

ESTUDI COMPARATIU DE L'ESTRUCTURA I LA COMPOSICIÓ FLORÍSTICA DE LES COMUNITATS SEGETALS EN FINQUES ECOLÒGIQUES I CONVENCIONALS

Treball presentat per optar a l'obtenció del
Diploma d'Estudis Avançats (DEA)

Programa de doctorat
Biologia Vegetal

Autor: Albert Romero Puente
Tutor: F. Xavier Sans i Serra

TAULA DE CONTINGUTS

1. INTRODUCCIÓ

1.1 Intensificació de la agricultura i agricultura ecològica	Pàg. 1
1.2 El conreu de cereals a Catalunya	Pàg. 4
1.3 L'activitat agrícola i la diversitat de les comunitats arvenses	Pàg. 5
1.4 Objectius	Pàg. 6

2. MATERIAL I MÈTODES

2.1 Localització de l'estudi	Pàg. 7
2.2 Disseny de la presa de mostres	Pàg. 8
2.3 Caracterització de les pràctiques agronòmiques ecològiques	Pàg. 10
2.4 Anàlisi de les dades	Pàg. 10

3. RESULTATS

3.1 Caracterització de la composició florística	Pàg. 19
3.2 Estudi de les similituds entre els camps estudiats	Pàg. 23
3.3 Caracterització de la diversitat de les comunitats arvenses	Pàg. 25
3.4 Estudi de l'heterogeneïtat florística	Pàg. 29
3.5 Caracterització de les pràctiques agronòmiques ecològiques	Pàg. 31
3.6 Anàlisi de l'estat de la vegetació dels marges	Pàg. 33

4. DISCUSSIÓ	Pàg. 35
---------------------	---------

5. CONCLUSIONS	Pàg. 41
-----------------------	---------

AGRAÏMENTS	Pàg. 43
-------------------	---------

BIBLIOGRAFIA	Pàg. 45
---------------------	---------

ANNEXOS	Pàg. 49
----------------	---------

1. INTRODUCCIÓ

1.1 Intensificació de l'agricultura i agricultura ecològica

Des de fa prop de 10.000 anys, l'ésser humà conrea la terra amb l'objectiu d'obtenir-ne un profit més gran del que n'obtidria d'ella espontàniament. L'agricultura és, doncs, una activitat productivista que es basa en l'alteració dels ecosistemes. Aquesta alteració va comportar, en un principi, la transformació dels boscs en conreus. L'expansió de la superfície agrícola al món s'estima en un 466% des de 1700 fins a 1980 (Matson, et al., 1997). Al llarg de milers d'anys, la descoberta de noves pràctiques agrícoles i el coneixement de les propietats de les plantes d'interès per part dels agricultors van possibilitar l'increment de la producció agrícola. Aquest increment es va fer més palès a mitjans de la dècada dels seixanta del segle passat, quan es va posar en marxa als països rics allò que ha estat anomenat la "Revolució Verda".

La "Revolució Verda" va consistir en un canvi tecnològic basat en la selecció de varietats de plantes cultivades altament productives, l'aplicació de grans quantitats de fertilitzants als sòls agrícoles i l'ús de pesticides. Aquests factors són els que caracteritzen el que avui dia entenem com a agricultura convencional; sistemes de producció molt dependents de l'aportació de fertilitzants i pesticides que, juntament amb l'acció mecànica sobre el sòl, permeten mantenir en el temps una elevada taxa d'exportació de matèria orgànica (McLaughlin i Mineau, 1995). L'elevada dependència de factors externs de la producció agrícola ha anat augmentant i ha provocat efectes negatius en el món rural. L'endeutament dels petits agricultors causat per l'economia de mercat i la dependència dels productors de pesticides, fertilitzants i, més recentment, varietats més productives; la conseqüent despoblació dels nuclis rurals i l'alteració del medi ambient va provocar un moviment de rebuig cap a aquesta manera de concebre l'agricultura que va cristal·litzar el 1972 en la constitució de la *International Federation of Organic Agriculture Movements* (IFOAM), amb l'objectiu de fomentar i difondre una gestió sostenible dels recursos naturals (Ruesga i Alonso, 2001).

Les conseqüències de la "Revolució Verda" sobre els conreus i els hàbitats associats són resumides per Matson, et al. (1997). La taxa de fertilització a tot el món supera els setanta milions de tones de nitrogen a l'any

(Tilman, 1998) i la deriva d'aquests fertilitzants nitrogenats cap als ecosistemes fluvials provoca l'eutrofització de les parts baixes dels cursos i dels ecosistemes estuarins, afectant-hi negativament la biodiversitat. A més, les altes concentracions de nitrats poden arribar a les xarxes d'abastiment d'aigua dels nuclis urbans, amb la conseqüent amenaça per a la salut pública: a tall d'exemple, l'any 2002, segons el Departament de Sanitat de la Generalitat de Catalunya, un 7% de les xarxes de Catalunya presentaven concentracions de nitrats superiors als $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, considerada un llindar per l'OMS (Departament de Sanitat, 2002).

Les conseqüències de l'ús abusiu de pesticides també són evidents. L'any 1997 els agricultors van destinar 34.500 milions de dòlars en la compra de pesticides, dels quals, 16.900 milions corresponien a herbicides. La deriva d'aquests productes cap a les xarxes fluvials i el aqüífers provoca l'alteració dels ecosistemes i afecta la sanitat pública: alguns herbicides i els seus productes de degradació són tòxics o considerats com a potencialment carcinògens per l'Agència de Protecció Ambiental dels EUA i han estat detectats en aigües de consum humà (Liebman, 2001). A més, els herbicides poden afectar fàcilment les comunitats vegetals dels marges dels conreus (Aude, et al., 2003; Kleijn i Verbeek, 2000) i poden arribar a centenars de metres des del seu focus d'aplicació en funció de les condicions ambientals en el moment de la seva aplicació.

A la problemàtica de les implicacions de l'agricultura convencional sobre la salut humana i la resta d'ecosistemes s'hi han d'afegir aquelles que tenen a veure amb el propi sistema de producció agrícola entès com a ecosistema. Certament, moltes de les qüestions esmentades fins ara tenen el seu origen en una interpretació de la realitat que menysté els coneixements de l'ecologia. Des d'un punt de vista ecològic, els sistemes de producció agrícola són ecosistemes que necessiten de la intervenció humana constant per mantenir-se. Així, en un agroecosistema, és l'ésser humà qui aporta la majoria de diàspores dels productors primaris, qui retira una bona part de la matèria orgànica produïda i qui aplica un règim de pertorbacions que condiciona el seu funcionament. El que va fer la "Revolució Verda" va ser incrementar la dependència del funcionament de l'agroecosistema de l'activitat humana mitjançant la simplificació dels components i els processos naturals d'aquest. Segons Altieri

(1999), la selecció de varietats comercials de cultiu i el seu ús constant substitueix els processos naturals d'evolució i selecció, els pesticides desequilibren les xarxes tròfiques entre les poblacions de plantes arvenses, artròpodes i altres organismes (entre els quals hi ha patògens potencials) i, fins i tot, els processos de descomposició de la matèria orgànica són alterats, ja que es tendeix a substituir l'aport de matèria orgànica provinent de les restes del cultiu o dels guarets per fertilitzants de síntesi. Aquesta simplificació dels agroecosistemes té com a conseqüència una pèrdua de biodiversitat, una major incidència de les plagues en els cultius (Altieri i Nichols, 1999) i la minva en el contingut de matèria orgànica dels sòls, que esdevenen així més sensibles als processos d'erosió (Tilman, 1998).

El 1989, l'IFOAM va establir un quadern de normes reguladores per a la pràctica d'una agricultura alternativa que minimitzés les externalitats negatives de l'agricultura convencional, que ha passat a ser coneguda com Agricultura Ecològica. El quadern de normes va ser adoptat pel Reglament 2092/91 de la Comunitat Econòmica Europea del 24 de juny de 1991. Els principis que regeixen aquesta manera de produir són, entre d'altres, aconseguir produir suficients aliments, fibres i altres productes de qualitat, adaptant-se als processos naturals dels ecosistemes; assegurar la viabilitat de l'explotació agrícola en el temps, prevenir els efectes de l'erosió sobre els sòls; fomentar la biodiversitat als cultius i preservar la biodiversitat dels hàbitats naturals que estan en contacte amb ells; i garantir unes condicions de treball segures i dignes per als agricultors (IFOAM, 2002).

A Catalunya, el Consell Català de la Producció Agrària Ecològica (CCPAE) és, des de l'any 2000, l'únic organisme de control i certificació de la producció agrària ecològica. Les directrius que caracteritzen aquest tipus de producció queden recollits al Quadern de Normes Tècniques del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica (CCPAE, 2003). A l'any 2003, a Catalunya hi havia un total de 620 productors registrats al CCPAE, que gestionaven una superfície superior a les 56.200 ha (CCPAE, 2004).

1.2 El conreu de cereals a Catalunya

A Catalunya, la superfície ocupada per conreus cerealistes de secà és d'aproximadament 270.900 ha (Institut d'Estadística de Catalunya, 1999). L'any 2003, 2.299 ha van ser gestionades segons els mètodes de l'agricultura ecològica (CCPAE, 2004). Tot i que la proporció de superfície de cereals de secà en cultiu ecològic no assoleix l'1% del total, cal assenyalar que la superfície ocupada pels cereals de secà ecològics s'ha multiplicat per 4.3 en els darrers 8 anys (figura 1).

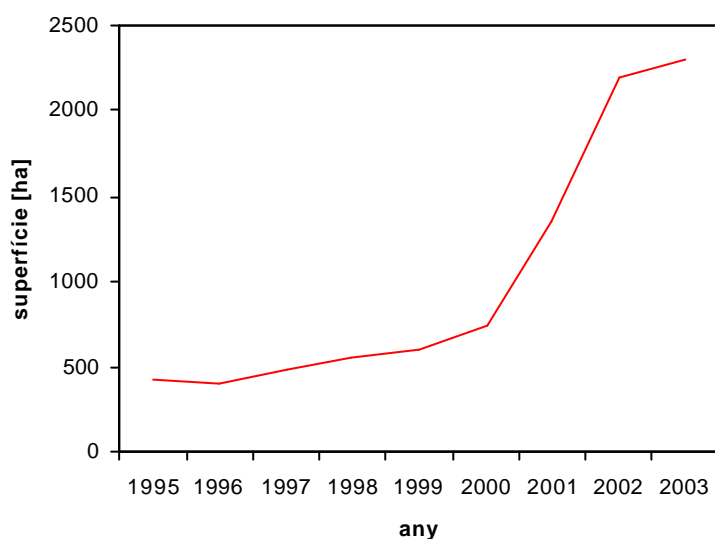


Figura 1. Superfície [ha] cultivada amb cereals de secà i lleguminoses farratgeres seguint els mètodes de l'agricultura ecològica a Catalunya des de l'any 1995 fins al 2003. Font: CCPAE. Estadístiques, 2004.

Els conreus de cereals de secà són agroecosistemes caracteritzats per perturbacions molt localitzades en el temps que delimiten un període estable que permet el creixement i la fructificació d'una comunitat arvensa, que adapta el seu cicle vital al del cultiu. A la regió mediterrània, la major part dels cereals de secà se sembren a mitjans de la tardor. En els sembrats convencionals es poden aplicar herbicides específics pocs dies després de sembrar, però normalment, els tractaments amb herbicida s'apliquen passat l'hivern per tal d'eliminar les poblacions d'espècies arvenses i minimitzar la competència amb el cereal durant la primavera. En agricultura ecològica, només és permès l'ús de mètodes mecànics per eliminar les poblacions de plantes arvenses. Passat aquest període de perturbacions, s'esdevé un període d'estabilitat en què les plantes arvenses que sobreviuen poden créixer, florir i fructificar mentre el cereal segueix el seu cicle vital. En el moment de la sega, a partir de principis d'estiu, moltes espècies han disseminat ja les seves diàspores, que en bona

part s'incorporen al banc de llavors del sòl, i altres ho fan gràcies a l'activitat de la sega, ja que són collides amb el cereal. Les restes vegetals del cereal són recollides o es deixen al camp amb l'objectiu d'incorporar-les al sòl, normalment amb fertilitzants químics o adobs animals, en funció del sistema de gestió. El creixement de les plantes arvenses al rostoll es controla mecànicament mitjançant llauradors, estripadores i grades de discs, tants cops com la pluviositat de l'any ho requereixi. Finalment, es realitza la darrera labor del sòl passades les primeres pluges de la tardor per tal d'eliminar les poblacions d'espècies arvenses i es deixa preparat el terreny per la sembra del cereal, les llavors del qual han estat seleccionades per tal d'eliminar-ne les diàspores d'espècies arvenses.

Pel que fa a la gestió del sembrat, doncs, la producció ecològica i convencional difereixen, bàsicament, en l'aplicació d'herbicides i fertilitzants minerals. D'altra banda, si considerem la dinàmica en el temps d'aquests ecosistemes, l'agricultura ecològica fomenta la diversitat de plantes cultivades en el temps mitjançant l'establiment de cicles de rotació de cultius, davant de la constància del cultiu de cereal propi dels sembrats convencionals.

1.3 L'activitat agrícola i la diversitat de les comunitats arvenses

La comunitat segetal varia en funció del sistema de gestió. Nombrosos treballs han estudiat el canvis de les comunitats segetals davant de factors com ara l'aplicació d'herbicides i fertilitzants (Hyvonen i Salonen, 2002), la labor dels sòls (Bostrom i Fogelfors, 1999; Derksen, et al., 1995) i el règim rotacional (Bostrom i Fogelfors, 1999; Doucet, et al., 1999; Derksen, et al., 1995).

La diversitat del component format per les espècies arvenses dins de l'agroecosistema té implicacions pel que fa a altres components, especialment els insectes fitòfags, ja que incrementa la disponibilitat de nínxols ecològics per a aquests organismes. La diversitat d'insectes fitòfags promou, juntament amb la de les espècies arvenses, la presència de predadors que poden esdevenir controladors naturals d'espècies perjudicials per al cultiu (Altieri, 1999). Estudis sobre la relació de les plantes arvenses i els insectes fitòfags mostren un comportament variable en funció de l'espècie vegetal. Espècies perjudicials per al cultiu poden anar associades a determinades plantes arvenses (Brown, 2003). És necessari aprofundir en estudis d'aquest tipus amb l'objectiu de

caracteritzar la relació entre aquests dos compartiments de l'agroecosistema (Marshall, et al., 2003).

