



# Impact de différentes perturbations sur la biodiversité végétale en garrigue

Par Aymeric BRISSAUD, Thomas RAYNAUD et Willy MORO

Encadrés par Audrey CARO

Licence 3 Écologie et Biologie des Organismes (EBO)

*Cette étude fait suite au dossier de recherches bibliographiques réalisé en décembre 2016 sur les dynamiques de successions végétales après incendie dans différents grands écosystèmes.*



# Sommaire

**Remerciements**

**Lexique**

<b>1. Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Matériel et Méthodes.....</b>	<b>2</b>
2.1. Présentation des milieux.....	2
2.2. Richesse spécifique.....	3
2.3. Indice de similitude.....	4
2.4. Abondance.....	5
2.5. Diversité spécifique.....	5
<b>3. Résultats.....</b>	<b>6</b>
3.1. Richesse spécifique.....	6
3.2. Indice de similitude.....	7
3.3. Abondance.....	7
3.4. Diversité spécifique.....	7
<b>4. Discussion.....</b>	<b>7</b>
4.1. Richesse spécifique.....	7
4.2. Diversité spécifique.....	8
4.3. Types biologiques.....	9
4.4. Conclusion.....	10

**Bibliographie**

**Résumé**

## Remerciements

Nous souhaitons remercier Sylvain Coq, Thomas Simberfeld, Roger Prodon, Franck Richard pour leur conseils tout au long de ce travail. Nous tenons également à remercier l'équipe de l'ADCCFF pour les précieux renseignements qu'ils nous ont donné.

## Lexique

**Aire minimale** : surface minimale pour laquelle on considère avoir échantillonné la totalité des espèces du milieu étudié.

**Abondance-dominance** : indice associant la profusion d'individus d'une espèce et l'importance qu'ils occupent au sein d'une communauté végétale.

**Climax** : état théorique d'un écosystème ayant atteint son équilibre. Point culminant d'une succession végétale.

**Diversité alpha** : c'est la diversité présente à l'échelle de l'habitat elle correspond au nombre d'espèce présente au sein d'un même habitat.

**Diversité gamma** : c'est la diversité totale de la zone d'étude.

**Diversité spécifique** : elle caractérise la biodiversité en prenant en compte richesse spécifique et abondance des espèce.

**Espèce rare** : dans notre étude une espèce rare se définit par un recouvrement inférieur à 1 %.

**Espèce sciaphile** : espèce végétale qui a besoin d'ombre pour se développer.

**Indice d'équirépartition de Blondel** : permet de comparer deux peuplement en caractérisant leur diversité. Cet indice est sensible aux espèces rares.

**Indice Shannon** : indice qui mesure la diversité spécifique et de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'une zone étudiée. Il est particulièrement sensible aux espèces rares.

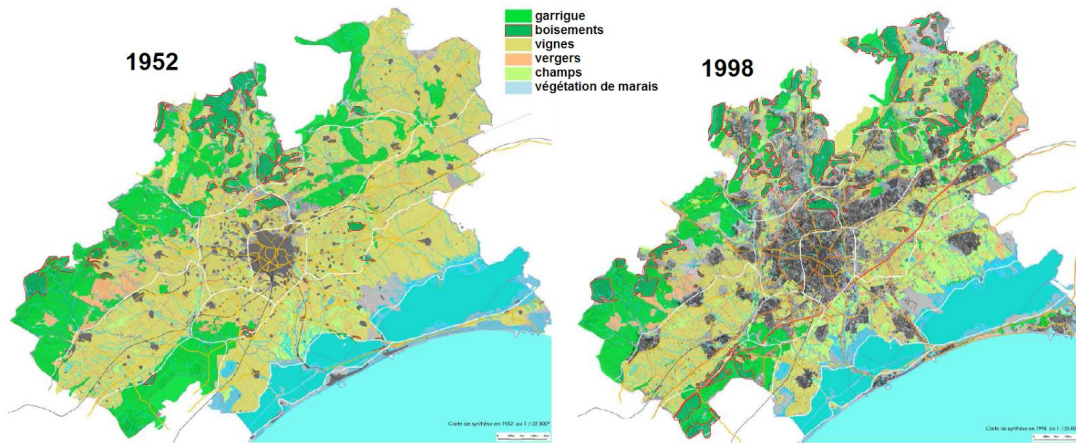
**Indice de Sorensen** : il permet d'évaluer la ressemblance entre deux milieux.

**Matorral** : formation buissonnante typique du milieu méditerranéen.

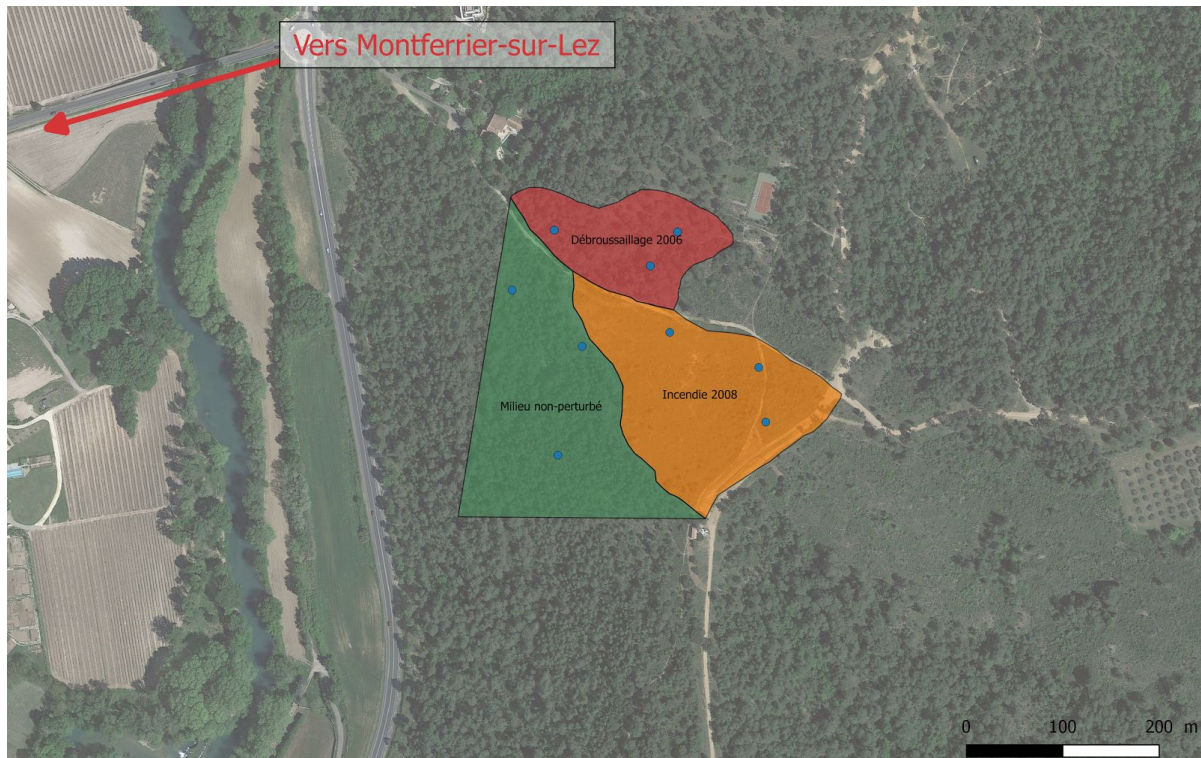
**Richesse spécifique** : désigne le nombre d'espèces présente dans le milieu étudié.

**Types biologiques** : classification des végétaux selon le positionnement des méristèmes durant la saison défavorable (Raunkaier 1934). Sept types principaux : les phanérophytes, qui possèdent leurs bourgeons dormants aériens en position élevée (>50 cm), les chaméphytes qui présentent leurs bourgeons en position basse (de 10 à 50 cm), les hémicryptophytes qui ont leurs bourgeons au raz du sol (< 10 cm) les cryptophytes, déclinés

en trois sous-groupes : les géophytes (bourgeons dans le sol), les héliophytes (bourgeons dans la vase) les hydrophytes (bourgeons sous l'eau) vient ensuite les thérophytes, qui ne présentent pas de bourgeons dormant, la survie de la population s'effectuant sous forme de graines et enfin les épiphytes, ces plantes croissent sur un support souvent végétal. Cette classification a été modifiée, par Raunkiaer lui même, et des précisions ont été proposées par différents chercheurs notamment Galán de Mera et *al.* en 1999 pour y introduire un nouveau type, aérophyte, plante herbacée vivace ayant un système racinaire atrophié et des bourgeons dormants au dessus de la surface du sol.



**Figure 1.** Agglomération de Montpellier entre 1952 et 1998, mise en évidence de l'urbanisation, de l'augmentation des zones boisées par la fermeture de la garrigue (Jarrige *et al.* 2009)



**Figure 2.** Cartographie de la zone d'étude. Les points bleus représentent les points aléatoires ayant servi de point de départ des différents quadrats.



**Figure 3.** Aperçu du milieu incendié. On observe en premier plan la zone incendiée suivie du terrain non-perturbé et, au 3ème plan, une partie de Montferrier-sur-Lez.

## 1. Introduction

Le feu est un phénomène naturel, universel et important dans le maintien d'une mosaïque de paysages ainsi que dans la structure de nombreux écosystèmes (Bond *et al.* 2004). Il a contribué, et contribue à maintenir ouverts, c'est-à-dire sans couvert arboré, des types de végétation comme la garrigue ou le maquis, communs notamment dans le sud de la France (Trabaud 1994 ; Pyne *et al.* 1996 ; Bond et Keeley 2005). Les activités pastorales se révèlent aussi bénéfiques au maintien des écosystèmes ouverts ainsi que l'importante diversité associée (Collins *et al.* 1998 ; Pavlů *et al.* 2007 ; Cingolani *et al.* 2005 ; Bakker *et al.* 2006 ; Klimek *et al.* 2007) contribuant à faire des écosystèmes méditerranéens l'un des hotspots de biodiversité mondiaux (Myers *et al.* 2000 ; Thompson 2005). Néanmoins, la déprise agricole importante associée à une expansion urbaine sans précédent observée notamment dans les pourtours Montpelliérains (Fig. 1) tend à réduire significativement les espaces couverts de garrigue. Finalement, les paysages méditerranéens français ressemblent de plus en plus à des "patches" de zones urbanisées entourées de broussailles, très propices aux départs de feu. Par ailleurs, de nombreuses études font état de l'augmentation significative du nombre d'incendies de forêts et particulièrement en milieu méditerranéen passant de quelques dizaines d'incendies par an au début du XXIème siècle à plusieurs centaines (Barbero *et al.* 1988).

