

Sommaire

Introduction générale	1
Chapitre 1. Synthèse bibliographique	
1. Généralités sur les mycorhizes	4
1.1. Définition	4
1.2. Les différents types de symbioses mycorhiziennes	6
1.2.1. Les ectomycorhizes (EM)	6
1.2.2. Les ectoendomycorhizes	6
1.2.3. Les endomycorhizes à arbuscules et à vésicules (MA)	6
1.2.3.1. Cycle de vie des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA)	9
1.2.3.2. Taxonomie des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA)	12
1.2.3.3. Intérêt de la symbiose endomycorhizienne	14
2. Généralités sur les plantes d'intérêts	17
2.1. <i>Retama monosperma</i>	17
2.1.1. Description de l'espèce	17
2.1.2. Les associations symbiotiques de <i>Retama monosperma</i>	19
2.1.3. Intérêts	19
2.2. <i>Lotus creticus</i>	20
2.2.1. Description de l'espèce	20
2.2.2. Les associations symbiotiques de <i>Lotus creticus</i>	21
2.2.3. Intérêts	22
2.3. <i>Tetraclinis articulata</i>	22
2.3.1. Description de l'espèce	22
2.3.2. Symbiose thuya- champignons mycorhiziens	25
2.3.3. Intérêts	25
2.4. <i>Schinus terebinthifolius</i>	26
2.4.1. Description de l'espèce	26
2.4.2. Intérêts	28
3. La réhabilitation des sols dégradés	28
4. Les CMA et la strate arbustive : Effet « plantes nurses »	30
5. Gestion durable du potentiel infectieux mycorhizogène des sols pour la réhabilitation des sols dégradés	31
6. Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol : un outil biologique pour	33

restaurer et revégétaliser les sols dégradés

Chapitre 2. Effet plante nurse

1. Introduction	34
2. Présentation du site d'étude	35
2.1. Climat et température	37
2.2. Flore	38
3. Matériel et Méthodes	39
3.1. Matériel végétal	39
3.2. Dispositif expérimental	39
3.3. Méthodes	42
3.3.1. Etude physicochimique du sol	42
3.3.1.1. Analyses physiques	42
3.3.1.2. Analyses chimiques	43
3.3.2. Détermination du Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol	45
3.3.3. Paramètres biométriques mesurés	46
3.3.4. Estimation du degré de colonisation des racines	46
3.3.5. Teneur en azote et en phosphore des parties aériennes	47
3.3.6. Analyse Statistique	48
4. Résultats	49
4.1. Analyses physicochimiques	49
4.2. Potentiel infectieux mycorhizogène du sol (PIM)	52
4.3. Suivi du développement des plantes	54
4.4. Mise en évidence de la colonisation racinaire MA après 24 mois	58
4.5. Teneur des parties aériennes en phosphore et en azote	59
4.6. Relevé botanique de la parcelle après 24 mois de la réhabilitation	60
4.7. Analyse en Composantes Principales (ACP)	62
4.7.1. Relations entre les différents paramètres physicochimiques et microbiologique du sol	62
4.7.2. Relations entre les différents paramètres étudiés chez <i>Schinus terebinthifolius</i>	63
5. Discussion	64
6. Conclusion	68

Chapitre 3. Effet de l'inoculation contrôlée

1. Introduction	69
------------------------	-----------

2. Matériel et Méthodes	70
2.1. Production d'inoculum mycorhizien	70
2.1.1. Scarification et désinfection des graines	70
2.1.2. Préparation de l'inoculum mycorhizien	70
2.2. Préparation des semis de <i>Schinus terebinthifolius</i> et <i>Tetraclinis articulata</i>	72
2.2.1. Scarification et désinfection des graines de <i>Schinus terebinthifolius</i> et <i>Tetraclinis articulata</i>	72
2.2.2. Inoculation des plantes en conditions contrôlées	73
2.3. Mise en place de la seconde parcelle	73
2.4. Etude physicochimique du sol	74
2.5. Détermination du Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol	74
2.6. Teneur en azote et en phosphore des parties aériennes	74
2.7. Analyse Statistique	74
3. Résultats	75
3.1. Production d'inoculum mycorhizien	75
3.1.1. Mise en évidence de la colonisation racinaire des plantes pièges	75
3.1.2. Estimation du taux de colonisation racinaire MA	76
3.2. Effet de l'inoculation mycorhizienne sur la croissance de <i>Lotus creticus</i> et <i>Retama monosperma</i>	77
3.2.1. Hauteur de la partie aérienne de <i>Lotus creticus</i> et <i>Retama monosperma</i>	77
3.2.2. Production de la matière végétale sèche de la partie aérienne	79
3.3. Effet de l'inoculation contrôlée sur la croissance de <i>Schinus terebinthifolius</i> et <i>Tetraclinis articulata</i> après 12 mois de mise en culture <i>in vitro</i>	80
3.4. Mise en place de la seconde parcelle	82
3.5. Effet de l'inoculation contrôlée sur la croissance et la survie sur site des plantes de <i>Schinus terebinthifolius</i> et <i>Tetraclinis articulata</i>	84
3.6. Nombre de ramifications	85
3.7. Mise en évidence de la colonisation racinaire MA après 24 mois	85
3.8. Analyses physicochimiques	87
3.9. Potentiel infectieux mycorhizogène du sol (PIM)	90
3.10. Teneur des parties aériennes en phosphore et en azote de <i>Schinus terebinthifolius</i>	91
3.11. Analyse en Composantes Principales (ACP)	92
3.11.1. Relations entre les différents paramètres physicochimiques et microbiologique du sol	92

3.11.2. Relation entre les différents paramètres étudiés chez de <i>Schinus terebinthifolius</i>	93
4. Discussion	94
5. Conclusion	101
6. L'apport des deux protocoles de revégétalisation initiés dans la sablière de Terga	102
Conclusion générale et perspectives	105
Références bibliographiques	108
Annexe	141

Introduction générale

Introduction générale

La dégradation des terres en Algérie est influencée par plusieurs facteurs tels le changement climatique, la désertification et les activités humaines (surpâturage, surexploitation des terres, etc.) (Bedrani, 1999; Nedjraoui et Bedrani, 2008). Ces facteurs conduisent principalement à une altération des caractéristiques écologiques du milieu dont les premiers symptômes sont la dégradation des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols et la réduction du couvert végétal (Piéri, 1989 ; Albaladejo *et al.*, 1998; Duponnois *et al.*, 2013). La dégradation du sol et la perte progressive du couvert végétal peuvent-être également causées par l'abandon des carrières après exploitation du sable, un phénomène très fréquent en Algérie. La loi exécutive publiée dans le journal officiel n° 02-470 le 24 décembre 2002, exige à tout demandeur d'une autorisation d'exploitation de carrières et sablières, les mesures retenues pour la remise en état graduelle des lieux pendant toute la durée de l'activité. D'après Collomb (2003), les carrières doivent disposer d'un plan de réaménagement qui doit être réalisé sans délai dès l'achèvement des opérations d'extraction et l'aménagement se fait par la revégétalisation au fur et à mesure de l'exploitation. Cependant, en milieu méditerranéen, l'extrême pauvreté en éléments nutritifs, en particulier en azote et en phosphore est le problème auquel sont confrontés les aménageurs de sites d'exploitation (Brunel *et al.*, 2007).

Les objectifs majeurs de la restauration et de la réhabilitation sont l'amélioration de la biodiversité, la structure et la dynamique de ces écosystèmes dégradés (Aronson *et al.*, 1995). Plusieurs moyens peuvent être employés pour leur réhabilitation telle l'introduction de matériel végétal et des micro-organismes associés, une des solutions utilisées pour l'amélioration de la fertilité du sol et l'augmentation de la densité et la diversité végétales. Les associations mutualistes entre les plantes et les microorganismes du sol sont des éléments importants car elles sont essentielles pour la réparation du sol, la survie, la croissance et la santé des végétaux (Whipps, 2001; Le Roux, 2002 ; Weller *et al.*, 2002; Van der Heijden *et al.*, 2008). Parmi les associations bénéfiques sensibles à ces dégradations figurent la symbiose mycorhizienne (Elhassan *et al.*, 2010 ; Gianinazzi *et al.*, 2010), qui est considérée comme une composante clé dans les stratégies de réhabilitation des sites dégradés (Rao et Tarafdar, 1998 ; Duponnois *et al.*, 2010). Les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) jouent un rôle très important dans le fonctionnement du sol et sa fertilité (Brundrett, 1991 ; Requena *et al.*, 2001). Ils sont impliqués également dans l'établissement des endosymbioses racinaires fixatrices d'azote cas des légumineuses (Duponnois *et al.*, 2013). Ces dernières sont considérées comme « plante-

nurse » pour faciliter la survie et le développement de certaines plantes en améliorant la teneur en azote et en phosphore des sols (Duponnois *et al.*, 2001b).

Dans le milieu méditerranéen, l'effet plante nurse « ou facilitateur » est très important dans les opérations de réhabilitation et la réparation des sols dégradés (Garcia *et al.*, 1997), ces plantes nurses jouent un rôle très important dans l'amélioration et le développement d'autres plantes (Manaut *et al.*, 2013) car elles sont caractérisées par une haute mycotrophie et présentent une grande capacité à promouvoir la multiplication des propagules mycorhiziens de type arbusculaire dans le sol (Azcon et Barea, 1997 ; Ouahmane, 2007).

Aussi, dans le cadre de la réhabilitation de la sablière de Terga de la wilaya de Ain temouchent, deux protocoles de réhabilitation de deux parcelles sont proposés dans le cadre de cette thèse :

- Dans le premier site, la réhabilitation est basée sur l'introduction de deux essences forestières autochtones *Schinus terebinthifolius* (poivrier du Brésil) et *Tetraclinis articulata* (thuya) et d'étudier l'effet associatif entre ces deux espèces et deux légumineuses autochtones très mycotrophes *Retama monosperma* et *Lotus creticus*.
- Un second protocole de réhabilitation concernant le site deux est réalisé par l'introduction des deux espèces arbustives *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*, obtenues *in vitro*, après inoculation contrôlée préalable par des symbiotes fongiques.

Les principaux objectifs de ce travail sont :

i : étudier l'effet associatif entre les espèces végétales afin de sélectionner la meilleure association.

ii : étudier l'impact de l'inoculation contrôlée sur les plantes et la composition physicochimique et biologique du sol pour la réhabilitation de la sablière de Terga.

Notre travail est divisé en trois chapitres, le premier chapitre est une étude bibliographique en rapport avec le thème de la thèse et les deux autres chapitres traitent de la méthodologie utilisée, les résultats obtenus et leur discussion.

Le premier chapitre présente une synthèse sur la symbiose mycorhizienne et son rôle dans les sols dégradés. Elle est suivie de la présentation des différentes espèces utilisées pour la réhabilitation de la sablière de Terga qui ont fait l'objet de cette étude puis d'une synthèse sur la réhabilitation des sols dégradés et la gestion durable du potentiel infectieux mycorhizogène des sols pour la réhabilitation des sols dégradés.

Le deuxième chapitre consiste à mettre au point une stratégie de revégétalisation d'une sablière après exploitation à Terga par l'introduction de deux espèces végétales autochtones non fixatrices d'azote, *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* associées ou non à des espèces fixatrices d'azote (*Retama monosperma* et *Lotus creticus*). Les différentes associations sont étudiées ainsi que leur effet sur la composition et la structure du sol, la biodisponibilité des éléments nutritifs et l'activité microbienne appréhendée par l'étude du potentiel infectieux mycorrhizogène.

Le troisième chapitre traite de l'inoculation contrôlée des deux espèces arbustives par la production de l'inoculum à partir des racines des plantes d'intérêts produites après 2 ans de la mise en place de la première parcelle. Après transfert des plants obtenus *in vitro*, les mêmes paramètres d'étude sont retenus.

Chapitre 1
Synthèse
bibliographique

1. Généralités sur les mycorhizes

1.1. Définition

Les mycorhizes sont une association symbiotique entre un champignon (mycète) et les racines d'une plante vasculaire. Le terme « mycorhize » a été proposé par Frank (1885), il vient de la combinaison de deux mots, l'un grec *mükēs* (champignon) et l'autre latin *rhiza* (racine) et traduit la collaboration entre un champignon (myco) et les racines (rhize) d'une plante (Fig.1). Les organes résultant de cette association sont appelés mycorhizes (Durrieu, 1993; Egli et Brunner, 2002). On estime à 90% la proportion des familles de plantes (angiospermes, gymnospermes, ptéridophytes, lycopodes et mousses) pouvant former *in natura* des associations mycorhiziennes (Brundrett, 2002 ; Hause et Fester, 2005). Certaines espèces végétales ne peuvent croître normalement sans s'associer à un partenaire fongique (Janos, 1980; Brundrett, 1991) alors qu'au cours de l'évolution d'autres groupes (Chenopodiaceae, Caryophyllaceae, Brassicaceae, Urticaceae, etc.) ont perdu la capacité à établir ce type de symbiose (Strullu, 1991; Simon *et al.*, 1993; Selosse et Le Tacon, 1998).

Selon les caractères anatomiques de l'association (Peyronel *et al.*, 1969), on distingue des structures typiques de l'organe résultant de l'association et la nature de l'interface qui se forme entre plante et symbiote fongique (Fig.1), il existe huit principaux types de mycorhizes : les ectomycorhizes, les mycorhizes arbusculaires et à vésicules (Garbaye, 2013), les mycorhizes éricoïdes, les mycorhizes arbutoïdes, les mycorhizes des orchidaceae, les ectendomycorhizes ainsi que les mycorhizes sébacinoïdes (Fortin *et al.*, 2008). Le tableau 1 résume les principales caractéristiques de chacune de ces mycorhizes.

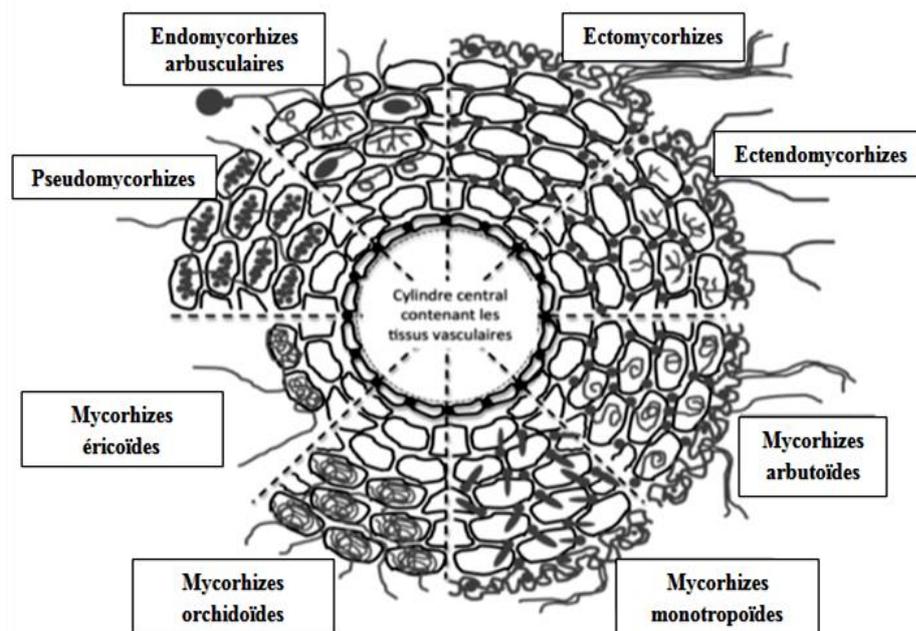


Figure 1 : Représentation schématique des sections transversales des huit types de mycorhizes (Garbaye, 2013).

