



Photo: E. Gerbaud



Photos 1 et 2 : dispositif expérimental pour l'échantillonnage de la banque de graines.

LES COMMUNAUTÉS DE PLANTES MESSICOLES ONT-ELLES UNE MÉMOIRE ?

Thierry DUTOIT* et Éric GERBAUD**

RÉSUMÉ :

Après leur dissémination, les graines peuvent rester viables dans le sol de quelques mois à plusieurs centaines d'années. Ce stock constitue une véritable mémoire séminale de la communauté végétale qui peut être utilisée pour sa restauration quand la végétation de surface a évolué vers d'autres formations végétales. Dans le territoire du Parc naturel régional du Luberon, il peut être intéressant de connaître la mémoire séminale des communautés d'espèces inféodées aux champs de céréales (messicoles) car elles sont composées d'espèces de plus en plus rares. Nous avons étudié pendant trois années (1999-2001), la végétation de surface et le stock semencier d'une culture de céréales mise en place après le labour d'une prairie âgée d'une dizaine d'années faisant elle-même suite à une phase de céréaliculture. Nos résultats montrent que sur 113 espèces recensées, seules deux espèces de messicoles peuvent avoir germées à partir du stock semencier ancien (*Galeopsis angustifolium*, *Papaver rhoeas*), alors que dix sont présentes dans la végétation de surface. Le reste de la végétation est dominé par des espèces des prairies ou des friches. La mémoire séminale des espèces messicoles est donc faible et elle ne peut jouer qu'un rôle anecdotique dans la restauration de leurs communautés. Celle-ci doit passer avant tout par le maintien des cultures céréalières en évitant d'inclure dans la rotation des phases longues de mise en prairie ou des luzernières.

Mots-clés :

champs cultivés, messicoles, stock semencier, restauration, Vaucluse, France

ABSTRACT :

THE MEMORY OF ARABLE WEEDS PLANT COMMUNITIES

Very few studies have been carried out on the ecological restoration of arable weed communities because farmers consider these species as competitors with the cultivated species. However, such restoration projects are interesting to be undertaken in south-eastern France (Parc Naturel Régional du Luberon) because there are still enough of the arable weed species specifically growing in cereal fields (segetal species), whereas they decrease in other regions of France. This study over three years (1999-2001) assessed the above-ground vegetation and the permanent seed bank of a field (0,2 ha) cultivated with cereals on a ploughed ten year-old meadow. Our results show that among the 113 species recorded, only two segetal species germinated from permanent seed bank (*Galeopsis angustifolium*, *Papaver rhoeas*), while ten segetal species were recorded in above-ground vegetation (1/4 of typical segetal species in Parc naturel régional du Luberon). Arable weed vegetation was dominated by grassland or ruderal species. This suggests that segetal populations are not resilient after 10 years of putting the arable fields under grass and that restoration cannot occur from permanent seed bank. Thus, in order to preserve species-rich segetal communities, fields should be cultivated with cereals and should not be included in a rotation with a long meadow phase.

Keywords :

arable field, arable weeds, segetal species, seed bank, restoration, Vaucluse, France

* Professeur des universités, UMR INRA-UAPV 406, Écologie des invertébrés, Site Agroparc, Domaine Saint-Paul, 84914 Avignon CEDEX, France. Tél. 04 32 72 26 03, Fax 04 32 72 26 02, e-mail thierry.dutoit@univ-avignon.fr

** Doctorant, UMR-CNRS 6116 IMEP, Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie, Université d'Aix-Marseille III, FST Saint-Jérôme, case 461, 13397 Marseille CEDEX 20, France.

1. INTRODUCTION

Dans le nord-ouest de l'Europe, une partie de la flore inféodée aux champs cultivés, encore appelée flore messicole (Jauzein, 1997), est fortement menacée de disparition à cause de l'intensification des pratiques agricoles (traitements herbicides, engrais, labours profonds, etc.) pour les terres les plus fertiles (Aymonin, 1962 ; Sutcliffe & Kay, 2000).

À l'inverse, dans le Sud de l'Europe, le climat méditerranéen et la pauvreté des sols ont constitué un frein à l'intensification des pratiques agricoles (Grove & Rackham, 2001) permettant ainsi le maintien d'une flore messicole riche en espèces dans des exploitations agricoles caractérisées par la pérennité de pratiques traditionnelles (Barbero *et al.*, 1984). C'est notamment le cas du territoire du Parc naturel régional du Luberon où une mesure agri-environnementale de conservation de la flore messicole in situ a été mise en place depuis 1996 (Dutoit *et al.*, 1999a ; Roche, 2001) car certaines espèces présentent des distributions géographiques restreintes à ce territoire (Filosa, 1985 ; Guende & Olivier, 1997). Dans le cahier des charges de cette mesure (Mahieu, 1997), se pose cependant le problème de l'insertion des cultures pérennes (prairies temporaires, luzernières, etc.) dans les rotations culturales. En effet, peu de données sont disponibles sur la viabilité dans le sol des graines de messicoles. Pourtant, c'est l'existence de ce stock, véritable mémoire de la communauté végétale, qui pourrait contribuer à la régénération des espèces messicoles après une phase d'enherbement prolongé (Dutoit *et al.*, 1999b).