Tous ces facteurs créent de réels problèmes de sécurité. Ceci a mené à la création d'associations de surveillance telle que l'Association Départementale des Comités Communaux Feux de Forêt (ADCCFF) en 1987 ainsi qu'à la mise en place de mesures de prévention et de lutte contre les incendies. En effet depuis 2012, le débroussaillage est obligatoire pour les propriétaires de terrains, de constructions et d'installations situées à l'intérieur et à moins de 200 mètres de bois, forêts, plantations, reboisements, landes, garrigues ou maquis (selon l'article L134-6 du Code Forestier) afin de limiter au maximum les risques lors des phénomènes d'incendies. De plus, l'État français a mis en place un plan de prévention appelé Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI) consistant en l'équipement, l'aménagement et l'entretien de l'espace forestier et notamment la mise en place de nombreux chemins d'accès pour permettre une intervention rapide des sapeurs pompiers. Bien que les avantages concernant la propagation et le traitement du feu soient prouvés (Wilson 1988), certaines études révèlent que la mise en place de larges voies DFCI pourraient à l'inverse augmenter l'exposition au vent et à la sécheresse des zones de forêt ainsi fragmentées et favoriser les départs de feu (Román-Cuesta *et al.* 2009). Les méthodes de prévention des incendies pourraient avoir des conséquences plus néfastes sur la biodiversité que les incendies eux-mêmes (Pyne 1984 ; Mohr 1989 ; Backer *et al.* 2004).

Le but principal de la protection des forêts contre les incendies est la protection des habitations et des résidents. Aussi, il est logique de penser que les perturbations de ce type



**Figure 4.** Aperçu du milieu débroussaillé en 2007. La végétation reprend peu à peu sa place.



**Figure 5.** Aperçu du milieu non-perturbé, très fermé et difficilement praticable.

sont néfastes pour la biodiversité. Néanmoins, Connell en 1978 définit “The intermediate disturbance hypothesis”, hypothèse selon laquelle une perturbation d’une intensité moyenne, à une fréquence moyenne favorise une hausse de biodiversité par la réduction proportionnelle des espèces dominantes. Peu de perturbations favorisent une domination de certaines espèces au détriment des autres qui n’ont plus de place. Au contraire, trop de perturbations éliminent les espèces incapables de coloniser le milieu rapidement. Les garrigues et matorrals<sub>1</sub> en général ont largement été étudiés en terme de diversité spécifique, notamment végétale, après incendies (Naveh 1975a ; Trabaud 1994 ; Aslan 2015). Ces études font notamment part de l’augmentation rapide de la diversité spécifique végétale après incendie.

Le but de cette étude est de comparer la diversité végétale présente après un incendie et une action de débroussaillage, afin de mettre en évidence quelle perturbation favorise le plus de biodiversité végétale et dans quelle mesure. Ces données pourraient ainsi être prises en compte dans les méthodes de gestion des espaces nécessaires à la prévention des incendies.

## 2. Matériel et Méthodes

### 2.1. Présentation des milieux

Cette étude s’est déroulée du 24 février 2017 au 31 mars 2017 à raison d’une sortie par semaine sur la commune de Montferrier-sur-Lez, située à 7 kilomètres au Nord de Montpellier, en France (43°40’18.553’’N, 3°52’11.897’’E). Le climat est Méditerranéen avec une température moyenne annuelle (sur la période 1981-2010) de 14.8°C et les précipitations moyennes annuelles sur la période 1981-2010 sont de 629,1 mm (Garcelon 2001).

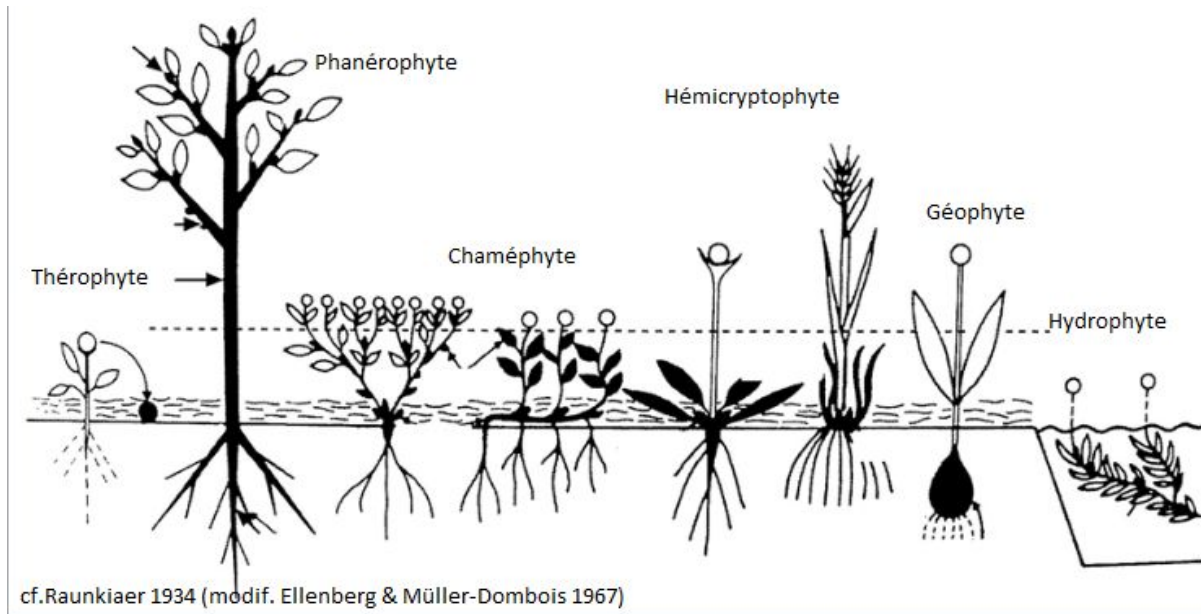
La roche mère du milieu est un conglomérat calcaire de type poudingue, soit une dominance d’éléments grossiers plus ou moins roulés. Cette roche est présente sur les trois milieux et traduit la présence d’un ancien cours d’eau.

Les terrains étudiés sont tous trois adjacents (**Fig. 2**) et se situent entre la départementale 17 et le chemin de Pioch Rolis (ou Pioch Rous), ils sont donc considérés comme comparables car initialement similaires en terme de climat, de nature du sol et de végétation.

**Terrain n°1 (Fig. 3)** : incendié en 2008 (23/08/2008) (Prométhée 2017, CCF 2017), il représente un triangle isocèle de 300m et 200m de base pour environ 2,45ha. Les stigmates du milieu incendié sont encore visibles, notamment via des restes de Pins d’Alep carbonisés. La végétation peut être qualifiée selon la base de données CORINE biotopes (Rameau *et al.* 1997) de garrigue à *Quercus coccifera*. La strate arborée est inexistante, la végétation ne dépasse que rarement 1m, elle est dominée par *Quercus coccifera*, *Cistus monspeliensis* et *Rosmarinus officinalis*. La strate herbacée est quant à elle dominée par

3	2	5	Numéro de quadrat	Nombre d'espèces	Aire du quadrat (m <sup>2</sup> )	Aire totale cumulée
	1		1	9	1	1
4			2	4	1	2
			3	4	2	4
			4	2	4	8
		5	0	8	16	

**Figure 6.** Exemple d'inventaire via la méthode de l'aire minimale (Guinochet 1973).



**Figure 7.** Types biologiques de Raunkiaer (Raunkiaer 1934). Classification des plantes selon le positionnement des organes leur permettant de survivre à la saison défavorable. Par exemple, les phanérophytes regroupent celles qui présentent les bourgeons dormants au dessus de 50cm du sol (cf. Lexique pour la description des autres types biologiques).

*Brachypodium retusum*.

**Terrain n°2 (Fig. 4) :** débroussaillé en 2007 selon le voisinage, il représente environ 1,23 ha, donnant un quadrilatère. Lors de ce débroussaillage, seuls les pins et les chênes d'une taille respectable ont été conservés, la strate arborée est moins dense que dans le milieu précédent, les arbres sont de grande tailles et sont répartis sporadiquement. Ils sont représentés par *Pinus halepensis* et quelques individus de *Quercus pubescens* et *Q.ilex*. La strate arbustive est dominée par *Q.coccifera*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea angustifolia* et *Cistus monspeliensis*. La strate herbacée est dominée par *Brachypodium retusum*, néanmoins à certains endroits le sol est très largement recouvert de lierre (*Hedera helix*).

**Terrain n°3 (Fig. 5) :** il est très vaste puisqu'il s'étend largement au sud, mais seule une petite partie (2,90ha) adjacente au terrain incendié a été délimitée pour l'étude. La végétation peut-être qualifiée selon (Rameau *et al.* 1997) de matorral arborescent à *Pinus halepensis*. Les phanérophytes sont en grand nombre et majoritairement représentés par *Pinus halepensis* et *Quercus coccifera*, la strate arbustive est quant à elle dominée par *Viburnum tinus*, et *Smilax aspera* est très présente. Cette parcelle n'ayant pas subi de perturbations majeures depuis au moins trente ans (CCFF 2017), elle est donc considérée comme "témoin" dans cette étude comme l'ont fait Götzenberger *et al.* en 2003. La végétation qui le compose a donc été considérée comme identique à celle présente avant perturbation sur les terrains perturbés.

Le terrain incendié en 2008 et le témoin sont en contact direct alors que le terrain débroussaillé en 2007 pour prévenir des incendies est séparé de celui incendié par le chemin du Pioch Rolis. Ils se situent tous à une altitude comprise entre 80 et 100m et la pente est orientée Nord-Est. Par ailleurs, les terrains incendié et non perturbé s'étendent sur une grande surface par rapport à celui débroussaillé. Il a donc été choisi de seulement sélectionner la partie la plus proche du terrain débroussaillé pour pouvoir comparer des surfaces de même ordre de grandeur. Seule la partie délimitée par le chemin Pioch Rolis et le chemin perpendiculaire à l'Est a été étudiée pour le terrain incendié, et seule la partie non perturbée adjacente au terrain incendié a été étudiée.

Toutes les mesures ont été effectuées grâce au logiciel de Système d'Information Géographique Quantum GIS 2.14.

## 2.2. Richesse spécifique

Tout d'abord, nous avons cherché à connaître les différences concernant le nombre d'espèces présentes sur les 3 milieux étudiés. Pour cela, nous avons mis en place un protocole adapté permettant de caractériser avec précision leur richesse spécifique. Pour plus de légitimité dans notre étude, les relevés terrain se sont faits en suivant la fiche méthode décrite par Loic Delassus en 2015 à destination du Conservatoire Botanique National de

**Tableau 1.** Échelle d'abondance-dominance d'après Braun-Blanquet 1928. "Rm" représente le recouvrement moyen (milieu des classes).

Coefficient d'abondance-dominance	Classe de recouvrement (%)
5	]75;100] : Espèce recouvrant plus de 75% de la surface (Rm=87,5%)
4	]50;75] : Espèce recouvrant de 50 à 75% de la surface (Rm=62,5%)
3	]25;50] : Espèce recouvrant de 25 à 50% de la surface (Rm=37,5%)
2	]5;25] : Espèce recouvrant de 5 à 25% de la surface (Rm=15%)
1	]0;5] : Espèce recouvrant moins de 5% de la surface (Rm=3%)
+	Individus peu abondants, recouvrant moins de 5% de la surface (Rm=3%)
r	Individus rares, recouvrant moins de 1% de la surface (Rm=0,5%)
i	Individu unique (Rm=0,1%)
abs	Absent

Brest.