Tableau 1 : Caractéristiques des principaux types mycorhiziens (Fortin *et al.*, 2008)

Les différents types de mycorhizes					
Types de mycorhizes	Champignons impliqués	Plantes hôtes	Structures fongiques	Structures de l'hôte	Impacts physiologiques
Arbusculaires	Champignons microscopiques gloméromycètes - 200 espèces	Bryophytes et plantes vasculaires : 70% des espèces actuelles	Arbuscules et vésicules intracellulaires, mycélium et spores extraracinaires	Peu de champignons, coloration jaune	Accès à l'eau et aux minéraux peu mobiles, accru résistance aux maladies, phytophagie et phénologie modifiées
Ectomycorhizes	Champignons supérieurs : basidiomycètes ascomycètes : milliers d'espèces	Arbres gymnospermes et angiospermes : 5% des espèces actuelles	Manchon, mycélium intracellulaire, rhizomorphes, sclérotés, ascomata, basidiomata. Absence de pénétration intracellulaire	Hypertrophie corticale, ramifications dichotomiques ou racémeuses	Accès accru aux minéraux, utilisation de l'azote organique, résistance aux maladies et nématodes, tolérance aux pH Acides et aux métaux lourds
ectendomycorhizes	Deutéromycètes : quelques espèces	Pins, rares	Manchon mince, mycélium intercellulaire, pénétration intracellulaire, ascomata	Hypertrophie corticale, ramifications	Idem
Arbutoïdes	Basidiomycètes : quelques espèces	Ericacées, rares	Manchon mince, pénétration intracellulaire, basidiomata	Hypertrophie corticale	Idem
Ericoïdes	Ascomycètes : quelques dizaines d'espèces	Ericacées : 5% des espèces actuelles	Mycélium intracellulaire, ascomata	Peu de modifications	Idem
Orchidoïdes	Basidiomycètes et mycéliums stériles peu connus	Orchidées : 10% des espèces actuelles	Mycélium intracellulaire pelotonné basidiomycètes	Peu de modifications	Souvent essentiel à la morphogénèse, nutrition saprophytique de la plante, protection contre les pathogènes
Sebacinoides	Piriformospora, basidiomycètes : quelques espèces	variées	Mycélium intracellulaire	Peu de modifications	Peu connus

1.2. Les différents types de symbioses mycorhiziennes

1.2.1. Les ectomycorhizes (EM)

Ce sont des symbioses formées par des champignons colonisant principalement les arbres et arbustes des régions boréales, tempérées et montagneuses, qui produisent souvent des carpophores à la surface des sols forestiers. Ce sont majoritairement des ascomycètes (truffes, terfez) et des basidiomycètes (amanites, chanterelles, cortinaires...) qui touchent moins d'espèces végétales que les champignons endomycorhiziens. Il existe entre 5000 à 6000 espèces de champignons capables de former des ectomycorhizes dont la structure, malgré cette grande diversité, est généralement conservée (Molina *et al.*, 1992). Sur le plan morphologique et structural, la racine est enrobée d'un manteau fongique visible à l'œil nu, et présente un réseau d'hyphes, appelé réseau de Hartig qui pénètre entre les cellules corticales (Fortin *et al.*, 2008) (Fig.2).



Figure 2 : Aspect du manteau fongique et réseau de Hartig chez les ectomycorhizes (Fortin *et al.*, 2008)

1.2.2. Les ectoendomycorhizes

Ce sont des champignons observés chez les Spermaphytes (certains ligneux, certaines Ericales). Ce sont des champignons septés appartenant aux ascomycètes et quelques espèces aux basidiomycètes qui forment à la fois un manteau plus ou moins épais et un réseau de Hartig et suçoirs (monotropoides) ou peletons encore mal connus et le mycobionte peut être parasite ou mutualiste d'un autre végétal (Selosse, 1998). Le tableau 1 résume les caractéristiques des principaux types mycorhiziens.

1.2.3. Les endomycorhizes à arbuscules et à vésicules (MA)

Les mycorhizes arbusculaires (MA) sont une association entre des gloméromycètes (ordre des

Glomales) (anciennement classées dans les Zygomycètes, placées récemment dans le phylum des Glomeromycètes) (Schüßler *et al.*, 2001) et des plantes terrestres (Harrisson, 1997; Koide et Mosse, 2004; Smith et Read, 2008). Elles n'ont été identifiées et décrites qu'à la fin du 19^{ème} siècle (Koide et Mosse, 2004). Les champignons mycorhiziens sont des symbiotes obligatoires, nécessitant donc la présence d'un hôte pour compléter leur cycle vital (Bago *et al.*, 1999; Fortin *et al.*, 2002). Au moins 85% des espèces du règne végétal sont colonisées par les mycorhizes notamment les plantes horticoles, agricoles et sylvicoles des familles d'angiospermes, gymnospermes et fougères. Récemment une nouvelle taxonomie basée sur l'analyse de la sous-unité 18S de l'ADNr a permis de construire l'arbre phylogénétique des Glomeromycètes (Glomeromycota) qui selon Schwarzott *et al.* (2001) nécessite encore d'être amélioré.

Les MA, dont les hyphes se développent à l'intérieur et à l'extérieur de la racine, se distinguent des autres principaux types de mycorhizes par leur capacité à former des arbuscules à l'intérieur des cellules corticales des racines de la plante (Fig.3, Fig.4). Ce sont des structures uniques d'échange entre le mycète et la plante (Smith et Read, 2008).

Les structures à l'intérieur de la racine sont très variables selon la symbiose considérée et par conséquent, l'identification des MA sur la base du morphotype est très complexe (Dickson, 2004). Deux types de morphologie sont présents dans la littérature, *Arum* et *Paris* qui peuvent coexister dans une même plante et des formes intermédiaires sont également observées (Fig. 5) (Dickson, 2004; Dickson *et al.*, 2007).

Les mycorhizes de type *Paris*, sont caractérisées par l'absence d'hyphes intercellulaires et par un développement à l'intérieur des cellules corticales de pelotons sur lesquels se déploient les arbuscules (Smith et Smith, 1997). Les mycorhizes de type *Arum* sont mieux décrites, elles forment un arbuscule, et sont caractérisées par un hyphe intercellulaire qui pénètre une cellule corticale dans laquelle un arbuscule se développe à l'extrémité de l'hyphe. Les mécanismes intervenant dans la formation d'une forme de colonisation particulière dans la racine mycorhizée ne sont pas clairement connus (Dickson *et al.*, 2007). En effet, bien que la morphologie de l'arbuscule soit contrôlée par la plante hôte, et plus précisément par l'espace intercellulaire (Brundrett et Kendrick, 1988, Brundrett et Kendrick, 1990), elle est également contrôlée par l'identité du champignons mycorhiziens à arbuscules CMA (Cavagnaro *et al.*, 2001). L'influence des propriétés du sol sur le taux de croissance racinaire peut agir sur l'étendue de l'espace intercellulaire (Dickson *et al.*, 2007) et par conséquent sur la forme des mycorhizes.

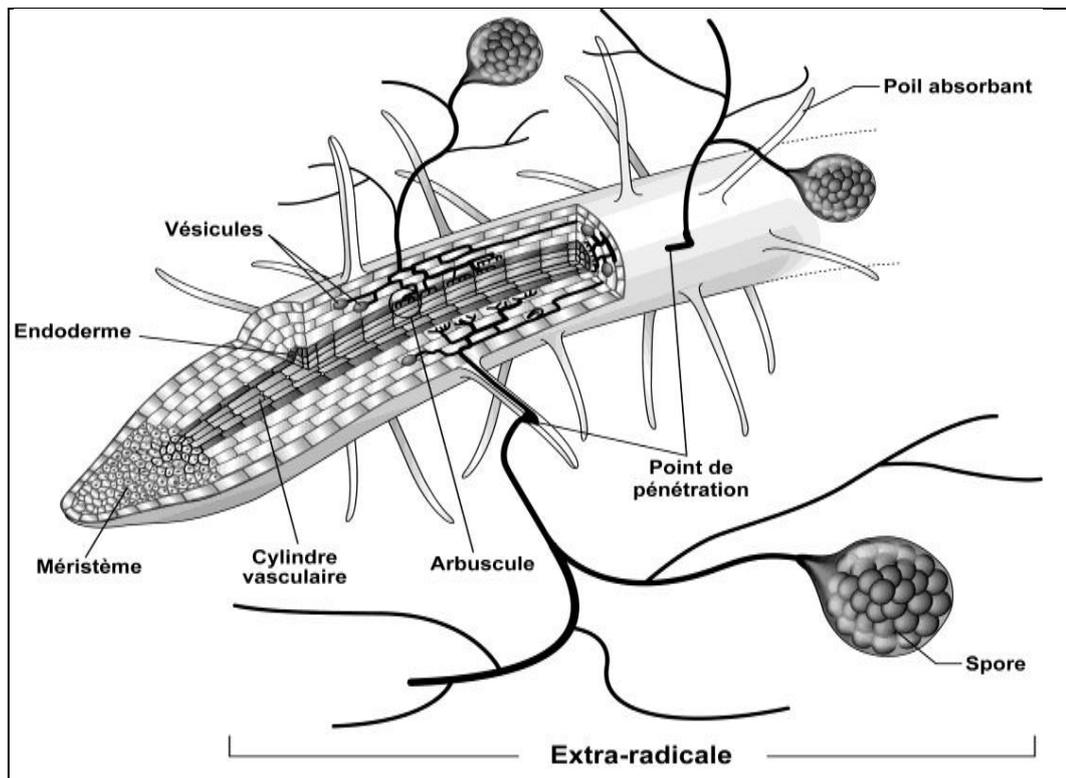


Figure 3 : Structure de la symbiose mycorhizienne arbusculaire (Fortin *et al.*, 2008)



Figure 4 : Aspect microscopique des endomycorhizes à arbuscules (a) arbuscules et (b) vésicules (Fortin *et al.*, 2008). V : vésicule.

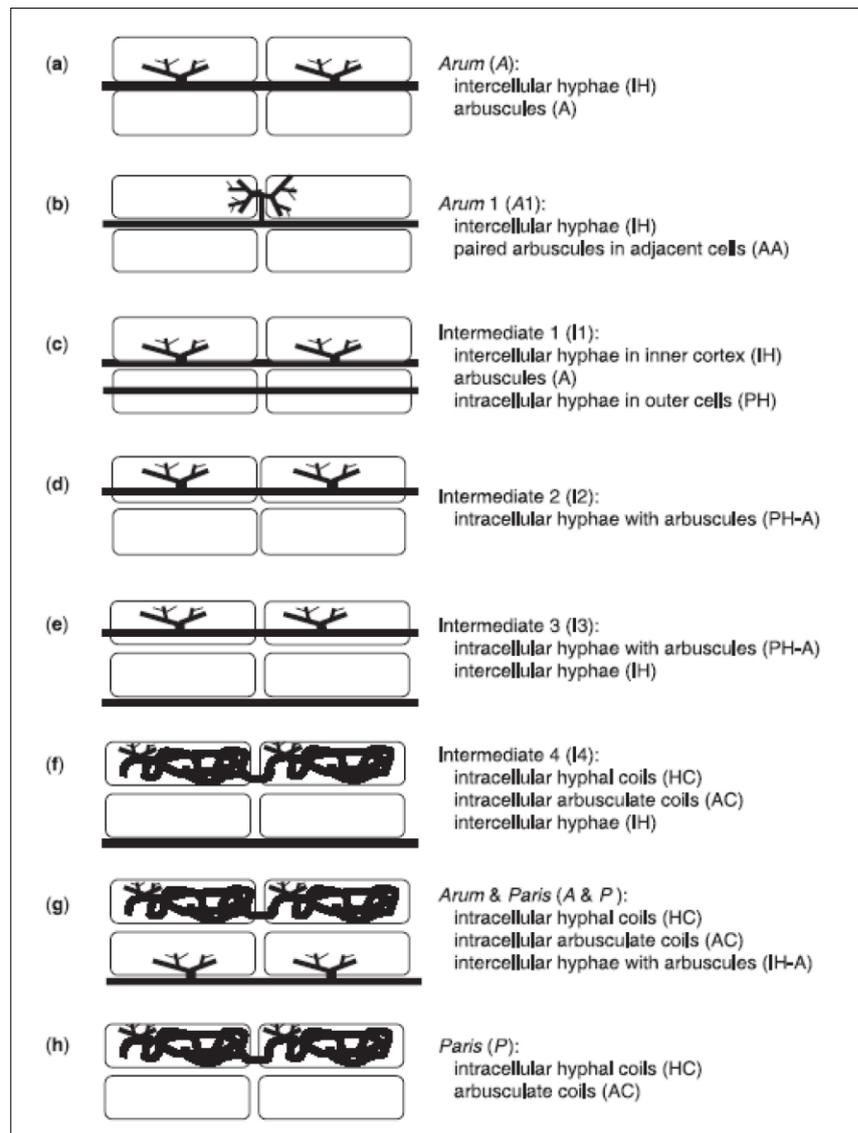


Figure 5: Schémas des différentes formes de colonisation dans les racines. (a) forme *Arum* (A); (b) forme *Arum* 1(A1); (c) forme intermédiaire 1(I1); (d) forme intermédiaire 2(I2); (e) forme intermédiaire 3(I3); (f) forme intermédiaire 4(I4); (g) forme *Arum* et *Paris* (A et P) et (h) forme *Paris* (P) (Dickson, 2005).

1.2.3.1. Cycle de vie des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA)

Chez les CMA, il n'y a pas de spécificité entre la plante-hôte et le partenaire fongique (Mosse *et al.*, 1981 ; Smith et Read, 2010). Un champignon endomycorhizien peut s'associer à plusieurs plantes et une même plante peut être infectée par plusieurs espèces de CMA. Cependant il ya des différences spécifiques dans la réponse des plantes hôtes aux CMA et *vice-versa* (Van der Heijden *et al.*, 1998). Un CMA s'installe grâce à une succession d'interactions entre le

champignon et la plante-hôte, qui conduisent à une intégration morphologique et fonctionnelle des deux symbiotes (Gianinazzi-Pearson *et al.*, 1996) (Fig.6).

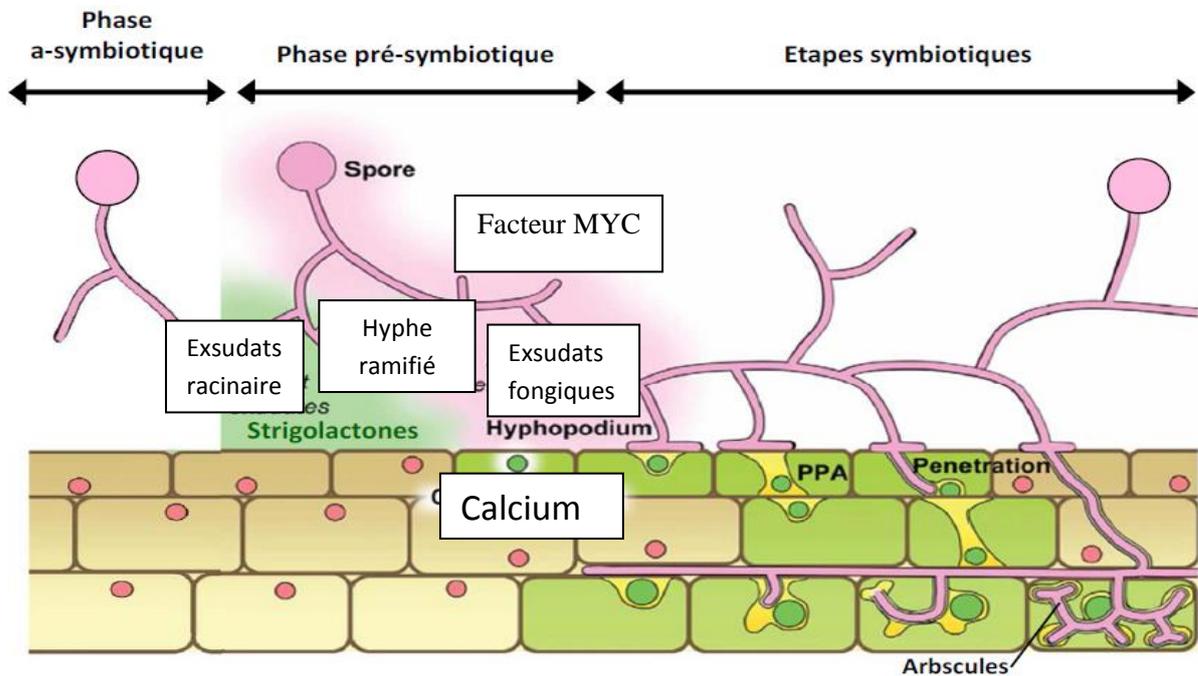


Figure 6: Schéma des différentes étapes de colonisation des CMA (Bonfante et Genre, 2010).