L'objectif principal de ce travail est donc d'étudier les capacités de restauration d'une communauté d'espèces messicoles à partir du stock semencier d'une prairie semi-naturelle labourée pour la mise en place d'une culture de céréales. Dans cette optique, la végétation de surface et le stock semencier du sol ont été suivies pendant trois années (1999-2001) après le retournement de la prairie pour dégager les relations qui peuvent exister entre la végétation de surface et le stock semencier du sol.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude

La parcelle étudiée (0,2 ha) est située à une altitude moyenne de 330 mètres sur la commune de Rustrel (hameau des Viaud) au nord de la ville d'Apt. Elle est comprise dans une exploitation en polyculture-élevage (céréales, luzerne et élevage ovin). La parcelle échantillonnée correspond à une parcelle réservée au pâturage direct des céréales par le troupeau de moutons afin d'éviter l'achat de compléments alimentaires en période estivale (Bellon, 1997). D'après les campagnes de photos aériennes, cette parcelle a été exploitée en prairie semi-naturelle pendant une dizaine d'années. Antérieurement, elle a été cultivée pendant une vingtaine d'années pour la production de céréales avec pâturage des chaumes en été, selon les mêmes pratiques que celles ayant cours actuellement sur l'exploitation. La prairie labourée était dominée par *Brachypodium phoenicoides* et utilisée de façon très extensive pour le pâturage ovin en troupe. Le labour de la prairie a été effectué à la fin du mois d'octobre 1998 à une profondeur d'environ 30 centimètres puis entre 1998 et 2000, les sols ont été griffés au printemps avant le semis. Deux céréales ont été cultivées pendant la période d'échantillonnage: de l'avoine en 1998-1999 et de l'orge en 1999-2000 et 2000-2001. La parcelle n'est ni irriguée, ni fertilisée. De même, aucun traitement phytosanitaire n'est appliqué car elle est pâturée actuellement par un troupeau d'ovins (environ 180 têtes) du mois de mai au mois d'octobre à raison de deux heures par jour (Gerbaud *et al.*, 2001)

2.2 Dispositif expérimental

En octobre 1998, après retournement de la prairie par le labour, un quadrillage de la parcelle a été mis en place avec une maille de 3 mètres de côté. Sur la base de ce maillage (173 intersections), le stock semencier et la végétation de surface ont été échantillonnés annuellement entre 1999 et 2001 (photos 1 et 2).

2.3 Stock semencier

L'échantillonnage du stock semencier a été systématiquement réalisé durant les mois de mars afin de

ne prélever que les graines capables de rester viable après un ou plusieurs hivers passés dans le sol. Cette période est également choisie pour éviter les premières productions de graines des espèces à germination automnale.

Le stock semencier est échantillonné grâce aux prélèvements de 2 carottes de sol par an (plautoir à bulbe), ces carottes étant mélangées par la suite (total 346 carottes par an). Elles possèdent une surface cylindrique de $2,83 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$ pour une profondeur de 10 cm. En 1999, ces carottes sont réalisées au hasard dans un des quatre angles définis par les 173 intersections du maillage. La taille de l'échantillonnage est donc de 173 pour chacune des années. En 2000 et 2001, les carottes sont réalisées au hasard dans deux autres angles afin d'éviter tout biais dû à l'échantillonnage entre les différentes années.

Après avoir mélangé les deux carottes pour former un seul échantillon, celui-ci est ensuite tamisé entre 4 mm et 0,2 mm sous colonne d'eau (Barralis & Chadoeuf, 1980). La fraction restante est placée dans des terrines de semis (45 x 30 cm) sur des compresses stériles (20 x 20 cm) posées sur un lit de vermiculite de 2 cm d'épaisseur (substrat inerte). Les terrines sont ensuite disposées en serre pendant 6 mois et arrosées régulièrement. Après deux mois, les échantillons sont arrosés avec une solution d'acide gibbéréllique (1 g. L⁻¹) afin de lever les dormances des graines de certaines espèces (Barralis & Chadoeuf, 1980, 1987). Après identification (Mamarot *et al.*, 1997; Müller, 1978), les plantules sont comptées et retirées pour éviter des processus de compétition au sein des terrines. Les plantules non identifiées sont replantées en pots pour reconnaissance au stade adulte à l'aide de la Flore de Jauzein (1995). La nomenclature utilisée est celle de Tutin *et al.* (1964-1980) actualisée par Kerguelen (1998).

2.4 Végétation de surface

Les comptages de plantules sur le terrain ont été réalisés entre 1999 et 2001 dans des quadrats de 50 x 50 cm dans l'angle des intersections non utilisé pour l'échantillonnage du stock semencier pour éviter tout biais dû à ces prélèvements. La position de ces quadrats est donc constante au cours des trois années. Les comptages sont effectués au début du mois de mai après les pluies printanières qui entraînent un maximum de germination pour les espèces vernaies (Roberts & Ricketts, 1979) et avant les premiers passages du troupeau (Gerbaud *et al.*, 2001). Un inventaire de la composition floristique de la prairie a également été réalisé en 1998 avant son labour.