La fonction “points aléatoires” du logiciel QGIS 2.14, a permis de générer, pour chaque milieu, trois points de façon aléatoire. Chaque point marquait le départ d’un quadrat. Le protocole de l’aire minimale (Guinochet 1973) a permis d’obtenir la liste du maximum d’espèces présentes sur chaque échantillon. Cette méthode consiste à doubler la surface précédente des quadrats tant que de nouvelles espèces sont rencontrées (**Fig. 6**). Trois quadrats par parcelle ont été réalisés afin d’augmenter le jeu de données et de rendre les observations plus robustes. De plus, les relevés botaniques se sont étalés sur trois jours : les 10, 17 et 31 mars 2017 (mauvaises conditions météorologiques le 24). Sachant que cette période correspond à la sortie de dormance de beaucoup d’espèces, chaque terrain a été inventorié chaque jour. De plus, après les relevés effectués le 31 mars, toutes les parcelles ont été repassées rapidement afin de voir si des espèces n’étaient pas apparues entre temps.

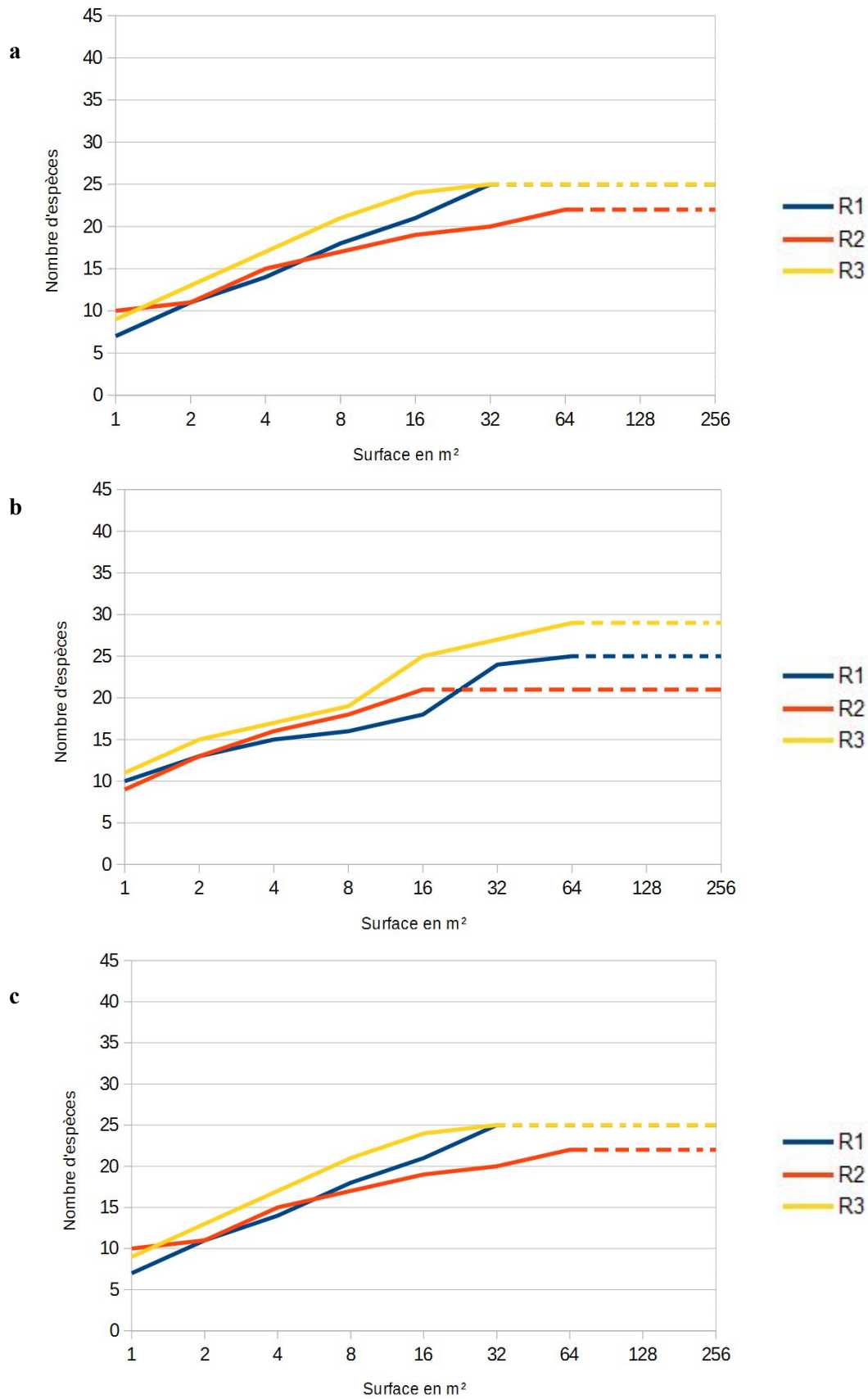
La richesse spécifique globale, appelée diversité  $\gamma$ , qui caractérise la biodiversité végétale de l’ensemble des trois milieux ainsi que la richesse spécifique présente au sein de chaque terrain, appelée diversité  $\alpha$ , ont été calculées. Ainsi grâce à la technique des aires minimales, les courbes d’accumulation ont pu être tracées.

Les plantes ont été identifiées à l’aide de la *Flore de France méditerranéenne continentale* (Tison *et al.* 2014) selon la classification APG III (Bremer *et al.* 2009). Certaines espèces non identifiées n’ont pas été prises en compte dans les relevés car indéterminables (aucune fleur, ou peu de caractéristiques permettant la reconnaissance) et certaines n’ont pu être identifiées qu’au niveau du genre voire à celui de la famille. Chaque taxon a été classé selon les types biologiques de Raunkiaer (**Fig. 7**) (Raunkiaer 1934) afin de pouvoir caractériser de manière globale les milieux.

De plus, les taxons, ont été classés selon les stratégies de recolonisation de la plante post-perturbation : “seeder” lorsqu’elles colonisent préférentiellement le milieu à l’aide de leur banque de graines ou “sprouter” lorsqu’elles repoussent via des rejets (Naveh 1975b ; Keeley 1995 ; Ubeda *et al.* 2005 ; Higgins *et al.* 2008 ; Coca & Pausas 2009 ; Latzel & Klimešová 2009 ; Hollingsworth *et al.* 2013 ; connaissances personnelles), ce qui permet de mettre en évidence quel type de perturbation favorise quel type de stratégie.

### 2.3. Indice de similitude

L’indice de similitude de Sørensen (Sørensen 1948) est une mesure de la diversité  $\beta$  qui sera utilisé dans cette étude pour déceler quels milieux sont les plus similaires entre eux. L’indice de Sørensen se calcule à l’aide de la formule suivante :



**Figure 8 a.b.c** Courbes d'accumulation des espèces végétales ou courbe aire-espèces (SAR : *Species Area Relationship*) sur les trois répliquats R du terrain incendié en 2008 (a) débroussaillé en 2007 (b) et non perturbé (c)

$$\beta = \frac{2c}{S_1 + S_2}$$

où  $c$  est le nombre d'espèces communes aux deux milieux  $S_1$  et  $S_2$  représentent le nombre d'espèces des milieux comparés

Une valeur proche de 0 indique qu'il y a peu d'espèces communes entre les deux communautés, une valeur proche de 1 indique qu'il y'a beaucoup d'espèces communes entre les deux communautés.

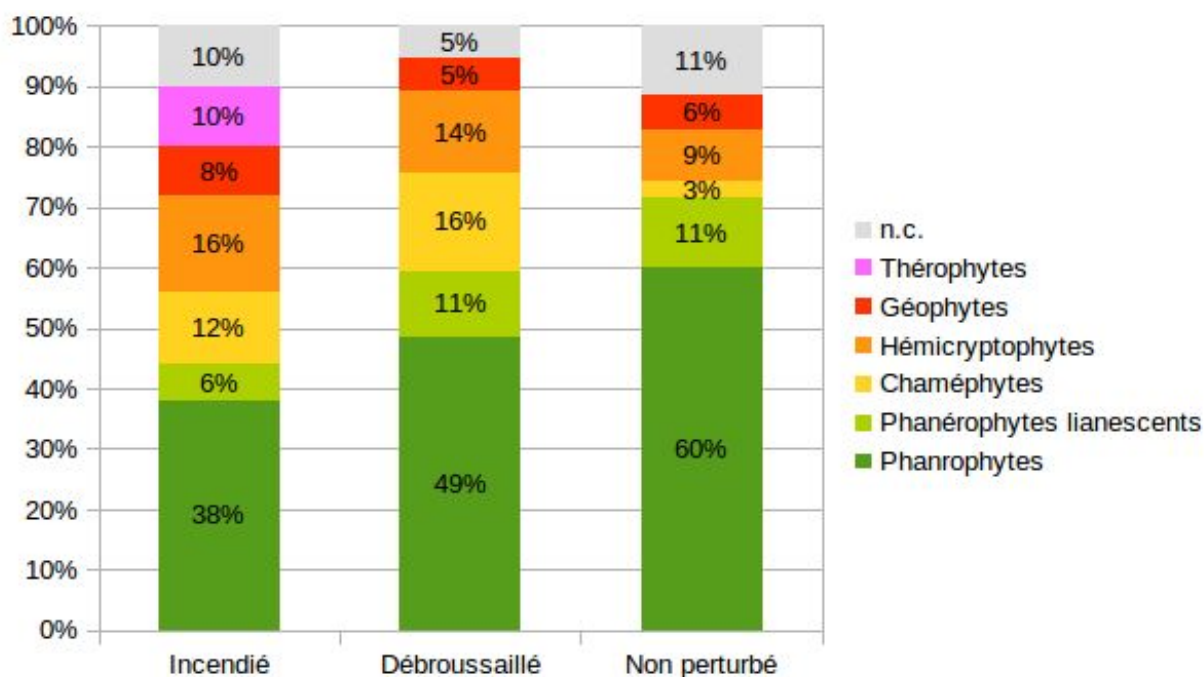
#### **2.4. Abondance**

L'abondance spécifique, c'est-à-dire le pourcentage de recouvrement individuel de chaque espèce au sein du milieu (la somme des pourcentages pouvant donc dépasser 100), a été évaluée sur chacune des trois parcelles. Pour une meilleure estimation de cette donnée les trois observateurs présents sur le terrain ont estimé de manière indépendante, à l'oeil, ce pourcentage de recouvrement. Une moyenne des trois estimations a été effectuée pour chaque taxon. L'abondance a été réalisée sur les quadrats délimités au préalable. L'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet de 1928 a été utilisée pour caractériser l'abondance des parcelles. Elle consiste à regrouper les espèces par classe selon leur pourcentage de recouvrement et de leur affecter un indice d'abondance-dominance (**Tab. 1**).