Diversos autors han assenyalat el progressiu empobriment de les comunitats segetals d'Europa en relació amb la intensificació dels conreus en les darreres dècades (Andreasen, et al., 1996; Masalles, 1986; Hilbig, 1982). Aquest fet ha provocat que l'agricultura ecològica hagi estat considerada com una oportunitat per a la preservació d'aquestes comunitats (Albrecht, 2003; van Elsen, 2000). Per tal de valorar el paper de l'agricultura ecològica en aquest aspecte s'han realitzat diversos estudis extensius, principalment a l'Europa central i septentrional (Hyvonen, et al., 2003; Rydberg i Milberg, 2000; van Elsen, 2000; Hald, 1999; Møreby, et al., 1994) que han confirmat la capacitat d'aquest sistema de gestió per mantenir comunitats segetals més diverses.

L'heterogeneïtat espacial, que caracteritza les comunitats arvenses (Gonzalez-Andujar i Saavedra, 2003), es posa clarament de manifest quan es considera la proximitat al marge (Dutoit, et al., 1999; Wilson i Aebischer, 1995). La majoria d'espècies són més abundants al primer metre de la perifèria dels camps (Albrecht, 2003).

1.4 Objectius

Aquest estudi té per objectiu l'anàlisi de l'efecte de la gestió agronòmica sobre la diversitat dels conreus de cereals de secà mitjançant la comparació de la composició florística i l'estructura de les comunitats segetals i del grau de conservació dels marges entre finques ecològiques i convencionals.

Les hipòtesis que es plantegen són:

- La intensificació de les pràctiques agrícoles dels conreus convencionals, caracteritzats pel monocultiu, la utilització d'herbicides i la fertilització inorgànica, comporta una disminució de la diversitat de les comunitats arvenses.
- La intensificació de l'agricultura comporta una disminució del grau de conservació dels hàbitats associats al cultiu.

2. MATERIAL I MÈTODES

2.1. Localització de l'estudi

Deu parelles de finques van ser seleccionades en diferents localitats de la Catalunya central. Cada parella estava formada per una finca ecològica i una de convencional propera. L'elecció de les finques ecològiques es va fer a partir del registre del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica (CCPAE), on consten els agricultors ecològics registrats a Catalunya. En el procés de selecció es van realitzar entrevistes amb els agricultors i visites a les finques i es va prendre en consideració l'antiguitat de la pràctica ecològica i la disponibilitat de sembrats de blat o ordi. Les finques estudiades pertanyen a 10 localitats que se situen fisiogràficament en el territori auso-segàrric i comparteixen un context climàtic i geològic relativament homogeni, com es pot comprovar a la taula 1.

Localitat	Comarca	Altitud (m.s.m)	Tipus de sòls	Precipitació anual [mm]	ETP [mm]	Conreu	Any de mostreig	Núm. de parcel·les
Bergús	Bages	640	bruns calcaris	650 – 700	712 – 855	Ordi	2004	4
Blancafert	Conca de Barberà	430	bruns calcaris	500 – 550	712 – 855	Ordi	2003	4
Casserres	Berguedà	560	bruns calcaris descarbonatats	700 – 750	572 – 712	Blat	2004	4
Manresa	Bages	260	bruns calcaris	650 – 700	712 – 855	Blat	2003 / 04	2 + 4
Massoteres	Segarra	500	bruns calcaris	450 – 500	872 – 712	Blat	2004	4
Montblanquet	Urgell	640	bruns calcaris	500 – 550	712 – 855	Blat	2003	2
Montmajor	Berguedà	560	bruns calcaris descarbonatats	650 – 700	712 – 855	Blat/Ordi	2004	4
Les Piles	Conca de Barberà	760	bruns calcaris	500 – 550	712 – 855	Blat	2003	2
Sallent	Bages	400	bruns calcaris	650 – 700	712 – 855	Blat	2003 / 04	2 + 4
Su	Solsonès	780	bruns calcaris	650 – 700	712 – 855	Ordi	2004	4

Taula 1. Característiques de les localitats estudiades.

Dades de l'Atlas Climàtic digital de Catalunya i de Carreras ed., 1983.

A cada localitat van seleccionar entre 1 i 3 parcel·les sembrades de blat o ordi de la finca ecològica i el mateix nombre de parcel·les sembrades amb el mateix cultiu de la finca convencional, de manera que es va disposar, en total, de 20 parelles (blocs) de parcel·les. Es va intentar que les parcel·les ecològiques i convencionals d'una mateixa parella compartissin el màxim de característiques pel que fa al cereal cultivat, la data de sembra, les dimensions del camp, el pendent i l'entorn paisatgístic. En conjunt, 40 camps (parcel·les) de cereals, 20 gestionats mitjançant els mètodes de l'agricultura ecològica i 20 amb una gestió convencional van ser seleccionats.

2.2. Disseny de la presa de mostres

El mostreig de la vegetació arvense i dels marges es va realitzar els mesos de maig i juny dels anys 2003 i 2004. Sempre que va ser possible, vam mostrejar en un mateix dia una parcel·la ecològica i una parcel·la convencional d'una mateixa localitat. En els mostrejos realitzats la darrera setmana de juny vam descartar les espècies presents a les submostres en forma de plàntula. 6 parelles de parcel·les en 5 localitats diferents van ser mostrejades l'any 2003 i 14 parelles de 7 localitats el 2004. A l'annex 1 s'hi indiquen les dates de mostreig de cadascuna de les 40 parcel·les.

2.2.1 La vegetació dels sembrats

Per tal de caracteritzar la composició florística i l'estructura de les comunitats arvenses de les parcel·les es va realitzar un mostreig consistent en 5 transectes disposats perpendicularment al marge de la parcel·la. Cada transecte està format per 4 submostres quadrades de 1 m² de superfície situades dins del conreu a 0, 5, 10 i 15 metres de distància al marge (Figura 1).

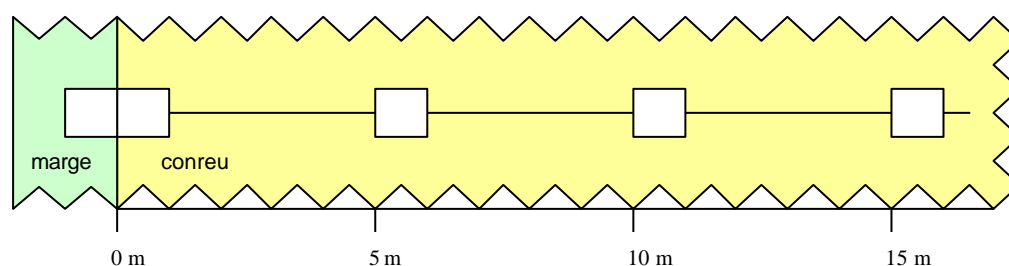


Figura 2. Esquema de la disposició de les submostres al llarg d'un transecte en relació a la distància al marge.

Els 5 transectes es van distribuir a l'atzar pel perímetre de cada camp amb la restricció de trobar-se a més de 20 metres de distància entre ells per tal d'obtenir 5 mostres independents. En aquelles parcel·les de majors dimensions i en aquells blocs on la mida de les parcel·les era molt diferent es va limitar prèviament el perímetre a mostrejar. Per tal de situar els transectes es van emprar els ortofotomapes obtinguts a partir de l'Atlas electrònic de Catalunya.

Per a cada submostra de 1 m² es va realitzar un llistat de les espècies, i s'hi va assignar un índex d'abundància a partir de l'estimació visual del seu recobriment. Per tal d'agilitar el procés de presa de dades es van emprar 7 intervals de recobriment que posteriorment s'han transformat en metres quadrats de recobriment per facilitar les anàlisis. Cal assenyalar que per a les mostres de l'any 2003 només es van assignar 6 categories de recobriment. La taula 2 recull la codificació dels índexs d'abundància per a cadascun dels anys.

Interval	< 2.5%	2.5%-7.5%	7.5%-12.5%	12.5%-25%	25%-50%	50%-75%	> 75 %
Categoria	r	+	1	2	3	4	5
Valor assignat 2003 [m ²]	-	0.03	0.1	0.1875	0.375	0.625	0.875
Valor assignat 2004 [m ²]	0.01	0.05	0.1	0.1875	0.375	0.625	0.875

Taula 2. Categories emprades per estimar l'abundància de les espècies a les submostres.

2.2.2 La vegetació dels marges

Amb l'objectiu d'avaluar la relació entre el grau de conservació dels marges i el tipus de gestió es va caracteritzar fisiognòmicament la vegetació d'un fragment d'uns cinc metres de longitud situada al voltant del punt de contacte de cadascun dels 5 transectes realitzats per estudiar les comunitats arvenses. Per fer-ho es van establir 4 tipus d'unitats fisiognòmiques: 1, vegetació ruderal herbàcia / sense vegetació; 2, fenassar / brolla / llistonar; 3, bardissa; 4, vegetació arbòria.

Cal tenir en compte que caracteritzar la vegetació de fragments dels marges amb un sol índex és simplificar molt la realitat, ja que difícilment es troben marges que puguin ser adscrits únicament a una d'aquestes unitats. Normalment hi ha una franja més o menys estreta de vegetació ruderal que limita amb el sembrat, i més lluny del sembrat poden aparèixer formacions herbàcies perennes, com és el cas dels fenassars; o en funció del substrat

altres formacions com les brolles i els llistonars. Finalment, a continuació del fenassar, i de vegades directament en contacte amb la vegetació ruderal, pot haver-hi bardisses, i fins i tot un estrat arbori compost per arbres dels boscs contigus. Així, a cada fragment li va ser assignada una de les quatre unitats fisiognòmiques, d'acord amb el tipus de vegetació establert més abundant. En els casos en què diversos tipus de vegetació eren igualment abundants en un fragment, s'ha assignat la unitat que representa el tipus de vegetació successionalment més avançat. Es considera que per trobar una bardissa o un marge arbori es requereix que el règim de pertorbació sigui molt reduït, i que, anant a l'altre extrem, la presència de vegetació ruderal com a únic tipus fisiognòmic implica una intensitat de pertorbació molt elevada. És a partir d'aquesta relació entre l'estat successional de la vegetació i la intensitat de la pertorbació que la codificació utilitzada adquireix un major significat.

2.3. Caracterització de les pràctiques agronòmiques ecològiques

La prohibició d'aplicar herbicides de síntesi i fertilitzants inorgànics i orgànics provinents d'explotacions no ecològiques imposada pel CCPAE als agricultors ecològics comporta l'ús de tècniques agronòmiques variades per tal d'assegurar una bona producció. En aquest tipus d'agricultura, la programació de les rotacions, la selecció de la llavor, la densitat de sembra, l'eliminació mecànica de les plantes arvenses, la gestió del rostoll i les labors del sòl són de gran interès ja que esdevenen les principals eines de gestió. Aquesta varietat de pràctiques agronòmiques contrasta amb la uniformitat de la gestió convencional, caracteritzada per la labor profunda del sòl, el monocultiu, l'aplicació de fertilitzants inorgànics i purins i l'aplicació d'herbicides.

Amb l'objectiu de caracteritzar la pràctica agrícola ecològica es van realitzar enquestes als 10 agricultors ecològics on se'ls va preguntar per diferents aspectes de la gestió agrícola.

2.4. Anàlisi de les dades

2.4.1. Caracterització de la composició florística

La comparació de l'abundància de les diferents espècies entre les parcel·les ecològiques i convencionals s'ha dut a terme mitjançant un índex de freqüència-recobriment (IFR) calculat per a cada espècie a cadascun dels dos

sistemes de gestió. L'ús d'aquest índex permet comparar la importància de cada espècie dins de cada sistema de gestió. Així, per a una espècie i en el sistema de gestió j , l'índex IFR pondera el seu recobriment acumulat relatiu amb el nombre de parcel·les on l'espècie ha estat inventariada. Si R_{ij} és el recobriment en metres quadrats de l'espècie i acumulat pel conjunt de parcel·les amb una gestió j , F_{ij} és el nombre de parcel·les on l'espècie i apareix dins del sistema de gestió j , i s_j és el nombre d'espècies en el sistema de gestió j , llavors calculem

$$IFR_{ij} = \frac{R_{ij} \cdot F_{ij}}{s_j \cdot R_{ij}}$$

per a l'espècie i i el sistema de gestió j

La composició florística dels sembrats ecològics i convencionals s'ha caracteritzat mitjançant l'anàlisi de diverses agrupacions d'espècies a les quals es poden associar uns atributs relacionats amb la conservació d'espècies messícoles, la incidència dels herbicides sobre les dicotiledònies, la diversitat de cultius al llarg del temps, la incorporació de nitrogen al sòl, les característiques de la gestió del sòl i la influència del marge. La taula 3 recull les agrupacions emprades i el seu significat. Per a cadascuna de les agrupacions o, si es vol, per a cada atribut, s'ha sumat el nombre de tàxons i els recobriments de les espècies que la conformen, dins de cada sistema de gestió.

Agrupació d'espècies	Interès de l'agrupació (atribut):
Tàxons fitosociològicament adscrits a l'ordre <i>Secalietalia</i> i unitats inferiors	Conservació d'espècies messícoles
Monocotiledònies / Dicotiledònies	Major incidència dels herbicides sobre les dicotiledònies
Plantes cultivades accidentals	Diversitat de cultius en el temps
Espècies de la família <i>Fabaceae</i>	Incorporació de nitrogen al sòl
Plantes perennes / teròfits	Característiques de la gestió
Espècies exclusives del perímetre del camp / Espècies exclusives de l'interior del camp	Heterogeneïtat espacial, influència del marge

Taula 3. Agrupacions d'espècies estudiades i informació relacionada amb cadascuna d'elles.

També s'ha comparat la distribució de les espècies amb valors de IRF més alts en funció de la distància al marge dins de cadascun dels sistemes de gestió. Pel fet de tractar-se d'espècies inventariades en un elevat nombre de camps, s'ha considerat apropiat construir, per a cada sistema de gestió, una taula de contingència amb la freqüència d'aparició de cada espècie a les submostres de 1m² (400 per cada sistema de gestió) a cadascuna de les 4 distàncies al marge. El càlcul de l'estadístic χ^2 associat ens permet detectar diferències significatives entre la distribució mostrejada i la distribució equipfrequent per a les 4 distàncies estudiades.

2.4.2. Estudi de les similituds florístiques entre els camps estudiats.

Amb l'objectiu de comparar la composició florística dels camps ecològics i convencionals s'han calculat índexs de similitud florística entre els 40 camps estudiats. En aquest estudi s'han emprat el coeficients de similitud de Sørensen (1948) i de Steinhaus (1947).