2.5 Analyses statistiques

Pour évaluer la dynamique de la végétation de surface et le stock semencier après le retournement de la prairie, des analyses de variance ont été réalisées sur la richesse et la diversité spécifique (indice de Shannon¹) pour la végétation de surface (pour des surfaces de 2500 cm²) et le stock semencier entre les différentes années d'échantillonnage (n = 173). Ces tests sont effectués après vérification de la normalité des données et de l'égalité des variances. Les comparaisons des moyennes deux à deux sont réalisées par des tests *a posteriori* (tests de comparaison de moyennes) pour chaque compartiment (végétation de surface et stock semencier) entre les différentes années (1999, 2000, 2001) et entre les compartiments pour chaque année. Afin d'évaluer les apports du stock semencier à la végétation de surface, des comparaisons de composition spécifique sont effectuées au sein de chaque compartiment entre les années et entre les deux compartiments à partir de leur composition floristique (indice de Sorensen²).

1. L'indice de Shannon, qui permet de mesurer la diversité spécifique, est basé sur la théorie de l'information. Il fournit une estimation de la répartition de chaque population au sein de la communauté végétale. Plus, il tend vers des valeurs importantes, plus les populations seront représentées de manière identique. Cet indice dépend de la richesse en espèces, les espèces rares auront donc plus de poids que les communes. Formule: $H' = -\sum (S_i \cdot \log_2 S_i) / N$ (avec N = nombre total d'individus, n_i = nombre d'individus de l'espèce i, S = richesse totale).

2. L'indice de Sorensen (Cs) est un indice permettant de calculer la similitude entre deux listes d'espèces selon la formule $Cs = 2J / (A+B)$, A est le nombre d'espèces de la première liste, B est le nombre d'espèces de la deuxième liste et J est le nombre d'espèces communes aux listes A et B).

3. RÉSULTATS

Au total, plus de 113 espèces ont été identifiées au cours des trois années d'échantillonnage. Parmi celles-ci, 67 sont contactées essentiellement dans la végétation de surface, 7 essentiellement dans le stock semencier et 39 espèces sont présentes dans les deux compartiments. Durant toute l'expérimentation, la végétation de surface comme le stock semencier restent marqués par l'abondance des germinations de 3 espèces : *Anagallis arvensis*, *Kickxia spuria* et *Potentilla reptans* (Tableau I).

Parmi toutes les espèces identifiées, seules 10 sont considérées comme des messicoles du territoire du Parc naturel régional du Luberon (Tableau I). Huit ne sont présentes que dans la végétation de surface (*Adonis flammea*, *Galium tricornerutum*, *Gladiolus italicus*, *Legousia hybrida*, *Myagrum perfoliatum*, *Ranunculus arvensis*, *Sideritis montana*, *Turgenia latifolia*) et deux sont présentes dans le stock semencier et la végétation de surface (*Papaver rhoeas*, *Galeopsis angustifolia*). Seules deux espèces messicoles (*Gladiolus italicus* et *Myagrum perfoliatum*) étaient présentes dans la prairie avant le labour, tandis qu'une espèce messicole *Bupleurum subovatum*, présente dans la prairie, n'a pas été retrouvée par la suite. Au cours des trois années d'échantillonnage, la proportion de germinations d'espèces messicoles au sein du stock semencier diminue avec des pourcentages mesurés de 6,66 % en 1999, 6,06 % en 2000 et seulement 2,85 % en 2001.

Toutes les autres espèces peuvent être considérées comme des espèces prairiales dont près de la moitié (49 %) était initialement présente dans la prairie avant son retournement par le labour (Tableau I). Par contre 60 % des espèces prairiales sont ensuite recensées dans la végétation de surface ou le stock semencier. Parmi les espèces non retrouvées figurent en majorité des orchidacées (*Anacamptis pyramidalis*, *Ophrys fuciflora*, *Orchis purpurea*), d'autres espèces à organe de réserve souterrain (*Ranunculus bulbosus*, *R. ficaria*, *Arum italicum*) ou certains ligneux (*Juniperus communis*). Au cours des trois années d'échantillonnage, la proportion de germinations d'espèces recensées initialement dans la

prairie diminue au sein du stock semencier avec 60 % en 1999, 56,75 % en 2000 et 42,30 % en 2001.

Pour les trois années d'échantillonnage, des différences significatives existent entre la végétation de surface et le stock semencier pour la richesse spécifique comme pour la diversité Shannon. Ces indices sont toujours significativement supérieurs pour la végétation de surface quelle que soit l'année considérée (Figure 1). De même, des différences significatives sont enregistrées entre les années pour la richesse spécifique et la diversité Shannon au sein de chaque compartiment. La richesse spécifique de la végétation de surface, est significativement différente selon les années. La richesse spécifique du stock semencier est également significativement différente selon les années.