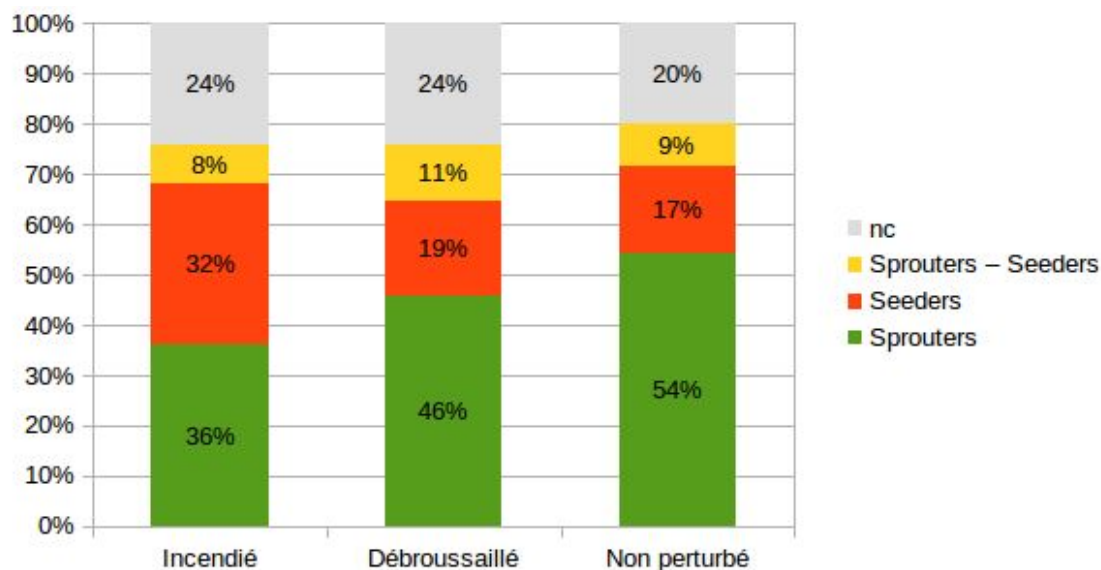
L'abondance spécifique a été calculée sur la surface totale des parcelles échantillonnées mais aussi par strate végétale (arboré, sous ligneux, herbacé) afin de mettre en évidence des différences de stratification des milieux en fonction de la perturbation (débroussaillage, incendie). Afin de comparer plus globalement les milieux, l'abondance a également été caractérisée en fonction des types biologiques rencontrés (Raunkiaer 1934) afin de standardiser les relevés.

#### **2.5. Diversité spécifique**

A partir de ces données la réalisation de moyenne entre les différents réplicats (3 quadrats par parcelle) l'indice de Shannon (Shannon & Weaver 1963) a été calculé. Cet indice a été avantageusement accompagné d'un autre indice : l'indice d'équitabilité (IE) (Blondel 1979). Cela a permis d'établir s'il y avait une régularité dans la distribution des espèces pour comparer les trois milieux. L'indice de Shannon a été préféré à celui de Simpson (Simpson 1949) pour corréliser abondance et diversité. En effet, l'indice de Shannon est plus sensible à la diversité des espèces (avec peu d'individus par espèce) qu'aux espèces abondantes. Cet indice était donc pertinent au vu des présentes données.



**Figure 9.** Proportion des différents types biologiques selon les terrains



**Figure 10.** Proportion des différentes stratégies des taxons (“sprouter”, “seeder” et “seeder-sprouter”) selon le terrain.

**Tableau 2.** Indice de similitude de Sørensen (Sørensen 1948) des différents milieux.

	Nombre de taxons communs	Nombre de taxons différents	Indice de similitude de Sørensen
Terrain incendié / non perturbé	26	33	0,61
Terrain incendié / débroussaillé	28	31	0,64
Terrain non-perturbé / débroussaillé	27	18	0,75

### 3. Résultats

Au total, 61 plantes différentes ont été répertoriées sur la zone d'étude dont 54 qui ont pu être identifiées jusqu'à l'espèce tandis que 7 ont été identifiées à des niveaux taxonomiques supérieurs (3 au genre, 2 à la famille, 1 à l'embranchement ainsi qu'une Angiosperme indéterminée). Toutes les données récoltées (**Annexe, Tab. 1,2,3**) ont été prise en compte dans les figures ci-dessous.

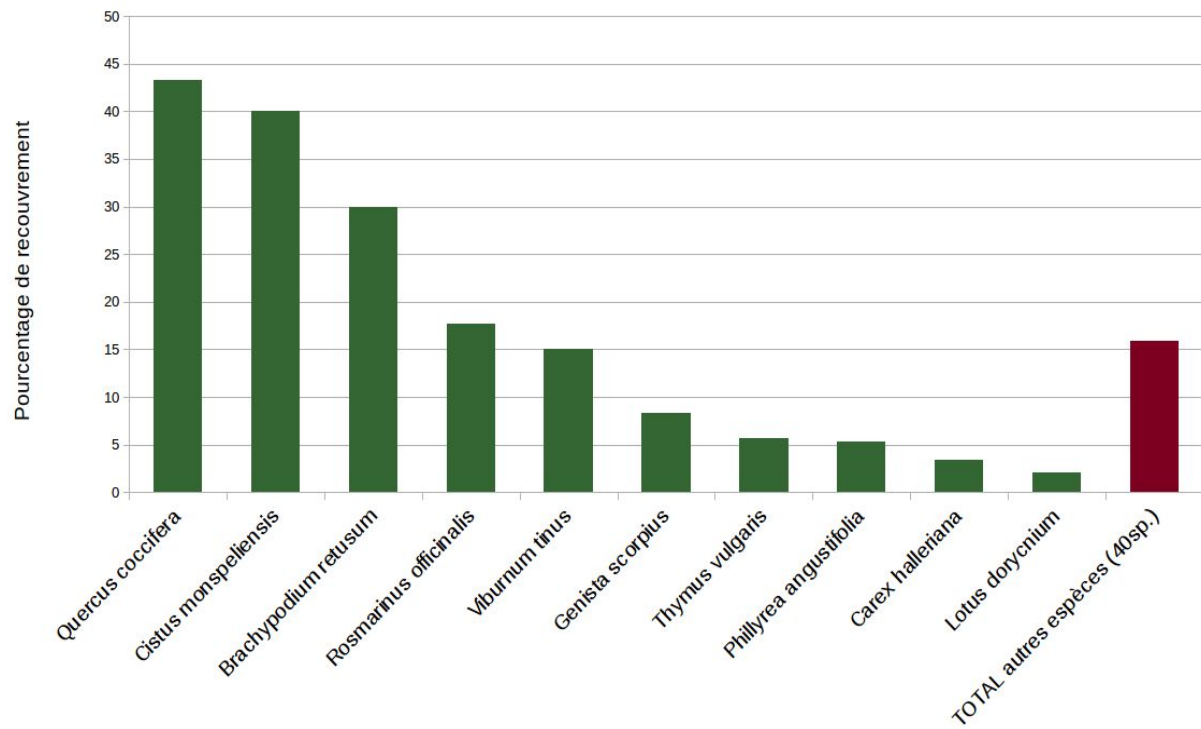
#### 3.1. Richesse spécifique

Quelque soit le milieu, le premier quadrat d'un mètre carré comporte une dizaine d'espèces et ce, pour tous les réplicats (**Fig. 8**). La quantité d'espèces maximale, selon cette méthode, est atteinte avec une surface de 64m<sup>2</sup> sauf pour le premier réplicat du terrain incendié (ZAI1) pour lequel 128m<sup>2</sup> ont été nécessaires. Il semblerait que le terrain incendié comporte au total plus d'espèces car aucune zone ne possède moins de 30 espèces tandis que dans les autres milieux, aucune zone n'en comporte autant. L'atteinte rapide du nombre d'espèces maximal des milieux débroussaillé et non-perturbé peut traduire une relative homogénéité de ces deux milieux par rapport au milieu incendié.

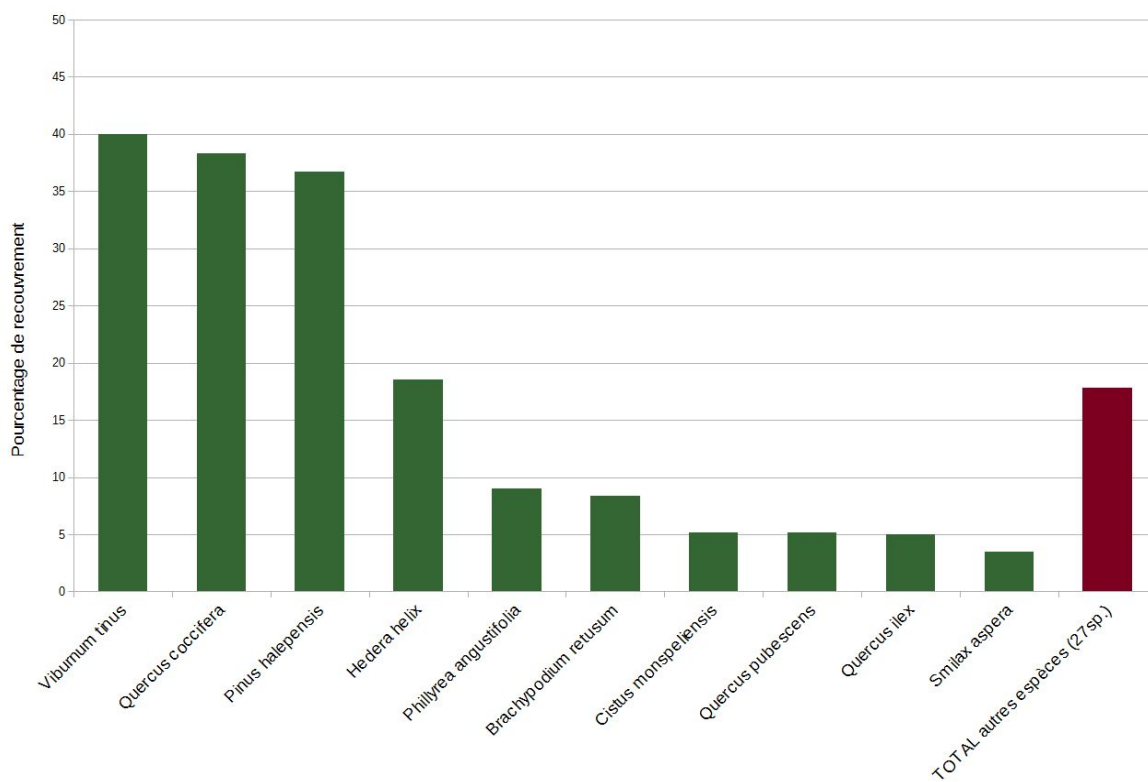
La plus grande différence en terme de richesse spécifique entre réplicats est observée dans le milieu incendié avec 12 espèces. Vient ensuite le milieu débroussaillé avec 8 espèces, puis le milieu non-perturbé avec seulement 3 espèces.