- El coeficient de Sørensen és una mesura de similitud qualitativa que, per tant, no té en compte l'abundància de les espècies. Per a dues parcel·les x_1 i x_2 , i essent a el nombre d'espècies comuns a les dues parcel·les i s_1 i s_2 el nombre d'espècies exclusives, respectivament, de les parcel·les x_1 i x_2 , l'índex de Sørensen és:

$$S(x_1, x_2) = \frac{2a}{s_1 + s_2}$$

- El coeficient de Steinhaus és una mesura quantitativa que, per tant, té en compte l'abundància de les espècies en cada inventari. Aquesta mesura ha estat redescoberta diferents cops i apareix a la literatura amb diferents noms. A més, és el complementari de l'índex de Bray-Curtis i està relacionat amb el coeficient de Sørensen, ja que si s'aplica a matrius d'espècies amb valors de presència / absència s'obté el mateix resultat (Legendre i Legendre, 1998). Es basa en el quocient entre el sumatori de les mínimes abundàncies de les espècies comuns a les dues parcel·les i el sumatori de les abundàncies de les espècies de les dues parcel·les. Com en l'anterior índex, es dona més pes a les coincidències que a les discrepàncies

entre inventaris. Per a dues parcel·les x_1 i x_2 , i essent s el nombre d'espècies acumulat de les dues parcel·les i A_{ij} l'abundància de l'espècie i a la parcel·la j , el càlcul de l'índex de Steinhaus és:

$$S(x_1, x_2) = 2 \cdot \frac{\sum_{i=1}^s \min(A_{i1}, A_{i2})}{\sum_{j=1}^s A_{j1} + \sum_{i=1}^s A_{i2}}$$

La similitud entre els camps s'han analitzat mitjançant l'anàlisi de coordenades principals (PCoA). La transformació en distàncies dels coeficients de similitud permet generar un nou espai multidimensional, que es pot representar gràficament, on les distàncies euclidianes entre els camps es corresponen amb el complementari d'aquests coeficients. Mitjançant l'aplicació de l'algoritme *K-means* en aquest espai s'ha classificat les parcel·les en dos grups de manera objectiva. El nombre òptim de grups per a l'algoritme s'estableix mitjançant la maximització de l'estadístic pseudo-F de Calinski-Harabasz. Per conèixer la relació de similitud entre la partició obtinguda per l'algoritme i els grups establerts *a priori* segons el sistema de gestió s'ha emprat el coeficient de Rand modificat per tenir en compte l'aleatorietat (Legendre i Legendre, 1998). Aquest coeficient és una mesura de similitud i està acotat entre 0 i 1. En el cas del PCoA obtingut a partir del coeficient de Steinhaus s'ha emprat també una variant de l'algoritme *K-means* per tal de generalitzar-lo a l'àmbit de la lògica difosa, anomenada *Fuzzy C-Means*, que permet, enlloc d'assignar cada parcel·la a un grup, assignar per a cada parcel·la un tant per u de pertinença a cada grup.

Les anàlisis de coordenades principals, els algoritmes de classificació *K-means* i *Fuzzy C-Means*, així com les mesures de similitud s'han dut a terme mitjançant el mòdul Ginkgo 1.3.6 (De Cáceres, et al., 2003b) del paquet estadístic VegAna (De Cáceres, et al., 2003a).

2.4.3. Caracterització de la diversitat de les comunitats arvenses

L'estudi de la diversitat de les comunitats arvenses dels sembrats s'ha realitzat mitjançant l'anàlisi de la riquesa d'espècies, l'índex de diversitat de Shannon, l'índex d'equitativitat de Pielou, l'índex de dominància de Simpson i els nombres de diversitat de Hill (Magurran, 1989; Hill, 1973). Cal assenyalar

que la diferent codificació dels índexs de recobriment i la variació en l'estructura del mostreig per als anys 2003 i 2004 aconsella el tractament de les dades dels dos anys per separat.

La riquesa d'espècies és el recompte d'espècies en una unitat de mostreig determinada, sense tenir en compte la seva abundància relativa.

L'assignació d'un índex d'abundància a cada espècie per cada submostra i la posterior transformació d'aquest índex en un valor numèric acumulable permet obtenir un altre conjunt de mesures que aporten més informació sobre les comunitat referides. Aquestes mesures basades en l'abundància proporcional de les espècies integren informació pel que fa al número d'espècies i a la distribució d'abundàncies d'aquestes. En aquest apartathi ha una gran varietat d'índexs, dels quals el més emprat és l'índex de Shannon (H'), que es calcula segons l'equació:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \log_2 p_i$$

on s és el nombre d'espècies i p_i és la probabilitat associada a cada espècie de la mostra. En el nostre cas, aquesta probabilitat s'ha estimat a partir del quocient entre el recobriment relatiu de cada espècie i el recobriment total en la unitat de mostreig presa en consideració. Aquest índex, sensible al número d'espècies, es maximitza per a un determinat nombre quan aquestes són equifreqüents en la mostra. Es pot demostrar que en aquestes condicions, per a un nombre d'espècies s el valor de l'índex de Shannon és:

$$H'_{\max} = \log_2 s$$

Per tal de mesurar l'uniformitat de la distribució d'abundàncies de les espècies independentment del nombre d'espècies Pielou (1969) va proposar l'índex $J = H'/H'_{\max}$. Aquest índex, que està acotat entre 0 i 1, és de fàcil interpretació.

Una altra mesura basada en l'abundància proporcional d'espècies és l'índex de dominància de Simpson (1949). Aquest índex es calcula com mostra la següent equació, per a una mostra amb s espècies:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

En aquest índex, el fet que determinades espècies siguin dominants, això és, que tinguin una abundància relativa molt més gran que les altres, es

veurà reflectit en un valor elevat de D. D'altra banda, en aquelles mostres on hi hagi espècies clarament dominants, el nombre d'espècies total tindrà poca incidència sobre el valor de l'índex (Magurran, 1989).

Hill (1973) va observar que es podia generalitzar l'ús dels diferents índexs de diversitat mitjançant la família de nombres de diversitat N_a , on a és l'ordre del nombre

$$N_a = \sum_{i=1}^s p_i^a$$

Aquestes mesures estan relacionades amb els 3 índexs descrits anteriorment, de la següent manera:

- Per a $a = 0$; $N_0 = s$
- Per a $a = 1$; $N_1 = 2^{H'}$
- Per a $a = 2$; $N_2 = 1/D$

La interpretació d'aquests índexs proposada per Hill és atractiva: "Un nombre de diversitat és, de forma figurada, una mesura del nombre d'espècies d'una mostra si l'examinem amb més o menys profunditat pel que fa a les espècies menys freqüents". Quan s'incrementa l'ordre de N_a , el valor d'aquest índex passa a ser més dependent de les espècies amb major abundància relativa.

La relació entre els paràmetres de diversitat de les comunitats segetals i el tipus de gestió agronòmica s'ha estudiat mitjançant l'anàlisi de la variància i l'anàlisi de components principals.

L'anàlisi de la variància per a les dades de l'any 2004 s'adapta a un model de *split-plot* (Potvin, 1993) si es considera cada parella, formada per una parcel·la ecològica i una de convencional, com un bloc aniuat al factor localitat. La localitat és un factor aleatori amb 7 nivells. El factor intern al bloc és el sistema de gestió, que es considera fix, amb dos nivells, "ecològic" i "convencional". Per a les dades de 2003, el fet de només disposar d'una parella de camps per localitat porta a emprar una anàlisi de la variància de dos factors, la localitat i el sistema de gestió. Les variables emprades per a les anàlisis són el nombre d'espècies (s), l'índex de Shannon (H'), i l'invers de l'índex de dominància de Simpson (N_2). També s'ha incorporat a l'anàlisi el recobriment

en metres quadrats de plantes arvenses (R). Les dues darreres variables s'han transformat per tal d'acomplir els supòsits d'homocedasticitat i normalitat en la distribució dels errors en $\ln(R + 0.01)$ i $\ln(N_2)$, respectivament. No s'ha aconseguit adaptar l'índex d'equitativitat de Pielou als supòsits de l'anàlisi de la variància, i per aquest motiu no ha estat analitzat. La distribució normal dels errors s'ha verificat mitjançant l'estadístic de Kolmogorov-Smirnov i l'homocedasticitat entre els grups del factor fix s'ha comprovat amb l'estadístic F. Les anàlisis s'han dut a terme mitjançant el paquet estadístic SPSS 11.0.1 (2001). El grau de significació per a totes les anàlisis s'ha fixat en $p = 0.05$.

La representació de les parcel·les en l'espai generat amb els paràmetres de diversitat s'ha realitzat mitjançant l'anàlisi de components principals (PCA), prèvia estandardització de les variables. Per a cada parcel·la s'ha emprat el valor mitjà dels paràmetres de diversitat dels transectes. Els paràmetres emprats són s , H' , N_2 , R i J , a més de dos paràmetres d'heterogeneïtat estructural obtinguts a partir dels coeficients de Steinhaus i Sørensen (vegeu l'apartat 2.4.4). Les 40 parcel·les s'han agrupat mitjançant l'algoritme *K-means* en funció del comportament dels diferents paràmetres de diversitat.

L'anàlisi de components principals, l'algoritme de classificació *K-means*, i les mesures de diversitat s'han realitzat mitjançant el mòdul Ginkgo 1.3.6 (De Cáceres, et al., 2003b) del paquet estadístic VegAna (De Cáceres, et al., 2003a).

2.4.4. Estudi de l'heterogeneïtat florística

L'estructura jerarquizada de la presa de mostres permet aprofundir en l'estudi de l'heterogeneïtat espacial de la diversitat dels sembrats. Tenint en compte que les mostres corresponents als 5 transectes d'un camp són independents entre elles, es pot estudiar la diversitat estructural o heterogeneïtat.

Per una banda, s'ha estudiat la relació entre el número d'espècies de cada parcel·la (referit, per tant, a 20 m²) i el número promig d'espècies dels transectes a la mateixa parcel·la (referit a 4 m²), obtenint una mesura relacionada amb el concepte de diversitat H' de Whittaker (Magurran, 1989). A més d'estudiar el cas de N_0 , s'ha estudiat aquesta relació per als nombres de

diversitat de Hill N_1 i N_2 . Com més alta sigui la relació entre N_a a la parcel·la i N_a al transecte, major serà l'heterogeneïtat. Per tal de determinar si aquesta relació és diferent en funció del sistema de gestió s'ha comparat els paràmetres de la recta de regressió a les parcel·les ecològiques amb els paràmetres de la recta de regressió a les parcel·les convencionals per a cadascun dels tres nombres (Ratkowsky, 1983). Per a totes les regressions s'ha comprovat la distribució normal dels errors i la seva homocedasticitat. Per als paràmetres N_1 i N_2 només s'han emprat les dades de l'any 2004, per tal d'evitar que el diferent codi de recobriments afecti els resultats i per ser aquest conjunt de dades més nombrós que el de 2003. Els càlculs s'han realitzat mitjançant el paquet estadístic SAS 8.2 (2001), i el grau de significació s'ha fixat en $p = 0.05$.

D'altra banda, s'ha caracteritzat l'heterogeneïtat dins de les parcel·les a partir de les mitjanes dels coeficients de similitud de Steinhaus i Sørensen obtinguts a partir de la comparació dos a dos de la composicions florística de cadascun dels 5 transectes d'una parcel·la. La comparació d'aquestes mitjanes entre les parcel·les ecològiques i convencionals s'ha dut a terme mitjançant els models d'anàlisi de la variància explicats a l'apartat 2.4.3, tenint en compte que l'absència de rèpliques dins de cada parcel·la impedeix testar l'efecte del bloc.

2.4.5. Caracterització de les tècniques agronòmiques emprades en la gestió ecològica

A partir del resum de les enquestes realitzades als agricultors ecològics, es pretén detectar els punts en comú i les divergències més destacades en la gestió ecològica dels sembrats.

2.4.6. Anàlisi de l'estat de la vegetació dels marges

La relació entre el grau de conservació dels marges dels sembrats i la gestió agronòmica s'ha avaluat mitjançant el càlcul de l'estadístic χ^2 associat a la taula de contingència.

3. RESULTATS

3.1 Caracterització de la composició florística

Mitjançant l'índex IFR s'ha ordenat les espècies arvenses dins de cada tipus de gestió. La taula 4 recull les 10 espècies amb un major IFR per cada tipus de gestió. Destaca el fet que, per als dos sistemes de gestió, les tres espècies amb un índex major són les mateixes: la rosella (*Papaver rhoeas* L.), el margall (*Lolium rigidum* L.) i el passacamins (*Polygonum aviculare* L.).

	IFRe	Rke	IFRc	Rkc	IFRe - IFRc	Re	Rc	Re - Rc	FSe	p-valor	FSc	p-valor
<i>Papaver rhoeas</i> L.	2.97	1	1.94	2	1.03	46.78	9.15	37.63	330	ns	130	0.002
<i>Lolium rigidum</i> L.	2.95	2	4.73	1	-1.78	46.42	20.10	26.32	273	0.006	232	ns
<i>Polygonum aviculare</i> L.	2.32	3	0.97	3	1.35	34.67	4.57	30.10	320	ns	152	ns
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0.89	4	0.85	5	0.05	14.05	5.53	8.52	135	ns	72	<0.001
<i>Medicago polymorpha</i> L.	0.74	5	0.05	24	0.69	18.38	0.61	16.77	94	ns	15	ns
<i>Cirsium arvense</i> L.	0.57	6	0.19	11	0.38	13.02	1.79	11.23	80	ns	22	ns
<i>Avena sterilis</i> L.	0.45	7	0.86	4	-0.41	6.06	3.56	2.50	123	ns	76	ns
<i>Medicago lupulina</i> L.	0.35	8	0.02	39	0.34	5.88	0.08	5.80	132	ns	11	ns
<i>Linaria spuria</i> (L.) Mill.	0.27	9	0.10	16	0.18	4.08	0.48	3.60	126	ns	48	ns
<i>Anagalis arvensis</i> L.	0.27	10	0.16	12	0.11	2.91	0.45	2.46	152	ns	52	<0.001
<i>Galium aparine</i> L.	0.05	26	0.46	6	-0.41	1.90	3.25	-1.36	37	ns	55	0.001
<i>Bromus diandrus</i> Roth.	0.04	29	0.30	7	-0.26	1.19	1.96	-0.76	21	<0.001	34	<0.001
<i>Sonchus</i> L. spp.	0.15	14	0.21	8	-0.06	2.32	1.18	1.14	107	0.015	52	<0.001
<i>Fumaria officinalis</i> L.	0.10	21	0.20	9	-0.09	2.23	1.40	0.84	39	0.002	59	<0.001
<i>Polygonum convolvulus</i> L.	0.19	12	0.19	10	0.00	4.09	1.64	2.45	110	ns	77	ns

Taula 4. Relació d'espècies amb els majors valors de l'índex de freqüència-recobriment (IFR). IFRe, IFR per al sistema de gestió ecològic; IFRc, IFR per al sistema de gestió convencional; Rke, nombre d'ordre de les espècies en el sistema ecològic; Rkc, nombre d'ordre de les espècies en el sistema convencional; Re, recobriment acumulat en m² en el sistema ecològic; Rc, recobriment acumulat en m² en el sistema convencional; FSe, freqüència d'aparició en submostres dels camps ecològics; FSc, freqüència d'aparició en les submostres dels camps convencionals; pvalor, grau de significació de l'estadístic χ^2 amb 3 graus de llibertat de les taules de contingència de presència/absència i distància al marge, per a valors > 0.05 s'ha emprat ns.