Les calculs de diversité spécifique montrent une différence significative entre les années pour la végétation de surface avec une augmentation significative entre les années 1999 (2,53), 2000 (2,56) et l'année 2001 (2,68). Au contraire, pour le stock semencier, bien que les différences entre années restent significatives, cet indice est cependant maximal en 2000 (1,54) et significativement différent entre les différentes années (Figure 1).

Pour l'ensemble des 173 points échantillonnés, les indices de Sorensen calculés entre les compartiments stock semencier et végétation de surface montrent une décroissance de la similarité de composition entre 1999 et 2001, avec respectivement des indices de Sorensen de 0,55 pour 1999, 0,52 pour 2000 et 0,39 pour 2001. Ces indices ont également été calculés pour chaque compartiment entre les années mais peu de différences significatives ont été observées (Dutoit *et al.*, 2003).

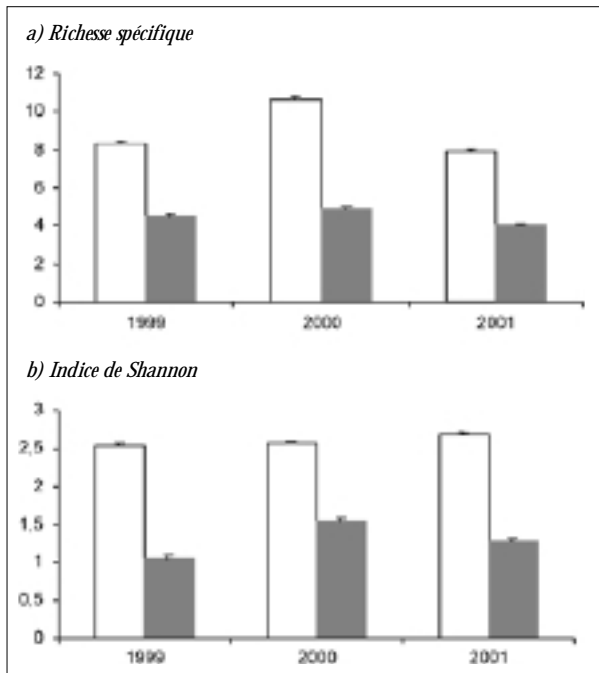


Fig. 1 : Comparisons de la richesse spécifique moyenne (a) et de l'indice de Shannon (b) calculés pour la végétation de surface (□) et le stock semencier (■) pour chaque année d'échantillonnage. Les barres représentent l'erreur standard ($n = 173$ et $p < 0,0001$).

4. DISCUSSION

Concernant la mémoire séminale des espèces messicoles après dix années d'enherbement, nos résultats confirment les travaux expérimentaux antérieurs (Chancellor, 1986) et montrent que ces espèces ont plutôt une faible viabilité de leurs graines dans le sol. Seules les germinations de *Papaver rhoeas* et *Galeopsis angustifolium* proviennent du stock semencier. Elles sont recensées en mars 1999 dans le sol après le labour alors qu'elles ne sont pas signalées dans la végétation prairiale en 1998.

Huit autres espèces considérées comme des messicoles typiques du Parc naturel régional du Luberon (Guendé & Olivier, 1997) ont été recensées dans la végétation de surface au cours des trois années d'échantillonnage (*Adonis flammea*, *Galium tricorntutum*, *Gladiolus italicus*, *Legousia hybrida*, *Myagrurn perfoliatum*, *Ranunculus arvensis*, *Sideritis montana*, *Turgenia latifolia*). La présence de ces espèces dans la

végétation de surface pourrait être reliée à leur transport dans la laine des brebis. En effet, les fruits (*G. tricorntutum*, *L. hybrida* et *T. latifolia*) ou les calices (*S. montana*) sont souvent hérissés d'épines (Molinier & Müller, 1938). Dans cette exploitation agricole, la pratique du pâturage ovin en troupe pourrait assurer ainsi un transport des graines (Fischer *et al.*, 1996; Poschlod & Bonn, 1998) pour certaines espèces de messicoles (Affre *et al.*, 2003).

Pour *G. italicus* sa présence dans la végétation de surface provient de bulbilles présents dans le sol car cette espèce est déjà référencée dans la prairie en 1998 avant le labour. *M. perfoliatum* est également présente dans la prairie avant le labour mais ses graines n'ont pas germé à partir du stock semencier permanent, il s'agirait donc bien d'une espèce dont les graines ont une faible viabilité dans le sol. Quant à *A. flammea*, elle est considérée comme une espèce dont les graines sont transportées par le vent après dissémination par le balancement de la tige. Elle ne possède donc pas d'adaptation particulière aux transports par les animaux ou par le vent sur de grandes distances. Cette espèce proviendrait donc certainement de la parcelle adjacente en lisière sud (distante seulement de 2 m) où elle est présente dans la végétation de surface (Dutoit *et al.*, 1999b). Le transport de ces espèces pourrait alors être assuré par les machines agricoles (Hodkinson & Thompson, 1997), mais pas par la contamination des semences car celles utilisées dans la parcelle étudiée sont triées et traitées avant le semis.

