sobre els que es reparteix l'àrea d'ocupació d'*Astragalus austriacus* reforcen la importància dels turons testimoni com a elements conservacionistes de diversitat en un territori eminentment agrícola (taula 4.6). Aquesta superfície agrícola ha anat a la baixa al llarg del període 1987-2103, passant del 71,50% al 61,78%, en part per la conversió a àrees urbanitzades o vies de comunicació, i en una altra part a la progressió d'alguns boscos esclarissats per abandonament. De totes maneres, la incidència de fenòmens d'antropització irreversible resulta destacablement baixa en comparació amb altres sectors, per això en línies generals el percentatge de territori afectat per transicions regressives és baix en ambdós períodes i aparentment s'imposa una forta tendència a la estabilitat. Tot i això, les dades referents a l'àrea d'influència i a la modelització de l'hàbitat potencial d'*Astragalus austriacus* al llarg dels anys 1957, 1986 i 2013 semblen reflectir una evident tendència a la baixa en la seva distribució potencial: la suma de les àrees amb més d'un 70% de possibilitats de contenir el tàxon passen de 551,2 a 411,83 hectàrees, i aquelles en les quals el model atorga entre 90 i 100% de probabilitat cauen a gairebé la meitat (de 96,23 a 50,36 hectàrees).

La principal pèrdua d'hàbitat és deguda a la pèrdua de pastures seminatural per abandonament, però també a rompudes que han pogut convertir zones planes dels terrers margosos en superfícies conreables (un 18,45% de l'àrea d'influència durant el període 1957-1986; taula 4.6). Aquesta reducció generalitzada de l'hàbitat és, com en molts altres casos, la raó principal que pot fer-ne perillar la continuïtat (Tilman *et al.*, 2001; Fischer & Lindenmayer, 2007), tant per desaparició directa de l'ambient com pels canvis ecològics que poden patir.

Els punts geolocalitzats amb els rodals d'aquest tàxon s'han situat majoritàriament sobre polígons amb algun dels mosaics característics dels terrers margosos dels turons, o en algun cas en polígons assignats a complèxida de la roureda. La unitat més escaient per a incloure-hi les joncedes de l'àrea d'estudi (unitat 22, mosaic de joncedes, llistonars i fenassars) té una presència molt baixa, pels mateixos motius exposats en la discussió del capítol II, relatius al fet que una gran majoria d'aquestes comunitats poden acabar incloses en la unitat de complèxida de la roureda. D'entrada, el grau de resolució dels aixecaments cartogràfics sobre els que hem elaborat els models sembla suficient per a obtenir resultats fiables de la distribució d'*Astragalus*

*austriacus*, a diferència del cas de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*, tal i com comentarem a continuació.

### ***Spiraea crenata* subsp. *parvifolia***

Una primera constatació extreta a partir del treball de camp desenvolupat per a *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* és que tant la raresa com la dificultat intrínseca per a localitzar aquest tàxon, així com el difícil accés d'alguns indrets on podria aparèixer, obliguen a assumir que un determinat percentatge de peus pot passar per alt durant la confecció dels seus censos, com ja s'ha posat de manifest per a altres espècies (Guisan *et al.*, 2006). Aquesta opinió és llargament compartida per part d'altres botànics que prèviament han esmerçat esforços en la recerca de noves poblacions, tant al Collsacabra com al Montsec (Cèsar Blanché, com. pers).

La proporció d'individus vegetatius respecte als reproductors és baixa (taules 4.3 i 4.4). Una distribució de classes d'edat d'aquest estil pot estar indicant una certa tendència a la senescència de la població (Baskin & Baskin, 1986) i és motiu suficient per a plantejar-se si l'espècie que ens ocupa pot patir, ara o en un futur immediat, un declivi demogràfic. Tot i això, és remarcable que, en general, l'aspecte dels individus reproductors no mostra símptomes aparents de decrepitud, encara que és esperable que una població de mida tant petita propiciï problemes reproductius derivats de l'endogàmia, amb els conseqüents factors de risc genètic associats (Young *et al.*, 1996; Heywood & Iriondo, 2003). Fins i tot considerant per a les poblacions osonenques una hipotètica distribució geogràfica potencialment més àmplia als anys 50, com la obtinguda a la figura 4.7, resulta clar que ens trobem davant d'un nucli d'individus que ha persistit aïllat durant un període llarg de temps sense veure significativament alterada la seva viabilitat (O'Grady *et al.*, 2006).

En tot cas, la longevitat dels individus i la seva capacitat de reproducció asexual, si més no des d'un punt de vista potencial, ja que l'apomixi no ha estat indicada en el gènere *Spiraea* (Dickinson *et al.*, 2007), permeten pensar que les característiques biològiques pròpies de l'espècie constitueixen un factor clau per a alentir aquest hipotètic declivi. En afegit a això, la resposta reproductiva és elevada, amb una productivitat de flors i llavors estimada de l'ordre de milers per individu (taula 4.5). S'ha pogut determinar que, en condicions *ex situ*, la germinació de llavors de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* pot arribar a percentatges d'èxit molt elevats (Aixart & Rovira, 2012). Tot i aquestes taxes de germinació elevades, el reclutament final de plàntules és aparentment molt escàs (només una cita de plàntules entre 2011 i 2016). No obstant, és habitual que per a certes espècies llenyoses arbustives sigui difícil detectar plàntules,

degut a que el reclutament és en sí mateix un fenomen de baixa freqüència (Harper & White, 1974), raó per la qual no pot ser considerat com un símptoma clar de declivi.

El gruix principal d'individus estan ubicats en una petita franja de boxeda rodejada de rouredes de roure martinenc. Tot i que entre les unitats de llegenda desenvolupades en el Capítol 2 hi consta una unitat específicament destinada a cartografiar les boxedes, aquest indret en qüestió no arriba a una extensió mínima que permeti cartografiar-la com a tal. Aquest és un factor rellevant a tenir en compte per a la discussió dels resultats que s'obtenen en la modelització amb *Maxent* de les distribucions potencials: tot i treballar a una escala de molta resolució per a la coberta vegetal, l'exigua àrea d'ocupació dels individus pot acabar donant una rellevància excessiva a hàbitats menys propicis al mateix temps que n'infravalora d'altres.

L'evolució del paisatge apunta que aquesta franja de boxeda hauria de ser gradualment substituïda per la roureda de roure martinenc circumdant, però a la pràctica es poden identificar alguns condicionants geomorfològics molt locals que eviten que s'esdevingui aquest procés successional. Tot l'indret és constituït per estratificacions de gresos amb intercalacions margoses (Reguant, 1967), sobre les quals la roureda de roure martinenc s'estableix amb dificultat, segons les nostres observacions. Aquest tipus d'estrats pateixen una d'erosió diferencial que genera una estructura esglaonada amb afloraments rocosos continus molt característica de l'entorn. Alguns individus ocupen altres afloraments de forta pendent originades per la característica incisió dels meandres encaixats del curs mitjà del riu Ter (Guimerà *et al.*, 1984). Aquests dos tipus d'estructures geomorfològiques presenten una estabilitat molt significativa degut a la poca incidència de l'erosió sobre elles (Riba, 1997).

La poca dispersió dels peus provoca que l'àrea d'ocupació i l'àrea d'influència de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* siguin pràcticament equiparables, tant pel què fa al tipus de cobertes com la tipologia dels fluxos que s'hi dona, al contrari del que succeeix amb *Astragalus austriacus*. Cap polígon de boxeda apareix en aquestes àrees, però sí que a l'aixecament cartogràfic del 1957 s'ha identificat polígons grans de boxeda en localitzacions properes (Serra de Casserres), que desapareixen en benefici d'unitats de roureda en els anys posteriors. No tenir cap individu geolocalitzat dins un polígon de boxeda fa pensar que la modelització de la distribució potencial del tàxon al 1957 (figura 4.7) ha infravalorat algunes zones teòricament potencials.

El canvi en els percentatges de cobertura al llarg del temps a l'àrea d'ocupació reflecteix com la conversió de part del territori en embassament és el principal impacte al que s'ha sotmès aquest entorn. El 31,42% de l'àrea d'ocupació (i un 15,23% de l'àrea d'influència) transformat

en embassament es guanya a partir de pèrdues directes de superfície d'unitats que teòricament podrien contenir nuclis poblacionals de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* com els que coneixem en l'actualitat. No obstant, la totalitat de superfície que al 1957 era destinada a usos agrícoles desapareix del tot als aixecaments posteriors per a convertir-se en complèxida de roureda, la qual cosa mitiga una mica la tendència a la baixa d'aquesta unitat (taula 4.7).

La desaparició de superfície agrícola per aquesta causa, així com la progressió per densificació de rouredes denses (absents a la zona el 1957, però notablement rellevants al 1986 i 2013), juntament amb la distribució de les tendències progressives/regressives entre períodes, (figura 4.3) són símptomes que ofereixen una idea del tipus de dinàmica que ha afectat l'entorn. Més enllà de la pròpia pèrdua directa per transformació, l'aparició de l'embassament sembla fer desaparèixer del tot l'explotació tradicional de l'entorn en un període de temps curt, patint el mateix tipus de procés que s'observa a la resta d'àrea d'estudi, però a un ritme més accelerat.

En definitiva, les dades obtingudes suggereixen que ens trobem davant de dos tàxons que aparentment s'adapten bé a la tipologia de poblacions petites i fortament disjunctes que presenten, però que en ambdós casos probablement estan sotmesos a tendències a la baixa impulsades per la dinàmica paisatgística del seu entorn. La metodologia que hem seguit, emprant cobertes de vegetació amb un alt grau de resolució espacial enlloc de les variables climàtiques que s'introdueixen habitualment en aquest tipus d'estudis fets amb *Maxent*, sembla oferir resultats més concloents en el cas d'*Astragalus austriacus*. En el cas de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* la resolució encara no és suficientment precisa per a obtenir una cartografia de llocs concrets sobre els que dissenyar noves prospeccions, si bé sí que ofereix la possibilitat d'estimar quins efectes ha tingut l'evolució del paisatge en la seva viabilitat. Els indicadors de qualitat del model (figura 4.9) i els percentatges de contribució de cada variable a la confecció del model ajuden a reforçar aquesta idea.