L'espècie més abundant és el margall als camps convencionals, seguida per la rosella als camps ecològics. L'anàlisi de les diferències entre l'IFR a les parcel·les ecològiques i l'IFR a les convencionals (taula 4) mostra que en els sembrats ecològics tenen més importància relativa els passacamins, la rosella, els acordions (*Medicago polymorpha* L.) i la calcida blanca (*Cirsium arvense* L.), mentre que als sembrats convencionals destaquen el margall, la cugula (*Avena sterilis* L.), l'apegalós (*Galium aparine* L.), i l'estripa-sacs (*Bromus diandrus* Roth.). Tot i la diferència en el recobriment absolut de plantes arvenses entre els camps ecològics i els convencionals, tant l'apegalós com l'estripa-sacs són més abundants als camps convencionals.

Pel que fa al nombre d'espècies, a les parcel·les convencionals s'han recollit 126 espècies (un 65.9% del total), 16 de les quals no han aparegut a les parcel·les ecològiques, on s'han inventariat un total de 175 espècies (un 91.6% del total), amb 65 espècies exclusives. El recobriment de plantes arvenses acumulat a les 20 parcel·les ecològiques és de 297.9 m², mentre que a les parcel·les convencionals s'ha estimat una àrea acumulada de 84.6 m², un 28.4% de l'anterior valor.

S'han registrat 28 espècies característiques de les comunitats arvenses segetals (annex 3). Totes aquestes espècies s'han trobat en els sembrats ecològics, mentre que en els convencionals només se n'ha registrat una quinzena. El recobriment relatiu de les espècies segetals a les parcel·les ecològiques és també superior al dels sembrats convencionals (figura 3B). Pel que fa a la presència d'espècies cultivades accidentals, en els camps ecològics s'ha registrat la presència diferencial de veça (*Vicia sativa* L.), sègol (*Secale cereale* L.) i pèsol (*Pisum sativum* L.).

Un 17.8% de les espècies inventariades són monocotiledònies. Aquesta relació és molt similar entre les parcel·les ecològiques i convencionals (figura 3A), però si es considera el recobriment relatiu dins de cada sistema de gestió, a les parcel·les ecològiques hi ha una proporció més gran de dicotiledònies, amb un 79.2% respecte el 61.2% dels sembrats convencionals (figura 3B).

Pel que fa als representants de la família *Fabaceae*, 25 i 15 espècies van ser registrades en parcel·les ecològiques i convencionals, respectivament, el que significa un percentatge de tàxons similar per als dos sistemes de gestió (figura 3A). Com en el cas anterior, les diferències es fan paleses quan es comparen les abundàncies relatives, ja que en els sembrats ecològics el recobriment relatiu és 3.6 vegades el dels convencionals (figura 3B).

L'espectre de formes vitals de Raunkiaer és similar per als dos tipus de gestió. Els teròfits suposen tres quartes parts del nombre total d'espècies, seguits dels hemicriptòfits, amb valors propers al 17% (figura 4A). Si es considera l'abundància relativa dins de cada sistema de gestió s'observa que els teròfits incrementen la seva dominància (ca. 85%) i els geòfits esdevenen la segona classe amb valors propers al 10% (figura 4B).

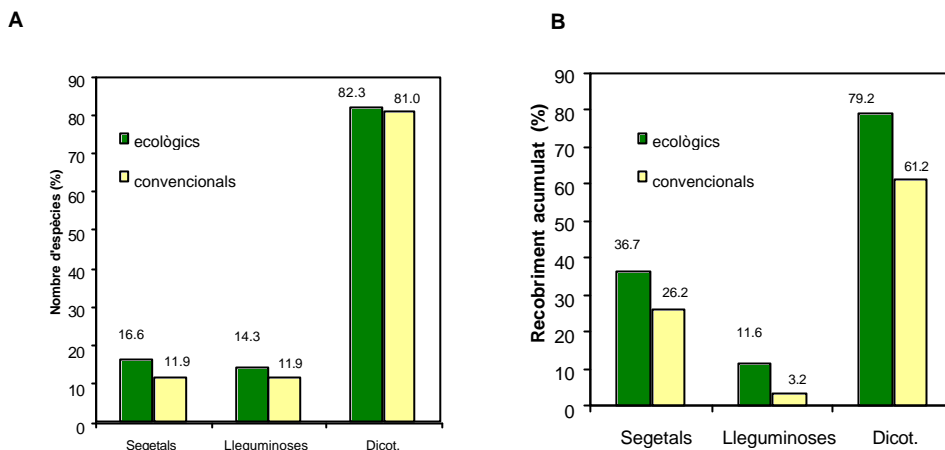


Figura 3. A. Percentatge de tàxons inventariats (A) i percentatge de recobriment (B) en cada sistema de gestió per als grups indicats.

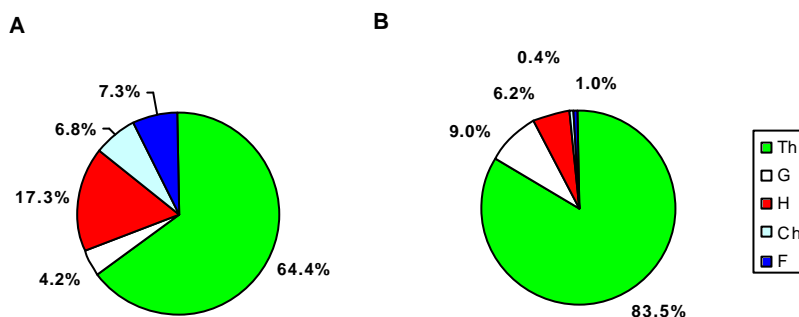


Figura 4. Espectres de formes vitals de Raunkiaer per al conjunt de les parcel·les a partir del nombre de tàxons (A) i del recobriment acumulat (B). Th, teròfits; G, geòfits; H, hemicriptòfits; Ch, camèfits; F, faneròfits.

El nombre de tàxons presenta una clara relació amb la distància al marge. En els dos sistemes de gestió gairebé la totalitat de les espècies inventariades es troben al primer metre del sembrat, i aquest percentatge es redueix a l'interior del camp (figura 5). Fins a 61 espècies han estat mostrejades únicament al primer metre dels camps. Entre aquestes espècies, les més abundants són espècies pròpies de la vegetació dels marges adjacents als sembrats (taula 5). L'eliminació de les espècies exclusives del primer metre del camp provoca una reducció en el nombre d'espècies del 44,4% (56 espècies) als camps convencionals i del 32% (55 espècies) als ecològics. El nombre d'espècies exclusives per a cadascuna de les altres distàncies al marge no és en cap cas superior a quatre.

Espècie	RKe	RKc
<i>Hordeum murinum</i> L.	67	14
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. et Schultes	50	47
<i>Rubus caesius</i> L.	82	46
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	96	56
<i>Ononis spinosa</i> L.	63	92
<i>Carthamus lanatus</i> L.	103	62
<i>Centaurea aspera</i> L.	83	-
<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L	102	86

Taula 5. Espècies exclusives de les submostres adjacents al marge amb major índex de freqüència-recobriment (IFR). RKe, nombre d'ordre de l'espècie segons el seu IFR per a la gestió ecològica; RKc, nombre d'ordre de l'espècie segons el seu IFR per a la gestió convencional.

L'anàlisi de la distribució de l'abundància de plantes arvenses en funció de la distància al marge reflecteix que als camps convencionals les plantes s'acumulen al primer metre del camp, mentre als camps ecològics la distribució és més equilibrada (figura 5). Amb tot, el valor de recobriment assolit al metre zero dels camps convencionals (ca. 44 m²) és més petit que el mínim dels camps ecològics (ca. 65 m²).

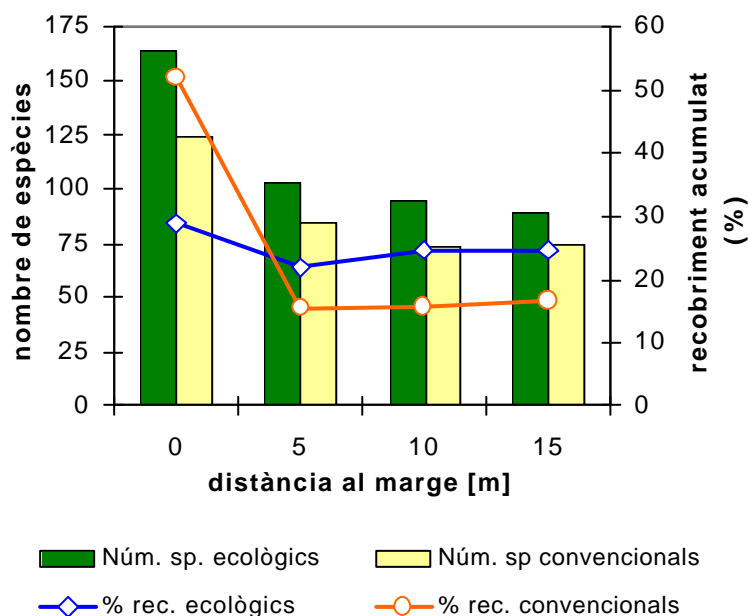


Figura 5. Distribució del nombre de tàxons i del recobriment acumulat en funció de la distància al marge. Barres, nombre d'espècies dins de cada sistema de gestió per cada distància al marge. Línies, tant per cent de recobriment dins de cada sistema de gestió per cada distància al marge.

Les espècies que són més freqüents a la perifèria dels conreus ecològics i convencionals es recullen a la taula 4. La rosella, la corretjola (*Convolvulus arvensis* L.), *Anagallis arvensis* L. i l'apegalós, són únicament més freqüents a

la perifèria dels camps convencionals, mentre que el margall mostra només aquesta tendència en els camps ecològics. L'estripa-sacs, *Sonchus L. spp.* i l'herba de fum (*Fumaria officinalis L.*) es comporten així en els dos tipus de gestió.

3.2. Estudi de les similituds entre els camps estudiats

L'anàlisi de coordenades principals realitzat a partir del complementari de l'índex de similitud de Steinhaus, amb correcció per als valors propis negatius, concentra un 34.25% de la variància en els tres eixos principals. Un 13.41% correspon al primer eix, i un 11.03% al segon (figura 6).

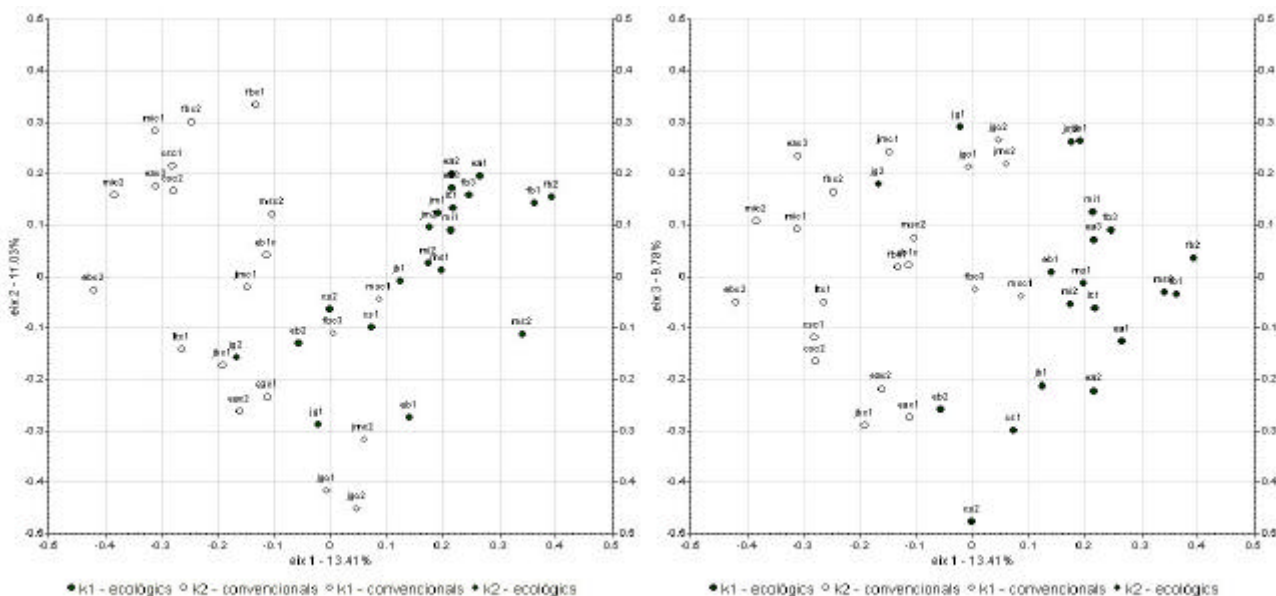


Figura 6. Representació de les 40 parcel·les en un espai de coordenades principals obtingut a partir del coeficient de Steinhaus. k1 – ecològics: parcel·les ecològiques classificades en el grup k1 per l'algoritme *k-means*; k2 – convencionals: parcel·les convencionals classificades en el grup k2 per l'algoritme *k-means*; k1 – convencionals: parcel·les convencionals classificades en el grup k1 per l'algoritme *k-means*; k2 – ecològics: parcel·les ecològiques classificades en el grup k2 per l'algoritme *k-means*. S'indica el percentatge de la variància explicat per cada eix. Els codis de les parcel·les es troben a l'annex 1.