La phase a-symbiotique: Dans des conditions environnementales (physique, chimique et microbiologique) favorables, les spores rhizosphériques ou intraracinaires en dormance, peuvent germer spontanément en absence d'une plante hôte (Smith et Read, 1997 ; Smith et Read, 2010). Cependant, la croissance du tube germinatif du champignon en absence de la plante-hôte est limitée dans le temps (1 à 3 semaines selon les espèces de CMA) et est caractérisée par une faible utilisation des réserves du champignon (Bécard et Piché, 1989).

La phase pré- symbiotique: Pendant l'établissement de la symbiose, la plante accepte le champignon sans manifester des réactions généralisées de rejet (Dumas-Gaudot *et al.*, 2000). Ceci est dû à l'établissement d'un "dialogue" moléculaire continu dans la rhizosphère dirigé par l'échange de signaux diffusibles produits par chacun des partenaires qui conduisent à une reconnaissance mutuelle et au développement de programmes génétiques de compatibilité avant tout contact physique (Vierheilig et Piché, 2002; Bonfante et Genre, 2010).

Le champignon détecte la présence d'une racine hôte grâce à des molécules de strigolactones présentes dans les exsudats racinaires des plantes hôtes (Buée *et al.*, 2000; Akiyama *et al.*, 2005), qui activent l'activité métabolique et la ramification intense des hyphes du champignon

pour former un "branching", qui oriente et augmente les probabilités de rencontre et de contact entre les deux partenaires (Nagahashi et Douds, 2000). Les champignons sécrètent eux aussi des signaux diffusibles induisant des variations de concentration en calcium dans le cytosol et le noyau, la régulation transcriptionnelle de gènes et la ramification des racines de l'hôte: les facteurs Myc (Kosuta *et al.*, 2003). Ce processus de passage du champignon à une phase de développement pré-symbiotique, constitue une véritable "biotrophie sporale" qui est caractérisée par une ramification abondante du tube germinatif et une utilisation des réserves principalement lipidiques du champignon (Bécard *et al.*, 2004).

La phase symbiotique: l'hyphe ramifié qui résulte du tube germinatif entre en contact étroit avec une cellule rhizodermique de la plante hôte et il se différencie en hyphopodium ou appressorium (Hepper, 1985), qui est le point d'entrée du champignon dans la racine et son futur point de pénétration (Genre *et al.*, 2005). Dans cette cellule située sous l'hyphopode, l'appressorium différencie ensuite un hyphe d'infection et un appareil de pré-pénétration PPA (*Pre Penetration Apparatus*) est mis en place sous l'influence de la pression hydrostatique élevée et d'une production localisée d'hydrolases qui vont dégrader la paroi de la plante suivie d'une invagination de la membrane plasmique végétale permettant la formation d'un pont apoplasmique transcellulaire à l'intérieur du PPA à travers lequel se fait la progression de l'hyphe d'infection (Duhoux et Nicole, 2004; Genre *et al.*, 2005).

Le mycélium pénètre l'épiderme et commence la colonisation du tissu parenchymateux de la racine en traversant les différentes couches cellulaires du cortex racinaire de l'extérieur vers l'intérieur mais ne pénètre pas l'endoderme ni les tissus vasculaires et méristématiques. Il progresse dans les espaces intercellulaires (Genre *et al.*, 2008) et différencie à l'intérieur du tissu parenchymateux des structures typiques les arbuscules (structure d'échange) et les vésicules (structure de réserve).

Les arbuscules sont formés suite à une division dichotomique répétée des hyphes fongiques à l'intérieur des cellules internes du cortex racinaire qu'ils pénètrent sans traverser la membrane plasmique. Ce type de structure augmente la surface d'échange grâce à des transporteurs spécifiques entre les deux partenaires symbiotiques. La membrane plasmique végétale intégrée est conservée dans la cellule mais sa composition est légèrement modifiée en membrane péri-arbusculaire du symbiosome qui le sépare du cytoplasme végétal (Guissou, 2001). La durée de vie des arbuscules est courte (2,5 à 15 jours), ils se résorbent progressivement jusqu'à ce qu'il ne reste que le tronc (Brundrett, 2008). Cette même cellule peut être à nouveau envahie par un autre arbuscule (Duhoux et Nicole, 2004). Les vésicules sont formées lorsque certaines hyphes

perforent la paroi cellulaire et pénètrent à l'intérieur de la cellule, se dilatent à leurs extrémités pour former d'énormes vésicules inter ou intracellulaires, en général dans les couches superficielles de la racine (épiderme et exoderme) (Dexheimer, 1997). Ces dernières ont des parois épaisses de formes variées caractéristiques de l'espèce fongique, apparaissant après les arbuscules et jouent un rôle dans le stockage des nutriments et la propagation du champignon (Duhoux et Nicole, 2004).

Développement des hyphes extramatriciels: Le développement du mycélium intraracinaire permet le développement simultané, d'un réseau mycélien extraracinaire important qui se différencie dans la rhizosphère à partir du point d'ancrage et qui envahit le sol adjacent et augmente la surface de contact entre les racines de la plante et le sol.

De nouvelles spores sont également différenciées dans le sol à partir du mycélium externe ou parfois à l'intérieur de la racine reliée au réseau filamenteux par un hyphe suspenseur. Les spores sont à l'origine d'un nouveau cycle et il peut coloniser de nouvelles régions du système racinaire de la plante hôte ou coloniser les racines d'une plante voisine. Les spores de résistance peuvent rester viables dans le sol très longtemps, alors que les hyphes meurent après 2 à 4 semaines si elles ne rencontrent pas de racines-hôte (Bonfante et Genre 2010).

1.2.3.2. Taxonomie des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA)

La systématique des champignons endomycorhiziens à arbuscules est basée essentiellement sur la morphologie de la spore (couleur, forme, taille, ornements) (Morton et Benny, 1990 ; Rosendahl *et al.*, 1994), mais cette identification reste très difficile puisqu'elle permet d'obtenir peu de données sur la diversité de ces champignons (Giovanetti et Gianinazzi-Pearson, 1994). Le problème est encore exacerbé par la difficulté de leur obtention dans les cultures axéniques (Dodd *et al.*, 1996).

Gerdemann et Trappe (1974) et Morton et Benny (1990) rapportent que, la classification des champignons mycorhiziens arbusculaires CMA est basée sur les caractéristiques phénotypiques, puis sur l'analyse génétique (Schüßler *et al.*, 2001 ; Schüßler et Walker, 2010), sur les analyses combinées entre les caractéristiques génétiques et phénotypiques (Oehl *et al.*, 2011 ; Redecker *et al.*, 2013) et grâce à l'outil de biologie moléculaire, toute la classification des CMA a été revue. Ces champignons sont maintenant classés dans le phylum des Glomeromycota (Schüßler *et al.*, 2001) avec quatre ordres: les *Glomerales*, les *Diversisporales* et deux lignées plus anciennes: les *Paraglomerales* et les *Archeosporales*, 13 familles, 19 genres et

approximativement 216 espèces décrites (Schüßler *et al.* , 2001 ; Raab et Redecker, 2006 ; Oehl *et al.*, 2011) (Fig.7).

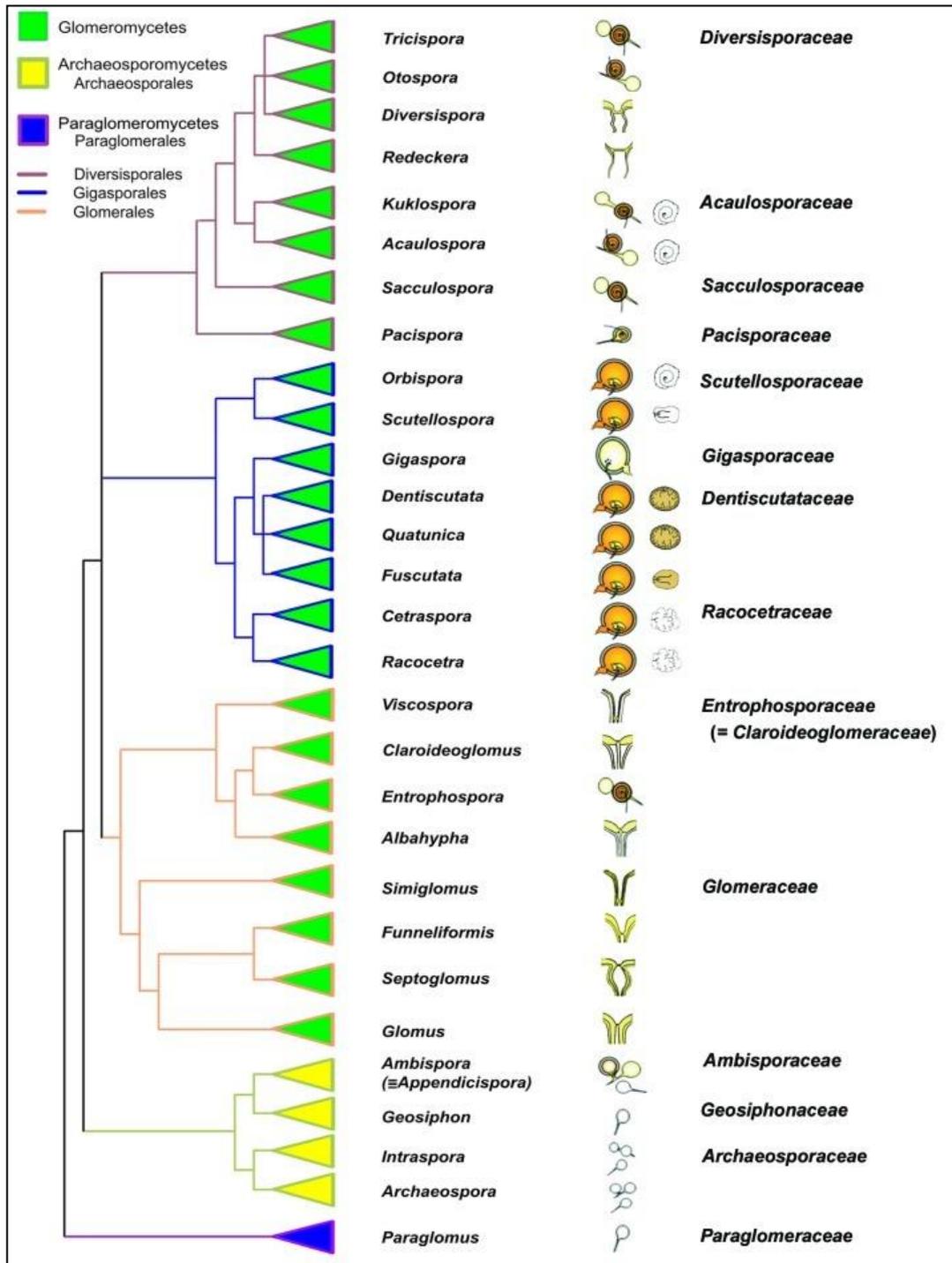


Figure 7: Arbre représentatif du phylum *Glomeromycota* sur la base moléculaire (SSU, la région ITS, partiel du LSU de gène l'ARNr, et le gène partiel β -tubuline) et des analyses morphologiques (Oehl *et al.*, 2011).

1.2.3.3. Intérêt de la symbiose endomycorhizienne

Les effets favorables des mycorhizes sur la croissance des végétaux en milieux pauvres et sur l'amélioration de certaines propriétés du sol sont bien connus (Dommergues et Mangenot, 1970; Gianinazzi-Pearson, 1982 ; Plenchette, 1982 ; Plenchette *et al.*, 1983; Strullu, 1991; Karagiannidis et Hadjisavva-Zinoviadi, 1998; Karandashov et Bucher, 2005; Sharifi *et al.*, 2007; Sheng *et al.*, 2008; Zuccarini et Okurowska, 2008).

Effet sur le développement de la plante

La littérature portant sur l'influence positive des MA sur la croissance et la survie des espèces végétales est abondante (Sanders *et al.*, 1977; Smith, 1980; Manjunath et Habte, 1988; Kothari *et al.*, 1990; Marschner et Dell, 1994; Harrison, 1997; Bago *et al.*, 1999; Smith et Read, 2008; Zuccarini et Okurowska, 2008). Toutefois, sous certaines conditions, l'effet des MA sur la plante serait réduit (Smith, 1980; Stribley *et al.*, 1980; Bethlenfalvay *et al.*, 1982; Buwalda et Goh, 1982; Peng *et al.* 1993; Marschner et Dell, 1994; Bago *et al.*, 1999; Smith et Read, 2008). Cela peut être le cas lorsque les bénéfices en apport de nutriments ne sont pas suffisants pour compenser les coûts en carbone utilisé par le champignon et ceci lorsque la plante possède un système racinaire fin, à croissance rapide et avec des poils absorbants plus développés et efficaces pour l'absorption des nutriments.

L'augmentation de l'absorption des nutriments par le champignon serait attribuée à l'exploration d'un plus grand volume de sol résultant particulièrement du plus faible diamètre des hyphes par rapport aux racines ainsi qu'à des modifications physiologiques de la plante et physico-chimiques du sol (Smith, 1980; Bolan, 1991; Clark et Zeto, 2000; Smith et Read, 2008).

Effet sur la nutrition minérale

L'azote et le phosphore sont des éléments minéraux peu mobiles et présents en très faible quantité dans le sol. Leur présence est cruciale pour la survie de la plante. Le phosphore est indispensable à la vie de la plante, il entre dans la composition du matériel génétique (ADN et ARN), intervient dans tous les échanges énergétiques sous forme d'ATP et participe dans la régulation du métabolisme cellulaire sous forme d'AMP cyclique (Taylor *et al.*, 1997). Les champignons mycorhiziens jouent ainsi un rôle dans l'amélioration de la nutrition minérale des plantes (Miller *et al.*, 1995 ; Grimoldi *et al.*, 2005 ; Declerck, 2011). Ils prélèvent le phosphore, comme les plantes non mycorhizées, du pool de phosphore soluble (Masson, 1987) et jouent un

rôle très important dans la solubilisation des formes peu ou pas solubles du phosphore grâce à leur équipement enzymatique (phytases et les phosphatases) (Gianinazzi- Pearson, 1982).

L'effet principal des MA sur la croissance de la plante serait lié à l'augmentation de la prise de phosphore, particulièrement dans les sols où il est limitant (Lambert *et al.*, 1979; Smith, 1980; Tinker, 1984 ; Marschner et Dell, 1994; Clark et Zeto, 2000; Smith et Read, 2008) . Le phosphore étant le principal apport des MA pour la plante, une concentration élevée du phosphore dans le sol a généralement comme conséquence d'inhiber ou de limiter la colonisation racinaire, la croissance de l'hyphe ainsi que la formation de propagules (Jasper *et al.*, 1979; Lambert, 1979; Abbott *et al.*, 1984; Thompson, 1990; Miranda et Harris, 1994). Toutefois, d'autres facteurs entrent en jeu dans le développement des hyphes, dont la température, la quantité d'exsudats racinaires et les espèces impliquées dans la symbiose (Hayman, 1974; Graham *et al.*, 1982; Thomson *et al.*, 1990).