Pour les autres espèces originellement présentes dans la végétation de la prairie en 1998 (espèces prairiales), la diminution de leur fréquence dans le stock semencier peut être corrélée à une absence de réapprovisionnement par la végétation de surface. En effet, la compétition avec la céréale cultivée ne leur permettrait pas de boucler leurs cycles de reproduction. Il y aurait ainsi à un épuisement progressif du stock semencier, déjà constaté par Chancellor (1985) pour le même type d'expérimentation.

Les espèces messicoles n'ont pas été recensées de manière continue dans la végétation de surface pour les trois années d'échantillonnages (Tableau I). De même, leur contribution au stock semencier baisse entre 1999

et 2001 et entre 2000 et 2001 pour la végétation de surface. Cette dynamique est également constatée pour la richesse spécifique globale en espèces du stock semencier et de la végétation de surface. Ces résultats sont en contradiction avec ceux de la majorité des travaux antérieurs qui constatent une augmentation de la richesse spécifique après plusieurs années de cultures (Chancellor, 1985; Dessaint *et al.*, 1993). Cette contradiction peut toutefois s'expliquer par des différences dans les pratiques culturales entre les sites d'études. En effet, dans notre cas, l'absence de labours remplacés par de simples griffages, a permis le maintien d'une importante flore herbacée à multiplication végétative (*Brachypodium phoenicoides*, *Potentilla reptans*, etc.), voire de ligneux (*Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa* sp., *Rubus* sp., etc.). En conséquence, de nombreuses annuelles ne peuvent s'installer car elles sont concurrencées par les espèces pérennes (Wilcox, 1998).

Comme dans la plupart des agro-écosystèmes des régions tempérées, le stock semencier ne peut avoir qu'un rôle anecdotique dans la restauration d'une communauté riche en espèces messicoles après dix années d'enherbement (Bekker *et al.*, 1997; Thompson *et al.*, 1998). En l'absence de stock semencier de longue viabilité, ces espèces tendent à disparaître de la végétation de surface ou ne s'y maintiennent que de manière sporadique selon leurs potentialités de dissémination. L'introduction dans la rotation culturale de phases prairiales longues (10 ans) est donc responsable de la disparition de la majorité des espèces messicoles dans le stock semencier car elles auraient de faibles viabilités. Ainsi, la restauration de ces communautés après une longue phase d'enherbement, ne peut s'envisager, même dans un contexte favorable comme l'est celui du Parc naturel régional du Luberon (présence de

sources de graines dans des parcelles relativement proches), que si le labour est maintenu annuellement (Roche, 2001). En effet, celui-ci limite non seulement la concurrence des espèces pérennes mais il permet aussi d'éliminer en quelques années les espèces prairiales ou rudérales qui peuvent s'exprimer à partir de leur stock semencier (Chancellor, 1985).

5. CONCLUSION

L'introduction de phases prairiales dans la rotation en cultures céréalières est néfaste à la pérennité de communautés de messicoles riches en espèces car celles-ci ne possèdent pas de stock semencier viable sur le long terme. De même leur restauration écologique ne peut se concevoir qu'avec le maintien de pratiques agricoles liées aux cultures céréalières (labours, forte densité de blé). Seules ces pratiques peuvent en effet limiter la germination des espèces prairiales à stock semencier viable sur une longue période. Cependant, comme ces espèces présentent peu d'adaptations à la dissémination sur de grandes distances, c'est par l'intermédiaire d'interventions humaines que ces communautés pourront être restaurées en l'absence de sources de graines situées à proximité (Hodkinson & Thompson, 1997).

REMERCIEMENTS

Nous remercions particulièrement toutes les personnes ayant participé aux campagnes d'échantillonnage sur le terrain : Mesdemoiselles Pascale Dehors et Isabelle Wagnies, Messieurs Jean-Hugues Bourgeois, Philippe Charles, Mathias Jaëger et Erwan Duplessy. Nos remerciements vont également à Monsieur Jean-Louis Armand pour son autorisation d'accès au site d'étude. Ce travail a été financé par un prix de la Fondation de France (n° 97008577).

Tableau 1

Espèces contactées dans le stock semencier de surface durant les 3 années d'échantillonnage. Les espèces considérées comme messicoles pour le territoire du Parc naturel régional du Luberon (Guende & Ollivier, 1997) sont indiquées en caractères gras. Un astérisque signale les espèces initialement présentes dans la végétation prairiale en 1998. Les valeurs correspondent aux moyennes des 173 points de prélèvement pour la banque de graines (rapportés à 0,25 m²) et des 173 quadrats de 0,25 m² pour la végétation de surface. La nomenclature utilisée est celle de Tutin *et al.* (1964-1980) actualisée par Kerguelen (1998).

VS = Végétation de surface - SS = Stock semencier.