La classificació de les parcel·les en dos grups, establerta a partir de l'algoritme *K-means*, permet analitzar si la classificació *a priori* de les parcel·les en ecològiques i convencionals té fonament des del punt de vista florístic. Els 2 grups, k_1 i k_2 , consten de 16 i 24 parcel·les, respectivament. El valor del coeficient de Rand modificat obtingut en comparar la classificació de l'algoritme i la classificació *a priori* és de 0.477, fet que reflecteix una relació sòlida entre les dues classificacions: el grup k_1 es correspon amb la *gestió convencional*,

mentre el grup k_2 correspon amb la *gestió ecològica*. La parcel·la ecològica jg2 és l'única parcel·la classificada com a "no ecològica" per l'algoritme *K-means*, mentre que l'error complementari s'ha detectat per a les parcel·les jgc1, jgc2, jmc2, msc1 i fbc3. Amb l'objectiu d'aprofundir en l'estudi de les parcel·les on les dues classificacions no coincideixen, s'ha calculat, mitjançant *Fuzzy C-means*, el tant per u de pertinença als grups generats per *K-means*. Dels 6 errors de classificació de *K-means*, només jgc1 i fbc3 presenten pertinences poc diferenciades (taula 6).

parcel·la	k_1 ("convencional")	k_2 ("ecològic")	grup assignat K-means	sistema de gestió
*jgc1	0.44	0.56	k2 ("ecològic")	convencional
*jgc2	0.33	0.67	k2 ("ecològic")	convencional
*jmc2	0.30	0.70	k2 ("ecològic")	convencional
*msc1	0.31	0.69	k2 ("ecològic")	convencional
*fbc3	0.45	0.55	k2 ("ecològic")	convencional
*jg2	0.84	0.16	k1 ("convencional")	ecològic

Taula 6. Tant per u de pertinença a cada grup generat per l'algoritme *Fuzzy C-Means*, per $m = 1.2$. Parcel·les on la classificació per *K-means* no s'ajusta al sistema de gestió definit *a priori*. Els codis de les parcel·les es recullen a l'annex 1.

L'anàlisi de coordenades principals realitzat amb el complementari de l'índex de similitud de Sørensen mostra que els tres eixos principals concentren un 32.10% de la variància total, un 13.65% al primer eix i un 10.62% al segon. La representació gràfica de la figura 7 mostra que, en aquest cas, les parcel·les no s'ordenen clarament segons el seu sistema de gestió.

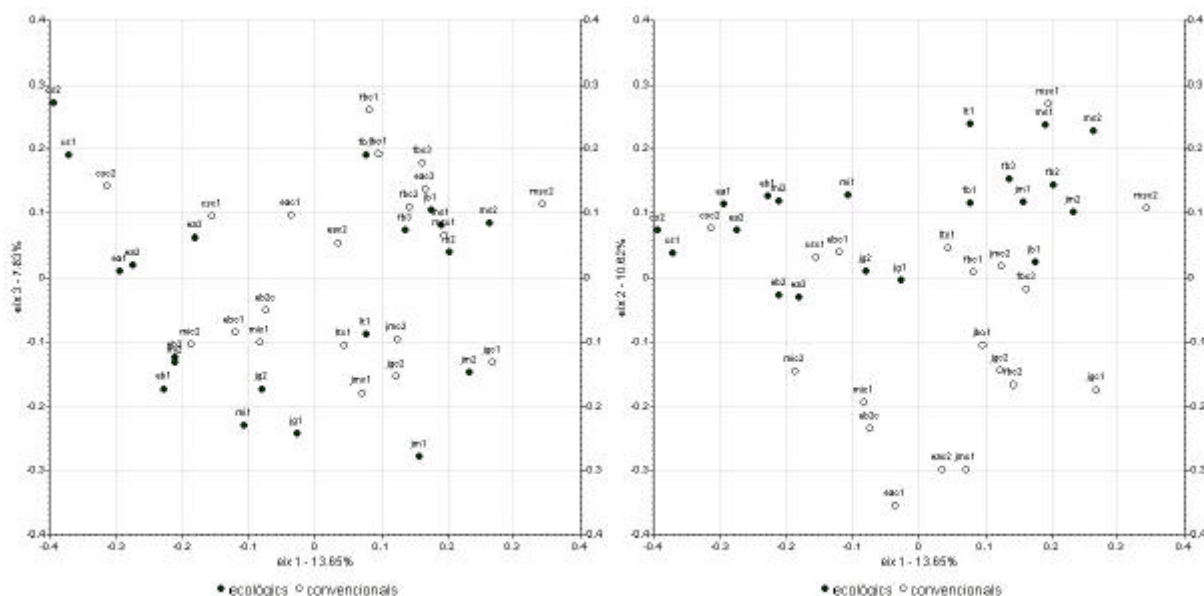


Figura 7. Representació de les 40 parcel·les en un espai de coordenades principals obtingut a partir del coeficient de Sørensen. Esquerra 1r i 2n eixos. Dreta 1r i 3r eixos. S'inclou el percentatge de variància explicat per cada eix. Els codis de les parcel·les es poden consultar a l'annex 1.

La classificació de les parcel·les en dos grups mitjançant l'algoritme *K-means* no es correspon amb la classificació *a priori* segons el sistema de gestió ni amb la generada anteriorment a partir del coeficient de Steinhaus (taula 7).

	K-means Steinhaus	K-means Sørensen	Sistema de gestió
K-means Steinhaus	1	0	0.477
K-means Sørensen	-	1	0.038
Sistema de gestió	-	-	1

Taula 7. Coeficient de Rand modificat per a la comparació entre les particions obtingudes segons l'algoritme K-means per als espais generats amb els coeficients de Steinhaus i Sørensen i la partició *a priori* en funció de sistema de gestió agronòmica. Totes les particions amb 2 grups.

3.3. Caracterització de la diversitat de les comunitats arvenses

L'anàlisi de la variància mostra que, per a l'any 2004, el sistema de gestió afecta significativament el nombre d'espècies, la diversitat i el recobriment de plantes arvenses, però aquest efecte varia en funció de la localitat estudiada (taula 8).

A	Any	Factor	S		H'		R ^s		N ₂ ^s	
			F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
2003		Localitat	1.08	0.467	2.66	0.153	1.04	0.484	4.02	0.076
		Gestió	7.98	0.037 *	1.64	0.256	22.48	0.005 *	0.01	0.911
		Localitat x Gestió	6.65	< 0.001 *	4.95	0.001 *	6.58	<0.001 *	3.84	0.005 *
2004		Localitat	0.54	0.767	0.55	0.757	0.45	0.820	0.58	0.735
		Bloc (Localitat)	1.62	0.269	1.44	0.319	1.76	0.236	1.44	0.323
		Gestió	15.53	0.012 *	6.63	0.042 *	7.14	0.037 *	6.42	0.044 *
		Localitat x Gestió	9.05	0.005 *	9.05	0.005 *	33.96	< 0.001 *	6.62	0.013 *
		Bloc (Localitat) x Gestió	2.82	0.010 *	1.96	0.067	1.67	0.122	1.85	0.085
B	Any	Sistema de Gestió	S		H'		R ^{s&}		N ₂ ^{s&}	
2003		Convencional	11.20		ns	2.76	0.82		ns	5.30
		Ecològic	19.87			3.13	2.97			5.41
2004		Convencional	11.16			2.32	0.53			3.68
		Ecològic	22.49			3.25	2.33			6.48

Taula 8. A. Estadístics i probabilitat associada sota la hipòtesi nul·la per al nombre de espècies (s), l'índex de Shannon (H'), el recobriment en metres quadrats (R) i l'invers de l'índex de dominància de Simpson (N₂) en les ANOVA realitzades per a cada any. B Mitjanes marginals per als dos nivells del factor "sistema de gestió" per a cada any.

^sS'han emprat les variables transformades (veure apartat 2.4.2.).

* El component de la variància té un efecte significatiu

& Les mitjanes de les variables transformades s'han transformat als valors originals.

ns El factor sistema de gestió no és significatiu.

L'efecte marginal de la interacció entre el bloc i el sistema de gestió, és degut a l'heterogeneïtat entre els dos blocs de Casseres. L'any 2003, en canvi, el sistema agronòmic només afecta significativament el nombre d'espècies i el recobriment. La interacció entre localitat i sistema agronòmic és significativa per a totes 4 variables.

El nombre d'espècies, la diversitat i el recobriment són significativament més grans a les parcel·les ecològiques que a les convencionals. L'anàlisi de cada parella mostra diferències significatives en el sentit indicat per a les variables s , H' , R i N_2 en 15, 10, 15 i 8 de les 20 comparacions efectuades, respectivament. Només hi ha diferències significatives en el sentit contrari per N_2 en dos casos (taula 9). A la figura 8 representem gràficament, a tall d'exemple, el comportament de l'índex de Shannon en els camps estudiats.

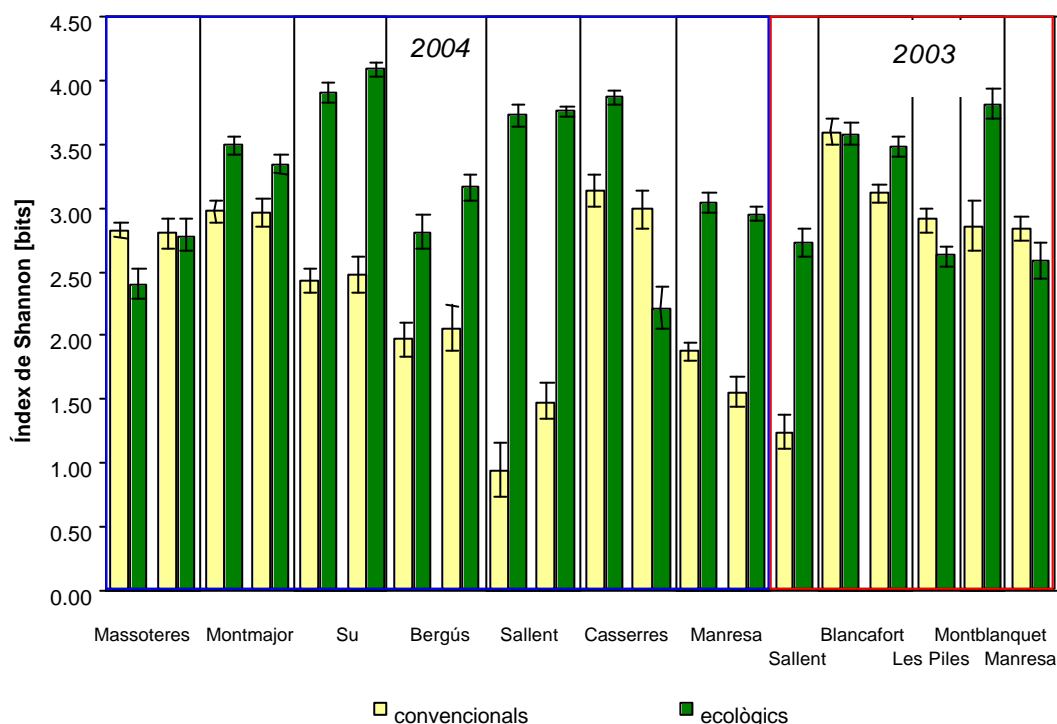


Figura 8. Diversitat de les parcel·les ecològiques i convencionals ordenades per parelles (blocs) dins de cada localitat. S'indica el valor mitjà i error estàndard de l'índex de Shannon per transsecte. Les 14 primeres parelles corresponen al mostreig del 2004, les restants al mostreig de 2003.

Any	Localitat	Gestió	Parcel·la	R	s	H'	N₂
2004	Massoteres	<i>Ecològic</i>	JM1	3.30 *	16.2	2.40	3.6
		<i>Convencional</i>	JMC1	1.04	12.0	2.82	5.4 *
		<i>Ecològic</i>	JM2	3.14 *	21.2 *	2.78	4.8
		<i>Convencional</i>	JMC2	0.90	14.8	2.80	5.0
	Montmajor	<i>Ecològic</i>	EB1	1.28	21.4 *	3.49 *	8.0 *
		<i>Convencional</i>	EBC1	1.13	15.2	2.97	6.1
		<i>Ecològic</i>	EB2	0.94 *	18.2 *	3.34	7.4
		<i>Convencional</i>	EBC2	0.50	12.2	2.96	6.5
	Su	<i>Ecològic</i>	MI1	3.11 *	31.6 *	3.90 *	10.4 *
		<i>Convencional</i>	MIC1	0.88	13.0	2.43	3.8
		<i>Ecològic</i>	MI2	3.01 *	34.8 *	4.09 *	11.5 *
		<i>Convencional</i>	MIC2	0.76	13.4	2.47	3.8
	Bergús	<i>Ecològic</i>	JG1	1.05	15.4	2.81	5.1
		<i>Convencional</i>	JGC1	0.66	8.6	1.97	3.1
		<i>Ecològic</i>	JG2	1.07	19.4 *	3.16 *	6.6 *
		<i>Convencional</i>	JGC2	0.96	10.0	2.06	3.3
	Sallent	<i>Ecològic</i>	EA1	4.73 *	29.8 *	3.73 *	9.2 *
		<i>Convencional</i>	EAC1	0.04	2.6	0.94	2.2
		<i>Ecològic</i>	EA2	4.94 *	26.6 *	3.75 *	9.6 *
		<i>Convencional</i>	EAC2	0.08	3.4	1.48	2.7
	Casserres	<i>Ecològic</i>	CS1	1.90 *	26.2 *	3.87 *	10.8
		<i>Convencional</i>	CSC1	0.98	17.4	3.14	6.7
		<i>Ecològic</i>	CS2	1.14	12.2	2.21	3.6
		<i>Convencional</i>	CSC2	0.91	17.0	2.99	5.9
Manresa	<i>Ecològic</i>	FB1	5.08 *	21.2 *	3.04	5.6 *	
	<i>Convencional</i>	FBC1	1.02	9.2	1.87	2.6	
	<i>Ecològic</i>	FB2	6.36 *	20.6 *	2.96 *	5.4 *	
	<i>Convencional</i>	FBC2	0.78	7.4	1.56	2.4	
2003	Sallent	<i>Ecològic</i>	EA3	3.27 *	18.4 *	2.73 *	3.9 *
		<i>Convencional</i>	EAC3	0.57	4.0	1.25	2.0
Blancafort	<i>Ecològic</i>	MS1	2.74	19.2	3.58	9.1	
	<i>Convencional</i>	MSC1	2.11	19.4	3.60	8.9	
	<i>Ecològic</i>	MS2	3.78 *	22.4 *	3.48	7.2	
	<i>Convencional</i>	MSC2	1.30	12.8	3.11	6.9	
Les Piles	<i>Ecològic</i>	JB1	1.93 *	13.2 *	2.62	3.6	
	<i>Convencional</i>	JBC1	0.51	9.2	2.90	6.6 *	
Montblanquet	<i>Ecològic</i>	LT1	4.25 *	29.8 *	3.81	9.8	
	<i>Convencional</i>	LTC1	0.54	9.8	2.86	7.2	
Manresa	<i>Ecològic</i>	FB3	2.84 *	16.2	2.58	3.7	
	<i>Convencional</i>	FBC3	1.36	12.0	2.84	5.1	

Taula 9. Valors mitjans per transsecte de les variables R (m² de recobriment de plantes arvenses), s (nombre d'espècies), H' (índex de Shannon) i N₂ (nombre de Hill d'ordre 2), ordenats per blocs dins de cada localitat.