Tot i aquestes objeccions, podem considerar que, en els dos casos, a aquesta escala de treball la modelització dels seus hàbitats potencials prenent com a informació fonamental una coberta vegetal detallada (en detriment de fer-ho a partir de combinacions de variables climàtiques) sembla ser una eina raonablement útil per a establir aquest tipus de valoracions, i més apte per a establir possibles mesures de gestió.

## **CAPÍTOL V**

### **Conclusions generals**





## Conclusions generals

Els resultats presentats al llarg dels capítols centrals d'aquest treball permeten establir una visió sintètica i de caràcter transversal sobre la dinàmica de l'evolució en el temps de La Plana de Vic, tal i com es planteja en els objectius generals definits a l'inici de l'estudi. Els capítols II i III incideixen més directament en l'aplicació de metodologies que podem qualificar com a vàlides per tal de desenvolupar aquest tipus d'estudis del canvi; per la seva banda el capítol IV queda més enquadrat com un exemple d'utilització pràctica dels resultats generats en els dos capítols precedents. Els resultats que s'obtenen són aparentment vàlids com a punt de partida per al desenvolupament de futures anàlisis de tipus predictiu, en especial modelitzacions construïdes a partir de les matrius de probabilitats de transició sobre les quals es podrien dissenyar diversos escenaris útils per a millorar la planificació de la zona a diferents nivells.

En relació als aspectes metodològics, les conclusions més destacables a tenir en compte són les següents:

- La utilització de cartografia diacrònica detallada de la vegetació permet extreure una gran quantitat d'informació referent a l'evolució del paisatge en àmbits geogràfics de mida mitjana, coincidint amb el que va apuntar Monje (2001).
- Les principals febleses que es constaten del treball realitzat a partir de la fotointerpretació són, primerament, la impossibilitat de discernir entre unitats de fisiognomia molt semblant. En segon lloc, no podem obviar que el principi conservador que sovint s'ha aplicat en cas de dubte sobre els aixecaments cartogràfics antics ens pot estar conduint a infravalorar alguns fluxos de transició.
- La possibilitat de replicar aquest tipus d'aixecaments cartogràfics diacrònics de la vegetació dependrà de la disponibilitat de material previ sobre el que treballar. Així doncs, seria factible replicar l'aproximació cartogràfica a escala catalana o, fins i tot, ibèrica, per la disponibilitat semblant de sèries d'ortofotografies que cobreixen aquests territoris. Intentar extrapolar-la a altres regions, per exemple, de l'entorn del mediterrani, dependria de la disponibilitat d'ortofotoimatges pròpies de cada estat, que pot ser superior o inferior a la del cas de Catalunya segons el cas.
- La reinventariació d'inventaris fitosociològics antics es confirma com una forma perfectament vàlida de plantejament i contrast d'hipòtesis relacionades amb dinàmiques de canvi que es puguin veure reflectides en la composició d'algunes

comunitats vegetals. No obstant, la disponibilitat d'inventaris fitosociològics vàlids per treballar amb aquesta finalitat és altament irregular, fins i tot en països on la fitosociologia ha tingut una implantació tant important com és el cas de Catalunya. Per tant, l'aplicació de la reinventariació d'inventaris fitosociològics previs per a l'estudi de les dinàmiques de canvi sembla tenir un potencial més aviat limitat, si més no a una meso-escala.

- La validesa de les conclusions extretes a partir dels resultats obtinguts en la modelització de l'hàbitat potencial de tàxons amenaçats està estretament condicionada per la validesa de les dades prèvies sobre les que es fonamenten. En els tàxons estudiats, el mètode es mostra més vàlid per situacions com les de *Astragalus austriacus* que no pas per d'altres com el de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*. Tot i que en ambdós casos acabem obtenint models que podem qualificar com a vàlids, en el cas de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* encara seria aconsellable treballar a partir d'aixecaments cartogràfics més detallats.

La unitat paisatgística de la Plana de Vic es pot dividir en dos sectors que han seguit evolucions diferenciades: d'una banda, la part baixa i plana de caràcter majoritàriament agrícola i urbà, i de l'altra, els vessants perifèrics on predomina la component forestal. La zona baixa de la Plana de Vic ha estat sotmesa durant el període 1957-2013 a una tendència a l'alça dels canvis regressius relacionats amb accions transformadores majoritàriament irreversibles (urbanització, obertura d'espais oberts, etc.), mentre que a la perifèria es fan evidents tota una sèrie de canvis progressius relacionats amb l'abandonament de determinades activitats econòmiques.

Així doncs, l'equilibri paisatgístic de la Plana de Vic als anys 50 sembla ser mantingut per una forta influència humana en l'aprofitament dels recursos naturals del territori que canvia a partir d'aquesta dècada. El trencament d'aquest equilibri artificial provoca la ràpida successió ecològica dels vessants perifèrics durant el període 1957-1986, i que es veu alentida en el període 1986-2013 degut a que part del territori ja ha arribat a estadis de certa estabilitat a partir dels quals ja no és succeït per cap altre tipus d'unitat fisiognòmica diferent.

En aquest sentit, una de les característiques de la llegenda a partir de la qual s'han realitzat el aixecament cartogràfic (la diferenciació entre unitats arbòries denses i esclarissades dins d'un mateix tipus fisiognòmic), ajuda a visualitzar amb precisió l'evolució concreta de les

masses forestals. Això revela que el procés de densificació de boscos esclarissats és un dels fenòmens especialment rellevants a tenir en compte, per la incidència important que té en la uniformització forestal del paisatge i en la pèrdua de complexitat associada a aquests espais.

L'incendi forestal del 1983 que va afectar un sector situat al SE del territori i la construcció de l'embassament de Sau són les úniques perturbacions de gran intensitat que trenquen els patrons de progressió/regressió que haurien de ser propis dels indrets en els que ocorren. En el cas de l'embassament, per una banda suposa una pèrdua per regressió directa del possible hàbitat potencial de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*, però també accelera l'arribada del seu entorn a un estadi d'estabilitat que aparentment sembla afavorir el manteniment del nucli principal d'individus d'aquest tàxon.

Pel què fa a la zona afectada per l'incendi del 1983, la intensitat dels canvis progressius post-incendi (recollides en el període 1986-2013) és equiparable a la que s'observa a la resta de zones perifèriques durant el període anterior (1957-1986). Aquest exercici de posar la situació de la major part del territori als anys 50, amb un paisatge dominat per vegetació secundària fruit d'un cert grau de perturbació difosa, al mateix nivell que la zona afectada per l'incendi, ens ajuda a reforçar la constatació que a la dècada dels 50 començaria a donar-se un procés d'evolució del paisatge lligat a l'abandonament.

Les comunitats de pastura de la Plana de Vic es veuen afectades per una reducció de l'àrea que ocupen, però també especialment per una degradació destacable de la seva composició florística en aquells indrets on aconsegueixen persistir. Concretament, les pastures associades a condicions climàtiques submediterrànies (les més mesòfiles) són aquelles en les que la degradació és més remarcable, en contraposició amb les de component mediterrània.

En les pastures de la zona estudiada, les variacions que s'esdevenen al llarg del període 1985-2015 són principalment degudes a canvis en els sistemes d'explotació a les que són sotmeses. Aquestes pastures acaben reflectint l'efecte de l'abandonament, en alguns casos, o la sobreexplotació, en altres. Al mateix temps, també es detecta un cert efecte que pot estar lligat amb una eventual aridificació d'aquest entorn relacionable amb el canvi climàtic, si bé els seus efectes no semblen actuar amb la mateixa intensitat amb la que ho fa el canvi d'usos, si més no al llarg del període que hem estudiat. Una d'aquestes comunitats de pastura, el *Plantagini-Aphyllanthesum*, que està potencialment lligada, d'acord amb els nostres resultats, a la viabilitat de les poblacions d'*Astragalus austriacus*, és entre les pastures especialment sensibles a canvis de tipus successional.

Així doncs, que cal ser prudents a l'hora d'afirmar que una proporció important del territori s'ha mantingut estable, per no donar a entendre que aquesta estabilitat és sinònim de manteniment d'una qualitat ecològica similar en aquests espais al llarg del temps. A banda del que hem detectat en les pastures, el cas paradigmàtic d'això és l'espai agrícola: una gran proporció de la superfície d'ús agrícola es manté estable amb el pas dels anys, si bé es fa obvi que internament la seva estructura ha canviat de forma notable. Una de les portes obertes que aquest estudi deixa per a seguir en un futur és l'anàlisi detallada d'aquesta estructura, així com també del creixent efecte de degradació impulsat per l'increment dels espais periurbans de transició entre zones urbanes i agrícoles.

El coneixement de les poblacions d'*Astragalus austriacus* i de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* a la Plana de Vic és encara millorable mitjançant futures prospeccions. Seria especialment aconsellable la incorporació de noves localitats concretes a una eventual repetició de la modelització de l'hàbitat potencial utilitzant la coberta més recent (la del 2013). Això hauria de permetre ajustar d'una forma més exacta tant el coneixement fonamental que en tenim com la potencialitat d'aquestes poblacions. A l'escala en la que ens movem, la informació incorporada al model (cobertes de vegetació i gradient altitudinal) és suficient per a poder determinar amb un cert grau de precisió aquelles zones en les que els tàxons tenen una elevada probabilitat d'aparèixer.

Els resultats obtinguts en ambdós casos són suficients per visualitzar i quantificar l'evolució a la baixa de la superfície potencialment més apta per a contenir poblacions dels dos tàxons sotmesos a estudi. L'evolució global del Paisatge de la Plana de Vic ha conduït cap a una pèrdua generalitzada del tipus d'ambients als que es troben estretament relacionats, tant en el cas de les joncedes per a *Astragalus austriacus* com les clarianes i vorades de roureda de roure martinenc per a *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia*.

En línies generals, aquests resultats alerten sobre una sèrie de canvis rellevants en la estructura i en la pròpia qualitat de la coberta vegetal relacionats amb la dinàmica històrica recent. La realitat de la Plana de Vic podria ser, *a priori*, extrapolable a altres regions ocupades pel mateix tipus de mosaic urbà/agrícola/forestal i amb una extensió i característiques semblants.

## **Bibliografia**



Aixart, M. & Rovira, P. (2012). *Assaig de germinació d'onze espècies incloses al Llibre Vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Dins: *III Jornades Catalanes de conservació de la flora*. Lleida

Améztegui, A., Brotons, Ll. & Coll, L. (2010). Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global ecology and biogeography*, 19(5), 632-641.