La caractérisation des plantes par leur type biologique (Raunkiaer 1934) a permis de mettre en évidence des dominances et des disparités au niveau des stratégies de survie durant la saison défavorable (en l'occurrence l'hiver). En premier lieu, les phanérophytes dominent sur les trois terrains considérés (**Fig. 9**). Néanmoins ils sont plus nombreux dans le milieu non-perturbé que dans les deux autres milieux puisqu'ils y représentent presque les trois quarts de la diversité (phanérophytes + phanérophytes lianescents). La répartition des thérophytes est très ciblée puisqu'ils n'ont été retrouvés que dans le milieu incendié. Les géophytes, quant à eux, sont présents en proportion équivalente dans les trois milieux considérés. Les chaméphytes sont plus présents dans les deux milieux perturbés que dans le milieu non-perturbé. Les milieux débroussaillé et non-perturbé contiennent plus de phanérophytes lianescents que le milieu incendié. Pour finir, les hémicryptophytes sont proportionnellement plus présents dans le milieu incendié que dans le milieu débroussaillé, ce dernier en contenant plus que le milieu non-perturbé.

Le milieu incendié est composé en proportion de plus d'espèces utilisant la stratégie de recolonisation par voie sexuée ("seeder") (**Fig. 10**). Le milieu non-perturbé est quant à lui composé d'une proportion plus importante d'espèces utilisant la voie végétative ("sprouter") pour la recolonisation. Le milieu débroussaillé présente des valeurs intermédiaires sauf pour le nombre d'espèces utilisant la stratégie mixte ("seeder-sprouter").



**Figure 11a** Pourcentage de recouvrement des 10 taxons les plus représentés dans le terrain incendié.



**Figure 11b** Pourcentage de recouvrement des 10 taxons les plus représentés dans le terrain incendié débroussaillé.

### 3.2. Indice de similitude

Les résultats de l'indice de similitude de Sørensen (Sørensen 1948) indiquent que les milieux débroussaillé et non-perturbé sont les plus similaires en terme de biodiversité végétale, tandis que les milieux incendié et non-perturbé sont plus différents l'un de l'autre (**Tab. 2**).

### 3.3. Abondance

Tout d'abord, il apparaît que le milieu témoin est très largement dominé par une espèce, *Pinus halepensis*, alors que les deux autres milieux ont plusieurs espèces se partageant la dominance : *Viburnum tinus*, *Quercus coccifera* et *Pinus halepensis* pour le milieu non-perturbé et *Cistus monspeliensis* et *Quercus coccifera* pour le milieu incendié (**Fig. 11**).

Par ailleurs, certaines espèces peuvent être considérées comme "typiques" de certains de nos milieux car elles y sont très présentes et à la fois très rares voire absentes dans les deux autres milieux. C'est par exemple le cas de *Genista scorpius* et *Thymus vulgaris* pour le milieu incendié ou encore *Hedera helix* pour le milieu débroussaillé. Enfin, le milieu non-perturbé semble avoir une distribution plus hétérogène (avec une espèce très dominante) que les deux autres milieux en terme de pourcentage de recouvrement des différentes espèces. Pourtant, l'indice d'équirépartition de Blondel (Blondel 1979) semble démontrer l'inverse : le terrain incendié serait alors le plus hétérogène, suivi par le terrain débroussaillé et enfin le terrain non-perturbé (**Tab. 3**).

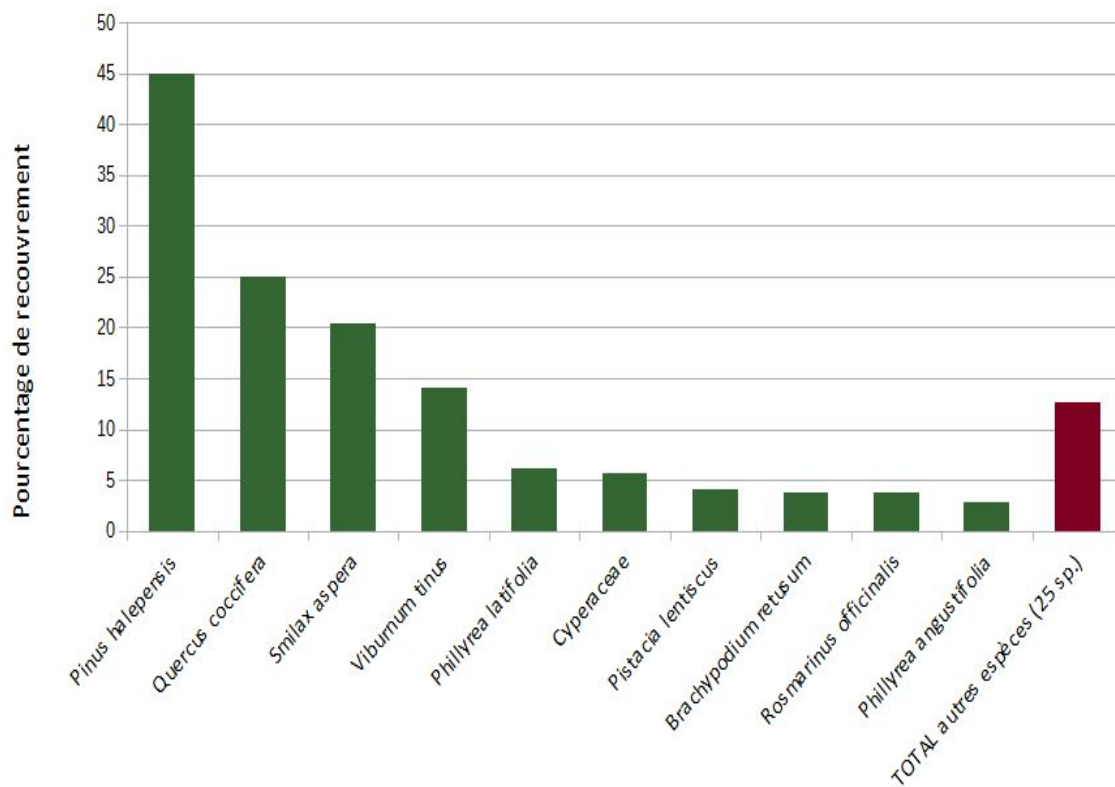
### 3.4. Diversité spécifique

Les résultats la diversité spécifique obtenus grâce à l'indice de Shannon pour les trois milieux étudiés sont présentés dans le **Tableau 3**. Tout d'abord, il apparaît que l'ensemble la zone d'étude présente globalement une diversité spécifique relativement importante, les différents indices de Shannon calculés étant tous supérieurs à 3. Par ailleurs, le milieu ayant obtenu la diversité spécifique la plus faible est le milieu témoin ( $H' = 3,13$ ), comme pour la richesse spécifique. Par contre, et à l'inverse de la richesse spécifique, c'est le milieu débroussaillé qui présente la diversité spécifique la plus importante ( $H' = 3,42$  contre 3,35 pour le milieu incendié).

## 4. Discussion

### 4.1. Richesse spécifique

Tout d'abord, les résultats des courbes des richesses spécifiques obtenues par la méthode de



**Figure 11c** Pourcentage de recouvrement des 10 taxons les plus représentés dans le terrain non-perturbé c.

**Tableau 3.** Indices de caractérisation de la biodiversité végétale des sites d'étude.

	Richesse spécifique	Diversité locale $\bar{v}$	Shannon $H'$	Équirépartition de Blondel
<b>Terrain incendié</b>	50	34,33	3,35	0,22
<b>Terrain débroussaillé</b>	37	25	3,42	0,31
<b>Terrain non perturbé</b>	35	24	3,13	0,30

l'aire minimale indiquent que le milieu incendié est plus riche en terme d'espèces, suivi par le milieu ayant subi un débroussaillage et enfin par le milieu non-perturbé. Ceci concorde avec l'étude de Sirami *et al.* 2010 selon laquelle la biodiversité méditerranéenne est favorisée par l'ouverture des milieux, notamment par les activités humaines tel que le pastoralisme. D'autre part le milieu incendié possède une richesse floristique plus importante que les autres milieux. Cette augmentation, notamment démontrée par Trabaud en 1994, est liée à la présence d'espèces pyrophytes telles que *Cistus monspelliensis*, *Genista scorpius* ainsi que d'espèces thérophytes. Les incendies transforment de manière temporaire un écosystème, en modifiant la diversité et augmentant la richesse floristique. Cette dernière diminue à partir de trois ans et se stabilise à partir de 5 ans à un niveau supérieur à celle pré-incendie (Trabaud 1994). Dans notre étude, l'incendie s'est produit il y'a 8 ans, en conséquence, il est probable que la richesse spécifique soit en déclin, donc qu'il soit observé à terme la reprise de dominance des espèces dominantes dans l'écosystème non-perturbé. Le milieu débroussaillé présente une richesse spécifique intermédiaire aux deux autres milieux. Ceci est probablement dû au fait que le couvert végétal ait été conservé, tout en augmentant l'ouverture du milieu donc la quantité de lumière disponible, favorisant ainsi une diversité intermédiaire.

#### **4.2. Diversité spécifique**

La diversité locale moyenne des différents milieux indique que le terrain incendié est plus diversifié que le milieu débroussaillé lui même plus diversifié que le milieu non-perturbé (Tableau 3). Les résultats indiquent que lorsque l'on mêle diversité et abondance, les milieux perturbés contiennent plus de diversité que le milieu non-perturbé, ceci est soutenu par l'indice de Shannon. Par contre, lorsque l'on compare les deux milieux perturbés, on observe une plus grande diversité dans le milieu débroussaillé que dans le milieu incendié. Ce résultat s'oppose à celui de la richesse spécifique et de la diversité moyenne locale définie dans chaque milieu. Une hypothèse pour expliquer ce résultat serait que l'indice de Shannon est très sensible aux fortes abondances. C'est pourquoi il serait aussi élevé dans le milieu débroussaillé, le seul à contenir trois taxons différents au pourcentage de recouvrement supérieur à 35% (les autres n'ayant qu'un ou deux taxons aussi abondants).



En terme de similitude entre les différents milieux l'indice de Sorensen tend à rapprocher le milieu débroussaillé avec le milieu non-perturbé. Cela peut s'expliquer par le fait que le débroussaillage ne s'est appliqué qu'aux arbustes et herbacées, les grands arbres (*Pinus halepensis*, *Quercus ilex* et *Quercus pubescens*) ayant été conservés. Le fait de laisser les pins a probablement accéléré la fermeture du milieu car des espèces sciaphiles ont pu rapidement s'installer. Il est fort probable que le résultat aurait été différent si le débroussaillage avait été fait à blanc.

### 4.3. Types biologiques

La proportion des différents types biologiques est différentes selon les milieux (Figure 9). Une perturbation, notamment de type incendie, peut induire des modifications en terme de proportion de types biologiques représentés (Lucchesi & Giovannini 1993). Les résultats montrent que les phanérophytes sont plus abondants dans le milieu non-perturbé. Ceci est probablement dû au fait que ces taxons aient un cycle de vie assez long et donc que la mise en place de leur dominance prenne plus de temps. De plus les phanérophytes (représentants 71% (Phanérophytes + Phanérophytes lianescents) sont en compétition pour la lumière, ceci explique probablement le peu de place laissé aux taxons d'autres types biologiques. Néanmoins, *Quercus coccifera* (phanérophytes) est lui présent dans tous les milieux, ceci est dû à son importante capacité de rejet et donc de recolonisation. Enfin la forte proportion de phanérophytes dans le milieu débroussaillé est en partie expliqué par le fait qu'il n'aient pas été tous abattus.