	1999		2000		2001	
	VS	SS	VS	SS	VS	SS
Aristolochiacées						
<i>Aristolochia rotunda</i> L.*	0,06		0,01			
Apiacées						
<i>Anemí visnaga</i> (L.) Lam.	0,02		0,25			
<i>Daucus carota</i> L.*	0,40	10,58	1,82	15,31	0,97	9,74
<i>Eryngium compestre</i> L.*	0,16		0,06	0,28	0,17	
<i>Targentia latifolia</i> (L.) Hoffm.	0,01					
Astéracées						
<i>Centaurea scabiosa</i> L.*	0,03		0,03		0,01	
<i>Centaurea solstitialis</i> L.			0,02			
<i>Chondrilla juncea</i> L.			0,01			
<i>Cichorium intybus</i> L.*			0,02		0,05	
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	0,01	0,56	0,01	1,11	0,02	
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	0,02					
<i>Coryza samabrensis</i> (Retz.) E. Walker					0,01	
<i>Filago pyramidata</i> L.			0,01			
<i>Hieracium pilosella</i> L.*	0,04	0,56	0,01		0,01	
<i>Lactuca serriola</i> L.			0,05		0,70	2,23
<i>Picris echinoides</i> L.					2,25	
<i>Picris hieracioides</i> L.					0,10	
<i>Picris</i> sp.	0,39		1,08	7,24		25,61
<i>Scabiosa columbaria</i> L.*					0,02	
<i>Senecio vulgaris</i> L.*	0,10	0,28	0,69	8,07	0,59	5,81
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill*	0,18	7,51	0,69	9,74	0,25	34,23
<i>Taraxacum officinale</i> Weber					0,01	
Boraginacées						
<i>Anchusa italica</i> Retz.	0,01				0,01	
<i>Echium vulgare</i> L.*			0,01	0,56		
<i>Heliotropium europaeum</i> L.						1,95
<i>Lithospermum arvense</i> L.			0,01			
Brassicacées						
<i>Myagrum perfoliatum</i> L.*	0,01		0,02			
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) Allison*	0,32	1,11	0,43	0,83		1,67
Campanulacées						
<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre					0,01	
Caryophyllacées						
<i>Cerastium glomeratum</i> Thunb.*		1,39				
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Gauche*	0,01		0,01			
Chenopodiacées						
<i>Chenopodium album</i> L.			0,03			
<i>Chenopodium vulvaria</i> L.	0,03	0,28	0,02	0,28		0,56
Convolvulacées						
<i>Convolvulus arvensis</i> L.*	0,48	0,83	1,11	0,28	0,77	0,56
Cornacées						
<i>Cornus sanguinea</i> L.*	0,05		0,02			
Crasulacées						
<i>Sedum</i> sp.*			0,01			
Cypéracées						
<i>Carex flacca</i> Solmsch*	0,03	6,96		0,28		
Dipsacacées						
<i>Dipsacus fullonum</i> L.*			0,01	0,83		0,56

	1999		2000		2001	
	VS	SS	VS	SS	VS	SS
Euphorbiaceae						
<i>Euphorbia folcata</i> L.*	0,35	0,28	0,59	1,95	0,45	
Fabaceae						
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) E.H. Sinton*					0,02	
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) Koch*					0,02	
<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.*	0,01	0,28				
<i>Lathyrus aphaca</i> L.*					0,01	
<i>Lathyrus sativus</i> L.	0,03		0,03			
<i>Lathyrus</i> sp.*				1,11		
<i>Lathyrus sphaericus</i> Retz.			0,01		0,03	
<i>Lonic corniculata</i> L.*	0,02		0,01		0,08	
<i>Medicago lupulina</i> L.*	0,99	4,73	1,86	8,07	2,34	3,34
<i>Medicago minima</i> (L.) M.					0,13	
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Batai.			0,01		0,08	
<i>Medicago</i> sp.			1,06			
<i>Medicago officinalis</i> Lam.	0,15		0,72	2,50	0,42	0,83
<i>Oxyechis vicifolia</i> Scop.					0,04	
<i>Scorpiurus muricatus</i> subsp. <i>subvillosus</i> (L.) Thell.	0,01	1,39	0,06		0,23	
<i>Trifolium angustifolium</i> L.		0,28	0,01	0,56	0,06	
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.					0,03	
<i>Trifolium pratense</i> L.*					0,01	
<i>Trifolium repens</i> L.					0,01	
<i>Trifolium</i> sp.*		6,96		10,02		
<i>Vicia</i> sp.*	0,01		0,03			
Fagaceae						
<i>Quercus pubescens</i> Willd.*			0,01			
Fumariaceae						
<i>Fumaria officinalis</i> L.	0,06		0,14			
Gentianaceae						
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Hudson*					0,01	
Geraniaceae						
<i>Geranium columbinum</i> L.*	0,12	0,56	0,16	7,51	0,01	
Hypericaceae						
<i>Hypericum perforatum</i> L.*	0,02	13,08	0,02	6,68	0,02	7,51
Iridaceae						
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.*	0,01				0,01	
Lamiaceae						
<i>Ajuga reptans</i> (L.) Schreb.	1,14	30,06	0,03	4,45	0,03	2,78
<i>Galopsis angustifolia</i> Hoffm.	0,06	0,83	0,29			0,28
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L.					0,01	
<i>Sideritis montana</i> L.			0,02			
<i>Thymus vulgaris</i> L.*	0,01					
Liliaceae						
<i>Muscari neglectum</i> Guss. Ex Ten.*			0,02		0,02	
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i> L.*			0,03			
Linaceae						
<i>Linum trigynum</i> L.					0,20	
<i>Linum catharticum</i> L.*		0,28				
Malvaceae						
<i>Aithya hirsuta</i> L.	0,18	71,81	0,12	22,54	0,65	1,11
Onagraceae						
<i>Epilobium</i> sp.				0,28		