Babar, S., Amarnath, G., Reddy, C. S., Jentsch, A. & Sudhakar, S. (2012). Species distribution models: ecological explanation and prediction of an endemic and endangered plant species (*Pterocarpus santalinus* L. f.). *Current science*, 102(8), 1157-1165.

Bakker, J. P. & Olff, H. (1996). Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of vegetation science* 7, 147-155.

Ballesteros-Barrera, C., Martínez-Meyer, E. & Gadsden, H. (2007). Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two microendemic lizards, genus *Uma*, of northern Mexico. *Journal of herpetology*, 41, 733-740.

Barbati, A., Corona, P., Salvati, L. & Gasparella, L. (2013). Natural forest expansion into suburban countryside: a contrasting perspective about changing forest landscape pattern. *Urban for urban green*, 12, 36-43

Barrau, J. (1981). Plantes notables de la Plana de Vic. *Ausa*, 9, 203-210.

Baskin, J. & Baskin, C. (1986). Some considerations in valuating and monitoring population of rare plants in successional environments. *Natural areas journal*, 6, 26-30.

Batáry, P., Dicks, L., Kleijn, D. & Sutherland, W. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation biology*, 29, 1006-1016.

Batlló, J. (2009). L'anomalia tèrmica de la plana de Vic: un projecte comú. *Ausa*, 24(163), 217-235.

Bender, O., Boehmer, H. J., Jens, D. & Schumacher, K. P. (2005). Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and urban planning*, 70(1), 111-125.

Benito, B. M., Martínez-Ortega, M. M., Muñoz, L. M., Lorite, J. & Peñas, J. (2009). Assessing extinction-risk of endangered plants using species distribution models: a case study of habitat depletion caused by the spread of greenhouses. *Biodiversity and Conservation*, 18(9), 2509-2520.

Bennett, A.F., Radford, J.Q. & Halsem, A. (2006). Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological conservation*, 133, 250-264.

Bolòs, O. de (sense data). *Fulls 294 i 332 amb anotacions manuscrites de la seva vegetació*. No publicat, Unitat de Botànica, Universitat de Barcelona, Barcelona.

Bolòs, O. de (1959). *El paisatge vegetal de dues comarques naturals: la Selva i la Plana de Vic*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.

Bolòs, O. de (1976). Cormòfits (plantes superiors) [espècies, grups o ambients amenaçats]. Dins: Folch, R. (Ed.), *Natura, ús o abús? Llibre Blanc de la Gestió de la Natura als Països Catalans*, (p. 247-254). Barcelona: editorial Barcino.

Bolòs, O. de & Vigo, J. (1984-2001). *Flora dels Països Catalans*. Volums 1-4. Barcelona: Editorial Barcino.

Bolòs, O. de (1996). Contribució al coneixement de la vegetació del territori Auso-Segàrric. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, 55(4), 147-272.

Boulanger, V., Baltzinger, C., Saïd, S., Ballon, P., Picard, J. F. & Dupouey, J. L. (2015). Decreasing deer browsing pressure influenced understory vegetation dynamics over 30 years. *Annals of forest science*, 72, 367-378.

Busquets, P., Domínguez, A. & Vilaplana, N. (1979). *Geologia d'Osona*. Vic: Eumo Editorial.

Cabeza, M., Araujo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R. & Moilanen, A. (2004). Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of applied ecology*, 41, 252-262.

Calvet J., Clotet N. & Gallart F. (1980). Mapa geomorfològic. Dins: *Mapa geomorfològic de España, E. 1:50.000, Vic*. Madrid: IGME.

Carreras, J., Carrillo, E., Masalles, RM., Ninot, JM., Soriano, I. & Vigo, J. (1994). *Mapa de vegetació de Catalunya 1:50.000. Full 255, La Pobla de Lillet*. Barcelona. Institut Cartogràfic de Catalunya.

Casas, C. & Mercadé, A. (2006). *Mapa de vegetació de Catalunya, 1:50.000. Full 332 (Vic)*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Direcció General del Medi Natural. Consultable a: <http://www.ub.edu/geoveg/>

Casas, C. (2008). *Estudi tipològic, ecològic i funcional de les pastures de la Plana de Vic*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, Secció de Ciències Biològiques 139.

Casas, C. & Mercadé, A. (2008). *Mapa de vegetació de Catalunya, 1:50.000. Full 294 (Manlleu)*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Direcció General del Medi Natural. Consultable a: <http://www.ub.edu/geoveg/>

Casas, C. & Salvat, A. (2008). *Les poblacions d'Astragalus austriacus a la Plana de Vic (Osona)*. Dins: *I Jornades catalanes de conservació de la flora*. Blanes.



Casas, C. (2009). La població de *Spiraea crenata* en Osona (Cataluña). Dins *Congreso nacional de Biodiversidad CSIC-AEET*. Blanes.

Casas, C. & Ninot, J. (1994). Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. I: comunitats vivaces (*Mesobromion* i *Aphyllanthion*). *Butlletí Institució Catalana d'Història Natural*, 62, 25-52.

Casas, C. & Ninot, J. (1995). Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. II: comunitats terofítiques (*Thero-Brachypodietea*) i síntesi. *Butlletí Institució Catalana d'Història Natural*, 63, 27-50.

Chytrý, M., Tichý, L., Hennekens, S. M. & Schaminée, J. (2014). Assessing vegetation change using vegetation-plot databases: a risky business. *Applied vegetation science*, 17, 32-41.

Daniëls, F. J., de Molenaar, J. G., Chytrý, M. & Tichý, L. (2011). Vegetation change in Southeast Greenland? Tasiilaq revisited after 40 years. *Applied vegetation science*, 14, 230-241.

Davies, G. M. & Bodart, J. (2015). Changes in vegetation diversity and composition following livestock removal along an upland elevational gradient. *iForest-Biogeosciences and forestry*, 8(5), 582-590.

Debussche, M., Lepart, J. & Dervieux, A. (1999). Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global ecology and biogeography*, 8, 3-15.

Decret 172/2008, de 26 d'agost, mitjançant el qual es crea el Catàleg de flora amenaçada de Catalunya, DOGC núm 5204 § DISPOSICIONS, p. 65.881 (2008).

Dickinson, T.A., Lo, E. & Talent, N. (2007). Polyploidy, reproductive biology, and *Rosaceae*: understanding evolution and making classifications. *Plant systematics and evolution*, 266, 59-78.

Directiva 97/62/CE, de 27 d'octubre de 1997, per la qual s'adapta al progress científic i tècnic la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservació dels habitats naturals de fauna i flora silvestres. Diari Oficial L 305, pp. 0042-0065

Dirnböck, T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., ... & Uzieblo, A. K. (2014). Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global change biology*, 20, 429-440.

Drobná, J. (2010). Monitoring of endangered *Astragalus* species in the protected landscape area Dunajské luhy at the Danube floodplains. *Czech journal of genetics and plant breeding*, 46, 14-18.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., ... & Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.

Ellenberg, H. (1974). Indicator values of vascular plants in central Europe. *Scripta geobotanica*, 9, 97 pp.

Eskelinen, A. & Harrison, S. (2015). Erosion of beta diversity under interacting global change impacts in a semi-arid grassland. *Journal of ecology*, 103, 397-407.

European Commission, (2013). *Interpretation manual of European Union Habitats. EUR 28*. Brussels: European Commission DG Environment.

Fang, G., Yang, J. & Li, Q. (2012). Suzhou urban land-use change and its prediction analysis. In *Applied Mechanics and Materials* (Vol. 174, pp. 3539-3542). Trans Tech Publications.

Farina, A. (2000). The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience*, 50(4), 313-320.

Farina, A. (2008). *Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape* (Vol. 3). The Netherlands: Springer Science & Business Media.

Fava, F., Pulighe, G. & Monteiro, A. T. (2015). Mapping changes in land cover composition and pattern for comparing mediterranean rangeland restoration alternatives. *Land Degradation and Development*, 27, 671-68

Fichera, C. R., Modica, G. & Pollino, M. (2012). Land cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. *European Journal of remote sensing*, 45, 1-18.

Fischer, M. & Stöcklin, J. (1997). Local extinctions of plants in remnants of extensively used Calcareous grasslands 1950-1985. *Conservation biology*, 11, 727-737.

Fischer, J. & Lindenmayer, DB. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16, 265-280.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, M., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.

Fontserè, E. (1937). L'anomalia tèrmica de la Plana de Vic. *Memòries del Servei Meteorològic de Catalunya*, 1, 38 pp.

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., & Makeschin, F. (2013). Assessment of landscape aesthetics validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. *Ecological indices*, 32, 222-231.

Fukamachi, K., Oku, H. & Nakashizuka, T. (2001). The change of a satoyama landscape and its causality in Kamiseya, Kyoto Prefecture, Japan between 1970 and 1995. *Landscape ecology*, 16, 703-717.

Galdenzi, D., Pesaresi, S., Colosi, L. & Biondi, E. (2011). Methodological aspects for the evaluation of the quality of agro-ecosystems and landscapes that give rise. *Fitosociologia*, 48(2), 65-76.

Gilliam, F. S. (2007). The Ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience*, 57, 845-858.

Gogol-Prokurat, M. (2011). Predicting habitat suitability for rare plants at local spatial scales using a species distribution model. *Ecological applications*, 21(1), 33-47.

Gomez-Mendoza, L. & Arriaga, L. (2007). Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation biology*, 21, 1545-1555.

Green, D. R., Cummins, R., Wright, R. & Miles, J. (1993). *A methodology for acquiring information on vegetation succession from remotely sensed imagery*. London: Taylor and Francis.

Guimerà, J., Anadón, P. & Estévez, A. (1984). *Historia natural dels Països Catalans: Geologia II*. Dins: Folch, R. (Coord.). *Història natural dels Països Catalans*. Barcelona: Fundació Enciclopèdia Catalana.

Guisan, A., Broenniman, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N., Lehman, A. & Zimmerman, N. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species? *Conservation biology*, 20, 501-511.

Gunderson, L. H. & Holling, C. S. (2002). *Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature*. Washington: Island Press.

Harper, J. & White J. (1974). The demography of plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 419-463.