Les milieux perturbés sont caractérisés par la présence d'une proportion relativement similaire de Chaméphytes et Hémicryptophytes. Celle-ci est par ailleurs plus de deux fois supérieure (en proportion) que celle du terrain non perturbé. Ceci est probablement dû au fait que les grands phanérophytes soient moins abondants voire absents des milieux perturbés, laissant la place au développement de ces taxons.

Globalement, les milieux perturbés favorisent types biologiques de petite taille, qui plus est pour le milieu incendié. Il serait intéressant par la suite de comparer des milieux, débroussaillés et incendiés avec une quantité similaires de phytomasse après perturbation. Les proportions en types biologiques auraient été probablement plus proche.

Un point important à souligner est l'observation de thérophytes cantonnées au milieu incendié. Ce constat appuie les recherches effectuées lors de notre précédent travail en soulignant que les thérophytes colonisent les milieux ouverts et sont favorisés par le feu (Kazanis & Arianoutsou 1996).



Concernant les stratégies de recolonisation, il apparaît que le nombre d'espèces "seeders" est plus important dans le milieu incendié. En effet, 30% des espèces ont cette stratégies, ceci est en partie expliqué par les plantes thérophytes essentiellement présentes dans le milieu incendié. Le feu modifie la composition floristique en favorisant notamment des stratégies de recolonisation (López-Poma & Bautista 2014). Dans ce cas, le feu a augmenté la proportion de "seeders". Il est probable que ce dernier ait été d'une sévérité importante, ce qui expliquerait la hausse de la proportion d'espèces "seeders" comme le font remarquer Hollinsworth *et al.* en 2013. La hausse de la sévérité du feu va permettre la mobilisation de graines des espèces pyrophytes, notamment *Cistus monspelliensis*, très abondant dans le terrain incendié, peu dans le terrain débroussaillé, et totalement absent dans le terrain non perturbé. D'autres espèces se trouvent aussi mobilisées comme *Genista scorpius*, ainsi que certaines espèces thérophytes qui vont probablement être favorisés par la modification du pH ainsi que l'augmentation de la fertilité du sol (Certini 2005).

#### **4.4. Conclusion**

Cette étude a mis en évidence qu'une perturbation peut favoriser la diversité et l'enrichissement du milieu au niveau spécifique. Cela est rendu possible par l'ouverture du milieu permettant une colonisation des espèces pionnières. En ce qui concerne le type de perturbation engendrant le plus de diversité, notre étude montre qu'en terme d'augmentation de la richesse spécifique le feu semble être le plus bénéfique alors que pour la diversité spécifique du milieu, c'est le débroussaillage qui semble être plus avantageux.

## Bibliographie

### ARTICLES et LIVRES :

- Aslan M. 2015. "Succession of steppe areas after fire in gap region of Turkey". *Bangladesh Journal of Botany*, vol. 44, no. 4, pp. 489-497.
- Backer D.M., Jensen S.E., & McPherson G.R. 2004. "Impacts of Fire-Suppression Activities on Natural Communities". *Conservation Biology*, vol. 18, no. 4, pp. 937-946.
- Barbero M., Loisel R. & Quezel P. 1988. "Perturbations et incendies en région méditerranéenne française". *Homenaje a Pedro Montserrat*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, pp. 409-420.
- Bakker E.S., Ritchie M.E., Olf H., Milchunas D.G. & Knops J.M. 2006. "Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size". *Ecology letters*, vol. 9, no. 7, pp. 780-788.
- Blondel J. 1979. "Biogéographie et écologie". *Masson*.
- Blondel J. & Aronson J. 1999. "Biology and wildlife of the Mediterranean region". *Oxford University Press*, USA.
- Bond W.J. & Keeley J.E. 2005. "Fire as a global 'herbivore' : the ecology and evolution of flammable ecosystems". *Trends in ecology & evolution*, vol. 20, no. 7, pp. 387-394.
- Bond W.J., Woodward F.I. & Midgley G.F. 2005. "The global distribution of ecosystems in a world without fire". *New phytologist*, vol. 165, no. 2, pp. 525-538.
- Braun-Blanquet J., Pavillard J, 1928. "Vocabulaire de sociologie végétale", 3e édition, 24 p.
- Bremer B., Bremer K., Chase M.W., Fay M.F., Reveal J.L., Soltis D.E., Soltis P.S. & Stevens P.F. 2009. "An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants : APG III". *Botanical Journal of the Linnean Society*.
- Caplat P., Lepart J. & Marty P. 2006. "Landscape patterns and agriculture : modelling the long-term effects of human practices on *Pinus sylvestris* spatial dynamics (Causse Mejean, France)". *Landscape Ecology*, vol. 21, no. 5, pp. 657-670.
- Certini G. 2005. "Effects of fire on properties of forest soils : a review". *Oecologia*, vol. 143, no. 1, pp. 1-10.
- Cingolani A.M., Noy-Meir I. & Díaz S. 2005. "Grazing effects on rangeland diversity : a synthesis of contemporary models". *Ecological Applications*, vol.

- 15, no. 2, pp. 757-773.
- Coca M. & Pausas J.G. 2009. "Regeneration traits are structuring phylogenetic diversity in cork oak (*Quercus suber*) woodlands". *Journal of Vegetation Science*, vol. 20, no. 6, pp. 1009-1015.
- Collins S.L., Knapp A.K., Briggs J.M., Blair J.M. & Steinauer E.M. 1998. "Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie". *Science*, vol. 280, no. 5354, pp. 745-747.
- Connell J.H. 1978. "Diversity in tropical rain forests and coral reefs". *Science*, vol. 199, no. 4335, pp. 1302-1310.
- Delassus L. 2015. "Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques". *Conservatoire botanique national de Brest*.
- Galán de Mera A., Hagen M.A. & Vicente Orellana J.A. 1999. "Aerophyte, a new life form in Raunkiaer's classification?". *Journal of Vegetation Science*, vol. 10, no. 1.
- Götzenberger L., Ohl C., Hensen I., Gómez P.S. & Wesche K. 2003. "Postfire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain". *Anales de Biología*, vol. 25, pp. 21-28.
- Guinochet M. 1973. "Phytosociologie, volume 1". *Masson*, Paris.
- Higgins S.I., Flores O. et Schurr F.M. 2008. "Costs of persistence and the spread of competing seeders and sprouters". *Journal of Ecology*, vol. 96, no. 4, pp. 679-686.
- Hollingsworth T.N., Johnstone J.F., Bernhardt E.L. et Chapin F.S. 2013. "Fire severity filters regeneration traits to shape community assembly in Alaska's boreal forest". *PloS one*, vol. 8, no. 2.
- Jarrige F., Delay C., Montfraix P., Gambier J.P., Buyck J. & Chéry J.P. 2009. "Mutation du foncier agricole en frange urbaine : élaboration et mise à l'épreuve d'une politique de régulation territoriale". *46ème colloque de l'ASRDLF* (Clermont-Ferrand), pp. 21.
- Kazanis D. & Arianoutsou, M., 1996. "Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* forests in Attica, Greece." *International Journal of Wildland Fire*, 6(2), pp. 83-91.
- Keeley 1995. "Ecology and biogeography in mediterranean ecosystems in chile californica and australia". *Springer-Verlag*, New york.
- Klimek S., Hofmann M. & Isselstein J. 2007. "Plant species richness and composition in managed grasslands : the relative importance of field management and environmental factors". *Biological conservation*, vol. 134, no. 4, pp. 559-

- Latzel V. & Klimešová J. 2009. "Fitness of resprouters versus seeders in relation to nutrient availability in two *Plantago* species". *Acta Oecologica*, vol. 35, no.4, pp. 541-547.
- López-Poma R. & Bautista S. 2014. "Fire severity modulates the seeders/resprouters ratio in burned Mediterranean plants communities", In : *Vegetation traits modulate resilience to fire in a Mediterranean woodland*, Thèse de doctorat, Université d'Alicante, 186 p.
- Lucchesi S. & Giovannini G. 1993. "Plant community dynamics following fire: a case study in Tuscany". In : *Fire in Mediterranean Ecosystems*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 47-54.
- Mohr F. 1989. "Light-hand suppression tactics : a fire management challenge". *Fire management notes - US Department of Agriculture, Forest Service*.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G. & Kent J. 2000. "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, vol. 403, no. 6772, pp. 853-858.
- Naveh Z. 1975a. "The ecology of fire in Israel". Editeur non-identifié.
- Naveh Z. 1975b. "The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region". *Vegetatio*, vol. 29, pp. 199-208.
- Pavlu V., Hejzman M., Pavlanduring L. & Gaisler J. 2007. "Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland". *Applied Vegetation Science*, vol. 10, no. 3, pp. 375-382.
- Prodon R., Fons R. & Peter A.M. 1984. "L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations méditerranéennes des Pyrénées-Orientales : premiers résultats".
- Pyne S.J. 1984. "Introduction to wildland fire. Fire management in the United States". John Wiley & Sons, New-York, USA.
- Pyne S.J., Andrews P.L. & Laven R.D. 1996. "Introduction to wildland fire. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Roberts, Mark R., and Frank S. Gilliam. 1995. "Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management." *Ecological Applications* 5.4 969-977.
- Shannon C. & Weaver W. 1963. "The mathematical theory of communication". *Urbana University of Illinois Press, Chicago*.
- Simpson E.H. 1949. "Measurement of diversity". *Nature*.
- Sirami C., Nespoulous A., Cheylan J-P., Marty

- P., Hvenegaarda G.T., Geniez P., Schatz B. & Martin J-L. 2010. "Long-term anthropogenic and ecological dynamics of a Mediterranean landscape: impacts on multiple taxa". *Landscape and Urban Planning*, vol. 96, no. 4, pp. 214-223.
- Sørensen T.A. 1948. "A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons". *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, vol. 5, pp. 1-34.
- Thompson J.D. 2005. "Plant Evolution in the Mediterranean". *Oxford University Press*, Oxford, UK.
- Tison J.M., Jauzein P. & Michaud H. 2014. "Flore de France méditerranéenne continentale", *Naturalia Publications*, 2078 p.
- Trabaud L. 1994. "Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin". *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Springer New York, pp. 1-15.
- Rameau J.C., Bissardon M. & Guibal L. 1997. "CORINE Biotopes : types d'habitats français". *ENGREF, Nancy* (France).
- Raunkiaer C. 1934. "The use of leaf size in biological plant geography". *Clarendon press*, Oxford, pp. 368-378.
- Román-Cuesta R.M., Gracia M. & Retana J. 2009. "Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire". *Forest Ecology and Management*, vol. 258, no. 2, pp. 71-80.
- Ubeda X., Outeiro L.R. & Sala M. 2005. "Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, northeast Spain". *Land degradation and development*, vol. 17, no. 4, pp. 429-440.
- Wilson A.A.G. 1988. "Width of firebreak that is necessary to stop grass fires : some field experiments". *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 18, no. 6, pp. 682-687.