Par ailleurs, de nombreux travaux ont mis en évidence l'interaction entre la symbiose endomycorhizienne et la fixation symbiotique de l'azote chez les légumineuses (Strullu, 1991 ; Provorov *et al.*, 2002 et Fortin *et al.*, 2008). Les premiers travaux sur la contribution des mycorhizes à la nutrition azotée de la plante-hôte ont été menés sur les endomycorhizes éricoïdes, puis sur les ectomycorhizes (Plassard *et al.*, 1991). L'intervention des endomycorhizes à arbuscules dans la nutrition azotée de la plante hôte a été jusqu'ici peu étudiée. Des études similaires ont pourtant démontré qu'au moins pour certaines espèces, le champignon endomycorhizien est bien le premier site de l'assimilation de l'azote pour la plante (Handley *et al.*, 1993). L'interaction entre la symbiose endomycorhizienne et la fixation symbiotique de l'azote à été mise en évidence chez les légumineuses herbacées ou ligneuses comme par exemple chez *Acacia albida* (Dianda, 1991). L'amélioration de la fixation de l'azote atmosphérique par le biais de l'augmentation du nombre et du poids des nodules est également observée par Jia et Gray (2004).

Les MA pourraient aussi augmenter l'absorption de l'azote par la plante à partir du sol, principalement sous forme d'ammonium et à partir de l'atmosphère en augmentant l'efficacité de la fixation biologique de l'azote chez les plantes légumineuses et actinorhiziennes (Barea *et al.*, 1987; Marschner et Dell, 1994; Clark et Zeto, 2000; Smith et Read, 2008). En plus de l'azote et du phosphore elles pourraient aussi augmenter, entre autres, l'absorption du Zinc (Bowen *et al.*, 1974; Lambert *et al.* 1979; Manjunath et Habte, 1988; Faber *et al.*, 1990; Thompson, 1990), du cuivre (Mosse, 1957; Lambert *et al.*, 1979; Manjunath et Habte, 1988; Li *et al.*, 1991), du potassium et du fer (Mosse, 1957) ainsi que du sodium et du soufre (Cooper et

Tinker, 1978). De plus, lorsque certains minéraux dont le zinc, le cadmium ou le manganèse deviennent toxiques pour la plante à des concentrations élevées, les MA peuvent jouer le rôle de biofiltre en réduisant leur absorption par la plante (Heggo et Angle, 1990; Clark et Zeto, 2000; Li et Christie, 2001; Zhu *et al.*, 2001; Burleigh *et al.* 2003).

Résistance au stress hydrique et au stress salin

Il est très bien connu maintenant que la colonisation par les MA modifie les relations hydriques de la plante et peut accroître sa résistance à la sécheresse (Cooper et Tinker, 1981; Kothari *et al.*, 1990; Augé, 2001; Ruiz-Lozano, 2003 ; Liu *et al.*, 2015). Ainsi, dans des conditions de stress hydrique, les plantes associées au MA seraient plus performantes pour acquérir le phosphore que les plantes non-mycorhizées (George *et al.*, 1992; Subramanian *et al.*, 1997; Al-Karaki et Clark, 1998; Clark et Zeto, 2000). De plus, les MA améliorent la structure du sol et la stabilité des agrégats et augmentent la rétention d'eau par rapport à un sol peu structuré (Miller et Jastrow, 1990; Augé, 2001). De plus la symbiose MA améliore l'activité des enzymes antioxydantes afin de faire face aux ERO (espèces réactives à l'oxygène) générées par la salinité (Bompadre *et al.*, 2014).

Résistance aux agents pathogènes

Les MA peuvent aussi contribuer à la protection de la plante vis-à-vis des pathogènes du sol et réduire le développement des maladies végétales (Azcón-Aguilar et Barea, 1996; Filion *et al.*, 1999; Linderman, 2000; Sharma et Johri, 2002; Lioussanne *et al.*, 2009). Les mécanismes hypothétiques pour expliquer ce phénomène sont nombreux (Azcón-Aguilar et Barea, 1996). Les mieux acceptés sont essentiellement la modification de la communauté microbienne du sol par les MA, tel que l'accroissement du nombre et de l'activité des micro-organismes antagonistes aux pathogènes (Ames *et al.*, 1984; Meyer et Linderman, 1986). L'amélioration de la nutrition de la plante mycorhizée et la diminution des stress qu'elle subit lui permettent aussi de mieux lutter contre les pathogènes (Linderman, 2000).

Amélioration de la structure des sols

La structure des sols est un élément fondamental dans le fonctionnement et la fertilité des écosystèmes et particulièrement pour les agro-écosystèmes. L'agrégation des particules du sol facilite les différents mouvements de l'eau, des gaz et des nutriments qui sont essentiels pour le bon développement des plantes et des microorganismes dans les sols. Ces derniers participent également activement au processus d'agrégation des particules du sol et favorisent ainsi leur

structure (Piotrowski *et al.*, 2004). Les travaux de Degens (1997) suggèrent que les hyphes fongiques, incluant ceux des champignons mycorhiziens à arbuscules, sont le facteur biotique le plus important dans la stabilisation des sols, tout en reconnaissant les impacts positifs des racines des plantes, des bactéries et de la faune du sol. Les champignons mycorhiziens à arbuscules seraient le facteur le plus important pour trois raisons : *i*) les hyphes extraracinaires des champignons mycorhiziens à arbuscules sont souvent une composante dominante de la biomasse microbienne des sols; *ii*) de par leur symbiose avec les plantes, ils ne sont pas limités dans leur approvisionnement en carbone comparativement aux champignons saprophytes qui eux n'ont que le carbone disponible dans le sol pour se développer; *iii*) et finalement, les champignons mycorhiziens possèdent un temps de résidence plus long dans les sols que les autres types de microorganismes (Jastrow *et al.*, 1998). Depuis 1996, on sait que la glomaline, une glycoprotéine produite par les mycorhizes à arbuscules, favorise l'agrégation des particules et la rétention en eau dans le sol. Des études démontrent que plus la concentration en glomaline est grande, plus le pourcentage en eau disponible dans les agrégats du sol est élevé (Rillig *et al.*, 2001).

2. Généralités sur les plantes d'intérêts

2.1. *Retama monosperma*

2.1.1. Description de l'espèce

Les rétames sont des légumineuses arbustives, occupant les zones arides, semi-arides et côtières. D'après Ighilhariz (1990) le genre *Retama* est caractérisé par une large distribution géographique et est originaire du Nord-Ouest Africain probablement des Iles Canaries. Elles sont qualifiées de plantes fixatrices de dunes, leur nom dérive du nom biblique (rotem) qui fut changé par les arabes en (r'tem) ou (retam) (Zohary, 1962 ; Shallaby *et al.*, 1972).

Retama monosperma se localise au sud de l'Europe, sur les pourtours du bassin méditerranéen, et le long de la côte de l'Espagne (Andalousie), le Portugal, l'Italie, et dans le sud asiatique (Zohary, 1959; Quezel et Santa, 1962 ; Beniston, 1985). En Algérie, les rétames occupent une surface considérable du nord vers le sud (Thomas, 1968 ; Stocker, 1974). *Retama monosperma* colonise de larges étendues sur le littoral oranais, le littoral algérois, le long du littoral de la région de Jijel et le littoral de la région d'El kala (Bouredja et Mehdadi, 2015).

Systematique

Retama monosperma est classé selon la classification suivante (APG III, 2009)

Règne	Plante
Division	Magnoliophyta
Sous-règne	Tracheobionta
Classe	Magnoliopsida
Sous-classe	Rosidae
Ordre	Fabales
Famille	Fabaceae
Sous-famille	Faboideae ou Papilionoideae
Tribu	Genisteae
Genre	<i>Retama</i>
Nom binominal	<i>Retama monosperma</i> (L.) Boiss., 1840
Nom commun	Rétame, R'tem, Genêt blanc

Retama monosperma (Fig.8) est un arbuste de 2 à 4 m de hauteur (Quezel et Santa,1962), caractérisés par un tronc trapu et court, portant de nombreux rameaux denses, arqués, flexibles et retombants, fortement sillonnés ou jonciformes et peu feuillés, les jeunes arbustes sont soyeux d'un vert argenté à gris argenté (Ozenda, 1958 ; Beniston, 1985). Les feuilles sont très caduques, les inférieures sont trifoliolés, les supérieures sont simples (Quezel et Santa, 1962), elles sont minuscules, alternes et linéaires, et ne demeurent en place que quelques jours. La photosynthèse est assurée par les tiges photosynthétiques (Ighilhariz, 1990 ; Roth, 2014).

Les fleurs en papillon de couleur blanche, très odorantes, sont sous forme de grappes lâches, latérales (Fig. 8). La fleur est hermaphrodite, zygomorphe à calice vert, violacée campanulé, à lèvres à peu près égales, l'une divisée jusqu'à la base en deux lobes et l'autre entière ou terminée par des dents. La corolle blanche de 5 pétales, présente un étendard dressé blanc de 9 à 10 mm de long, plus court que la carène. Les étamines sont au nombre de 10 (Quezel et Santa, 1962; Ozenda, 1977).

La floraison est très précoce, quelques arbustes sont en fleurs dès janvier et la floraison peut s'étaler jusqu'au mois de mai (Selami, 2000; Messirdi, 2004). Le fruit est une gousse de couleur jaune vert, ovoïde avec une extrémité aiguë et une suture ventrale portant une graine de couleur vert olive (Fig.8) (Quezel et Santa. 1962; Ozenda, 1977).

L'observation de *Retama monosperma* dans les conditions naturelles montre que le système racinaire est de type pivotant avec une longue racine principale ainsi que des racines latérales pouvant atteindre plusieurs mètres (Stocker, 1974 ; Roth, 2014).

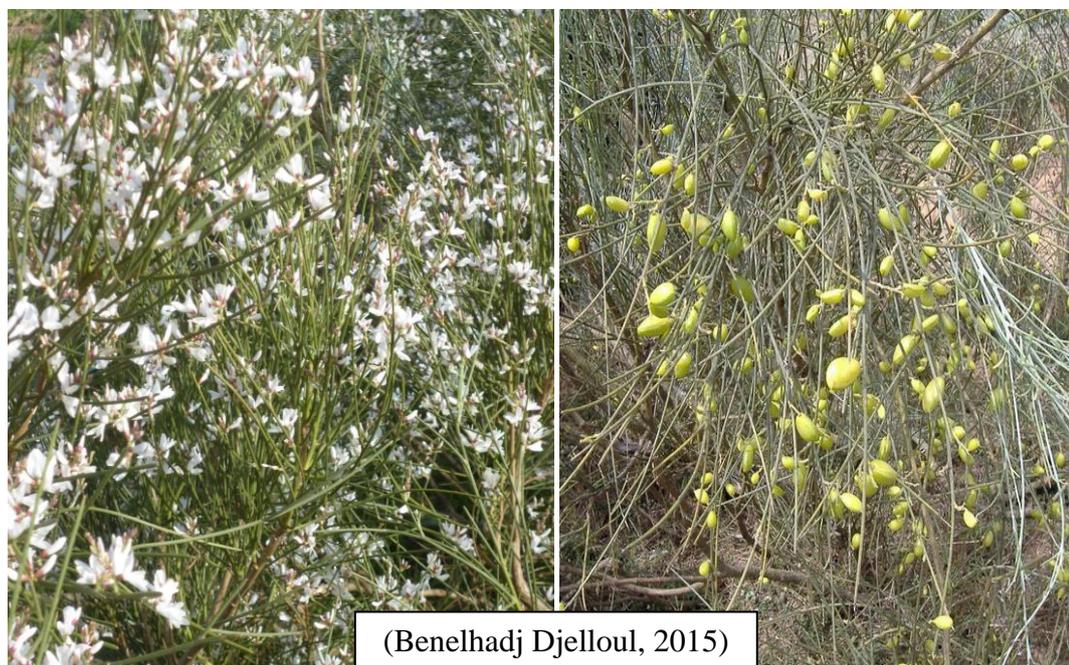


Figure 8 : Arbuste de *Retama monosperma* de la région de Terga a) floraison b) fructification.

2.1.2. Les associations symbiotiques de *Retama monosperma*

Comme toutes les légumineuses, *Retama monosperma* établit avec le partenaire microbien une association symbiotique. Cette dernière à bénéfice mutuel, contribue à une biofertilisation des sols salins et pauvres. Selon Hatimi, 1995, parmi les associations symbiotiques qui existent chez *Rétama monosperma*, une association symbiotique mycorhizienne. En effet Hatimi et Tahrouch (2007) a montré que l'inoculation de *Retama monosperma* par le champignon mycorhizien (*Glomus mosseae*) contribue à une augmentation de la biomasse et de la nutrition phosphatée et azotée chez cette plante comparée à d'autres plants non inoculés.

2.1.3. Intérêts

Retama monosperma est un arbuste ligneux présentant des caractères morphologiques de l'appareil végétatif liés au xérophytisme. De plus, son système racinaire important lui assure d'une part une alimentation permanente en eau et d'autre part joue un rôle important dans la stabilisation du sable et la fixation des dunes mobiles (Hatimi et Tahrouch, 2007). Par ailleurs l'absence de feuilles et la présence de stomates dans des cryptes entourés de poils, lui permet de réduire l'évapotranspiration. Cette espèce résiste au stress salin du fait que dans son habitat naturel, elle est exposée aux embruns marins.

Retama monosperma renferme dans ces organes des alcaloïdes et des flavonoïdes qui sont vraisemblablement produits au cours des réactions de défense en réponse à une agression par les agents pathogènes. En effet des études biochimiques ont mis en évidence le rôle des quinolizidines (alcaloïdes) contre les prédateurs (herbivores) et à degré moindre contre les microorganismes et les plantes compétitives (Wink, 1985; Wink, 1987).

Des extraits phénoliques, isolés à partir des fleurs de *R. monosperma* ont induit une activité inhibitrice de cellules tumorales de certains cancers cérébraux humains et peuvent être donc utilisés dans la préparation des médicaments destinés à combattre le cancer (Merghoub *et al.*, 2009 ; Belayachi *et al.* , 2014).

2.2. *Lotus creticus*

2.2.1. Description de l'espèce

Lotus est un genre de légumineuses comportant environ 100 espèces (Gunn, 1983; Polhill, 1994) et comprend des plantes herbacées annuelles et vivaces (MacDonald, 1946). Le genre est représenté par des espèces réparties dans une large gamme d'habitats de milieux marins à haute altitude, à partir des sols sableux à lourds des sols salins (Heyn et Herrnstadt, 1967; Heyn, 1970; Montes, 1988).

Lotus creticus est classée selon la classification suivante (APG, 2009)

Règne	<i>Plantae</i>
Sous-règne	<i>Tracheobionta</i>
Division	<i>Magnoliophyta</i>
Classe	<i>Magnoliopsida</i>
Sous-classe	<i>Rosidae</i>
Ordre	<i>Fabales</i>
Famille	<i>Fabaceae</i>
Sous-famille	Papilionoideae
Tribu	Loteae
Genre	<i>Lotus</i>
Espèce	<i>Lotus creticus</i>
Nom vernaculaire	Lotier

Lotus creticus est une plante herbacée pérenne qui atteint 20 à 30 cm, vivace étalée couverte de petits poils, rampante ou ascendante, ramifiée et caractérisée par une croissance rapide, affectionnant les sables littoraux (Fig. 9).