* Indica que el valor és significativament més gran que el del camp del mateix bloc amb l'altre sistema de gestió, segons l'estadístic de Brown-Forsythe (p-valor = 0.05).

Finalment, s'ha representat la mitjana per parcel·la dels paràmetres de diversitat estudiats a nivell de transsecte, juntament amb els valors promitjats dels índexs de similitud de Steinhaus i Sørensen (vegeu el següent apartat) entre els transsectes d'una parcel·la, i l'equitativitat de Pielou (J), que no hem

analitzat amb ANOVA perquè s'allunya molt dels requisits de normalitat i homocedasticitat. En total, doncs, hem emprat 7 variables estandarditzades. La figura 9 mostra la distribució de les parcel·les i els paràmetres de diversitat obtinguda a partir de l'anàlisi de components principals (PCA). Les dues primeres components o eixos expliquen un 87.15% de la variància total de les dades.

L'anàlisi de les relacions entre les parcel·les mitjançant l'algorisme *k-means* i l'aplicació de l'estadístic pseudo-F permet agrupar les parcel·les en 5 grups. Dos grups estan compostos exclusivament per parcel·les ecològiques (G1 i G3), dos grups per parcel·les convencionals (G4 i G5, amb una parcel·la ecològica, cs2) i un grup, el que conté més elements (G2), està compost per camps ecològics i convencionals. L'anàlisi de la relació dels grups amb els paràmetres de diversitat permet relacionar el grup G1 amb valors grans per a tots ells, amb excepció de l'equitativitat. El grup G4, que només conté les dues parcel·les convencionals d'una localitat, es caracteritza per tenir valors molt petits. El grup G3 està compost per camps ecològics amb baixa heterogeneïtat i equitativitat, mentre el grup G5 es correspon amb camps convencionals amb valors baixos per als 7 descriptors. El grup més nombrós, G2, està compost per 11 camps convencionals i 4 camps ecològics amb tendència a tenir valors mitjans pel que fa al nombre d'espècies i l'índex de Shannon, una equitativitat gran i relativa heterogeneïtat.

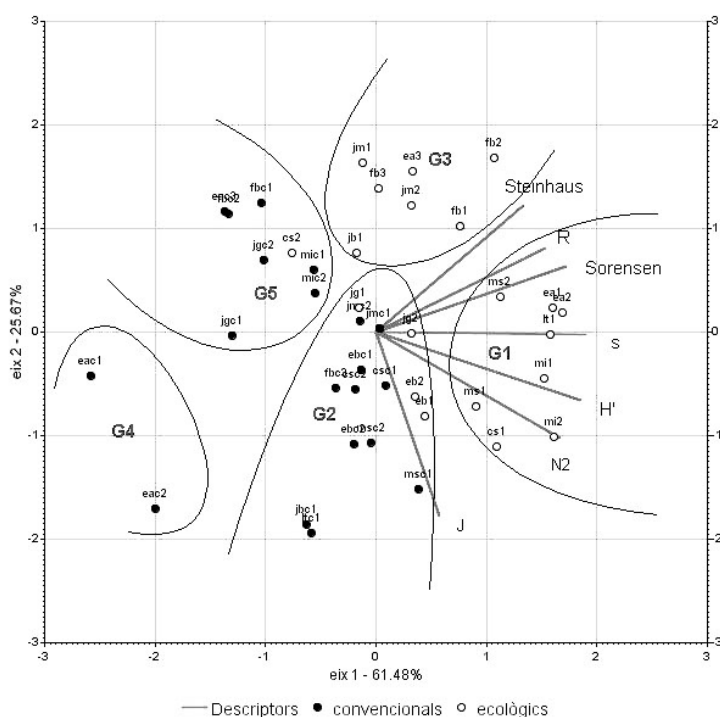


Figura 9. Gràfic de dispersió de les parcel·les sobre els dos eixos principals del PCA realitzat amb els següents paràmetres de diversitat estandarditzats: índex de similitud de Steinhaus i índex de similitud de Sorensen entre els transectes de cada parcel·la, nombre d'espècies (s), índex de Shannon (H'), invers de l'índex de dominància de Simpson (N_2), m^2 de recobriment de plantes arvenses (R) i equitativitat de Pielou (J). Mesures referides a transecte i promitjades per cada parcel·la. Per a cada paràmetre es mostra el coeficient de correlació amb els dos eixos (multiplicat per 2). Per a cada eix s'indica el percentatge de la variància total explicada. Les corbes delimiten els 5 grups generats per l'algorisme *K-means*. Els codis de les parcel·les es recullen a l'annex 1.

3.4. Estudi de l'heterogeneïtat florística

L'estudi de l'heterogeneïtat espacial a través de la comparació de les rectes de regressió entre el nombre d'espècies promig per transsecte i el nombre d'espècies acumulat d'una parcel·la no revela diferències significatives entre la gestió ecològica i la convencional (figura 10). Les dades s'ajusten a un model lineal de només dos paràmetres, $s_p = a + b \cdot s_t$, on a i b són els paràmetres i s_p i s_t el nombre d'espècies per parcel·la i transsecte, respectivament. La comparació d'aquest model amb el model lineal de quatre paràmetres -amb els paràmetres a i b diferents en funció del maneig- i els models lineals on només un dels dos paràmetres depèn del sistema de gestió no són significativament diferents (taula 10).

	model de 3 paràmetres (paràmetre a comú)	model de 3 paràmetres (paràmetre b comú)	model de 4 paràmetres
estadístic F	38	38	2.56
graus de llibertat	0.57	0.06	2, 38
p - valor	0.456	0.806	0.091

Taula 10. Estadístics de comparació del model lineal de dos paràmetres amb els altres models lineals possibles per al nombre d'espècies (s). En tots els casos es rebutja la hipòtesi que el models amb més paràmetres difereixen del model de 2 paràmetres.

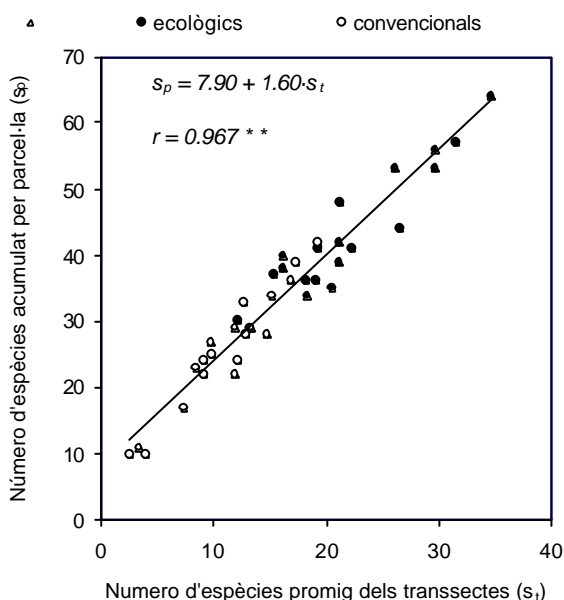


Figura 10. Diagrama de dispersió de s_p (s acumulat per parcel·la) i s_t (s promig dels transsectes) en funció del sistema de gestió. Línia: model de regressió lineal entre les dues variables.

r , coeficient de correlació de Pearson.

**correlació significativa amb $p < 0.01$

Per altra banda, l'anàlisi de la relació per als nombres de diversitat N_1 i N_2 , realitzada per les dades del mostreig del 2004 (28 parelles de dades), ens mostra que en ambdós casos el model òptim és el de que té en compte els dos sistemes de maneig per separat. Els estadístics de comparació dels models de regressió lineal per a N_1 i N_2 es recullen a la taula 11 i a la figura 11 es mostren els diagrames de dispersió dels dos índexs estudiats.

	model de 3 paràmetres (paràmetre a comú)		model de 3 paràmetres (paràmetre b comú)		model de 2 paràmetres (paràmetres a i b comuns)	
	N_1	N_2	N_1	N_2	N_1	N_2
estadístic F	77.55	57.58	68.21	54.33	79.27	57.85
p - valor	0.010	0.016	0.028	0.026	0.025	0.045

Taula 11. Estadístics de comparació del model lineal generat amb a i b diferents en funció del sistema de gestió amb els altres models lineals possibles per a N_1 i N_2 . En tots els casos es rebutja la hipòtesi que el model pot ser simplificat.

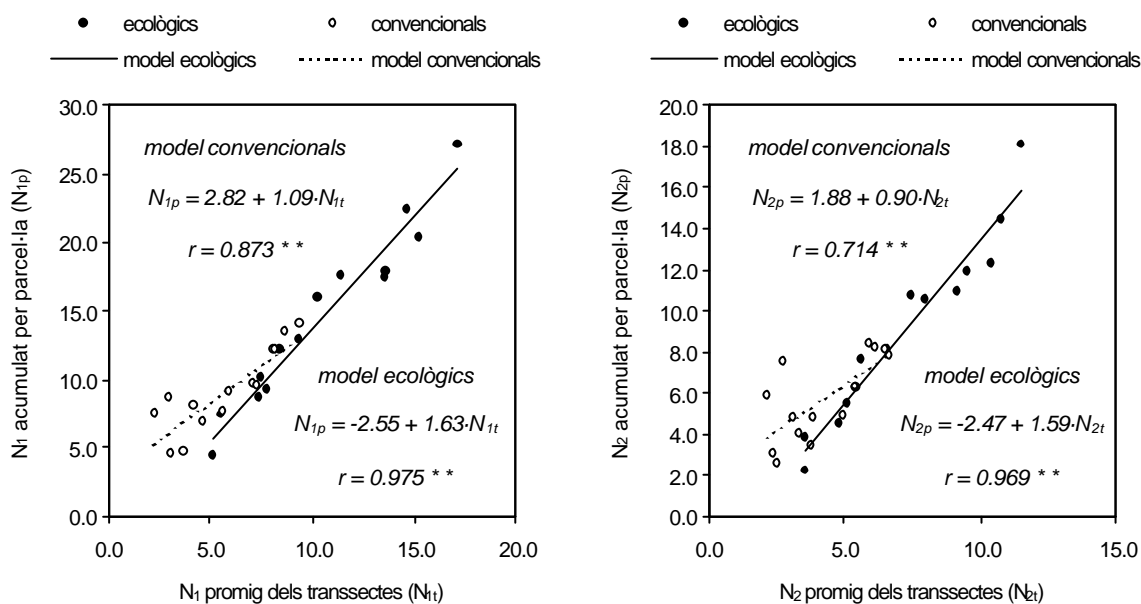


Figura 11. Diagrames de dispersió de la relació entre N_{ap} (N_a acumulat per parcel·la) i N_{at} (N_a promig dels transectes d'una parcel·la) en funció del sistema de gestió, per a $a = 1$ (esquerra) i $a = 2$ (dreta). Es representen les dades de 2004. Línia contínua: model de regressió lineal per parcel·les ecològiques. Línia discontinua: model de regressió lineal per parcel·les convencionals.

r , coeficient de correlació de Pearson.

**correlació significativa amb $p < 0.01$

La comparació dels valors mitjans dels coeficients de similitud entre els transectes d'una mateixa parcel·la, observem diferències significatives per al coeficient de Steinhaus en els dos anys. Pel coeficient de Sørensen, les diferències només són significatives el 2003. Al 2004, en canvi, només té un efecte significatiu la interacció del sistema de gestió i la localitat (taula 11). Els transectes dels camps convencionals són, pel que fa a la seva composició florística i l'abundància relativa de les espècies arvenses, menys similars entre ells que els transectes dels camps ecològics. Des del punt de vista merament qualitatiu, aquestes diferències es fan menys evidents.

A		Índex de Sørensen		Índex de Steinhaus	
		F	p-valor	F	p-valor
2003	Localitat	1.92	0.245 [§]	5.05	0.050 [§]
	Gestió	39.27	0.002 *	71.42	<0.001 *
2004	Localitat	0.32	0.904	0.78	0.618
	Bloc (Localitat)	4.39	0.035 [§]	0.88	0.565 [§]
	Gestió	3.12	0.127	7.42	0.034 *
	Localitat x Gestió	48.75	<0.001 *	4.92	0.028 *

B			Índex de Sørensen		Índex de Steinhaus	
Any	Sistema de Gestió					
2003	Convencional		0.436		0.388	
	Ecològic		0.622		0.614	
2004	Convencional		ns	0.475	0.373	
	Ecològic			0.617	0.535	

Taula 11. A. Estadístics i probabilitat associada sota la hipòtesi nul·la per als coeficients de Sørensen i Steinhaus a les ANOVA realitzades per a cada any. B. Mitjanes marginals per als dos nivells del factor "sistema de gestió" per a cada any.

[§]El disseny experimental no permet testar aquest component de la variància.

* El component de la variància té un efecte significatiu

ns El factor sistema de gestió no és significatiu per si sol.

3.5. Caracterització de les tècniques agronòmiques emprades en la gestió ecològica

Els diferents aspectes de la gestió agrícola ecològica es recullen a l'annex 2. Cal assenyalar que la quantificació de les dades sobre adob animal i producció és aproximada.

L'anàlisi de l'antiguitat de la gestió ecològica i el disseny de les rotacions de cultius seguit pels agricultors mostra que, amb l'excepció d'una parcel·la de Montmajor, els cicles rotacionals s'han pogut tancar un mínim de dues vegades. En l'agricultura ecològica la rotació de cultius és un dels mitjans més importants per evitar el creixement excessiu de les poblacions d'espècies arvenses: així, mentre el cereal se sol sembrar entre octubre i novembre a l'àrea d'estudi, la majoria de conreus amb els quals es rota – com ara els pèsols, els cigrons i les veces – són sembrats a finals d'hivern, amb la qual cosa l'agricultor pot destinar els seus esforços a eliminar les poblacions d'espècies arvenses que germinen a la tardor. Els cicles rotacionals compten pràcticament sempre, com a mínim, amb un any de conreu d'alguna lleguminosa. Les lleguminoses, especialment les veces (*Vicia sativa* L.), són emprades en alguns casos (Montblanquet, Massoteres) amb la única intenció d'incrementar la quantitat de nitrogen al sòl. En altres casos, com passa amb la mateixa veça, els pèsols (*Pisum sativum* L.) i la trepadella (*Onobrychis sativa* L.), s'empren com a cultiu farratger i només les restes de la collita són incorporades al sòl. Altres cultius, com el cànem, poden participar en la rotació, si bé se sol plantar en camps sense problemes de fertilitat al sòl, com passa a la finca de Montmajor.