### Sites internet

- ACCFF34, 2014. Association Départementale des Comités Communaux des Feux de Forêts et des Réserves Communales de Sécurité Civile de l'Hérault <https://www.adccff34.org/adccff> consulté la première fois le 27/01/2017
- Garcelon, L. 2001. Association Info Climat <http://www.infoclimat.fr/stations-meteo/climato->

[moyennes-records.php?staid=07643&from=1981&to=2010&redirect=1](http://www.promethee.com/incendies/moyennes-records.php?staid=07643&from=1981&to=2010&redirect=1)

Prométhée <http://www.promethee.com/incendies>



## **Résumé**

Dans un contexte de développement durable où l'Homme envisage des compromis entre la biodiversité et ses propres besoins, l'impact des perturbations anthropiques et naturelles sur la biodiversité végétale est de plus en plus étudié afin de gérer au mieux les espaces naturels. Cette étude s'inscrit dans ce contexte et tente de déterminer l'impact d'un incendie ou d'un débroussaillage sur les communautés végétales de type garrigue. Une augmentation de la diversité après perturbation est mise en évidence, le feu favorise en plus la richesse spécifique tandis que le débroussaillage favorise la diversité spécifique. La biodiversité peut être donc favorisée en régulant l'intensité et la fréquence des perturbations anthropiques de manière raisonnée.

**Mots clefs :** biodiversité, diversité spécifique, garrigue, perturbation, richesse spécifique

## Annexes

**Tableau 1a.** Relevés bruts pour le terrain incendié. Dénombrement de la richesse spécifique dans les trois zones du terrain incendié.

Terrain Incendié	Surface En m <sup>2</sup>	R1			R2			R3			
		Surface Cumulée En m <sup>2</sup>	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé
1	1	1	<i>Cistus monspeliensis</i> <i>Genista scorpius</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Sedum reflexum</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Galium aparine</i>	10	10	<i>Pinus halepensis</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Genista scorpius</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Thymus vulgaris</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Carex halleriana</i>	11	11	<i>Coronilla valentina</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Carex halleriana</i> <i>Bryophytes</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Hippocrepis comosa</i> <i>Teucrium chamaedrys</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Cistus monspeliensis</i>	14	14
1	2	2	<i>Thymus vulgaris</i> <i>Silybum marianum</i> <i>Erodium cicutarium</i> <i>Hippocrepis comosa</i>	4	14	<i>Poaceae</i> <i>Euphorbia characias</i> <i>Galium aparine</i>	3	14	<i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Sedum reflexum</i> <i>Genista scorpius</i> <i>Lotus hirsutum</i>	4	18
2	4	4	<i>Eupleurum rigidum</i>	1	15	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Asparagus acutifolius</i>	3	17	<i>Eupleurum rigida</i> <i>Euphorbia characias</i> <i>Poaceae</i>	3	21
4	8	8	<i>Rubia peregrina</i> <i>Aphyllanthes monspeliensis</i> <i>Phillyrea angustifolia</i>	3	18	<i>Erodium cicutarium</i> <i>Teucrium chamaedrys</i> <i>Rosette</i>	3	20	<i>Rhamnus alaternus</i> <i>Thymus vulgaris</i> <i>Anacamptis pyramidalis</i> <i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	4	25
8	16	16	<i>Pinus halepensis</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Teucrium chamaedrys</i>	3	21	<i>Lonicera implexa</i> <i>Orobanche sp.</i> <i>Rubus ulmifolius</i>	3	23	<i>Viburnum tinus</i> <i>Clematis flammula</i>	2	27
16	32	32	<i>Sanguisorba minor</i> <i>Polytrichum sp.</i> <i>Poaceae</i>	3	24	<i>Cistus monspeliensis</i> <i>Hieracium glaucinum</i>	2	25	<i>Quercus ilex</i> <i>Rosette</i> <i>Potentilla neumaniana</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Hieracium glaucinum</i> <i>Lonicera implexa</i>	6	33
32	64	64	<i>Euphorbia characias</i> <i>Serapias sp.</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Juniperus oxycedrus</i>	5	29	<i>Sanguisorba minor</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Quercus ilex</i> <i>Saxifraga tridactylites</i>	4	29	<i>Pistacia lentiscus</i> <i>Rosa canina</i> <i>Rubus ulmifolius</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Euphorbia serrata</i> <i>Rubus fruticosus</i> <i>Sanguisorba minor</i> <i>Cyperaceae</i>	8	
64	128	128	<i>Arbutus unedo</i> <i>Pistachia lentiscus</i> <i>Anacamptis pyramidalis</i> <i>Hieracium glaucinum</i>	4	33		0	29		0	0
128	256	256		0	33		0	29		0	0
			Total		33			29			41

**Tableau 1b.** Relevés bruts pour le terrain débroussaillé. Dénombrement de la richesse spécifique dans les trois zones du terrain débroussaillé.

Terrain Débroussaillé		R1			R2			R3		
Surface En m <sup>2</sup>	Surface Cumulée En m <sup>2</sup>	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé
1	1	<i>Ruscus aculeatus</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Cistus monspeliensis</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Smilax aspersa</i> <i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Clematis flammula</i> <i>Rubia peregrina</i>	10	10	<i>Pinus halepensis</i> <i>Hedera helix</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Ruscus aculeatus</i> <i>Viola odorata</i>	9	9	<i>Cornus sanguinea</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Smilax aspersa</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Hedera helix</i> <i>Cyperaceae</i> <i>Bupleureum rigida</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	11	11
1	2	<i>Lonicera implexa</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Rosmarinus officinalis</i>	3	13	<i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Viburnum tinus</i>	4	13	<i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Poaceae</i> <i>Ruscus aculeatus</i> <i>Rubia peregrina</i>	4	15
2	4	<i>Thymus vulgaris</i> <i>Carex halleriana</i>	2	15	<i>Rhamnus alaternus</i> <i>Cistus monspeliensis</i> <i>Rosa sempervirens</i>	3	16	<i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Viburnum tinus</i>	2	17
4	8	<i>Rhamnus alaternus</i>	1	16	<i>Quercus ilex</i> <i>Carex halleriana</i>	2	18	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Teucrium chamaedrys</i>	2	19
8	16	<i>Brachypodium retusum</i> <i>Teucrium chamaedrys</i>	2	18	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Rubus fruticosus</i> <i>Sedum reflexum</i>	3	21	<i>Genista scorpius</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Arbutus unedo</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Quercus pubescens</i>	6	25
16	32	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Hedera helix</i> <i>Bupleureum rigida</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Phillyrea latifolia</i>	6	24		0	21	<i>Staezelina dubia</i> <i>Pinus halepensis</i>	2	27
32	64	<i>Arbutus unedo</i>	1	25		0	21	<i>Clematis flammula</i> <i>Lonicera etrusca</i>	2	29
64	128		0	25		0	21		0	29
128	256		0	25		0	21		0	29
		<b>Total</b>		25			21			29

**Tableau 1b.** Relevés bruts pour le terrain débroussaillé. Dénombrement de la richesse spécifique dans les trois zones du terrain débroussaillé.

Terrain Débroussaillé		R1			R2			R3		
Surface En m <sup>2</sup>	Surface Cumulée En m <sup>2</sup>	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé
1	1	<i>Ruscus aculeatus</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Cistus monspeliensis</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Clematis flammula</i> <i>Rubia peregrina</i>	10	10	<i>Pinus halepensis</i> <i>Hedera helix</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Ruscus aculeatus</i> <i>Viola odorata</i>	9	9	<i>Cornus sanguinea</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Smilax aspera</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Hedera helix</i> <i>Cyperaceae</i> <i>Bupleureum rigida</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	11	11
1	2	<i>Lonicera implexa</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Rosmarinus officinalis</i>	3	13	<i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Viburnum tinus</i>	4	13	<i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Poaceae</i> <i>Ruscus aculeatus</i> <i>Rubia peregrina</i>	4	15
2	4	<i>Thymus vulgaris</i> <i>Carex halleriana</i>	2	15	<i>Rhamnus alaternus</i> <i>Cistus monspeliensis</i> <i>Rosa sempervirens</i>	3	16	<i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Viburnum tinus</i>	2	17
4	8	<i>Rhamnus alaternus</i>	1	16	<i>Quercus ilex</i> <i>Carex halleriana</i>	2	18	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Teucrium chamaedrys</i>	2	19
8	16	<i>Brachypodium retusum</i> <i>Teucrium chamaedrys</i>	2	18	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Rubus fruticosus</i> <i>Sedum reflexum</i>	3	21	<i>Genista scorpius</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Arbutus unedo</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Quercus pubescens</i>	6	25
16	32	<i>Hieracium glaucinum</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Hedera helix</i> <i>Bupleureum rigida</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Phillyrea latifolia</i>	6	24		0	21	<i>Stachelina dubia</i> <i>Pinus halepensis</i>	2	27
32	64	<i>Arbutus unedo</i>	1	25		0	21	<i>Clematis flammula</i> <i>Lonicera etrusca</i>	2	29
64	128		0	25		0	21		0	29
128	256		0	25		0	21		0	29
		<b>Total</b>		25			21			29

**Tableau 1c.** Relevés bruts pour le terrain non-perturbé. Dénombrement de la richesse spécifique dans les trois zones du terrain non-perturbé.

Terrain Non perturbé		R1			R2			R3		
Surface En m <sup>2</sup>	Surface Cumulée En m <sup>2</sup>	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé	Taxons rencontrés	Nombre de taxons	Nombre de taxons Cumulé
1	1	<i>Quercus coccifera</i> <i>Phillyrea angustifolia</i> <i>Hedera helix</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Rubia peregrina</i> Cyperaceae Bryophyte	7	7	<i>Viburnum tinus</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Smilax aspersa</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Clematis flammula</i> Cyperaceae <i>Bupleureum rigida</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Prunus spinosa</i>	10	10	<i>Quercus coccifera</i> <i>Rubus fruticosus</i> <i>Clematis flammula</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Brachypodium retusum</i> <i>Bupleureum rigida</i> <i>Juniperus oxycedrus</i>	9	9
1	2	<i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Ruscus aculeatus</i> <i>Osyris alba</i> <i>Prunus spinosa</i>	4	11	<i>Rhamnus alaternus</i>	1	11	<i>Hedera helix</i> <i>Smilax aspersa</i> <i>Asparagus acutifolius</i> Cyperaceae	4	13
2	4	<i>Smilax aspersa</i> Rosette <i>Polytrichum</i>	3	14	<i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Pistacia lentiscus</i> <i>Phyllirea angustifolia</i> <i>Hedera helix</i>	4	15	<i>Pistacia lentiscus</i> Bryophytes <i>Phyllirea angustifolia</i> <i>Pinus halepensis</i>	4	17
4	8	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i> <i>Lotus dorycnium</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Brachypodium retusum</i>	4	18	<i>Pinus halepensis</i> <i>Brachypodium retusum</i>	2	17	<i>Ruscus aculeatus</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Cornus sanguinea</i> <i>Rubia peregrina</i>	4	21
8	16	<i>Asparagus acutifolius</i> <i>Pistacia lentiscus</i> <i>Phyllirea latifolia</i>	3	21	<i>Phyllirea latifolia</i> <i>Viburnum tinus</i>	2	19	<i>Arbutus unedo</i> <i>Iris foetidissima</i> <i>Lonicera implexa</i>	3	24
16	32	<i>Rhamnus alaternus</i> <i>Clematis flammula</i> <i>Rosa sempervirens</i> <i>Lonicera etrusca</i>	4	25	<i>Lonicera etrusca</i>	1	20	<i>Phyllirea latifolia</i>	1	25
32	64		0	25	<i>Quercus ilex</i> <i>Rosa canina</i>	2	22		0	25
64	128		0	25		0	22		0	25
128	256		0	25		0	22		0	25
		<b>Total</b>		<b>25</b>			<b>22</b>			<b>25</b>

**Tableau 2.** Synthèse de la répartition des espèces par terrain, classement en types biologiques et stratégies de recolonisation. 0 = espèce absente, 1 = espèce présente.