	1999		2000		2001	
	VS	SS	VS	SS	VS	SS
Papaveráceas						
<i>Papaver rhoeas</i> L.	0,01	0,28	0,34	3,90	0,03	0,83
Plantagináceas						
<i>Plantago lanceolata</i> L. *	0,05	1,67	0,02	1,95	0,16	0,83
Poáceas						
<i>Alopecurus myosuroides</i> Hudson.					0,10	
<i>Avena</i> sp.*					0,08	
<i>Brachypodium pinnicoides</i> (L.) Roemer & Schultes*	0,38		0,01		0,06	
<i>Dactylis glomerata</i> L. *			0,01			
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. Ex Nevski*	0,10				0,04	
<i>Festuca acuminata</i> Gaudin*	0,02		0,02			
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	0,04				0,01	
<i>Phleum pratense</i> L.				8,63		
<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.				5,57		9,18
Polygonáceas						
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Love*	0,01		0,01			
<i>Polygonum aviculare</i> L.		0,56	0,02			
<i>Rumex crispus</i> L. *	0,02			0,56		
Primuláceas						
<i>Anagallis arvensis</i> L. *	7,25	47,87	18,00	80,99	0,14	28,39
Ranunculáceas						
<i>Adonis flamma</i> Jacq.	0,01					
<i>Clematis flammula</i> L. *	0,01					
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	0,01		0,02			
Résedáceas						
<i>Reseda phytoloma</i> L. *	0,80		0,47	1,39	0,01	
Rosáceas						
<i>Agrimonia eupatoria</i> L. *	0,62		0,24		0,28	
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. *	0,01					
<i>Potentilla reptans</i> L. *	1,57	1128,03	2,10	556,65	2,25	998,40
<i>Prunus spinosa</i> L. *	2,61	0,56	0,65		0,14	
<i>Rosa rubiginosa</i> L. *			0,02			
<i>Rosa</i> sp.	0,01		0,01		0,01	
<i>Rubus</i> sp. *	0,87	0,56	0,87		0,44	
<i>Sanguisorba minor</i> Scop. *	0,51	8,63	1,20	5,29	0,50	1,39
Rubiáceas						
<i>Galium murale</i> (L.) All.			0,01			
<i>Galium parisiense</i> L.					0,02	
<i>Galium tricordatum</i> Dandy			0,01			
<i>Galium verum</i> L. *	0,10		0,09		0,02	
<i>Rubia perigrina</i> L. *	0,01					
Scrophulariáceas						
<i>Kickxia spuria</i> (L.) Dumort.	2,51	70,42	6,54	79,60	0,13	266,63
<i>Veronica</i> sp.*		0,56	0,01	0,28		
Solanáceas						
<i>Solanum</i> sp.	0,01					
Verbénaceas						
<i>Verbena officinalis</i> L.	0,01	15,31		14,47	0,05	24,77
Dicotylédones indeterminés						
		28,67		16,42		0,70
Monocotylédones indeterminés						
		6,40		0,56		2,50

BIBLIOGRAPHIE

AFFRE L., DUTOIT P., JAËGER M. & GARRAUD L., 2003, Écologie de la reproduction, de la dispersion et structure génétique chez les espèces messicoles : propositions de gestion dans le Parc naturel régional du Luberon, in *Les actes du bureau des ressources génétiques*, n° 4, Paris, pp. 405-428.

AYMONIN G., 1962, Les messicoles vont-elles disparaître? *Sciences et Nature*, n° 49, pp. 3-9.

BARBERO M., LOISEL R. & QUEZEL P., 1984, Incidence des pratiques culturales sur la flore et la végétation des agro-systèmes en région méditerranéenne, *Comptes rendus de la Société de biogéographie*, n° 59, pp. 463-473.

BARRALIS G. & CHADOEUF R., 1980, Étude de la dynamique d'une communauté adventice : I. Évolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture, *Weed Research*, n° 20, pp. 231-237.

BARRALIS G. & CHADOEUF R., 1987, Potentiel semencier des terres arables, *Weed Research*, n° 27, pp. 417-424.