Heywood, V. H. & Iriondo, J. M. (2003). Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological conservation*, 113(3), 321-335.

Holling, C. S. (1986). *The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. Sustainable development of the biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.

ICGC, Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. (2016a). *Mapa Topogràfic de Catalunya 1:25.000*. Recuperat de setembre 2014. [http://geoserveis.icc.cat/icc\\_mapesbase/wms/service?](http://geoserveis.icc.cat/icc_mapesbase/wms/service?)

ICGC, Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. (2016b). *Ortofotografies de Catalunya del Vol Americà sèrie B 1:5.000*. Recuperat de setembre 2014. [http://geoserveis.icc.cat/icc\\_mapesbase/wms/service?](http://geoserveis.icc.cat/icc_mapesbase/wms/service?)

ICGC, Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. (2016c). *Ortofotomapa de Catalunya 1:5.000 v1*. Recuperat de setembre 2014. <http://cartotecadigital.icgc.cat/cdm/landingpage/collection/orto5mv1>

ICGC, Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. (2016d). *Ortofotografies de Catalunya 1:5.000 2013 de l'ICGC*. Recuperat de setembre 2015. [http://geoserveis.icc.cat/icc\\_ortohistorica/wms/service?](http://geoserveis.icc.cat/icc_ortohistorica/wms/service?)

IDESCAT, Institut d'Estadística de Catalunya. (2016a) *Població*. Recuperat de octubre de 2016. <http://www.idescat.cat/tema/agrar>

IDESCAT, Institut d'Estadística de Catalunya. (2016b). *Agricultura Ramaderia Pesca*. Recuperat de agost de 2016. <http://www.idescat.cat/tema/pobla>

IUCN, International Union for Conservation of Nature, Natural Resources, & IUCN Species Survival Commission. (2001). *IUCN Red List categories and criteria*. IUCN.

Iverson, L.R., Schwartz, M.W. & Prasad, A.M. (2004). Potential colonization of newly available tree-species habitat under climate change: an analysis for five eastern US species. *Landscape ecology*, 19, 787-799.

Jaynes, E. T. (1957). Information theory and statistical mechanics. *Physical review*, 106(4), 620-630.

Jiménez-Alfaro, B., Gavilán, R. G., Escudero, A., Iriondo, J. M. & Fernández-González, F. (2014). Decline of dry grassland specialists in Mediterranean high-mountain communities influenced by recent climate warming. *Journal of vegetation science*, 25, 1394-1404.

Jírová, A., Klaudivová, A. & Prach, K. (2012). Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: A repeated analysis after three decades. *Applied vegetation science*, 15, 245-252.

Julve, Ph. (1998). *Baseflor. Index botàniques, écologique et chorologique de la flore de France*. Recuperat de setembre de 2016. <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>

Kadmon, R. & Harari-Kremer, R. (1999). Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote sensing of environment*, 68(2), 164-176.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316, 1866-1869.

Kati, V., Poirazidis, K., Dufrêne, M., Halley, J.M., Korakis, G., Schindler, S. & Dimopoulos, P. (2010). Toward the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece. *Biodiversity conservation*, 19, 1585-1597.

Klug, H., Gottsman, F. & Heredia, M. (2005). Transboundary landscape structure to determine the environmental situation of traditional land-use activities in Austria and Czech Republic. Dins M. Schrenk (Ed.), *10th international conference on information & communication technologies*

(ICT) in urban planning and spatial development and impacts of ICT on physical space (pp. 201-206). Viena.

Kuemmerle, T., Radeloff, V.C., Perzanowski, K. & Hostert, P. (2006). Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. *Remote sensing of environment*, 103, 449-464.

Kupkova, L., Bicik, I. & Najman, J. (2013). Land cover changes along the iron curtain 1990-2006. *Geografie*, 118, 95-115.

Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., ... & George, P. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global environmental change*, 11(4), 261-269.

Legendre, P. & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280.

Liu-Zeng, J., Tapponnier, P., Gaudemer, Y., & Ding, L. (2008). Quantifying landscape differences across the Tibetan plateau: Implications for topographic relief evolution. *Journal of geophysical research: Earth Surface*, 113(F4).

Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. (2003). Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio*, 32, 447-452.

Marcucci, D.J. (2000). Landscape history as a planning tool. *Landscape urban planning*, 49, 67-81.

Masferrer, R. (1877). *Recuerdos botánicos de Vich: ó sea apuntes para el estudio de la flora de la comarca de Cataluña llamada Plana de Vich*. Separata de Anales de la Sociedad Española de Historia Natural. Valencia: Librerías Paris-Valencia, 1995. 78 p. [Facsimil, Madrid: S. De Uhagon, 1877.]

Martí, C. & Pintó, J. (2012). Cambios recientes en el paisaje litoral de la Costa Brava. *Documents d'anàlisi geogràfica*, 58, 239-264.

Marull, J., Pino, J., Mallarach, J. M. & Cordobilla, M. J. (2007). A land suitability index for strategic environmental assessment in metropolitan areas. *Landscape and urban planning*, 81(3), 200-212.

Marull, J., Pino, J. & Tello, E. (2008). The loss of landscape efficiency: An ecological analysis of land-use changes in Western Mediterranean agriculture (Vallès county, Catalonia, 1853-2004). *A journal of history and natural and social sciences*, 2, 112-150.

Mbatudde, M., Mwanjololo, M., Kakudidi, E. K. & Dalitz, H. (2012). Modelling the potential distribution of endangered *Prunus africana* (Hook. f.) Kalkm. in East Africa. *African journal of ecology*, 50(4), 393-403.

McGarigal, K. & Marks, B. J. (1994). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, version 2.0*. Oregon, USA: Forest Science Dept., Oregon State University.

McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. & Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. Oregon, USA: McGarigal, S.A.

McMahon, G., Wiken, EB. & Gauthier, DA. (2004). Toward a scientifically rigorous basis for developing mapped ecological regions. *Environmental management*, 34(1), 111-124.

Mercadé, A. (2008). *Mapa de vegetació de Catalunya, 1:50.000. Full 364 (La Garriga)*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Direcció General del Medi Natural. Consultable a: <http://www.ub.edu/geoveg/>

Mercadé, A. (2016). *Estudis de flora i vegetació del Moianès i àrees properes*. Tesis doctoral no publicada. Universitat de Barcelona. Barcelona.

Meyer, S., Bergmeier, E., Becker, T., Wesche, K., Krause, B. & Leuschner, C. (2015). Detecting long-term losses at the plant community level arable fields in Germany revisited. *Applied vegetation science*, 18, 432-442.

Michalcová, D., Lvoncikk, S., Chytrý, M. & Hájek, O. (2011). Bias in vegetation databases? A comparison of stratified-random and preferential sampling. *Journal of vegetation science*, 22, 281-291.

Monje, X. (2001). *Aproximació a l'evolució de la vegetació natural a Catalunya al període comprès entre 1957 i 2000: localització i valoració dels canvis a partir de la cartografia de la vegetació i els sistemes d'informació*. Tesis doctoral no publicada. Universitat de Barcelona. Barcelona.

Monje, X. (2003). Estudio mediante sistemas de información geográfica (GIS) de la evolución de la vegetación natural de Cataluña. Aproximación al caso del valle del Freser durante el período 1956-2000. *Acta Botanica Barcinonesia*, 49, 421-438.

Morales, R. (1998). *Spiraea* L. Dins: Muñoz Garmendia, F. & Navarro, C. *Flora iberica* 6. Madrid: Real Jardín Botánico-CSIC.

Muñoz, A., Basanta, M., Díaz-vizcaíno, E., Reyes, O. & Casal, M. (2014). Land use changes effect on floristic composition, diversity and surface occupied by *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* heathlands of NW Spain. *Land degradation and development*, 25, 532-540.

Niedertscheider, M., Kuemmerle, T., Müller, D. & Erb, K. H. (2014). Exploring the effects of drastic institutional and socio-economic changes on land system dynamics in Germany between 1883 and 2007. *Global environmental change*, 28, 98-108.

Observatori del paisatge de Catalunya. (2015). *Catàlegs del paisatge*. Recuperat de: 1 de febrer de 2016. [http://www.catpaisatge.net/cat/catalegs\\_mapa.php](http://www.catpaisatge.net/cat/catalegs_mapa.php).

O'Grady, J., Brook, B., Reed, D., Balloua, J., Tonkync, D. & Frankhama, R., (2006). Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*, 133, 42-51.

O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., ... & Graham, R.L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape ecology*, 1(3), 153-162.

Otero, N., Torrentó, C., Soler, A., Menció, A. & Mas-Pla, J. (2009). Monitoring groundwater nitrate attenuation in a regional system coupling hydrogeology with multi-isotopic methods: The case of Plana de Vic (Osona, Spain). *Agriculture, ecosystems and environment* 133: 103-113.

Palou, A., Casas, C. & Sáez, L. (2011). Estudi de la població de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (*Rosaceae*) del Collsacabra. *Ausa*, 168, 281-302.

Pasquet, S., Pellerin, S. & Poulin, M. (2015). Three decades of vegetation changes in peatlands isolated in an agricultural landscape. *Applied vegetation science*, 18, 220-229.

Pau, C. (1897). Especies europeas propias también de la flora española, no indicadas o apenas mencionadas hasta el día de ella. *Actas Sociedad Española de Historia Natural*, 26(4), 121-128.

Pellerin, S., Mercure, M., Desulniers, A. & Lavoire, C. (2008). Changes in plant communities over three decades on two disturbed bogs in southeastern Quebec. *Applied vegetation science*, 12, 107-118.

Peterson, G., Allen, C. R. & Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1, 6-18.

Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3), 231-259.

Phillips, S. J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.

Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987). A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio*, 69(1-3), 109-114.

Quinn, G. P. & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.

Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical geography*. Oxford: Clarendon Oxford.

Raxworthy, C. J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R., Schneider, G., Ortega-Huerta, M. & Townsend, A. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426, 837-841.

Reguant, S. (1967). El Eoceno marino de Vic (Barcelona). *Memorias del Instituto Geologico y Minero de España*, 68, 350 pp.

Reguant, S., Busquets, P. & Vilaplana, M. (1986). *Geologia de la Plana de Vic*. Vic: Patronat d'Estudis Osonencs.

Renetzeder, C., Schindler, S., Peterseil, J., Prinz, M.A., Múcher, S. & Wrбка, T. (2010). Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecological indices*, 10, 39-48.