Les feuilles sont composées de 5 folioles ovales, les inférieures très proches de la tige (stipules foliacées pour certains auteurs), elles sont soyeuses, luisantes, de couleur gris argent. Les fleurs sont groupées par 2 à 6 au sommet de pédoncules légèrement courbés; le calice est bilabié, à dents à peu près aussi longues que le tube, les latérales un peu plus courtes, à étendard ovoïde graduellement atténué vers la base; la carène présente un bec presque droit, à extrémité pourpre, contrastant avec la teinte jaune du reste de la corolle. La gousse est droite jusqu'à 4 cm de long sur 3 mm de large, glabre de couleur brun sombre à maturité (Fig. 9).

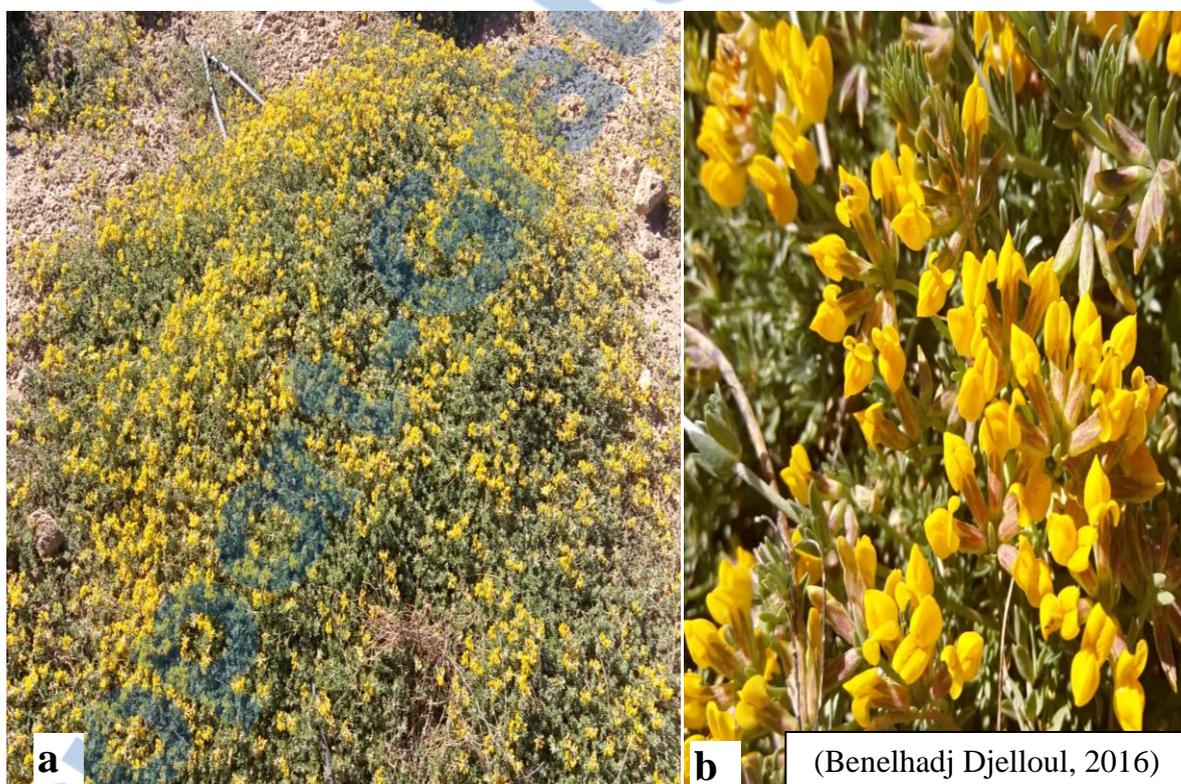


Figure 9 : *Lotus creticus*, espèce végétale de l'écosystème de Terga (a). Les feuilles, les fleurs et les gousses (b).

2.2.2. Les associations symbiotiques de *Lotus creticus*

Jarvis *et al.* (1982) et Kaneko *et al.* (2000) rapportent que *Mesorhizobium loti* et *Bradyrhizobium* sp. sont traditionnellement considérés comme les symbiotes typiques de *Lotus* sp. Cependant, de récentes études indiquent que les bactéries nodulant *Lotus* peuvent être

beaucoup plus diversifiées appartenant aux différents genres : *Ensifer*, *Rhizobium*, *Agrobacterium*, *Sinorhizobium*, *Bradyrhizobium* et *Mesorhizobium*. *Ensifer meliloti* bv. *lancerottense* a été retrouvé comme le symbiote préféré de *Lotus* endémiques des sols arides (Zakhia *et al.*, 2004 ; Lorite *et al.*, 2010).

La diversité des CMA au niveau rhizosphérique est analysée chez un nombre limité d'espèces de *Lotus*. Scheublin *et al.* (2004) ont découvert un *Acaulospora* sp. et trois *Glomus* sp. Les CMA augmentent la tolérance des lotiers à la sécheresse, la salinité (Nehila, 2016) et certains stress biotiques (Evelin *et al.*, 2009; Pozo *et al.*, 2010).

Artursson *et al.* (2006) suggèrent que la croissance des plantes pourrait être améliorée en conditions de stress abiotique, grâce à des interactions synergiques entre les rhizobia et les CMA.



2.2.3. Intérêts

Lotus creticus est une légumineuse fourragère et pastorale qui tolère la salinité et la sécheresse (Morales *et al.*, 2000 ; Franco *et al.*, 2002 ; Vignolio *et al.*, 2005). Elle joue un rôle écologique important et semble être une bonne alternative pour la revégétalisation dans des conditions défavorables en raison de sa croissance rapide et son besoin de peu d'eau (Cabot et Pagès, 1997 ; Sánchez-Blanco *et al.*, 1998). De plus, *Lotus creticus* a été utilisée comme plante pionnière, pour améliorer la structure du sol et en fournissant des inoculum symbiotiques pour favoriser la succession végétale (Escaray *et al.*, 2010). En outre, cette espèce, par son port rampant, diminue les effets des vents méditerranéens sévères, accomplissant ainsi une fonction primordiale dans la protection et la préservation des écosystèmes (Escaray *et al.*, 2010).

2.3. *Tetraclinis articulata*

2.3.1. Description de l'espèce

Appelé thuya d'Algérie ou thuya de Barbarie, cette espèce résineuse constitue un élément important dans la végétation nord africaine (Benabid, 1976) et a de multiples rôles tant pour la valeur que pour la diversité de ses produits (bois d'œuvre, bois de feu, goudron végétal, gomme sandaraque ou résine, tanins...). Les peuplements formés par le thuya ou tétraclinaies, sont aussi des espaces de vie rurale dans lesquels les populations assurent en permanence le pâturage pour leur bétail (Abbas, 2014).

Le thuya est une essence forestière installée essentiellement en Afrique du Nord à l'exception de deux îlots : l'un au sud Est de l'Espagne (Almeria) et l'autre à l'île de Malte (Achhal, 1986). Il occupe une superficie d'environ 30000 ha en Tunisie et 143000 ha en Algérie. C'est au

Maroc que cette espèce couvre l'aire la plus étendue et qui représente 80% des tetraclinaies Nord Africaines (Benabid, 1982; Fennane, 1982, Abbas, 2014).

Le thuya de barbarie (*Tetraclinis articulata*), a été décrit sous le nom de *Thuja articulata*, par la suite il a été reporté au genre *Tetraclinis* par Maire (1926).

Tetraclinis articulata est classée selon la classification suivante (APG, 2009)

Règne	Plantae
Division	Piniphyta
Classe	Pinopcida
Ordre	Pinales
Famille	Cupressaceae
Genre	<i>Tetraclinis</i>
Nom binominal	<i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl) Mast., 1892
Nom français	Thuya de Barbarie
Nom arabe	Arar, Berbouche

Le genre *Tetraclinis* est représenté uniquement par l'espèce *Tetraclinis articulata* (Fig. 10). C'est une espèce résineuse, monoïque à croissance très lente, sa hauteur dépasse rarement les 15 m avec une valeur moyenne de 6 à 7 m et 0,30 m de diamètre en moyenne. Dans des conditions exceptionnellement favorables le thuya peut atteindre 20 m de hauteur voire plus dans les marabouts et les endroits inaccessibles à l'homme (Boudy, 1952 ; Fennane *et al.*, 1999) et a une longévité qui peut dépasser 400 ans dans les marabouts (Boudy, 1950 ; Hadjadj, 2009). C'est une espèce rustique, thermophile qui se développe dans des conditions environnementales difficiles, dans une gamme de pluviométrie comprise entre 250 - 900 mm/an. Son tronc est droit à rhytidome ou écorce gris clair, puis devenant plus sombre.

Les branches sont de faibles dimensions. Les jeunes rameaux sont aplatis et composés d'articles formés de feuilles opposées ce qui lui attribue le nom de l'espèce *articulata*. *Tetraclinis articulata* est différent des espèces du genre *Thuja* par son feuillage quadrangulaire (et non aplati) et ses cônes formés de quatre écailles épaisses et ligneuses (Quezel et Santa, 1962 ; Fennane *et al.*, 1999). Les racines de thuya sont généralement traçantes et peuvent aussi être pivotantes dans des situations particulières. Elles donnent un réseau serré et dense pour fixer solidement l'arbre dans les sols rocheux et déclives (en pente).

Les fleurs en chaton apparaissent en automne (octobre). Les fleurs mâles sont groupées à l'extrémité des rameaux courts. Les fleurs femelles sont localisées sur des rameaux latéraux. Les cônes plus ou moins globuleux sont constitués de 4 écailles ligneuses, en 2 paires, en forme de cœur (Benabid, 2000) fructifient l'été suivant (juin-juillet). Cette fructification démarre vers l'âge de 15 ans et se répète tous les deux à trois ans jusqu'à un âge très avancé (Boudy, 1952) formant ainsi un cône cubique s'ouvrant par quatre valves sous l'effet de la chaleur, libérant six graines ailées (Boudy, 1952). La production de graines de cette essence est relativement bonne voire très bonne (100 000 graines/kg). La longévité des semences est d'après Greco (1966) de 6 à 8 mois. Cependant, les graines stockées à l'obscurité et en ambiance sèche gardent une bonne capacité germinative allant jusqu'à environ 20 mois. *Tetraclinis articulata* est un des rares résineux à rejeter des souches et ce jusqu'à un âge très avancé, 400 ans environ selon Boudy (1952), c'est ce qui donne la physionomie de taillis à ses peuplements et a sans doute contribué de manière significative à son maintien dans les massifs boisés nord-africains.



Figure 10 : Aspect de *Tetraclinis articulata* de la région de Terga a) Arbre de *Tetraclinis articulata*, b) Cônes et rameaux articulés de *Tetraclinis articulata*.

2.3.2. Symbiose thuya- champignons mycorhiziens

La présence des CMA chez les Gymnospermes (Cupressaceae et Taxodiaceae) est déjà observée par Klopatek *et al.* (1988) et Brundrett *et al.* (1990). Selon Abbas *et al.* (2006) *Tetraclinis articulata* est une espèce mycotrophe infectée principalement par des espèces de champignons endomycorhiziens appartenant aux familles des Glomaceae et Acaulosporaceae. Cependant, les travaux sur la mycorhization du thuya sont très rares et les seules recherches, effectuées par une équipe espagnole (Diaz et Honrubia, 1993a et b ; Morte, 1994 ; Morte *et al.*, 1996 a et b ; Morte et Honrubia, 2004) concernent surtout la cytologie des mycorhizes et leur introduction dans les protocoles de micropropagation en vue de réaliser des programmes de revégétation et de régénération des sols dans le sud de l'Espagne. Mais ces travaux sont restés dans un état embryonnaire et se sont limités à des essais sous des conditions contrôlées au laboratoire ou en chambre de culture.

L'organisation structurale des mycorhizes chez des jeunes plantules de thuya naturellement infectées et celles micropropagées et inoculées par *Glomus* sp. montre que les hyphes sont entièrement intercellulaires et que les structures observées sont des mycorhizes à arbuscules (Morte et Honrubia, 2004).

L'essentiel des résultats de Diaz et Honrubia (1993a) et Morte *et al.* (1996a) indiquent que malgré un faible pourcentage de colonisation racinaire (inférieur à 32 %), les CMA améliorent significativement la croissance du thuya (60 %), comparée à celle des plantes non mycorhizées (40 %).

2.3.3. Intérêts

Tetraclinis articulata est utilisé comme arbre d'ornement, mais aussi pour son bois et sa résine (Lapie et Maige, 1914). C'est également une plante médicinale riche en huiles essentielles et contient du camphre, du cédrol, du bornéol et de l'acétate de bornyle (Bellakhdar, 1997 ; Bourkhiss *et al.*, 2007 ; Bourkhiss *et al.*, 2010). En phytothérapie, différentes parties de la plante sont utilisées contre les fièvres infantiles, les douleurs gastriques, les fortes diarrhées, le diabète, l'hypertension, etc. (Ziyyat *et al.*, 1997 ; Touayli, 2002). Le bois, connu sous le nom bois de thuya ou bois de senteur (Boudy, 1950), est utilisé pour les boiseries décoratives, en particulier le bois de coupes à la base du tronc.

Le thuya joue un rôle considérable dans la protection des sols comme brise vent. En effet cette espèce constitue des peuplements dans les conditions très difficiles comme les dunes des zones

littorales où les peuplements du thuya assurent la protection contre l'érosion éolienne et pluviale. Cette importante aptitude est due à une excellente adaptation au climat (Dref, 2002).

2.4. *Schinus terebinthifolius*

2.4.1. Description de l'espèce

Le genre *Schinus* est indigène en Amérique du Sud et est en grande partie trouvé sur la côte brésilienne du nord-est au sud du pays (Barbosa *et al.*, 2007). Ce genre qui compte approximativement 29 espèces (Barkley, 1957) a été intentionnellement introduit en 1891 dans le sud de la Floride pour une utilisation comme plante ornementale bien qu'il y ait des preuves de sa présence 50 ans plus tôt (Gogue *et al.*, 1974).

Schinus terebinthifolius est une plante qui présente une grande plasticité écologique et supporte à peu près tous les types de sols y compris les plus pauvres comme le sable. Elle est associée à des sols humides, les bords de rivière et habitats forestiers riverains, mais peut être trouvée dans les savanes sèches. Cette espèce présente une large tolérance environnementale en supportant l'ombre et le soleil, résiste au feu, aux inondations prolongées et aux embruns marins avec une haute tolérance à la sécheresse, la salinité alcaline et l'acidité (Ewe et Sternberg, 2005 ; Orwa *et al.*, 2009).

Schinus terebinthifolius est classé selon la classification suivante (APG III, 2009)

Règne	Plante
Clade	Angiospermes
Clade	Dicotylédones vraies
Clade	Noyau des Dicotylédones vraies
Clade	Rosidées
Clade	Malvidées
Ordre	Sapindales
Famille	Anacardiaceae
Genre	<i>Schinus</i>
Nom binominal	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi, 1820
Nom vernaculaire	poivrier du Brésil

Schinus terebinthifolius est une espèce de la famille des Anacardiaceae. C'est un petit arbre ou arbuste, de 3 à 8 m de hauteur ou plus et 10 à 30 cm de diamètre (jusqu'à 60 cm), l'écorce

légèrement pustuleuse brune avec des tiges multiples arquées (Orwa *et al.*, 2009). Les feuilles sont persistantes, composées imparipennées, de 15 cm de long, avec 2-8 paires d'elliptiques folioles possédant un contour plus ou moins dentelé de 1,5-7,5 cm de long et 7-32 mm de large et une foliole supplémentaire terminale plus grande que les latérales (Gundidza *et al.*, 2009 ; Orwa *et al.*, 2009) (Fig.11). Une fois broyées, elles dégagent une odeur poivrée dite de térébinthe (Tomlinson, 1980; Ferriter, 1997).