BEKKER R.M., VERWEIJ G.L., SMITH R.E.N., REINE E., BAKKER J.-P. & SCHNEIDER S., 1997, Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives?, *Journal of Applied Ecology*, n° 34, pp. 1293-1310.

BELLON S., 1997, Rôles des adventices dans le pâturage ovin en région méditerranéenne, pp. 159-165, in J.-P. DALMAS (éd.), *Faut-il sauver les mauvaises herbes?*, Conservatoire botanique de Gap-Charance, Gap.

CHANCELLOR R.J., 1985, Changes in the weed flora of an arable field cultivated for 20 years, *Journal of Applied Ecology*, n° 22, pp. 491-501.

DESSAINT F., CHADOEUF R. & BARRALIS G., 1993, Influence à long terme du travail du sol sur la densité des levées d'adventices en situation de non-désherbage, *Journal canadien de botanique*, n° 71, pp. 919-926.

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

DUTOIT T., HILL B., MAHIEU P. & GERBAUD E., 1999b, Restauration et conservation de communautés d'espèces végétales *in situ*: des coteaux de la basse vallée de Seine aux cultures extensives du Parc naturel régional du Luberon, *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, n° 19, pp. 303-316.

DUTOIT T., GERBAUD E., BUISSON E. & ROCHE P., 2003, Dynamique d'une communauté d'adventices dans un champ de céréales créé après le labour d'une prairie semi-naturelle: rôles de la banque de graines permanente, *Ecosciences*, n° 10, pp. 225-235.

FILOSA D., 1985, Situation de quelques espèces végétales messicoles en Haute-Provence occidentale, *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, n° 16, pp. 61-79.

FISHER S.F., POSCHLOD P. & BEINLICH B., 1996, Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands, *Journal of Applied Ecology*, n° 33, pp. 1206-1222.

GERBAUD E., DUTOIT T., BARROIT A. & TOUSSAINT B., 2001, Teneurs en minéraux des fourrages de chaumes: L'exemple d'une exploitation agricole du sud-est de la France (Vaucluse), *Animal Research*, n° 50, pp. 495-505.

- GROVE A.T. & RACKHAM O. (ed.), 2001, *The nature of Mediterranean Europe: an ecological history*, Yale University Press, New Haven and London.
- GUENDE, G. & L. OLIVIER, 1997, Les mesures de sauvegarde et de gestion des plantes messicoles du Parc naturel régional du Luberon, pp. 179-188 in J.-P. DALMAS (Ed.). *Faut-il sauver les mauvaises herbes?*, Conservatoire botanique de Gap-Charance, Gap.
- HODKINSON D.J. & THOMPSON K., 1997, Plant dispersal: the role of man, *Journal of Applied Ecology*, n° 34, pp. 1484-1496.
- JAUZEIN P. (ed.), 1995, *Flore des champs cultivés*, INRA, Paris.
- JAUZEIN P., 1997, La notion de messicole: tentative de définition et de classification, *Le monde des plantes*, n° 458, pp. 19-23.
- KERGUELEN M., 1998, Index synonymique de la flore de France, [html pages], juin 1998 version, vérifié en avril 2004 <http://www.inra.fr/internet/centres/Dijon/malherbo/dfd/accueil1.htm>.
- MAHIEU P., 1997, *Suivi agronomique d'une opération locale agri-environnementale de protection in situ des plantes messicoles dans le Luberon*, Mémoire d'Ingénieur agronome, Université d'Aix-Marseille III, Marseille.
- MAMAROT J., PSARSKI P. & ROUQUIER R. (ed.), 1997, *Mauvaises herbes des cultures*, ACTA, Paris.
- MOLINIER R. & MÜLLER P., 1938, La dissémination des espèces végétales, *Revue générale de botanique*, n° 50, 178 p.
- MULLER E.M. (ed.), 1978, *Seedlings of North-Western European lowland*, Junk, The Hague.
- POSCHLOD P. & BONN S., 1998, Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats, *Acta botanica neerlandica*, n° 47, pp. 27-44.
- ROBERTS H.A. & RICKETTS M.E., 1979, Quantitative relationships between the weed flora after cultivation and the seed population in the soil, *Weed Research*, n° 19, pp. 269-275.
- ROCHE P., 2001, *Suivi scientifique de l'opération locale agriculture-environnement: protection in situ des agrosystèmes à messicoles*, Rapport final, Université d'Aix-Marseille III, Marseille.
- SUTCLIFFE O.L. & KAY Q.O.N., 2000, Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s., *Biological Conservation*, n° 93, pp. 1-8.
- THOMPSON K., BAKKER J.-P., BEKKER R.M. & HODGSON J.-G., 1998, Ecological correlates of seed persistence in soil of the north-west European flora, *Journal of Applied Ecology*, n° 86, pp. 63-169.
- TUTIN H.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., VALENTINE D.H., WALTERS S.M. & WEBB D.A. (ed.), 1964-1980, *Flora Europaea*, Volumes 1-5, Cambridge University Press, Cambridge.
- WILCOX A., 1998, Early plant succession on former arable land, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 69, pp. 143-157.