Resolució AAM/732/2015, de 9 d'abril, per la qual s'aprova la catalogació, descatalogació i canvi de categoria d'espècies i subespècies del Catàleg de flora amenaçada de Catalunya, DOGC núm 6854 § DISPOSICIONS, 21 pp. (2015).

Riba, O. (1997). *Diccionari de geologia*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.

Rocchini, D., Perry, G., Salerno, M., Maccherini, S. & Chiarucci A. (2006). Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and urban planning*, 77, 167-177.

Romeu, M. (2011). Estudi de la població de *Astragalus austriacus* a la Plana de Vic. (Treball de final de carrera no publicat). Universitat de Vic. Vic

Romo, A. (1983). El gènere *Spiraea* a la Península ibèrica. *Collectanea Botanica*, 14, 537-541.

Ross, L. C., Woodin, S. J., Hester, A. J., Thompson, D. & Birks, H. J. B. (2012). Biotic homogenization of upland vegetation: patterns and drivers at multiple spatial scales over five decades. *Journal of vegetation science*, 23, 755-770.

Rushton, S.P., Ormerod, S. J. & Kerby, G. (2004) New paradigms for modelling species distributions? *Journal of applied ecology*, 41, 193-200.

Sáez, L., Aymerich, P. & Blanché, C. (2010). *Llibre vermell de les plantes endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Barcelona: Argania editio.

Salvati, L., Gitas, I. & Bajocco, S. (2014). Spatial determinants of land-use changes in an urban region (Attica, Greece) between 1987 and 2007. *Land use science*, 10, 388-401



- Schaffers, A. P. & Sýkora, K. V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of vegetation science*, 11(2), 225-244.
- Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrבka, T. & Kati, V. (2013). Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological indicators*, 31, 41-48.
- Scozzafava, S. & De Sanctis, A. (2006). Exploring the effects of land abandonment on habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in a highland area of central Italy. *Landscape urban planning*, 75, 23-33.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The Mathematical theory of communication*. Chicago: University of Illinois Press.
- Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52, 591-611.
- Shipley, B. & Dion, J. (1992). The allometry of seed production in herbaceous angiosperms. *American Naturalist*, 139(3), 467-483.
- Sidiropoulou, A., Karatassiou, M., Galidaki, G. & Sklavou, P. (2015). Landscape pattern changes in response to transhumance abandonment on Mountain Vermio (North Greece). *Sustainability*, 7(11), 15652-15673.
- Silveira Pontes, L., Maire, V., Schellberg, J. & Louault, F. (2015). Grass strategies and grassland community responses to environmental drivers: a review. *Agronomy for sustainable development*, 35, 1297-1318.
- Sklenicka, P., Šímová, P., Hrdinová, K. & Salek, M. (2014). Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. *Applied geography*, 47, 89-98.
- Smiraglia, D., Zattero, L., Ricotta, C. & Blasi, C. (2007). The use of adjacency analysis for quantifying landscape changes. *Plant Biosystems*, 141(3), 384-389.
- Smiraglia, D., Ceccarelli, T., Bajocco, S., Perini, L. & Salvati, L. (2015). Unraveling landscape complexity: land use/land cover changes and landscape pattern dynamics (1954-2008) in contrasting peri-urban and agro-forest regions of northern Italy. *Environmental management*, 56(4), 916-932.
- Smith, B.D. (2007). The ultimate ecosystem engineers. *Science*, 315, 1797-1798.

Spellerberg, I. & Fedor, P. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the "Shannon-Wiener" Index. *Global ecology and biogeography*, 12, 177-179.

Swets, K.A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240, 1285-1293.

Tasser, E., Walde, J., Tappeiner, U., Teutsch, A. & Nogler, W. (2007). Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, ecosystems & environment*, 118, 115-129.

Talavera, S. & Castroviejo, J. (Eds.). (1999). Flora iberica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares (Vol. 7(1)). Madrid: Real Jardín Botánico-CSIC.

Tello, E., Garrabou, R. & Cussó, X. (2006). Energy balance and land use: the making of an agrarian landscape from the vantage point of social metabolism (the Catalan Valles County in 1860/1870). Dins: Agnoletti, M. (Ed.), *The conservation of cultural landscapes*. Wallingford: CAB International.

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 281-284.

Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R. & Mander, Ü. (2009). Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living reviews in landscape research*, 3(1), 1-28.

Vellend, M., Brown, C.D., Kharouba, H.M., McCune, J.L. & Myers-Smith, I.H. (2013). Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *American journal of botany*, 100, 1294-1305.

Vicens, J., Ferrández, J., Martinell, M., Orellana, R., Bosch, M., Simon, J., Rovira, A., Molero, J. & Blanché, C. (2009). *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (Pau) Romo. Dins: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J. & Ortiz, S. *Atlas y libro rojo de la Flora Vasculare amenazada de España*. (pp. 78-79). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente: Dirección General de Biodiversidad.

*Vista del serrat de La Creu de Gurb amb el Carrer de Gurb de Vic en primer pla, als anys 40.* [Fotografia]. (sense data). Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona. Vic.

*Vista dels terrers sota el vessant oriental del serrat de La Creu de Gurb, als anys 20.* [Fotografia]. (sense data) Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona. Vic.

*Vistes de l'ermita de Sant Jordi de Puigseslloses, des de dues perspectives i èpoques diferents, els anys 30 (esquerra) i els anys 80 (dreta).* [Fotografia]. (sense data). Extreta de: *Col·lecció de fotografia històrica, Parareda i Quirze Parés*. Arxiu Comarcal d'Osona. Vic.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499

Walker, L. R. & Del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Wehn, S. & Johansen, L. (2015). The distribution of the endemic plant *Primula scandinavica*, at local and national scales, in changing mountainous environments. *Biodiversity*, 16(4), 278-288.

Wu, Q., Li, H. Q., Wang, R. S., Paulussen, J., He, Y., Wang, M., ... & Wang, Z. (2006). Monitoring and predicting land use change in Beijing using remote sensing and GIS. *Landscape and urban planning*, 78(4), 322-333.

Young A, Boyle T. & Brown A. (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in ecology and evolution*, 11, 413-418.

Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steuerer, B., Peterseil, J. & Wrбка, T. (2003). The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological conservation*, 114, 165-177.

Zonneveld, I. S. (1995). Vicinism and mass effect, *Journal of Vegetation Science*, 5, 441-444.

Zonneveld, I. S. (1998). *Monitoring vegetation and surveying dynamics*. Dins: Kuchler, W. & Zonneveld, I. S. (Ed.), *Vegetation mapping. Handbook of vegetation science*, 10, 331-334. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.



## **ANNEX**



**Taula A.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Euphrasio-Plantaginetum mediae* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	108	118	102	103	121	120	71	144	141	P1
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	36	36	16	16	16	25	36	36	36	16
<b>Alçada (m)</b>	504	477	530	533	550	551	581	596	520	529
<b>Orientació</b>	-	-	-	-	-	NW	E	-	-	-
<b>Pendent</b>	-	-	-	-	-	5º	10º	-	-	-
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.	+	1	1	+	.	.	+	.	+
<i>Allium ericetorum</i>	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Amaranthus retroflexus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	.	.	.	.	.	3	.	2	.
<i>Arctium minus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2
<i>Asparagus acutifolius</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	2	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	.	.	5	3	3	.	5	3	2
<i>Briza media</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bromus ramosus</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Bromus sterilis</i>	.	1	.	.	2	.	2	.	.	.
<i>Campanula trachelium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Carex flacca</i>	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
<i>Carlina corymbosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	.	.	+	1	.	1	.	3	2	.
<i>Centaurea scabiosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Cerastium pumilum</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chenopodium album</i>	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.
<i>Cirsium eriophorum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Clematis vitalba</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Conyza sumatrensis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Cynodon dactylon</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	+	+	.	.	2	3	.	1	1	.
<i>Daucus carota</i>	.	.	.	.	.	+	.	+	+	1
<i>Dianthus seguieri</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Echium vulgare</i>	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	+	.	+	.	+	+	+	.	1	1
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.
<i>Festuca rubra</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Galium verum</i>	.	.	+	1	.	.	.	+	.	2
<i>Genista scorpius</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Geranium sp.</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Geum urbanum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Hedera helix</i>	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.
<i>Helianthemum nummularium</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+

<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Helleborus foetidus</i>	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.
<i>Hordeum murinum</i>	3	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Jasonia tuberosa</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Lactuca serriola</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lithospermum officinale</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Malva sylvestris</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ononis spinosa</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Origanum vulgare</i>	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.
<i>Picris hieracioides</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	+	+
<i>Plantago major</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago media</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Poa pratensis</i>	4	2	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Prunella laciniata</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Quercus ilex</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Quercus pubescens</i>	+	+	+	+	+	+	2	+	+	.
<i>Rosa canina</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rubus ulmifolius</i>	+	.	.	.	1	.	.	.	+	.
<i>Rumex crispus</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Salvia pratensis</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	2
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Satureja calamintha</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Scabiosa atropurpurea</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Scabiosa columbaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Setaria viridis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sisymbrium officinale</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stachys officinalis</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Teucrium polium</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Thymus serpyllum</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1
<i>Trifolium repens</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Ulmus minor</i>	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Verbascum</i> sp.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Verbena officinalis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Veronica persica</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Viola hirta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Viola</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Viola sylvestris</i>	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.