6 dels 10 agricultors enquestats empen adobs orgànics animals per enriquir el sòl de les seves explotacions. Aquests adobs solen ser d'oví, boví i gallinassa, en un cas l'agricultor aplica purins provinents d'explotacions ecològiques. Només 2 dels agricultors no incorporen la palla dels cereals al sòl després de segar.

Pel que fa a les labors amb el sòl, si bé tots els llauren en nombre variable d'ocasions en funció del creixement de les poblacions d'espècies arvenses, relacionat amb la precipitació en aquests tres mesos, discrepen en la pertinència de llaurar amb profunditat: un 50% dels agricultors enquestats considera preferible no fer-ho per preservar la qualitat del sòl. L'ús del ramat propi o de ramats d'ovelles itinerants per controlar el creixement de les plantes

arvenses al rostoll és una pràctica que realitzen 4 dels agricultors, si bé la intenció d'aquesta pràctica va més orientada cap al ramat que cap al camp.

L'eliminació mecànica de les plantes arvenses els primers mesos de l'any, un cop el cereal ha germinat i s'ha establert correctament, mitjançant un rascle és una pràctica realitzada per 4 dels agricultors, tot i que la majoria coincideixen en la seva importància pel control de les plantes arvenses.

Per últim, cal assenyalar l'elevada variabilitat de les produccions assolides. Pel cultiu d'ordi tenim produccions que oscil·len entre 1.5 T/ha (a Su, any 2004) i 5 T/ha (Bergús, el mateix any). Pel que fa al blat, el rang de produccions va de la tona i mitja per hectàrea de Sallent l'any 2003 a les 4.6 tones per hectàrea de Montmajor el 2004.

3.6. Anàlisi de l'estat de la vegetació dels marges

La caracterització dels 200 fragments de marges estudiats ha generat els següents resultats: 90 fragments de vegetació ruderal, 57 fragments amb presència de fenassar, brolles o llistonars, 36 bardisses i 17 marges amb vegetació arbòria. Tot i apreciar un menor nombre de marges tipificats com a ruderals en les finques ecològiques (figura 12), el grau de conservació dels marges no varia significativament entre els dos sistemes de gestió ($\chi^2 = 3.44$, $df = 3$, $p = 0.329$).

N

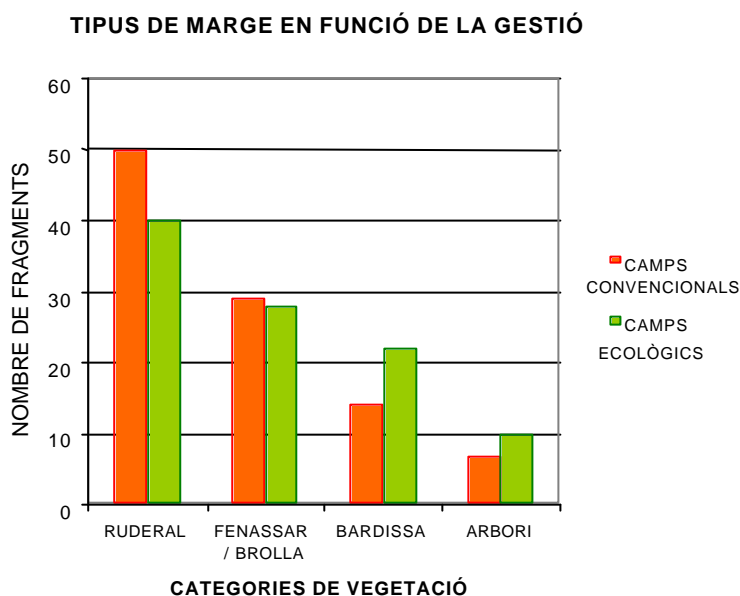


Figura 12. Nombre de fragments de marge segons la seva caracterització fisiognòmica. No s'aprecien diferències significatives entre els sistemes de gestió.

4. DISCUSSIÓ

La comparació de la composició florística entre els dos sistemes de gestió mostra diferències remarcables en l'abundància relativa de determinades espècies. És aquest el cas de les espècies del gènere *Medicago* i la calcida blanca, i en menor grau dels passacamins i la rosella, molt més abundant en els conreus ecològics; i de l'apegalós, la cugula, l'estripa-sacs i, en menor grau, el margall, que mostren un comportament oposat. L'abundància relativa d'aquestes espècies esdevé, en un cert sentit, un tret diferencial pel que fa a la caracterització florística dels sembrats ecològics i convencionals.

El major nombre d'espècies en els sembrats ecològics que en els convencionals està d'acord amb estudis similars realitzats a l'Europa central i septentrional (vegeu una compilació d'aquests estudis a van Elsen, 2000).

L'espectre de formes vitals de Raunkiaer és similar per als dos tipus de gestió. Aquest fet no és sorprenent, tot i que algunes hipòtesis plantegen que la menor intensitat de pertorbació de l'agricultura ecològica podria menar a una flora arvense més rica en hemicriptòfits i geòfits (Rydberg i Milberg, 2000), donat que les diferències entre aquesta i la convencional –si més no, als camps estudiats- no rauen especialment en la intensitat de les labors del sòl.

El major recobriment relatiu de les dicotiledònies en els camps ecològics és consistent amb els treballs de Moreby et al. (1994) i Hald (1999) i respon en part a l'elevat ús dels herbicides *de fulla ampla* motivat pel seu baix cost respecte al d'herbicides *de fulla estreta*, que poden presentar menor eficàcia i poden afectar el cultiu si no s'apliquen correctament (Guerrero, 1999; Garcí a Torres i Fernández-Quintanilla, 1991).

La major abundància relativa de lleguminoses en els camps ecològics va més enllà del fet que en aquests hi trobem també un major recobriment relatiu de dicotiledònies: la relació entre els recobriments relatius de lleguminoses dels nostres sembrats ecològics i convencionals és de 3.6, mentre que la relació pel conjunt de les dicotiledònies és de 1.3. Van Elsen (2000) associa l'increment d'aquest component de la comunitat arvense amb l'absència de fertilitzants minerals. En condicions de poca disponibilitat de nitrogen les plantes capaces d'incorporar el N₂ atmosfèric es poden veure afavorides en la competència amb els altres productors primaris de la comunitat.

El nombre d'espècies característiques de les comunitats segetals és, segons Albrecht (2003), un bon indicador de l'estat de conservació de la diversitat dels agroecosistemes. En el nostre estudi, el nombre de tàxons característics als camps ecològics dobla pràcticament el del camps convencionals. Cal assenyalar que dins de les plantes segetals exclusives dels sembrats ecològics només *Rapistrum rugosum* és un tàxon realment comú ($IRF_e = 0.11$, inventariat en 7 camps, només 19 tàxons presenten valors més elevats en els camps ecològics), mentre la resta d'espècies han aparegut en un màxim de 2 camps, majoritàriament a la mateixa localitat (vegeu annex 2). Segons Albrecht, les mesures de diversitat basades en espècies característiques haurien de deixar de banda aquelles espècies considerades com a molt perjudicials per al rendiment del cultiu, per tal d'aconseguir una avaluació de la diversitat que no es contraposi als interessos agronòmics. Amb tot, l'eliminació en els nostres índexs d'espècies com la rosella i l'apegalós, que coincideixen en el fet de ser segetals i perjudicials per al cultiu, no comporta canvis significatius entre sembrats ecològics i convencionals.

L'anàlisi de la distribució de les espècies en relació a la distància del marge ens ha permès constatar que en els sembrats convencionals, tant el nombre d'espècies arvenses com el seu recobriment depenen de la distància al marge d'una manera més clara que en els sembrats ecològics. Els estudis de Hald (1999) indiquen que les diferències d'abundància són significatives tant en sembrats ecològics com en convencionals, però el nombre d'espècies només és més elevat a prop del marge en els sembrats convencionals. Pel que fa a la distribució de determinades espècies, el patró general és que sigui més freqüent trobar una espècie al metre zero que a la resta de distàncies estudiades. La menor intensitat de les labors del sòl en els camps ecològics i, a la vegada, la pitjor distribució dels herbicides en els sembrats convencionals originen unes condicions diferents en les parts més externes dels sembrats (van Elsen, 2000) que permeten l'aparició d'algunes espècies més pròpies dels marges (Dutoit, et al., 1999) i d'espècies segetals poc freqüents (Wilson i Aebischer, 1995). En el nostre estudi, moltes espècies segueixen aquest patró, principalment en els sembrats convencionals on la diferència entre la intensitat de les pràctiques agronòmiques prop del marge i a l'interior del camp té un efecte més evident pel que fa a la supervivència de les plantes arvenses.

L'estudi de la similitud florística entre les parcel·les ha originat resultats que poden aparentar certa contradicció. L'ús d'un coeficient de similitud quantitatiu ens ha permès classificar les parcel·les en dos grups d'acord, en gran mesura, amb el tipus de gestió agronòmica, mentre que l'ús d'un coeficient de similitud qualitatiu origina una classificació sense cap relació amb l'anterior ni amb el tipus de gestió. Cal tenir en compte que 79 espècies (un 42.4% del total) es troben en dos o menys camps, de manera que els coeficients de similitud qualitius, on cada espècie compta per igual, han acumulat molt soroll. Aquest soroll s'esvaeix quan passen a tenir pes les abundàncies relatives de les espècies.

Les comunitats segetals ecològiques són, en general, més diverses que les convencionals, tant pel que fa a la riquesa d'espècies com als índexs que tenen en compte l'abundància relativa, i el mateix patró es reconeix pel recobriment de la vegetació arvense. Aquestes diferències varien en funció de la localitat. Cal assenyalar que el factor "localitat" recull diverses fonts de variabilitat: variabilitat ambiental, ja sigui climàtica o edàfica, que si bé s'ha intentat minimitzar, és impossible de fer desaparèixer completament, i variabilitat en l'aplicació dels tractaments "ecològic" i "convencional". En aquest sentit, l'enquesta realitzada als agricultors ens ha permès apreciar els majors focus de variabilitat dins de la gestió ecològica: la fondària de les labors del sòl, la fertilització dels sòls i l'eliminació mecànica de plantes arvenses un cop el sembrat s'ha establert, així com el disseny de les rotacions (annex 3). La variabilitat dins de l'aplicació del tractament amb herbicida en els sembrats convencionals tampoc s'ha de menystenir: diferents condicions ambientals a l'hora d'aplicar l'herbicida, o l'ús de diferents productes per part dels agricultors poden generar gran variabilitat en el resultat del tractament (García Torres i Fernández-Quintanilla, 1991).

Altres estudis comparatius entre diferents intensitats de gestió agronòmica presenten resultats similars pel que fa al nombre i abundància de les espècies arvenses (Hyvonen, et al., 2003; Hyvonen i Salonen, 2002; Menalled, et al., 2001; van Elsen, 2000; Hald, 1999; Moreby, et al., 1994). Amb tot, els resultats referits als índexs relacionats amb l'abundància relativa són menys consistents. Així, trobem casos on la reducció de la intensitat en la

gestió agrícola genera valors més elevats per a l'índex de Shannon (H') (Menalled, et al., 2001; van Elsen, 2000) i estudis on no s'aprecien diferències (Hyvonen, et al., 2003). Albrecht (2003) critica l'ús d'aquests índexs per valorar la diversitat de les comunitats arvenses pel fet de prendre fàcilment valors alts quan el nombre d'espècies és molt reduït, cosa que s'esdevé fàcilment en aquells camps on el tractament amb herbicida ha estat reeixit. En aquest sentit, Derksen et al. (1995) relaten una experiència on el tractament amb herbicida no fa disminuir el valor de H' i ocasiona en alguns casos un increment en l'equitativitat de Pielou. En el nostre treball, a l'any 2003, no s'observen diferències clares d'aquests tipus de paràmetres entre els dos sistemes de gestió. La causa d'aquest fet pot trobar-se en l'elecció d'un nombre excessivament petit de categories de recobriment en la part baixa de l'espectre, ja que en els camps convencionals, on les poblacions de plantes arvenses no atenyen grans recobriments, la impossibilitat de generar diferents valors de recobriment (només disposàvem de 2 indicadors per als recobriments menors al 12.5%) condueix a una uniformitat enganyosa en la distribució d'abundàncies relatives.

Els camps convencionals són més heterogenis, sobretot si tenim en compte l'abundància relativa de les espècies. Aquests resultats recolzen la hipòtesi que la diversitat de les comunitats arvenses dels camps convencionals depèn en gran part de la presència de llocs segurs, lliures de l'aplicació d'herbicides. Si tenim en compte que l'aplicació de l'herbicida no és idèntica en l'espai any rera any, és d'esperar una elevada variabilitat espacial i temporal de llocs segurs que implica una manca d'estabilitat en el temps de les poblacions arvenses. En els camps ecològics pot emergir certa heterogeneïtat inherent a la potencialitat de germinació i establiment de moltes més espècies, però aquelles espècies amb poblacions prou grans podran esdevenir estables en el temps i colonitzar l'espai de manera més homogènia. Menalled, et al. (2001) també troben que la constància en el temps de la composició dels bancs de llavors i la comunitat de plantes arvenses és més alta en conreus d'annuals ecològics que en convencionals.

D'altra banda, de la comparació entre els dos sistemes de gestió de les rectes de regressió dels valors mitjans dels transsectes d'una parcel·la i els valors acumulats per als diferents N_a només n'han resultat diferències per als

índexos que tenen en compte l'abundància relativa de les espècies (N_1 i N_2). Els camps amb valors de N_a mitjans per transsecte més baixos són més heterogenis amb gestió convencional que no pas amb gestió ecològica, mentre que per als valors mitjans per transsecte elevats, són els camps ecològics els que mostren major heterogeneïtat. El fet que les rectes per als dos sistemes de gestió presentin rangs poc coincidents pel que fa als valors mitjans per transsecte ens obliga a interpretar amb prudència aquests resultats.