C'est une plante dioïque qui fleurit une ou deux fois par an. Les fleurs sont mellifères, de petites taille, de couleur blanc crème avec des pétales oblongs à ovales de 1,2 à 2,5 mm de long. Elles sont disposées en grappes pendantes et proviennent de l'aisselle des feuilles près des extrémités des tiges. Les fruits globuleux sous forme de baies sont de couleur rose à rouge vif, brillantes de 4-8 mm de diamètre, contenant une seule graine et possèdent une odeur poivrée avec un péricarpe cassant à maturité (Ferriter, 1997 ; Orwa *et al.*, 2009) (Fig.11).



Figure 11: Aspect de *Schinus terebinthifolius* dans la région de Terga et Oran a) Arbre de *Schinus terebinthifolius* (Oran), b) fleurs (Terga) c) baies et graines (Terga).

2.4.2. Intérêts

Schinus terebinthifolius est une plante aromatique ornementale et paysagère, qui est à l'origine du "miel de baie rose" et dont les fruits sont utilisés comme épice sous le nom commercial de «baie rose». Son bois est utilisé comme bois de chauffe et est à l'origine d'une pâte à fibres courtes pour l'industrie du papier. Il est également une source de résines ou gommes et de tannins (Orwa *et al.*; 2009). L'arbre produit un fourrage de bonne qualité, en particulier pour les chèvres, mais il doit être utilisé avec précaution vu la toxicité de certaines parties de la plante qui contiennent des terpènes et des phénols (Orwa *et al.*; 2009). *Schinus terebinthifolius* présente ainsi des propriétés médicinales qui ont été étudiées (Orwa *et al.*, 2009 ; Bendaoud *et al.*, 2010 ; Carvalho *et al.*, 2013). Les huiles essentielles extraites des graines ont une activité pesticide contre la mouche domestique (*Musca domestica*) (Grosjean, 2007 ; Orwa *et al.*, 2009). En Afrique du Sud, les feuilles sont utilisées pour traiter le rhume, l'hypertension, la dépression et l'arythmie cardiaque. Au Zimbabwe, une décoction de feuilles broyées ou d'écorce est traditionnellement prise pour soulager la bronchite et les rhumatismes (Gundidza *et al.*, 2009). Sur le plan écologique, cette plante est utilisée pour la stabilisation des dunes de sable sur la côte atlantique brésilienne, pour la lutte contre l'érosion et est recommandée pour la régénération et la restauration des zones dégradées en particulier les galeries forestières, vu sa plasticité écologique et sa croissance très rapide (Orwa *et al.*, 2009).

3. La réhabilitation des sols dégradés

La réhabilitation a pour but de réparer et restaurer les fonctions endommagées ou bloquées d'un écosystème (résilience et productivité), et limiter les perturbations naturelles ou anthropiques en utilisant des outils naturels afin de recréer des écosystèmes durables caractérisés par une succession dans les communautés animales et végétales (Aronson *et al.*, 1995 ; Aronson, 2010). Aronson *et al.* (1993) rapportent que la réhabilitation ou « restauration » consiste à interrompre les facteurs de dégradation pour permettre au milieu de retrouver naturellement la flore et la faune primitives et plus tard les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols originaux.

Dans tout programme de revégétalisation, l'objectif est le rétablissement d'un écosystème stable, avec un fonctionnement optimum des processus de cycles des nutriments et dans lesquels les microorganismes du sol restent les principaux responsables (Jasper, 1994). Plusieurs moyens peuvent être employés pour le retour vers l'état originel et la réhabilitation d'un écosystème

dégradé parmi lesquelles la réintroduction des végétaux et des micro-organismes associés (Aronson *et al.*, 1995). Parmi les composantes microbiennes impliquées dans le biofonctionnement du sol ainsi que l'installation et la croissance des végétaux introduits figurent les champignons mycorrhiziens considérés comme des éléments majeurs pour la restauration des sols dégradés (Favilli, 1990, Caravaca *et al.*, 2002; Duponnois *et al.*, 2012). Ainsi, l'utilisation des espèces végétales indigènes dans les programmes de revégétation des zones méditerranéennes semi-arides est une pratique largement préconisée pour les sols dégradés (Requena *et al.*, 1996 ; 1997 ; Alguacil *et al.*, 2003 ; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003 ; Caravaca *et al.*, 2003a). Cependant, ces régions sont caractérisées par des températures et des précipitations irrégulières et limitées ce qui complique l'utilisation et l'installation des espèces arborées (Azcon-Aguilar *et al.*, 2003, Abbas, 2014).

Au sud de l'Espagne, la stratégie de réhabilitation est basée sur l'utilisation de la biotechnologie mycorrhizienne pour améliorer les performances des communautés végétales indigènes (Barea *et al.*, 2011), puisqu'il a été mis en évidence qu'elles présentent une capacité semblable de protection du sol et qu'elles sont mieux adaptées aux conditions édapho-climatiques locales (Herrera *et al.*, 1993 ; Requena *et al.*, 1997). Ainsi, plusieurs espèces sont utilisées dans le programme de revégétalisation, et les études réalisées par Azcon-Aguilar *et al.* (2003) sur des arbustes autochtones *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lycioides*, *Olea europea*, *Retama sphaerocarpa* ont montré que *Olea europea*, *Retama sphaerocarpa* ont une capacité plus élevée pour favoriser le développement de propagules AM dans leurs rhizosphères que *Pistacia lentiscus* et *Rhamnus lycioides*. D'autres études portant sur la diversité génétique de la communauté fongique AM colonisant les racines de *Genista cinerea*, *Lavandula latifolia*, *Thymus mastichina*, *Rosmarinus officinalis* et *Thymus zygis* sont effectuées par Sánchez-Castro *et al.* (2012). L'étude du statut mycorhizien de ces espèces montrent une augmentation du nombre de spores de champignons mycorrhiziens, la longueur des fragments racinaires mycorrhizés et celle du mycélium extramatriciel de ces champignons autour des racines comparé au sol nu sans végétation (Sánchez-Castro *et al.*, 2008 ; Sánchez-Castro *et al.*, 2012). Les espèces utilisées dans la réhabilitation qualifiées de « plantes nourricières » sont caractérisées par de hauts niveaux de mycotrophie (symbiotes obligatoires) et jouent un rôle dans la formation des propagules fongiques où le mycélium extramatriciel peut atteindre 3 % du poids des racines (Lovelock *et al.*, 2004). En présence des légumineuses, cette symbiose devient encore plus bénéfique à cause de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique qui constitue une source d'azote pour l'écosystème (Barea *et al.*, 1992).

De point de vue physiologique, les CMA jouent un rôle très important dans l'amélioration des propriétés physiques du sol (l'agrégation) grâce à la production de la glomaline (glycoprotéine) qui améliore l'agrégation du sol (Wright et Upadhyaya, 1996 ; Rillig *et al.*, 2006).

Au Maroc, quelques essais expérimentaux ont été effectués au Grand Atlas sur le Cyprès (*Cupressus atlantica*) avec les lavandes (Ouhmane *et al.*, 2007 ; Duponnois *et al.*, 2011) et le cèdre avec les cytises (Guedira, 2008). En Algérie, une expérience de revégétalisation et réhabilitation est réalisée par l'introduction d'*Acacia saligna* après inoculation rhizobienne dans la sablière de Sidi Lakhdar wilaya de Mostaganem (Sekour, 2007). La même espèce végétale après inoculation contrôlée par les CMA et des bactéries rhizobiums sélectionnées est introduite dans la sablière de Terga par Mansouri (2011). Ces différentes expériences ont montré l'effet bénéfique de la symbiose sur l'installation de cette espèce dans un site dégradé.

4. Les CMA et la strate arbustive: Effet "Plante nurse"

En milieu méditerranéen, l'effet plante nurse «ou facilitateur» est très important dans les opérations de réhabilitation et la réparation des sols dégradés (Garcia *et al.*, 1997), où plusieurs études sont réalisées sur des espèces représentatives de ces écosystèmes (Ouahmane *et al.*, 2006 ; Sánchez-Castro *et al.*, 2008 ; Abbas, 2014). En effet, ces espèces nourricières appelées également plantes nurses ou facilitatrices, sont caractérisées par leur haute mycotrophie, dépendante des mycorhizes de type arbusculaire (Azcon et Barea 1997 ; Ouahmane, 2007). Ouahmane (2007) montre que les plantes arbustives telles *Lavandula spica* et *Thymus* spp., jouent un rôle important dans le maintien du sol, constituent des îlots de fertilité et améliorent sa composition chimique et biologique (Garner et Steinberger, 1989 ; Reynolds *et al.*, 1990).

La dégradation du couvert végétal dans le milieu méditerranéen crée des modifications dans la structure et la diversité spécifique de la strate épigée (Barea et Jeffries, 1995) mais aussi au niveau des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols (Albaladejo *et al.*, 1998 ; Requena *et al.*, 2001). Le développement des plantes peut être facilité par la présence des espèces arbustives, qui favorisent la germination et la croissance d'autres essences forestières par un effet plante nurse (Franco et Nobel, 1989 ; Tewksbury et Lloyd, 2001 ; Scarano, 2002). Elles améliorent le développement d'autres espèces végétales moins tolérantes aux stress abiotiques en matérialisant des conditions favorables à la germination des graines (température, lumière, humidité du sol, fertilité du sol,...) permettant ainsi leur installation (Bruno *et al.*, 2003 ; Padilla et Pugnaire, 2006). Plusieurs auteurs montrent l'importance de ce phénomène dans les processus de recolonisation par la végétation des milieux ouverts (Guevara *et al.*, 1992; Holl, 2002), plus particulièrement, lors de l'installation d'un couvert forestier sur un sol dégradé.

5. Gestion durable du potentiel infectieux mycorhizogène des sols pour la réhabilitation des sols dégradés

Les CMA constituent un groupe d'organismes que l'on peut utiliser comme indicateur biologique. Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) d'un sol représente la diversité et l'abondance des propagules fongiques infectieuses présentes dans ce sol sous forme de spores, de sporocarpes, de racines mycorhizées portant des structures mycorhiziennes ou de mycélium (Plenchette *et al.*, 1989 ; Strullu, 1991 ; Duponnois *et al.*, 2001b). Il exprime la richesse du sol en propagules aptes à générer les mycorhizes. Il est considéré comme un indicateur biologique de l'état de dégradation d'un sol. Plusieurs facteurs favorisant la dégradation (physique, chimique et biologique) des sols, réduisent de façon drastique le développement des champignons mycorhiziens dans les sols, compromettant ainsi la survie et la croissance des plantes qui en dépendent (Mosse, 1986; Jasper *et al.*, 1991; Hamel, 1996).

Une gestion appropriée de la biodiversité microbienne tellurique, notamment des champignons mycorhiziens peut améliorer la performance des plantes, le maintien de la fertilité des sols et la capacité de résilience des écosystèmes terrestres vis-à-vis de stress environnementaux (Duponnois *et al.*, 2013). Deux stratégies principales sont décrites pour la restauration d'un PIM acceptable dans un sol (Fig.12) :

(i) **la gestion du potentiel mycorhizien endogène au travers d'espèces végétales très mycotrophes**: cette stratégie favorise l'établissement d'espèces végétales, notamment natives, capables d'accroître le stock endogène de propagules mycorhiziennes (Duponnois *et al.*, 2001b ; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003). En effet, il a été préalablement établi que le réseau d'hyphes en particulier, mis en place entre plantes constitue une source potentielle et efficace d'inoculum mycorhizien dans les systèmes sol - plantes (Requena *et al.*, 1996 ; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003). Dans le cas des sols fortement perturbés et dégradés caractérisés par des PIM très bas, (ii) **l'inoculation préalable des plants par des symbiotes fongiques sélectionnés avant leur mise en terre** : cette technique permet d'améliorer la survie et la croissance des plantes par une meilleure nutrition hydrique et minérale, et de reconstituer le PIM du sol (Herrera *et al.*, 1993 ; Estaun *et al.*, 1997 ; Duponnois *et al.*, 2005a).

Cependant, la réponse d'une plante à la mycorhization dépend d'un certain nombre de facteurs dont, la souche fongique (Plenchette *et al.*, 1982 ; Miller *et al.*, 1985 ; Van der Heijden *et al.*, 1998) et le niveau de dépendance mycorhizienne de la plante hôte fortement lié à la fertilité du sol (Janos, 1980 ; Plenchette *et al.*, 1983 ; Brundrett, 1991 ; Smith et Read, 1997). Même si la relation plante - champignon mycorhizien semble peu spécifique, de fortes variabilités existeraient dans la réponse à cette association en regard de la diversité des symbiotes (Douds et

Millner, 1999 ; Daniell *et al.*, 2001 ; Vandenkoornhuyse *et al.*, 2002 ; Hart *et al.*, 2003 ; Sanders, 2003). Certains auteurs pensent à une ‘spécialisation’ des souches fongiques dans les diverses fonctions des mycorhizes (Bever *et al.*, 1996 ; Hart *et al.*, 2003). À cet effet, la réponse à la mycorhization peut être variable entre cultivars ou écotypes de la même espèce végétale (Azcon et Ocampo, 1981 ; Bever *et al.*, 1996).

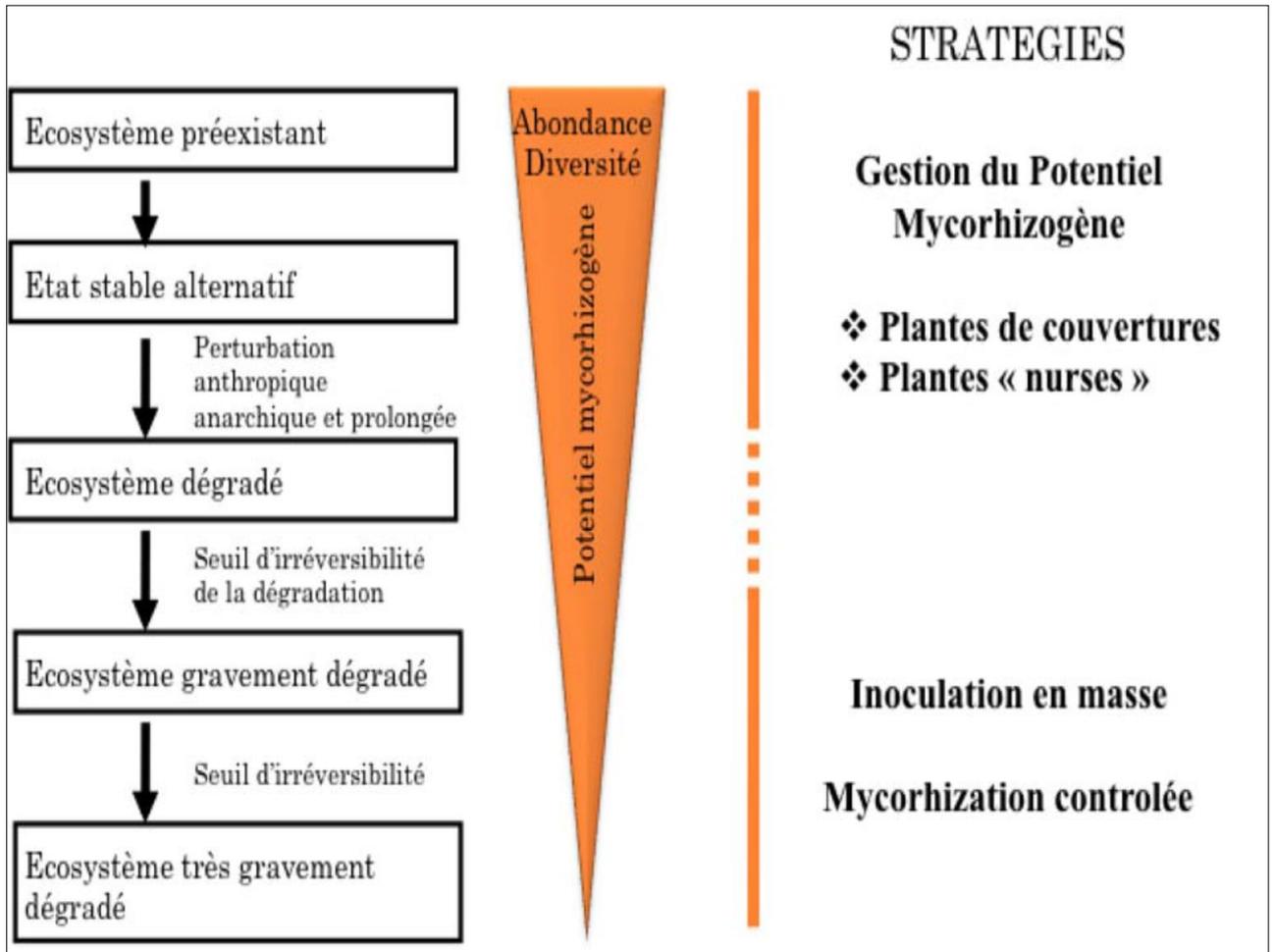


Figure 12: Schématisation des stratégies d'ingénierie écologique basée sur la gestion du potentiel infectieux mycorhizogène en fonction des conditions de dégradation des sols et en particulier de la structure (diversité et abondance) des communautés de champignons mycorhiziens (Duponnois *et al.*, 2013).

6. Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol : un outil biologique pour restaurer et revégétaliser les sols dégradés

La biodiversité microbienne tellurique est considérée comme un biofertilisant potentiel qui peut contribuer à l'amélioration de la performance des plantes vis-à-vis des stress environnementaux et la fertilité des sols (Barea et Jeffries, 1995 ; Requena *et al.*, 2001 ; Gentili et Jumpponen, 2006). Ils s'agit notamment des champignons mycorhiziens, un **outil biologique** d'un grand intérêt pour la restauration des sols (Bethlenfalvay et Schüepp, 1994 ; Johansson *et al.*, 2004 ; Cardoso et Kuyper, 2006 ; Gentili et Jumpponen, 2006), l'amélioration de la croissance des plantes, la nutrition hydrique et minérale (Duponnois *et al.*, 2005b ; Lambers *et al.*, 2008) et la protection des plantes (Leyval et Joner, 2001 ; Joner et Leyval, 2003).

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Chapitre 2

Effet plante nurse

1. Introduction

La sablière de Terga est un écosystème naturel méditerranéen fragilisé par des contraintes naturelles et anthropiques aggravées par une exploitation de sable anarchique et abusive (Ghodbani, 2008) ce qui influe sur le couvert végétal et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols (Garcia *et al.*, 1997 ; Requena *et al.*, 2001 ; Hamel, 2004 ; Perevolotsky *et al.*, 2005). Les microorganismes telluriques symbiotiques et en particulier les CMA, sont particulièrement sensibles aux phénomènes de dégradations naturelles ou anthropiques compromettant aussi la survie et la croissance des plantes qui en dépendent (Duponnois *et al.*, 2001a).

Les champignons mycorrhiziens sont une composante ubiquiste de la plupart des écosystèmes mondiaux et sont généralement considérés comme un facteur-clé d'un système sol-végétation durable (Brundrett, 2002). Ils améliorent la nutrition minérale des plantes (Hopkins, 2003 ; Grimoldi *et al.*, 2005) notamment l'absorption des minéraux à faible mobilité comme le phosphore et l'azote (Plenchette et Fardeau, 1988 ; Provorov *et al.*, 2002 ; Fortin *et al.*, 2008). De plus, les hyphes de champignons mycorrhiziens à arbuscule jouent également un rôle dans la formation et la stabilité des agrégats du sol (Hamel *et al.*, 1997 ; Wright et Upadhyaya, 1998) et limitent ainsi les risques d'érosion (Le Roux, 2002). Ils jouent un rôle majeur dans les programmes de gestion forestière et dans la réhabilitation de sites dégradés (Duponnois *et al.*, 2010).

Dans les conditions des écosystèmes méditerranéens, le développement des plantes peut être facilité par la présence d'arbustes (ou d'autres espèces végétales) qui matérialisent autour des jeunes plantes un microhabitat facilitant ainsi la germination et la croissance des essences forestières, les protège des variations de température, des radiations et améliore la fertilité des sols (Callaway, 1995 ; Bruno *et al.*, 2003). Ce type d'interaction a été nommé « effet plante nurse » (Franco et Nobel, 1989 ; Scarano, 2002).

L'objectif de ce chapitre consiste à mettre au point une stratégie de revégétalisation d'une sablière après exploitation à Terga (Ain Temouchent, Algérie) basée sur les symbioses plantes/champignons mycorrhiziens. Leur effet sur la composition et la structure du sol, la biodisponibilité des éléments nutritifs et l'activité microbienne appréhendée par l'étude du potentiel infectieux mycorrhizogène est étudié. Il a pour but de voir l'impact associatif entre deux espèces végétales autochtones non fixatrices d'azote *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* associées ou non à des espèces fixatrices d'azote (*Retama monosperma* et *Lotus*

creticus). Etudier l'effet associatif (plante nurse) entre les espèces végétales afin de sélectionner la meilleure association.

2. Présentation du site d'étude

Dans la partie centrale du littoral de la wilaya d'Ain Temouchent, à environ 90 km d'Oran vers l'ouest, se situe la zone côtière de Terga à l'embouchure de l'oued Mallah. Le site est caractérisé par l'étalement d'une crique sur 600 m du sud sud-ouest au nord nord-ouest, limitée par deux promontoires, l'un au nord s'élevant à 10 m environ et l'autre au sud s'élevant à plus de 30 m. Entre les deux, s'étire une vaste plage sablonneuse occupée en grande partie par des bungalows balnéaires datant pour la plupart de l'époque coloniale. Au-delà de l'arrière plage à l'est du chemin de Wilaya n°20, s'élève rapidement une grande masse sablonneuse à 70 m occupant 55 h (Fig.13).

A l'arrière de la dune, à cinquante mètres d'altitude, se trouve un plateau qui domine la mer. Ce plateau n'est pas parfaitement plat, il est caractérisé par des rides allongées ouest-est, plus ou moins occupées par une couverture végétale naturelle, tandis que les fonds sont cultivés (arboriculture, vigne ou labours) (Ghodbani, 2008).

Sur le cordon dunaire, la végétation couvre les zones ouest et sud, elle devient claire ou presque inexistante sur les sommets et dans toute la partie nord, là où se pratique justement une extraction intensive du sable (Ghodbani, 2008).

Les importantes quantités de sable de bonne qualité pour la confection du béton, stocké au niveau des dunes de Terga, ont depuis longtemps attiré l'attention des autorités locales et régionales, une grande sablière fut installée à Terga, et actuellement plus de 3000 m³/jours sont extraits pour alimenter les chantiers de construction de la région ouest (Ghodbani, 2008).

2.1. Climat et température

Le site appartient à l'étage bioclimatique méditerranéen semi-aride tempéré chaud. Il est caractérisé par des périodes pluvieuses irrégulières et importantes allant d'octobre à mai avec une pluviométrie annuelle moyenne de 405 mm (Fig.14).

La température annuelle moyenne est de 18,2 °C. Les mois de Juillet et août sont les plus secs et les plus chauds (précipitation moyenne de 1 à 2 mm et température moyenne de 25 °C) et janvier est le mois le plus froid avec une température moyenne de 12,3 °C (Fig.14).

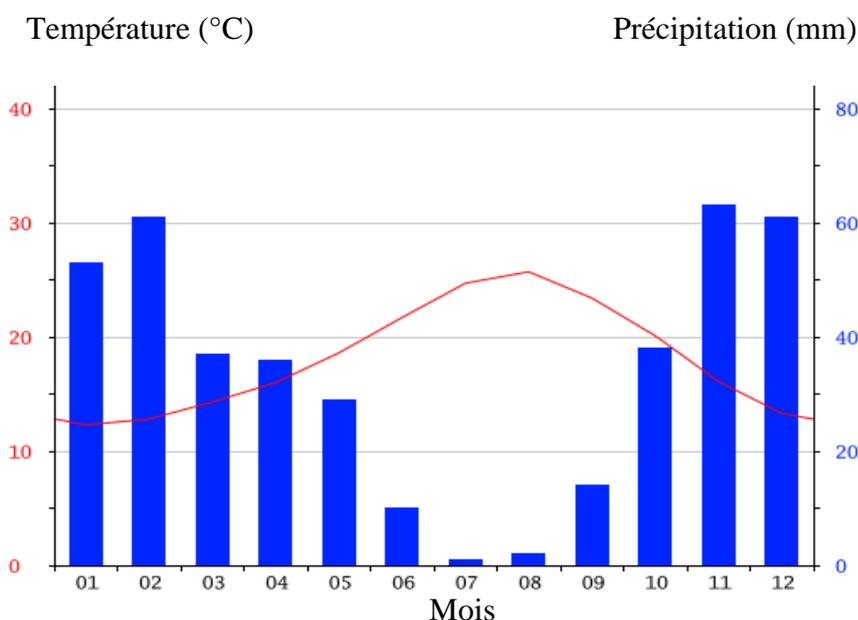


Figure 14: Variations de la précipitation et la température annuelles dans la région de Terga

<https://images.climate-data.org/location/409935/climate-graph.png> (20/12/16,10:10).

2.2. Flore

Les espèces végétales les plus dominantes dans la sablière de Terga avant l'exploitation sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 2. Espèces végétales dans la sablière de Terga avant l'exploitation du sable

Espèces végétales	Abondance
<i>Asteriscus maritimum</i>	Peu abondante
<i>Ammophila arenaria</i>	Peu abondante
<i>Lobularia maritima</i>	Peu abondante
<i>Lotus creticus</i>	Peu abondante
<i>Polygonum maritimum</i>	Peu abondante
<i>Crucinella maritima</i>	Peu abondante
<i>Orlaya maritima</i>	Peu abondante
<i>Cakile maritima</i>	Peu abondante
<i>Carpobrotus edulis</i>	Peu abondante
<i>Cynodon dactylon</i>	Peu abondante
<i>Plantago sp.</i>	Peu abondante
<i>Erigeron canadensis</i>	Peu abondante
<i>Pancreatium maritimum</i>	Peu abondante
<i>Urginea maritima</i>	Peu abondante
<i>Juniperus phoenicea</i>	Abondante
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Abondante
<i>Ephedra fragilis</i>	Peu abondante
<i>Pistacia lentiscus</i>	Abondante
<i>Phillyrea angustifolia</i>	Abondante
<i>Retama monosperma</i>	Reboisement
<i>Acacia saligna</i>	Reboisement
<i>Atriplex halimus</i>	Pas abondant
<i>Phragmites communis</i>	Abondante
<i>Arundo donax</i>	Abondante
<i>Typha latifolia</i>	Peu abondante
<i>Rhamnus lycioides</i>	Peu abondante
<i>Ricinus communis</i>	Peu abondante
<i>Salicornia arabica</i>	Peu abondante
<i>Inula viscosa</i>	Peu abondante
<i>Datura stramonium</i>	Peu abondante
<i>Halogeton sativus</i>	Peu abondante
<i>Chenopodium sp.</i>	Peu abondante
<i>Daphne gnidium</i>	Peu abondante
<i>Glaucium corniculatum</i>	Peu abondante
<i>Helichrysum stoechas</i>	Peu abondante
<i>Salsola kali</i>	Peu abondante
<i>Arthrocnemum indicum</i>	Peu abondante

3. Matériel et Méthodes

3.1. Matériel végétal

Des plantes de *Tetraclinis articulata*, *Schinus terebinthifolius* âgés d'environ 2 ans proviennent d'une pépinière de la région de Mostaganem. Ces espèces sont choisies sur la base de leur présence dans la région de Terga et sont candidates pour la revégétalisation du site d'étude. Les graines des deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma* plantes Très mycotrophes (Fig.15) proviennent du site naturel de la sablière de Terga.



Figure 15: Gousses et graines de *Lotus creticus*(a), de *Retama monosperma* (b) de la région de Terga.

3.2. Dispositif expérimental

Afin de réhabiliter le site exploité de la sablière de Terga le dispositif expérimental suivant est retenu. Le choix a porté sur les 4 espèces présentes sur le site. Il s'agit de *Tetraclinis articulata* et *Schinus terebinthifolius* associés à deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma* à introduire sur une parcelle de 40 m×30 m (Fig. 16). Une seconde parcelle de même dimension est préparée afin d'être réhabilitée par la transplantation des mêmes espèces *Tetraclinis articulata* et *Schinus terebinthifolius* après mycorhization contrôlée.

Mise en place de la première parcelle

Tetraclinis articulata, *Schinus terebinthifolius* sont introduites dans la parcelle 1. Chacune des deux espèces ligneuses est entourée par quatre légumineuses (Duponnois *et al.*, 2011) (Fig. 16). Le dispositif expérimental est totalement randomisé avec 10 répétitions pour chaque traitement avec une distance de 3 m entre les plants et 40 plants pour chaque espèce végétale (Fig.17).

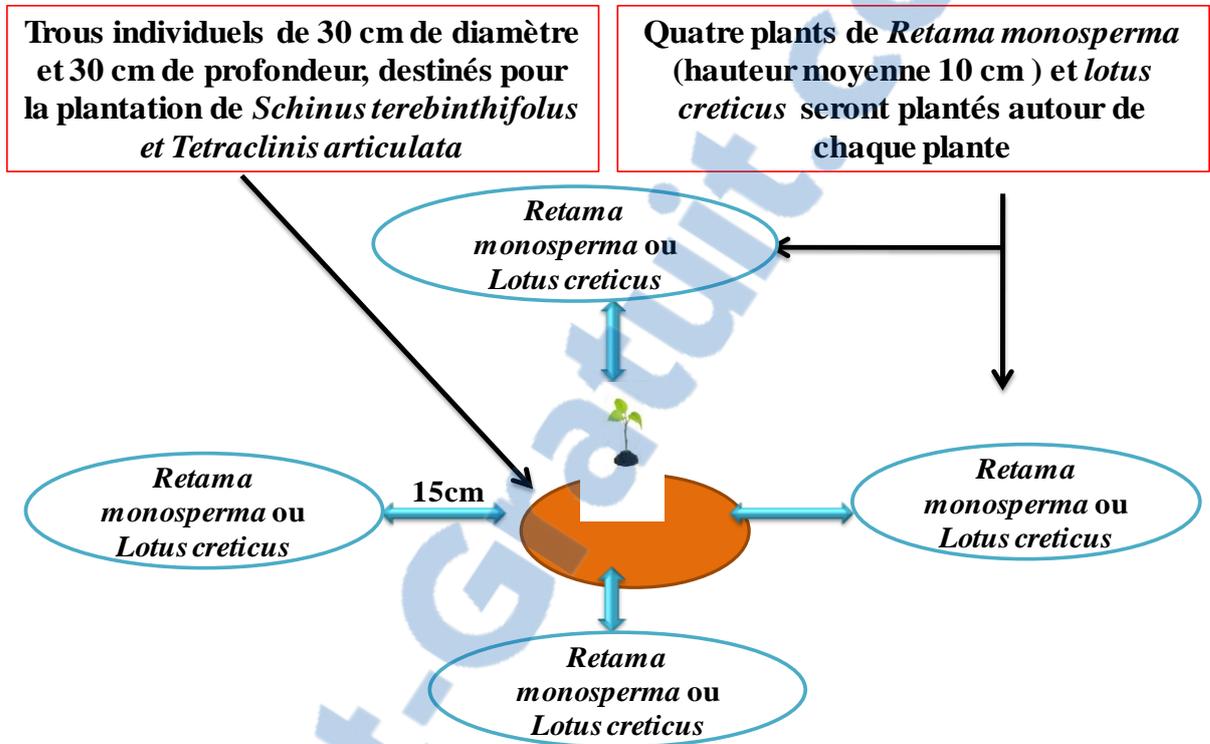


Figure 16 : Le dispositif de plantation réalisé pour chaque espèce.