**Taula B.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Plantagini-Aphyllanthesetum* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	26	88	P2A	74	114	113	123	31	106	122	93	95	72	52	35	128	P3A	129	126	139	140	135
<b>Àrea (m²)</b>	25	36	25	36	25	36	27	25	36	25	25	36	36	36	25	25	25	25	36	25	25	25
<b>Alçada (m)</b>	506	511	512	510	492	501	493	510	533	545	548	570	584	497	563	548	562	548	533	527	535	560
<b>Orientació</b>	NW	N	N	-	-	-	-	W	E	NW	W	NE	E	N	-	N	SE	-	N	N	NW	-
<b>Pendent</b>	15º	5º	5º	-	-	-	-	5º	5º	20º	5º	5º	10º	5º	-	5º	5º	-	5º	5º	30º	-
<i>Acer campestre</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	.	.	.
<i>Allium ericetorum</i>	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	+	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	4	4	4	3	.	+	4	1	.	.	.	2	.	2	1	4	3	.	4	.	.
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Aristolochia pistolochia</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	3	2	.	.	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	2
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	1	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Avena sterilis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Avenula bromoides</i>	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Avenula pratensis subsp. iberica</i>	.	.	.	.	+	.	3	.	.	.	1	1	.	.	.	3	1	2	2	2	3	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	2	2	4	4	5	3	2	5	.	5	2	3	5	4	4	2	3	3	1	.	3
<i>Bromus catharticus</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum baldense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex caryophyllea</i>	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.
<i>Carex flacca</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	2	1	1	.	.	.	.
<i>Carex halleriana</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex humilis</i>	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Carlina vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	+	.	.	.	.
<i>Catananche caerulea</i>	.	.	.	+	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Jasonia tuberosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Juniperus communis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	2	+	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Lavandula latifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.
<i>Linum catharticum</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum tenuifolium</i> subsp. <i>salsoloides</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Lonicera implexa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Marrubium vulgare</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Medicago sativa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.
<i>Melica ciliata</i>	+	.	.	.	+	.	.	.	+	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	+	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.
<i>Ononis spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Phleum phleoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	3	+	.	.	.	.	.	1	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	1	1	+
<i>Plantago media</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	+	+
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Portulaca oleracea</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1
<i>Prunella laciniata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	1	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+
<i>Psoralea bituminosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus coccifera</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus pubescens</i>	.	.	.	+	+	+	.	+	1	.	.	.	2	+	+	+	+	+	+	.	+
<i>Salvia pratensis</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	+
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	1	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	.	.	.	+	.	2
<i>Satureja calamintha</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3

<i>Scabiosa columbaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.
<i>Sedum album</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sedum sediforme</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sideritis hirsuta</i>	.	1	1	.	+	.	+	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stachys officinalis</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Stipa pennata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	+	1	.	.
<i>Teucrium polium</i>	+	+	+	1	+	.	+	+	+	2	.	1	1	.	.	.	.	.	+	.	.	
<i>Teucrium pyrenaicum</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Thesium humifusum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	1	+	.	.	+	.	+	+	+	2	.	+	+	.	1	.	1	.	.	.	2	.
<i>Tordylium maximum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Torilis nodosa</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tragopogon dubius</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Trifolium montanum</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Trinia glauca</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Verbascum sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Verbena officinalis</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Viburnum lantana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Vicia sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Viola sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.

**Taula C.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Brachypodio-Aphyllanthesetum* subass. *typicum* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	25	28	23	104	87	111	56	106B	30	85	47	P3B	73	53	127	133	67	38
<b>Àrea (m²)</b>	16	36	36	30	36	25	49	16	25	25	16	25	25	25	25	36	36	16
<b>Alçada (m)</b>	520	520	520	510	499	517	510	534	560	560	690	588	556	517	568	639	605	593
<b>Orientació</b>	-	SW	W	W	N	S	NW	W	-	SE	-	E	-	S	N	-	W	-
<b>Pendent</b>	-	10º	20º	5º	20º	15º	30º	10º	-	5º	-	5º	-	20º	25º	-	15º	-
<i>Avena sterilis</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	.	4	+	.	.	.	1	3	+	2	2	3	.	.	2	1	4
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Artemisia campestris</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Avenula bromoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	3	2	3	.	3	.	.	2
<i>Ballota nigra</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Blackstonia perfoliata</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	.	.	2	2	.	.	+	2	.	+	3	.	.	.	4	3	2
<i>Brachypodium retusum</i>	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.
<i>Bupleurum baldense</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum rigidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Carduncellus monspeliensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Carduus nigrescens</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex flacca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.

<i>Carex humilis</i>	.	.	+	.	+	.	1	+	1	.	.	.	1	.	.	.	.	1
<i>Carlina vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2	.
<i>Centaurea aspera</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chenopodium album</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cirsium sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	+	.	+	1	2	+	1	+	+	+	.	+	1	.	.	+	+
<i>Coris monspeliensis</i>	.	.	.	+	.	+	.	2	.	1	+	+	.	+	.	.	.	+
<i>Coronilla minima</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dianthus seguieri</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	.	3	.	1	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	+	+	.	+	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	.	+	2	.	.	.	+	.	.	+	1	+	2	.	1	+	.
<i>Echinops ritro</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.
<i>Echium vulgare</i>	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.
<i>Eleusine tristachya</i>	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	2	+	+	+	+	.	.	+	+	1	.	+	+	.	.	.	2	1
<i>Euphorbia flavicoma</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	.	+	+	.	.	.	1	+	+	1	+	.	.	.	+	.	.	+
<i>Festuca ovina</i>	2	4	2	.	1	.	3	1	.	1	3	.	1	1	2	.	2	.
<i>Fumana ericoides</i>	.	.	+	+	.	.	.	1	.	2	1	+	+	+	.	.	.	.
<i>Fumana procumbens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Galium maritimum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Genista scorpius</i>	+	.	+	1	.	.	1	1	1	+	.	.	+	+	1	+	2	.
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum apenninum</i>	+	+	+	+	.	1	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Helianthemum nummularium</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	.	.	.	1	1	.	.	+	1	2	+	+	1	.	.	.	+	.
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Hieracium</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	.	.	+	1	.	.	.	2	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Inula conyza</i>	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	.	1	.	1	.	1	+	1	1	1	+	.	1	+	.	1	.
<i>Lavandula latifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Leontodon taraxacoides</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+
<i>Linum catharticum</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Marrubium vulgare</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	.	.	3	1	2	.	3	1	.	+	.	.	.	1	.	.	.	+
<i>Odontides luteus</i>	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	+	+	+	.	.	+	+
<i>Ononis tridentata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	.	.	.	.	.	2	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>	+	4	.	.	1	+	+	.	+	.	.	.	1	.	.	.	1	.
<i>Portulaca oleracea</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	+	+	1	.	.	.	+	1
<i>Prunella laciniata</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Psoralea bituminosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Quercus coccifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Quercus ilex</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus pubescens</i>	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.
<i>Rubia peregrina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Rubus ulmifolius</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Evolució del paisatge vegetal i la seva influència sobre comunitats i tàxons d'interès

<i>Salvia pratensis</i>	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	.	1	+	2	.	2	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	1	+	3	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	.	
<i>Sedum sediforme</i>	2	.	+	1	1	2	1	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	
<i>Sideritis hirsuta</i>	.	.	1	.	.	1	1	+	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Silene sp.</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Silybum marianum</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Stipa capillata</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Stipa pennata</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	2	1	1	1	
<i>Teucrium polium</i>	.	.	1	+	+	.	.	+	+	1	1	1	1	+	.	.	+	.	
<i>Thesium humifusum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Thymelaea sanamunda</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Thymus vulgaris</i>	1	+	+	3	1	4	.	3	1	2	2	+	1	3	1	.	+	1	
<i>Viola sp.</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.



**Taula D.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Brachypodio-Aphyllanthesetum* subass. *stipetosum ibericae* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	21	24	79	100	101B	116	109	82	97	91	94	119	46	66	99	98	50	36
<b>Àrea (m²)</b>	36	16	49	25	36	16	36	36	49	25	36	36	49	25	49	16	36	25
<b>Alçada (m)</b>	479	517	510	510	510	494	510	515	570	570	548	560	696	580	547	540	515	629
<b>Orientació</b>	SW	N	E	S	-	E	W	W	NW	SW	-	-	-	-	N	-	W	S
<b>Pendent</b>	20º	25º	15º	15º	-	10º	10º	5º	10º	30º	-	-	-	-	5º	-	15º	20º
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	+	.	+	.	5	.	1	.	.	.	.	.	1	.	2	.	+	.
<i>Argyrobium zanonii</i>	+	.	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Aristolochia pistolochia</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	+	.	+	.	.	+	1	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	+
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Avena sterilis</i>	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Avenula bromoides</i>	+	.	.	.	2	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	+
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	2	.	1	1	.	.	+	.	.	.
<i>Blackstonia perfoliata</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.
<i>Brachypodium distachyon</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	.	.	.	1	.	1	.	.	2	2	.	1	.	.	.	3	.
<i>Brachypodium retusum</i>	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Bromus sterilis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum baldense</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum fruticosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Bupleurum rigidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Buxus sempervirens</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carduncellus monspeliensis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carduus nigrescens</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex humilis</i>	1	.	.	.	.	.	2	.	.	+	1	.	.	.	.	+	+	1
<i>Carlina corymbosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.

<i>Carlina vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Catananche caerulea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	1	.	1	2	.	.	1	2	.	.	.	.	.	1	.	+	1	1
<i>Coris monspeliensis</i>	1	.	+	2	.	.	1	.	.	.	+	.	.	+	.	.	1	1
<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	1	.
<i>Daucus carota</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	.	.	+	3	.	+	.	2	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	.	2	.	.	.	+	.	.	1	+	.	+	.	+	.	1	.
<i>Echinops ritro</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Echium vulgare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	+	.	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	.	+	+	.	1	+	+	.	+	+	+	+	2	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia flavicoma</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	.	+	1	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	.	3	1	2	.	3	.	.	1	.	2	1	1	3	.	1	+	+
<i>Fumana ericoides</i>	1	.	+	+	+	.	1	+	.	.	+	+	.	.	+	+	.	1
<i>Galium maritimum</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Genista scorpius</i>	2	1	2	.	.	.	2	.	.	+	1	+	.	+	1	.	+	+
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.	2	.	+	1	+	.	2	.	+
<i>Helianthemum apenninum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	+	+
<i>Helianthemum nummularium</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	+	.	+	1	.	+	+	+	1	1	1	+	.	1	+	1	.	1
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	.	.	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Inula montana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Jasonia tuberosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	2	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	+	.	1	2	.	.	.	1	+	.	+	+	1	2	.	1	1	.
<i>Lavandula latifolia</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum catharticum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Linum tenuifolium</i> subsp. <i>salsoloides</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Marrubium vulgare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Medicago minima</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	+	1	2	.	.	1	.	2	+	.	.	2	.	.	.	1	2	.
<i>Odontides luteus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	+	.
<i>Ononis pusilla</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Picris hieracioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	3	.	.	1	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	1	.	1	.	+	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	+
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	.	+	.	.	.	1	.	2	1	1	.	2	.	+	+	.	.
<i>Prunella laciniata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus coccifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Quercus ilex</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus pubescens</i>	.	.	+	.	.	+	1	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
<i>Salvia pratensis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sanguisorba minor</i>	+	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	1	1	.	.	1	.	+	2	2	1	1	.	.	.	.	.	.
<i>Satureja montana</i>	.	2	+	.	.	2	.	1	2	.	.	.	.	.	+	3	.	.
<i>Sedum sediforme</i>	+	+	1	+	.	+	.	1	+	.	.	.	.	.	.	1	+	.
<i>Sideritis hirsuta</i>	.	+	1	1	.	3	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stachelina dubia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Stipa capillata</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Stipa offneri</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	4
<i>Stipa pennata</i>	.	.	.	.	.	+	3	1	3	.	2	2	.	3	2	.	2	.
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Teucrium polium</i>	1	2	1	+	+	+	1	1	2	1	.	1	+	.	3	.	1	+
<i>Thymus vulgaris</i>	1	1	2	2	.	2	2	3	1	+	1	2	+	1	2	2	2	3
<i>Trinia glauca</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.