Types biologiques	Familles	Espèces	Stratégies De recolonisation	Terrain Incendié	Terrain Débroussaillé	Terrain Non perturbé
Géophytes	Orchidaceae	<i>Anacamptis pyramidalis</i>	sprouter	1	0	0
Géophytes	Asparagaceae	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Ericaceae	<i>Arbutus unedo</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Asparagaceae	<i>Asparagus acutifolius</i>	sprouter	1	1	1
Hémicryptophytes	Poaceae	<i>Brachypodium retusum</i>	sprouter	1	1	1
Hémicryptophytes	Apiaceae	<i>Eupleurum rigidum</i>	Seeder - sprouter	1	1	1
Hémicryptophytes	Cyperaceae	<i>Carex halleriana</i>	n.c.	1	1	0
Chaméphytes	Cistaceae	<i>Cistus monspeliensis</i>	seeder	1	1	0
Phanérophytes lianescent	Ranunculaceae	<i>Clematis flammula</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Fabaceae	<i>Coronilla valentina</i>	n.c.	1	0	0
Phanérophytes	Cornaceae	<i>Cornus sanguinea</i>	n.c.	0	1	1
Thérophytes	Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i>	seeder	1	0	0
Chaméphytes	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia characias</i>	n.c.	1	0	0
Géophytes	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia serrata</i>	sprouter	1	0	0
Thérophytes	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i>	seeder	1	0	0
Phanérophytes	Fabaceae	<i>Genista scorpius</i>	seeder	1	1	0
Phanérophytes lianescent	Araliaceae	<i>Hedera helix</i>	sprouter	0	1	1
Hémicryptophytes	Asteraceae	<i>Hieracium glaucinum</i>	seeder	1	1	0
Hémicryptophytes	Fabaceae	<i>Hippocrepis comosa</i>	n.c.	1	0	0
Hémicryptophytes	Iridaceae	<i>Iris foetidissima</i>	Seeder - sprouter	0	0	1
Phanérophytes	Cupressaceae	<i>Juniperus oxycedrus</i>	seeder	1	1	1
Phanérophytes lianescent	Caprifoliaceae	<i>Lonicera implexa</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Caprifoliaceae	<i>Lonicera etrusca</i>	sprouter	0	1	1
Phanérophytes	Fabaceae	<i>Lotus dorycnium</i>	Seeder - sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Fabaceae	<i>Lotus hirsutum</i>	seeder	1	0	0
Thérophytes	Orobanchaceae	<i>Orobancha sp.</i>	seeder	1	0	0
Phanérophytes	Santalaceae	<i>Osyris alba</i>	sprouter	0	0	1
Phanérophytes	Oleaceae	<i>Phillyrea angustifolia</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Oleaceae	<i>Phillyrea latifolia</i>	sprouter	0	1	1
Phanérophytes	Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i>	seeder	1	1	1
Phanérophytes	Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i>	sprouter	1	0	1
Hémicryptophytes	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	sprouter	1	0	0
Hémicryptophytes	Rosaceae	<i>Potentilla verna</i>	n.c.	1	0	0
Phanérophytes	Rosaceae	<i>Prunus spinosa</i>	seeder	1	0	1
Phanérophytes	Fagaceae	<i>Quercus coccifera</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Fagaceae	<i>Quercus ilex</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Fagaceae	<i>Quercus pubescens</i>	sprouter	0	1	1
Phanérophytes	Rhamnaceae	<i>Rhamnus alaternus</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Rosaceae	<i>Rosa canina</i>	n.c.	1	0	1
Phanérophytes	Rosaceae	<i>Rosa sempervirens</i>	n.c.	0	1	1
Phanérophytes	Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i>	seeder	1	1	1
Chaméphytes	Rubiaceae	<i>Rubia peregrina</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Rosaceae	<i>Rubus fruticosus</i>	sprouter	1	1	1
Phanérophytes	Rosaceae	<i>Rubus ulmifolius</i>	sprouter	1	0	0
Géophytes	Asparagaceae	<i>Ruscus aculeatus</i>	sprouter	0	1	1
Hémicryptophytes	Rosaceae	<i>Sanguisorba minor</i>	n.c.	1	0	0
Thérophytes	Saxifragaceae	<i>Saxifraga tridactylites</i>	seeder	1	0	0
Chaméphytes	Crassulaceae	<i>Sedum reflexum</i>	n.c.	1	1	0
Géophytes	Orchidaceae	<i>Serapias sp.</i>	sprouter	1	0	0
Thérophytes	Asteraceae	<i>Silybum marianum</i>	seeder	1	0	0
Phanérophytes lianescent	Smilacaceae	<i>Smilax aspera</i>	seeder	1	1	1
Chaméphytes	Asteraceae	<i>Stachelina dubia</i>	n.c.	0	1	0
Chaméphytes	Lamiaceae	<i>Teucrium chamaedris</i>	Seeder - sprouter	1	1	0
Chaméphytes	Lamiaceae	<i>Thymus vulgaris</i>	Seeder - sprouter	1	1	0
Phanérophytes	Adoxaceae	<i>Viburnum tinus</i>	sprouter	1	1	1
Hémicryptophytes	Violaceae	<i>Viola odorata</i>	n.c.	0	1	0
	Cyperaceae	Indéterminée	n.c.	1	1	1
	Poaceae	Indéterminée	n.c.	1	1	0
		Rosettes	n.c.	1	0	1
		Bryophytes	n.c.	1	0	1
		<i>Polytrichum sp.</i>	n.c.	1	0	1
		Nombre d'espèces				
		Total par terrain		50	37	33

**Tableau 3.** Pourcentage de recouvrement des espèces par réplikat en fonction du terrain.

i = Individu unique

r = Individus rares recouvrants moins de 1% de la surface

+ = Individus peu abondants recouvrant moins de 5% de la surface

Taxons	Terrain brûlé			Terrain débroussaillé			Terrain non perturbé		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	r	r	+	0	0	r	i	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	i	0	0	5	0	+	0	0	i
<i>Asparagus acutifolius</i>	r	r	r	r	r	r	r	r	r
<i>Brachypodium retusum</i>	10	60	20	10	10	5	r	r	10
<i>Eupleurum rigidum</i>	r	0	r	r	0	r	0	r	r
<i>Carex halleriana</i>	0	5	5	r	r	0	0	0	0
<i>Cistus monspeliensis</i>	15	55	50	15	r	0	0	0	0
<i>Clematis flammula</i>	0	0	r	r	0	r	r	r	r
<i>Cornus sanguinea</i>	0	0	0	0	0	r	0	0	r
<i>Coronilla vatlentina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	i
<i>Erodium cicutarium</i>	r	r	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia characias</i>	r	r	r	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia serrata</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	i	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Genista scorpius</i>	5	15	5	0	0	r	0	0	0
<i>Hedera helix</i>	0	0	0	5	50	r	r	r	r
<i>Hieracium glaucinum</i>	r	r	r	r	r	r	0	0	0
<i>Hippocrepis comosa</i>	r	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Iris foetidissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	i
<i>Juniperus oxycedrus</i>	r	+	0	i	0	+	0	3	4
<i>Lonicera implexa</i>	r	r	r	5	r	+	0	0	i
<i>Lonicera etrusca</i>	0	0	0	0	0	r	r	r	0
<i>Lotus dorycnium</i>	r	r	5	r	0	r	r	0	0
<i>Lotus hirsutum</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Orobancha sp.</i>	0	i	0	0	0	0	0	0	0
<i>Osyris alba</i>	0	0	0	0	0	0	i	0	0
<i>Phillyrea angustifolia</i>	3	10	+	5	15	7	3	r	5
<i>Phillyrea latifolia</i>	0	0	0	+	0	0	r	15	+
<i>Pinus halepensis</i>	r	+	r	40	40	30	45	45	45
<i>Pistacia lentiscus</i>	r	0	r	0	0	0	2	5	5
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla verna</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i>	0	0	i	0	0	0	r	r	5
<i>Quercus coccifera</i>	40	50	40	65	35	15	15	40	20
<i>Quercus ilex</i>	0	i	i	0	15	0	0	i	0
<i>Quercus pubescens</i>	0	0	0	5	10	r	0	0	r
<i>Rhamnus alaternus</i>	r	0	r	5	r	r	3	5	0
<i>Rosa canina</i>	0	0	i	0	0	0	0	i	0
<i>Rosa sempervirens</i>	0	0	0	0	r	0	i	0	0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	15	35	+	r	0	5	3	5	+
<i>Rubia peregriana</i>	r	i	r	r	r	r	r	r	r
<i>Rubus fruticosus</i>	0	0	i	0	i	0	0	0	r
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	r	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruscus aculeatus</i>	0	0	0	i	r	1	r	0	r
<i>Sanguisorba minor</i>	r	i	r	0	0	0	0	0	0
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	r	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sedum reflexum</i>	2	0	r	0	i	0	0	0	0
<i>Serapias sp.</i>	r	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silybum marianum</i>	r	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Smilax aspera</i>	r	i	r	r	5	5	r	60	r
<i>Staezelina dubia</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Teucrium chamaedris</i>	r	r	r	r	0	r	0	0	0
<i>Thymus vulgaris</i>	4	10	+	i	0	0	0	0	0
<i>Viburnum tinus</i>	20	10	15	30	40	50	2	15	25
<i>Viola odorata</i>	0	0	0	0	r	0	0	0	0
Cyperaceae	0	0	r	0	0	r	2	5	10
Poaceae	0	r	r	0	0	0	r	0	0
Rosette	r	r	r	0	0	r	0	0	0
Bryophyte	0	0	r	0	0	0	r	0	r
<i>Polytrichum sp.</i>	r	0	0	0	0	0	r	0	0