La vegetació dels marges no varia significativament entre els dos sistemes de gestió. Estudis més complexos han mostrat que la diversitat florística dels marges està relacionada amb la gestió dels camps adjacents. La pèrdua de diversitat s'ha relacionat amb l'aplicació de fertilitzants inorgànics (Kleijn i Verbeek, 2000), l'aplicació d'herbicides i l'acció mecànica de la maquinària agrícola (vegeu Marshall i Moonen, 2002). Això, i el fet que des del Quadern de Normes del CCPAE es recomani la conservació dels hàbitats no cultivats de les finques ecològiques ens va fer pensar que en els camps ecològics podríem trobar marges més ben estructurats que en els camps convencionals. El fet que les unitats fisiognòmiques emprades simplifiquin en excés la realitat, juntament amb el fet que la regeneració de la vegetació d'aquests hàbitats sigui un procés lent, són possibles explicacions per aquesta manca de diferències.

5. CONCLUSIONS

A partir de la realització d'aquest estudi en podem extreure les següents conclusions:

1. La gestió ecològica dels sembrats, tot i la variabilitat en les tècniques de gestió, afavoreix l'abundància i la diversitat de les comunitats arvenses.
2. La composició florística dels sembrats ecològics i convencionals és objectivament diferenciable a partir de l'abundància relativa de les espècies.
3. Els sembrats ecològics són més rics en espècies característiques de les comunitats segetals i hi són relativament més abundants les dicotiledònies i les lleguminoses.
4. A la zona de contacte entre el sembrat i el marge es concentra el major nombre d'espècies, moltes de les quals són pròpies dels marges adjacents. En els sembrats convencionals, el recobriment de la vegetació arvense es concentra a la perifèria.
5. La composició florística dels sembrats ecològics és més uniforme en l'espai que la dels sembrats convencionals.
6. El grau de conservació de la vegetació dels marges és similar als camps ecològics i convencionals.

AGRAÏMENTS

Aquest treball no hagués estat possible sense l'ajuda i els coneixements dels agricultors que han col·laborat amb nosaltres, pels seus coneixements i la seva bona disposició: Emili Aguilera, Eudald Ballarà, Francesc Biosca, Josep Bòria, Maria Sala, Josep Masalles, Lluís Tarés, Josep Morros, Josep Boix, Genís Sala, Josep Maria Riu, Joan Gibal, Maria Irla, Josep Paguera, Joan Garriga, Josep Soler, Joan Soler, Bernardí Casals i Josep Fargas. Gràcies també al Dr. Xavier Sans, la Dra. Lourdes Chamorro i a la Mercè Murillo per la seva implicació i les hores de treball en aquest projecte. Gràcies, finalment, a tots aquells qui m'heu aconsellat, animat i aguantat durant la redacció d'aquest treball

BIBLIOGRAFIA

- ALBRECHT, H., 2003. Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98: 201-211.
- ALTIERI, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 74: 19-31.
- ALTIERI, M.A. i NICHOLS, C.I., 1999. Biodiversity, Ecosystem Function and Insect Pest Management in Agricultural Systems in *Biodiversity in Agroecosystems*. CRC Press LLC. Boca Raton. pp. 69-84.
- ANDREASEN, C., STRYHN, H. i STREIBIG, J.C., 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 33: 619-626.
- AUDE, E., TYBIRK, K. i PEDERSEN, M.B., 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 99: 135-147.
- BOSTROM, U. i FOGELFORS, H., 1999. Type and time of autumn tillage with and without herbicides at reduced rates in southern Sweden: 2. Weed flora and diversity. *Soil and Tillage Research*, 50: 283-293.
- BROWN, V.K., 2003. The Impact of Herbicides on Invertebrates in *The Impact of Herbicides on Weed Abundance and Biodiversity*. DEFRA Pesticides Safety Directorate. pp. 64-99.
- CCPAE, 2003. *Quadern de Normes Tècniques del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica*. 14/09/2004. www.ccpae.org
- CCPAE, 2004. *Estadístiques*. 14/09/2004. www.ccpae.org
- DE CÁCERES, M., FONT, X., GARCÍA, R. i OLIVA, F., 2003a. VEGANA, un paquete de programas para la gestión y análisis de datos ecológicos. VII Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre. Barcelona.

DE CÁCERES, M., OLIVA, F. i FONT, X., 2003b. GINKGO, un programa de anàlisis multivariante orientado a la classificació basada en distancies. XXVII Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa.

DEPARTAMENT DE SANITAT, 2002. *Els Nitrats a l'Aigua de Consum*. 14/09/2004.
<http://www.gencat.net/salut/depsan/units/sanitat/html/ca/ambiental/nitrats.htm>

DERKSEN, D.A., THOMAS, A.G., LAFOND, G.P., LOEPPKY, H.A. i SWANTON, C.J., 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. *Weed Research*, 35: 311-320.

DOUCET, C., WEAVER, S.E., HAMILL, A.S. i ZHANG, J., 1999. Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Science*, 47: 729-735.

DUTOIT, T., GERBAUD, E. i OURCIVAL, J.M., 1999. Field boundary effects on soil seed banks and weed vegetation distribution in an arable field without weed control (Vaucluse, France). *Agronomie Paris*, 19: 579-590.

GARCÍA TORRES, L. i FERNÁNDEZ-QUINTANILLA, C., 1991. *Fundamentos sobre malas hierbas y herbicidas*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 348 pp. pp.

GONZALEZ-ANDUJAR, J.L. i SAAVEDRA, M., 2003. Spatial distribution of annual grass weed populations in winter cereals. *Crop Protection*, 22: 629-633.

GUERRERO, A., 1999. *Cultivos Herbáceos Extensivos*. Mundi-Prensa. Bilbao. 831 pp.

HALD, A.B., 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology*, 134: 307-314.

HILBIG, W., 1982. Preservation of Agrestal Weeds in *Biology and Ecology of Weeds*. Dr. W. Junk Publishers. The Hague. pp.

HILL, M.O., 1973. Diversity and Evenness: an unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

HYVONEN, T., KETOJA, E., SALONEN, J., JALLI, H. i TIAINEN, J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 97: 131-149.

HYVONEN, T. i SALONEN, J., 2002. Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels: A six-year experiment. *Plant Ecology*, 159: 73-81.

IFOAM, 2002. *Normas para la Producción y Procesado Orgánico*. 14/09/2004. www.ifoam.org

INSTITUT ESTADÍSTIC DE CATALUNYA, 1999. *Agricultura, Ramaderia i Medi Ambient. Explotacions agràries*. 15/09/2004. www.idescat.es

KLEIJN, D. i VERBEEK, M., 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 37: 256-266.

LEGENDRE, P. i LEGENDRE, L., 1998. *Numerical Ecology*. 20 Elsevier Science B. V. Amsterdam. 853 pp.

LIEBMAN, M., 2001. Weed Management: a Need for Ecological Approaches in *Ecological Management of Agricultural Weeds*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 1-39.

MAGURRAN, A.E., 1989. *Diversidad Ecológica y Su Medición*. Ediciones Vedral. Barcelona. 200 pp.

MARSHALL, E.J.P., BROWN, V.K., BOATMAN, N.D., LUTMAN, P.J.W., SQUIRE, G.R. i WARD, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research Oxford*, 43: 77-89.

MARSHALL, E.J.P. i MOONEN, A.C., 2002. Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 89: 5-21.

- MASALLES, R.M., 1986. Consideracions sobre l'estudi i classificació de les comunitats arvenses. *Acta Botanica Barcinonensia*, 37: 281-288.
- MATSON, P.A., PARTON, W.J., POWER, A.G. i SWIFT, M.J., 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277: 504-509.
- MCLAUGHLIN, A. i MINEAU, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 55: 201-212.
- MENALLED, F.D., GROSS, K.L. i HAMMOND, M., 2001. Weed aboveground and seedbank community responses to agricultural management systems. *Ecological Applications*, 11: 1586-1601.
- MOREBY, S.J., AEBISCHER, N.J., SOUTHWAY, S.E. i SOTHERTON, N.W., 1994. A comparison of the flora and the arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, 125: 13-27.
- POTVIN, C., 1993. ANOVA: Experiments in Controlled Environments in *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman and Hall. New York. pp. 46-68.
- RATKOWSKY, D.A., 1983. *Nonlinear Regression Modelling: a Unified Practical Approach*. M. Dekker. New York. pp.
- RUESGA, A. i ALONSO, A., 2001. Evolución de la Agricultura y Ganadería Ecológicas in *La Práctica de la Agricultura y Ganadería Ecológicas*. Comité Andaluz de Agricultura Ecológica. Sevilla. pp. 9-42.
- RYDBERG, N.T. i MILBERG, P., 2000. A survey of weeds in organic farming in Sweden. *Biological Agriculture and Horticulture*, 18: 175-185.
- TILMAN, D., 1998. The greening of the green revolution. *Nature*, 396: 211-212.
- VAN ELSSEN, T., 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 77: 101-109.

WILSON, P.J. i AEBISCHER, N.J., 1995. The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. *Journal of Applied Ecology*, 32: 295-310.

Annex 1

Dates de mostreig, codi i localitat de les 40 parcel·les estudiades.

Localitat	Bloc	Codi Parcel·la	Maneig	Cereal	Data Mostreig
Bergús	1	JG1	Ecològic	Ordi	9/6/2004
		JGC1	Convencional	Ordi	9/6/2004
	2	JG2	Ecològic	Ordi	17/6/2004
		JGC2	Convencional	Ordi	11/6/2004
Blancafort	1	MS1	Ecològic	Ordi	29/5/2003
		MSC1	Convencional	Ordi	27/5/2003
	2	MS2	Ecològic	Ordi	2/6/2003
		MSC2	Convencional	Ordi	2/6/2003
Casserres	1	CS1	Ecològic	Blat	25/6/2004
		CSC1	Convencional	Blat	25/6/2004
	2	CS2	Ecològic	Blat	2/7/2004
		CSC2	Convencional	Blat	2/7/2004
Manresa	1	FB3	Ecològic	Blat	23/5/2003
		FBC3	Convencional	Ordi	23/5/2003
	2	FB1	Ecològic	Blat	30/6/2004
		FBC1	Convencional	Blat	1/7/2004
	3	FB2	Ecològic	Blat	30/6/2004
		FBC2	Convencional	Blat	1/7/2004
Massoteres	1	JM1	Ecològic	Blat	3/6/2004
		JMC1	Convencional	Blat	3/6/2004
	2	JM2	Ecològic	Blat	28/5/2004
		JMC2	Convencional	Blat	26/5/2004
Montblanquet	1	LT1	Ecològic	Blat	6/6/2003
		LTC1	Convencional	Blat	6/6/2003
Montmajor	1	EB1	Ecològic	Blat	6/6/2004
		EBC1	Convencional	Blat	6/6/2004
	2	EB2	Ecològic	Ordi	5/6/2004
		EBC2	Convencional	Ordi	5/6/2004
Les Piles	1	JB1	Ecològic	Blat	13/6/2004
		JBC1	Convencional	Blat	13/6/2003
Sallent	1	EA3	Ecològic	Blat	18/6/2003
		EAC3	Convencional	Blat	18/6/2003
	2	EA1	Ecològic	Blat	21/6/2004
		EAC1	Convencional	Blat	21/6/2004
	3	EA2	Ecològic	Blat	23/6/2004
		EAC2	Convencional	Blat	21/6/2004
Su	1	MI1	Ecològic	Ordi	7/6/2004
		MIC1	Convencional	Ordi	7/6/2004
	2	MI2	Ecològic	Ordi	14/6/2004
		MIC2	Convencional	Ordi	16/6/2004

les entrevistes amb els agricultors.

La informació es troba desenvolupada a l'apartat 3.E.

Antiguitat de la pràctica ecològica	Cultiu (Varietat)	Densitat de sembra [Kg/ha]	Producció mitjana [T/ha]	Rotació de cultius	Escarda mecànica	Llaurada a 30 cm	Adob animal	Incorpora la palla
10 anys	Ordi (Clarine)	170	5	Trepadella x 2 – Blat – Ordi x 2	Sí	Anys de cereal	Boví: 15 m ³ /ha	Sí
9 anys	Ordi (Graphic)	200	3	Pèsols – Ordi x 3	No	No	Oví: 1.2 T/ha	Sí
8 anys	Blat (Soisson)	200	2.8	Pèsols – Blat x 2	Sí	Cada any	No des de 2000	Sí
11 anys	Blat (Alcalà)	210	2.7	Veça+Civada (Farratge) – Cereal	No	No	Boví: 25 T/ha o Gallinassa: 8 T/ha	Sí
9 anys	Blat (Soisson)	200	3.4	Veça (adob) – Blat x 2	No	No	Boví o Gallinassa: abundant	No
13 anys	Blat (Bonpain)	-	-	Veça (gra) – Veça (adob) – Blat	No	No	No	Sí
20 anys	Blat (Soisson)	210	4.6	Cànem – Blat x 2	Sí	Cada any	Purins: 20 T/ha	No
3 anys	Ordi (Graphic)	180	3.8	Pèsols – Blat x 2 – Ordi	No	Cada any	No	Sí
10 anys	Blat (Alcalà)	200	2.5	(Cigrons o Pèsols) – Blat	No	Cada any	No	Sí
7 anys	Blat (Soisson)	210	2.1	(Pèsols o Erb) – Blat	No	No	No des de 2000	Sí
7 anys	Ordi (-)	220	1.5	Cigrons – Blat – Ordi	Sí	Cada 3 anys	Oví 1.2 T/ha:	Sí

Annex 3.

Espècies inventariades que són característiques de l'ordre *Secalietalia* Br.-Bl. 1931 em. 1936, i de les aliances en ell contingudes, *Scleranthion annui* (Krussem. et Vlieger) Sissingh 1946, *Caucalidion platycarpae* R. Tx. 1950 i *Secalium mediterraneum* (Br.-Bl.) R. Tx. 1937, segons Bolòs i Vigo, 1984.

? **Ordre Secalietalia**

Bupleurum rotundifolium

Caucalis platycarpus

Gladiolus italicus

Lathyrus aphaca

Legousia hybrida

Lithospermum arvense subsp. *arvense*

Papaver argemone

Papaver rhoeas

Polygonum convolvulus

Ranunculus arvensis

Raphanus raphanistrum subsp.

raphanistrum

Scandix pecten-veneris

Valerianella coronata

Viola tricolor subsp. *arvensis*

? **Aliança Caucalidion**

platycarpae

Adonis flammea

? **Aliança Scleranthion annui**

Centaurea cyanus

? **Aliança Secalium cerealis**

Anchusa italica

Bifora testiculata

Coronilla scorpioides

Euphorbia falcata

Galium aparine subsp. *spurium*

Galium tricornutum

Hypocoum procumbens

Neslia paniculata subsp. *thracica*

Polygonum aviculare subsp. *bellardii*

Rapistrum rugosum subsp. *orientale*

Roemeria hybrida

Vicia peregrina