**Taula E.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Brachypodio-Aphyllanthesum* subass. *brachypodietosum retusi* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	P3C	84	90	45	61	62	63	34	41	125	136	137	132	130	134
<b>Àrea (m²)</b>	25	64	36	49	36	49	36	64	25	25	36	36	36	25	25
<b>Alçada (m)</b>	540	560	570	745	597	610	599	589	579	540	558	545	621	618	616
<b>Orientació</b>	E	W	SW	S	NW	SW	SW	S	N	NW	E	E	E	SE	-
<b>Pendent</b>	5º	15º	30º	35º	20º	30º	20º	20º	15º	20º	20º	30º	25º	25º	-
<i>Allium ericetorum</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	2	.	.	.	2	1	1	+	.	2	.	.	+	3
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	+
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	+	+	+	.	+
<i>Avenula bromoides</i>	.	+	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Blackstonia perfoliata</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	+	.	2	.	2	.	.	.	.	.	1	.	.	.	3
<i>Brachypodium retusum</i>	4	5	3	4	1	3	4	5	3	.	4	4	2	4	.
<i>Bupleurum baldense</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum rigidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+
<i>Carduncellus monspeliensis</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carlina corymbosa</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Carlina vulgaris</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Centaurea aspera</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cistus salviifolius</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	+	1	.	.	1	+	1	1	2	1	+	.	+	.	.
<i>Coris monspeliensis</i>	1	.	.	+	.	.	.	1	+	.	.	1	1	+	1
<i>Dactylis glomerata</i>	.	+	2	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
<i>Dianthus seguieri</i>	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+

<i>Dipcadi serotinum</i>	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
<i>Echinops ritro</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	+	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	2	.	+	.	+	+	.	+	+	.	+	.	.	.	.
<i>Euphorbia flavicoma</i>	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	+
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	1	.	.	+	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.
<i>Festuca ovina</i>	.	.	1	.	.	2	1	1	+	.	2	+	.	1	.
<i>Fumana ericoides</i>	+	.	.	1	+	.	.	+	1	.	.	+	+	.	1
<i>Fumana procumbens</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Genista scorpius</i>	+	+	+	+	2	+	+	2	1	2	1	1	1	1	+
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Helianthemum apenninum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	2	.	1	1	+	1	1	.	.	.	+	+	.	.	.
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	.	.	.	+	+	+	1	2	.	.	.	.	.	.
<i>Hieracium pilosella</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	1	.	+	1	3	.	1	1	1	1	+	1	1	+	1
<i>Lavandula latifolia</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	+
<i>Leontodon taraxacoides</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	.	1	+	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Odontides luteus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
<i>Ononis tridentata</i>	.	.	.	2	.	.	.	1	3	4	.	.	1	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	1	.	.	1	.	3	2	+	1	.	.	1	1	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Prunus spinosa</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus coccifera</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.
<i>Quercus ilex</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Quercus pubescens</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.
<i>Rubia peregrina</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	1	1	.	.	.	+	2	1	+	.	.	1	1	.
<i>Sedum sediforme</i>	+	+	.	+	+	+	+	1	+	+	.	.	.	.	.
<i>Sideritis hirsuta</i>	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stæhelina dubia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Stipa capillata</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stipa pennata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
<i>Teucrium polium</i>	.	1	1	+	1	2	.	.	1	.	1	+	.	1	+
<i>Thesium humifusum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	3	+	1	3	1	1	1	1	+	1	2	2	3	3	.

**Taula F.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Thymo-Globularietum cordifoliae* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	39	75	P6	48	40	69	131
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	9	16	16	9	16	25	16
<b>Alçada (m)</b>	593	510	560	641	589	610	621
<b>Orientació</b>	S	N	E	E	-	SW	SE
<b>Pendent</b>	10º	10º	5º	30º	-	15º	5º
<i>Allium sphaerocephalon</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	.	1	.	.	.	2
<i>Argyrobium zanonii</i>	1	.	+	.	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	1	+	1	+	+
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Avenula bromoides</i>	1	2	1	+	.	.	.
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	3	.	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	.	2	.	.	2	.
<i>Brachypodium retusum</i>	.	.	.	3	1	.	2
<i>Carex humilis</i>	.	.	2	.	.	.	.
<i>Carlina vulgaris</i>	.	.	.	.	.	+	.
<i>Centaurea jacea</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	.	1	.	1	1	.
<i>Coris monspeliensis</i>	.	.	2	1	.	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	.	.	+	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	.	.	+	.	.	+
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	.	.	+	.	.	+
<i>Eryngium campestre</i>	.	.	1	.	.	.	.
<i>Euphorbia flavicoma</i>	.	.	.	+	.	.	+
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	1	3	2	1	.	1	1
<i>Foeniculum vulgare</i>	1	.	.	.	.	.	.
<i>Fumana ericoides</i>	.	.	+	+	+	.	1
<i>Fumana procumbens</i>	.	.	+	.	.	1	.
<i>Genista scorpius</i>	.	+	.	+	.	1	+
<i>Globularia cordifolia</i>	.	2	.	3	3	3	3
<i>Helianthemum apenninum</i>	.	.	.	.	1	+	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	.	.	1	.	.	1	.
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	.	1	.	1	.	.
<i>Inula montana</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	1	1	1	+	.	1	+
<i>Lavandula latifolia</i>	.	.	.	1	.	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	.	+	.	.	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	2	.	1	.	+	.	.
<i>Odontides luteus</i>	.	.	+	.	.	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	.	1	.

<i>Ononis tridentata</i>	.	.	.	1	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+	.	.	.	1	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	2	1	.	.	.	.
<i>Psoralea bituminosa</i>	.	.	.	.	.	+	.
<i>Quercus pubescens</i>	.	.	+	.	.	.	1
<i>Rosmarinus officinalis</i>	.	.	.	.	.	1	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	+	.	+	.	1	1	.
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	2	.	.
<i>Scabiosa columbaria</i>	.	.	.	.	.	.	+
<i>Sedum sediforme</i>	2	+	.	+	+	+	.
<i>Sideritis hirsuta</i>	.	.	2	.	.	.	.
<i>Stachelina dubia</i>	.	.	.	1	.	.	.
<i>Teucrium polium</i>	.	1	1	+	.	.	1
<i>Thymus vulgaris</i>	3	2	1	2	2	2	2
<i>Trinia glauca</i>	.	.	+	.	.	.	.



**Taula G.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Brachypodio-Stipetum ibericae* subass. *typicum* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	112	107	49	33	124	43	44	P4	59
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	16	25	25	16	16	16	16	16	25
<b>Alçada (m)</b>	520	516	520	600	540	540	560	640	640
<b>Orientació</b>	-	NW	W	S	-	-	S	-	S
<b>Pendent</b>	-	5º	5º	15º	-	-	15º	-	10º
<i>Allium sphaerocephalon</i>	+	+	.	.	+	+	+	.	+
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	.	.	.	3	.	.	.	.
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	+	.	.	+	.	.	.
<i>Atractylis humilis</i>	.	.	1	.	+	.	+	.	.
<i>Avena sterilis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Brachypodium distachyon</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	3	.	.	.	2	1	.	.	.
<i>Brachypodium retusum</i>	.	.	.	2	+	.	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum baldense</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carduncellus monspeliensis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex humilis</i>	+	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Carlina vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	1	2	.	2	1	1	.	1	1
<i>Conyza sumatrensis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Coris monspeliensis</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	1	+	.	.	.	.	.	1	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	.	+	+	+	.	.	.	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Echinops ritro</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Echium vulgare</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eleusine tristachya</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	.	+	+	+	+	+	1	+	+
<i>Euphorbia exigua</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	+	1	+	.	+	.	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	2	2	1	1	2	1	3	3	1
<i>Fumana ericoides</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	+
<i>Genista scorpius</i>	+	.	.	1	1	2	+	.	.
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	+	1	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum apenninum</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	.	.	1	.	.	.	.	+	.
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	+	.	.	.	.	+	.	.
<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Inula montana</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	1	+	+	+	1	1	2	.	1
<i>Leontodon taraxacoides</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	+	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	+	2	.	.	.	1	.	.	1
<i>Muscari comosum</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Odontides luteus</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	+	.	+	1	.	.
<i>Phleum pratense</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	.	.	.	.	.	+	+	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	1	+	+	.	.	.	+	1
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	.	.	+	+	.	.	+	.
<i>Psoralea bituminosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Quercus pubescens</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	+
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	1	+	+	2	.	1	1	+	2
<i>Satureja montana</i>	+	+	.	.	1	2	.	+	.
<i>Sedum sediforme</i>	1	3	.	+	.	+	1	.	2
<i>Sideritis hirsuta</i>	2	2	.	.	1	1	.	.	.
<i>Stachelina dubia</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Stipa capillata</i>	2	2	.	.	.	.	.	.	2
<i>Stipa pennata</i>	.	.	2	.	2	2	2	.	1
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Teucrium polium</i>	.	+	1	2	+	1	.	+	.
<i>Thesium humifusum</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	2	1	3	3	2	3	2	.	2

**Taula H.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Brachypodio-Stipetum ibericae* subass. *centaurietosum pulchelli* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	6	105	P9	86	3	4	78	10	115	55	54	32	83	16	92	7	65	51
<b>Àrea (m²)</b>	9	16	9	16	9	9	16	9	9	9	9	16	16	9	9	4	16	9
<b>Alçada (m)</b>	518	487	500	499	491	490	506	503	494	510	519	510	516	531	548	580	580	512
<b>Orientació</b>	E	-	-	-	-	E	S	S	N	W	-	-	-	-	S	-	-	-
<b>Pendent</b>	10º	-	-	-	-	5º	10º	5º	5º	10º	-	-	-	-	5º	-	-	-
<i>Allium ericetorum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+	+	.
<i>Alyssum alyssoides</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Amaranthus sp.</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
<i>Argyrobolium zanonii</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.
<i>Asperula cynanchica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Avena sterilis</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+
<i>Blackstonia perfoliata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Brachypodium distachyon</i>	.	1	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Brachypodium retusum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bupleurum baldense</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.
<i>Carduncellus monspeliensis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	.	+	1	2	1	1	2	.	2	2	+	1	.	2	2	2	.
<i>Coris monspeliensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	+	.	.	+	+	2	.	+	+	.	.	2	2	.	.	2
<i>Daucus carota</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	.	3	.	.	1	.	3	+	+	.	+	1	+	+	2	.	+	1
<i>Dipcadi serotinum</i>	1	1	+	.	+	.	1	1	.	+	+	.	1	.	.	+	.	+
<i>Echium vulgare</i>	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Eleusine tristachya</i>	.	.	.	2	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Erodium cicutarium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Eryngium campestre</i>	2	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	1	+	+	+	+	1
<i>Euphorbia exigua</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia flavicoma</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	3	+	2	.	+	.	1	+	3	.	2	1	1	.	2	2	1
<i>Fumana ericoides</i>	.	.	+	.	.	.	+	+	.	1	.	+	.	.	.	.	.
<i>Galium parisiense</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Genista scorpius</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	1
<i>Geranium sp.</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Globularia cordifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Helianthemum apenninum</i>	.	1	.	.	1	.	+	1	+	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Helianthemum nummularium</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum oelandicum subsp. italicum</i>	1	.	+	.	.	.	1	+	1	.	.	1	.	.	+	.	+
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Hippocrepis comosa subsp. scorpioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hordeum murinum</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Jasonia tuberosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Koeleria pyramidata</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	.	+	.	.	.	1	.	.	1	+	1	.	.	.	1	2
<i>Leontodon taraxacoides</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum catharticum</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linum strictum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.
<i>Medicago minima</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Melica ciliata</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	1	.	.
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	3
<i>Pallenis spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Picris hieracioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+

<i>Plantago albicans</i>	.	+	.	.	+	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	2	1	+	.	2	1	+	2	.	.	1	1	.	3	+	2	1	+
<i>Portulaca oleracea</i>	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	.	+	.	.	1	1	.	1	1	+	+	2	.	.	.	.	.
<i>Prunella laciniata</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus pubescens</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Sedum acre</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sedum sediforme</i>	1	1	.	.	.	2	.	+	2	+	2	.	+	.	+	.	.	1
<i>Sideritis hirsuta</i>	.	1	3	.	.	.	.	.	.	1	1	2	.	.	.	.	.	.
<i>Stipa capillata</i>	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	1	.	.
<i>Stipa pennata</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	2	3	+	.	2	.	.	.	.	.
<i>Teucrium polium</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	1	.	.	1	+	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	1	2	1	.	4	2	3	2	3	3	3	2	3	.	3	2	2	3
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.

**Taula I.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Sedetum micrantho-sediformis* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	89	8	15	60	29	58	P7
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	9	9	4	16	9	4	4
<b>Alçada (m)</b>	498	540	530	573	632	627	631
<b>Orientació</b>	S	-	W	-	-	-	-
<b>Pendent</b>	5º	-	5º	-	-	-	-
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	.	.	.	.	+
<i>Avena sterilis</i>	.	.	1	+	.	.	.
<i>Bromus sterilis</i>	+	.	.	1	.	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	+	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	.	+	1	1	1	1
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	+	+	.	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	1	.	.	.	.	.	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	.	+	1	.	.	.	.
<i>Echium vulgare</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Eleusine tristachya</i>	2	.	+	.	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	.	+	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia exigua</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	.	.	.	1	1	2	2
<i>Festuca rubra</i>	.	1	.	.	.	.	.
<i>Fumana ericoides</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Helichrysum stoechas</i>	.	+	.	.	.	.	.
<i>Hordeum murinum</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	.	.	1	.	.	.
<i>Medicago minima</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Micropus erectus</i>	.	.	.	.	.	.	+
<i>Odontides luteus</i>	.	.	.	.	.	+	+
<i>Onobrychis supina</i>	.	.	.	.	1	.	.
<i>Petrorhagia prolifera</i>	+	.	.	.	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	.	2	.	.	.	+	+
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+	+	+	.	+	.
<i>Poa bulbosa</i>	.	.	.	.	+	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	.	.	.	.	.	+
<i>Rosmarinus officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	1
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	.	+	.	.	.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	.	.	.	2	.	1
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	.	.	1
<i>Sedum acre</i>	2	.	.	.	1	1	+
<i>Sedum album</i>	.	.	.	.	3	4	2
<i>Sedum sediforme</i>	3	3	.	4	2	.	2
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	+	.	.	.	.	.
<i>Teucrium polium</i>	.	2	.	.	.	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	2	2	.	1	1	1	1

**Taula J.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Helianthemum guttati* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	13	14	17	18	19	20	22	5A	P8
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	4	4	9	16	16	16	16	10	4
<b>Alçada (m)</b>	640	640	650	528	520	530	550	640	650
<b>Orientació</b>	NW	SW	-	-	W	-	-	-	-
<b>Pendent</b>	5º	5º	-	-	5º	-	-	-	-
<i>Aira caryophyllea</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	.	.	.	+	.	+	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Brachypodium distachyon</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.
<i>Bromus sterilis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cistus salvifolius</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cleistogenes serotina</i>	+	+	.	+	.	.	.	+	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	.	.	+	+	.	1	+	+	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Dichanthium ischaemum</i>	.	.	.	.	1	1	.	+	.
<i>Dipcadi serotinum</i>	3	2	1	1	+	1	+	1	.
<i>Echium vulgare</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Eleusine tristachya</i>	.	.	.	.	2	1	4	.	.
<i>Erodium cicutarium</i>	.	+	.	+	.	+	+	.	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Festuca ovina</i>	.	.	.	+	.	2	.	.	+
<i>Fumana ericoides</i>	.	.	.	+	.	+	.	.	+
<i>Geranium pusillum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Geranium sp.</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	.	.	+	.	.	1	.	.	1
<i>Hieracium pilosella</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Hordeum murinum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Jasione crispa</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Leontodon taraxacoides</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Malva sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Medicago minima</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Melica ciliata</i>	.	.	.	.	.	+	.	1	.
<i>Petrorhagia prolifera</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	1	+	.	1	1	+	1
<i>Portulaca oleracea</i>	.	.	.	.	1	.	1	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	.	1	1	.	.	+	+	+	.
<i>Sanguisorba minor</i>	.	+	.	.	.	+	.	1	.
<i>Satureja montana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Sedum acre</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sedum album</i>	3	2	4	3	4	.	2	2	1
<i>Sedum sediforme</i>	.	2	.	3	.	1	.	1	+
<i>Silene sp.</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Sporobolus indicus</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Teucrium botrys</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thymus vulgaris</i>	.	2	2	2	.	+	.	2	2
<i>Trifolium arvense</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Trifolium glomeratum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Vulpia ciliata</i>	.	.	.	.	.	3	.	.	.
<i>Vulpia species</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+

**Taula K.** Inventaris de vegetació elaborats en el Capítol III. Provenen de la reinventariació dels inventaris assignats a *Rosmarino-Lithospermetum* a Casas (2008).

<b>Núm. inventari al treball original</b>	37	P10	57
<b>Àrea (m<sup>2</sup>)</b>	49	49	49
<b>Alçada (m)</b>	634	631	625
<b>Orientació</b>	S	S	S
<b>Pendent</b>	15º	25º	10º
<i>Argyrobium zanonii</i>	.	.	+
<i>Asperula cynanchica</i>	+	.	.
<i>Atractylis humilis</i>	+	.	.
<i>Avenula bromoides</i>	.	+	1
<i>Avenula pratensis</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	1
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	.	1	.
<i>Brachypodium retusum</i>	2	4	3
<i>Carex humilis</i>	1	.	.
<i>Carlina vulgaris</i>	+	+	.
<i>Convolvulus cantabrica</i>	2	.	.
<i>Coriaria myrtifolia</i>	.	1	.
<i>Coris monspeliensis</i>	+	.	1
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	1
<i>Dipcadi serotinum</i>	+	.	.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	+	2	1
<i>Echinops ritro</i>	.	+	.
<i>Echium vulgare</i>	.	+	.
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	.	+
<i>Eryngium campestre</i>	+	+	.
<i>Euphorbia nicaeensis</i>	.	+	.
<i>Festuca ovina</i>	1	1	.
<i>Fumana ericoides</i>	+	.	+
<i>Fumana thymifolia</i>	2	.	.
<i>Genista scorpius</i>	.	1	2
<i>Helianthemum apenninum</i>	+	.	.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	+	.	+
<i>Helichrysum stoechas</i>	+	1	1
<i>Hippocrepis comosa</i> subsp. <i>scorpioides</i>	+	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i>	.	1	.
<i>Leontodon taraxacoides</i>	.	.	+
<i>Ononis tridentata</i>	.	1	.
<i>Plantago albicans</i>	3	.	.
<i>Psoralea bituminosa</i>	.	+	.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	4	3	4
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	+	.	.
<i>Sedum sediforme</i>	+	.	.
<i>Stachelina dubia</i>	.	.	+
<i>Stipa offneri</i>	3	.	.
<i>Teucrium polium</i>	+	1	+
<i>Thymus vulgaris</i>	2	2	2



**Taula A.** En vermell, punts on s'ha realitzat inventaris de vegetació per al capítol III; representant la seva posició dins l'àrea d'estudi. En negre, Superfície ocupada per àrees urbanitzades o grans vies de comunicació a l'aixecament cartogràfic del 2013 (figura 2.10).