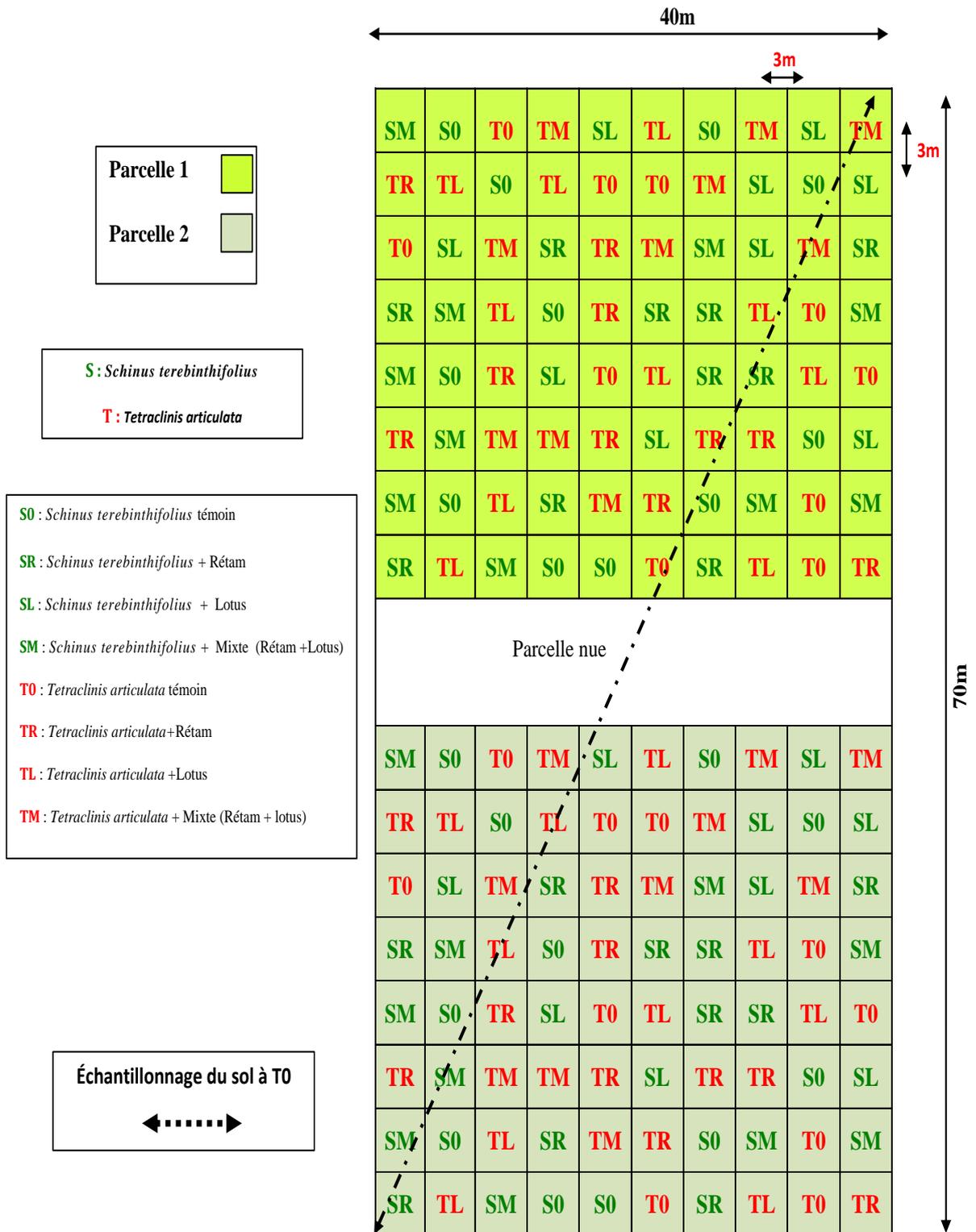


Figure 17 : Disposition des différentes espèces introduites dans la parcelle expérimentale située dans la sablière de Terga.

3. 3. Méthodes

3.3.1. Etude physicochimique du sol

L'évolution des caractéristiques physicochimiques est étudiée sur des échantillons de sol du site d'étude prélevés sur une profondeur de 20 à 30 cm. Pour le sol nu, il s'agit d'un composite de 5 prélèvements sur une diagonale de la parcelle prélevée en avril 2012 avant la plantation (Fig.17). Le deuxième prélèvement de sols est réalisé en avril 2014 après deux ans de l'introduction des espèces végétales. Pour chaque traitement, un homogénat de quatre prélèvements choisis au hasard autour des plantes est réalisé.

Ces analyses ont été effectuées à l'INRA (Institut National de Recherche Agronomique) de la wilaya de Sidi Bel Abbes et INRA d'Alger.

3.3.1.1. Analyses physiques

Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique du sol a pour but de définir la texture d'un sol, selon la méthode de Rouiller *et al.* (1994). Elle consiste à classer les éléments du sol d'après leur grosseur et à déterminer le pourcentage de chaque fraction (sable, limon, argile). Elle permet d'expliquer les propriétés physiques de ce sol, son comportement vis à vis de l'eau, de l'air et des racines et d'évaluer sa stabilité structurale c'est-à-dire la solidité de l'état de la structure du sol et sa résistance aux agents de dégradation. Pour cette analyse, de la terre fine est obtenue par tamisage au tamis à mailles de 2 mm de diamètre. La matière organique est éliminée par un oxydant (H_2O_2), la durée d'exposition dépend de la teneur en matière organique (24h à 48h). Les particules minérales sont ensuite dispersées à l'aide d'un dispersant alcalin (hexamétaphosphate de sodium).

Les particules grossières de diamètre supérieur à 50 μm sont séparées par tamisage, les particules moyennes et fines sont obtenues par la mesure de la vitesse de sédimentation. La texture du sol est déterminée d'après le triangle des textures (Annexe 1).

Mesure du pH

À 20 g de terre fine (séchée à l'air) sont ajoutés 50ml d'eau distillée (pour mesurer le pH eau). Le contenu est agité pendant quelques minutes, puis laissé à reposer 2h. Le pH est ensuite mesuré à l'aide d'un pH-mètre après une brève agitation (Callot-Dupuis, 1980). Le classement de sol par rapport à son pH est fait selon les normes internationales (Annexe 2).

3.3.1.2. Analyses chimiques

Mesure de la conductivité électrique

Le principe consiste à déterminer la conductivité électrique (**CE**) de l'eau pour déterminer la salinité de l'extrait du sol selon la méthode décrite par Aubert (1978). Elle est effectuée en mélangeant du sol avec l'eau distillée 1 : 4 (V : V).

Après une agitation de quelques minutes la solution est chauffée à une température **T** (25 °C), une première lecture au conductimètre est réalisée à cette température (**CT**), puis chauffée à une température **T'** (35 °C) et une deuxième lecture est réalisée (**CT'**).

Le coefficient de température **B** est calculé comme suite :

$$\mathbf{B} = (\mathbf{CT}' - \mathbf{CT}) \times 100 / (\mathbf{T}' - \mathbf{T}) \times \mathbf{CT}$$

Le conductimètre est réglé à la valeur **B** et la mesure de la CE est effectuée ; cette dernière s'exprime en milli Siemens (mS). Le degré de la salinité du sol est évalué en se référant aux normes internationales (Annexe 3).

Dosage du calcaire total

Le calcaire n'est pas un constituant toujours présent dans le sol. Par contre pratiquement tous les sols contiennent du calcium si peu soit-il, cet élément se trouve en particulier fixé sur l'argile sous forme d'ion calcique ou en solution sous forme de sels solubles de calcium.

Le calcaire ou carbonate de calcium, CaCO_3 , est un sel insoluble. Mais l'eau chargée de gaz carbonique peut le dissoudre lentement le transformant en un sel soluble, le bicarbonate de calcium. C'est ainsi que peu à peu le calcaire disparaît d'un sol donné. Mais la solution du sol, et l'argile gardent très longtemps du calcium provenant de la dissolution du calcaire.

On utilise la propriété du carbonate de calcium qui se décompose sous l'action d'un acide (HCl) en eau et gaz carbonique, ce dernier est recueilli dans un tube gradué en ml (Callot-Dupuis, 1980).

$$\mathbf{CaCO}_3\% = (\mathbf{p} \times \mathbf{V}) \times 100 / (\mathbf{P} \times \mathbf{v})$$

p : poids du CaCO_3 pur utilisé pour l'étalonnage.

V : volume du gaz carbonique dégagé par l'échantillon du sol.

P : poids de l'échantillon de sol.

v : volume de gaz carbonique dégagé par le CaCO_3 .

Les quantités du calcaire total mesurées sont comparées avec les normes internationales (Annexe 4).

Dosage du calcaire actif

Dans le sol, une partie plus ou moins importante de calcaire total se trouve à l'état de fines particules actives pour les végétaux, cette fraction est facilement solubilisée par les eaux riches en gaz carbonique.

Pour le dosage du calcaire actif, on utilise la propriété du calcium se combinant aux oxalates d'ammonium pour donner de l'oxalate de calcium insoluble.

L'excès de solution d'oxalate d'ammonium est ensuite dosé par une solution de permanganate de potassium en milieu sulfurique (Drouineau, 1942).



La teneur en calcaire actif exprimée en % est obtenue à partir de la formule suivante:

$$\text{Calcaire actif}\% = (\text{N}-\text{n}) \times 1.25$$

N-n: correspond à la quantité d'oxalate de calcium précipité, donc à la quantité d'oxalate d'ammonium qui a réagi avec le calcaire actif.

N: nombre de ml KMnO_4 utilisés pour titrer la solution d'oxalate d'ammonium.

n: nombre de ml KMnO_4 utilisés pour titrer l'extrait du sol

Les quantités du calcaire actif mesurées sont comparées avec les normes internationales (Annexe 5).

Dosage du carbone total et la matière organique

La teneur en matière organique totale du sol est obtenue généralement en dosant la teneur en carbone. On estime que le rapport matière organique / carbone est à peu près constant et égal à :

$$\text{MO/C} = 1,72$$

Le carbone de la matière organique est oxydé par un mélange de bichromate de potassium et d'acide sulfurique. On admet que l'oxygène consommé est proportionnel au carbone que l'on veut doser (Anne, 1945). Les quantités de la matière organique mesurées sont comparées avec les normes internationales (Annexe 6).

Dosage du phosphore assimilable

L'extraction et le dosage du phosphore sont réalisés par la méthode Joret- Hebert (1995) qui utilise une solution d'oxalate d'ammonium avec une agitation pendant 2 heures. Le P_2O_5 (ppm) est déterminé par colorimétrie basée sur la formation et la réduction d'un complexe de l'acide

phosphorique et de l'acide molybdique par l'acide ascorbique. Les lectures à l'aide du colorimètre sont faites à 650 nm. Les quantités de phosphore assimilable mesurées sont comparées avec les normes internationales (Annexe 7).

Dosage de l'azote total

L'azote (%) est déterminé par la méthode Kjeldahl (1883), en attaquant à chaud, la matière vivante par l'acide sulfurique (H₂SO₄) concentré et en présence d'un catalyseur. Puis la solution d'extraction est distillée avec un excès de soude et titrée par H₂SO₄ (0,05 N). Les quantités d'azote total mesurées sont comparées avec les normes internationales (Annexe 8).

3.3.2. Détermination du Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol

Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène ou PIM d'un sol représente sa capacité à initier la formation d'associations mycorhiziennes à partir d'une quantité d'inoculum présent dans ce sol sous forme de spores, de mycélium et de débris de racines portant des vésicules (Plenchette *et al.*, 1989).

Dix graines de sorgho (*Sorghum bicolor* L.) plante fortement mycotrophe ont été semées dans des pots de 150 ml de capacité et contenant 100 g de sols aux différentes dilutions (Tab.3). L'arrosage est effectué quotidiennement à l'eau distillée stérile (120 °C, 20 min) (Plenchette *et al.*, 1989).

Tableau 3. Différentes quantités de sol non stérilisé et stérilisé utilisées lors des dilutions

Dilutions de sol	1	2	3	4	5	6
Quantité de sol non stérilisé de Terga (g)	3	6	12	24	48	100
Quantité de sol stérilisé (g)	97	94	88	76	52	00

Après deux semaines de culture, le système racinaire entier de chaque plante a été prélevé pour la détermination du PIM selon la méthode de Philippe et Hayman (1970). Les racines prélevées subissent les étapes suivant :

- Lavage des racines à l'eau de robinet,
- Les racines sont traitées au bain Marie avec du KOH à 10%, pendant 45 min à 90 °C, pour vider le contenu cellulaire.
- Elles sont ensuite placées dans l'acide lactique pendant 10 min à température ambiante, afin d'éliminer le KOH.

- Coloration au bleu de trypan à 0,01% à 90 °C pendant 20 min et traitement au glycérol, qui enlève l'excès de colorant.
- Montage entre lame et lamelle d'un fragment dans une goutte de glycérol pour une observation microscopique des structures mycorhiziennes. L'observation est effectuée au microscope optique OPTIKA et la prise de photo est réalisée à l'aide d'un appareil numérique Panasonic DMC-S3.

Chaque système racinaire montrant au moins un point d'infection (pénétration d'hyphes dans la racine) est considéré comme mycorhizé. Ces résultats ont été exprimés par le pourcentage de plantes mycorhizées par pot. Pour chaque type de sol, des régressions linéaires ($Y = aX + b$) ont été calculées à partir de la relation pourcentage de plantes mycorhizées en fonction du logarithme de la quantité de sol non stérilisé (Duponnois *et al.*, 2001). Les résultats ont été exprimés en Unités de Potentiel Infectieux Mycorhizogène (UPIM)/100g de sol. Une valeur indicatrice du PIM est donnée par le nombre d'unités de PIM (quantité de sol non stérilisé) requis pour mycorhizer 50% d'une population de plantes (PIM_{50}) dans les conditions du test biologique.

3.3.3. Paramètres morphométriques

La croissance de *Tetraclinis articulata* et de *Schinus terebinthifolius* est évaluée par la mesure de la hauteur à partir du collet jusqu'à l'extrémité de la tige principale ainsi que le nombre de ramifications de la partie aérienne. Le suivi est effectué mensuellement durant 24 mois.

3.3.4. Estimation du degré de colonisation des racines

Le degré de colonisation naturelle des racines est étudié chez les plantes introduites de la parcelle 1 après 24 mois de la plantation.

Trois échantillons de racines pour chaque traitement sont choisis au hasard pour estimer la fréquence et l'intensité de colonisation selon la méthode de Trouvelot *et al.* (1986). Plusieurs fragments seront observés afin de calculer les paramètres qui suivent :

La fréquence de mycorhization (F)

$$F\% = n/N \times 100$$

Où **n** = nombre de fragments mycorhizés ; **N** = nombre total de fragments.

L'intensité de colonisation du cortex (M)

Elle exprime la portion du cortex colonisé par rapport à l'ensemble du système racinaire (Fig.18).

$$M\% = [(95 \times n5) + (70 \times n4) + (30 \times n3) + (5 \times n2 + n1)]/N$$

Où **n5, n4,...** **n1** sont les nombres de fragments notés respectivement 5, 4,... 1 ; Une échelle est utilisée:

- Classe 5:** plus de 91%,
- Classe 4:** de 51% à 90%,
- Classe3:** de 11% à 50%,
- Classe2:** moins de 10%,
- Classe1:** trace
- Classe 0:** pas de mycorhization.

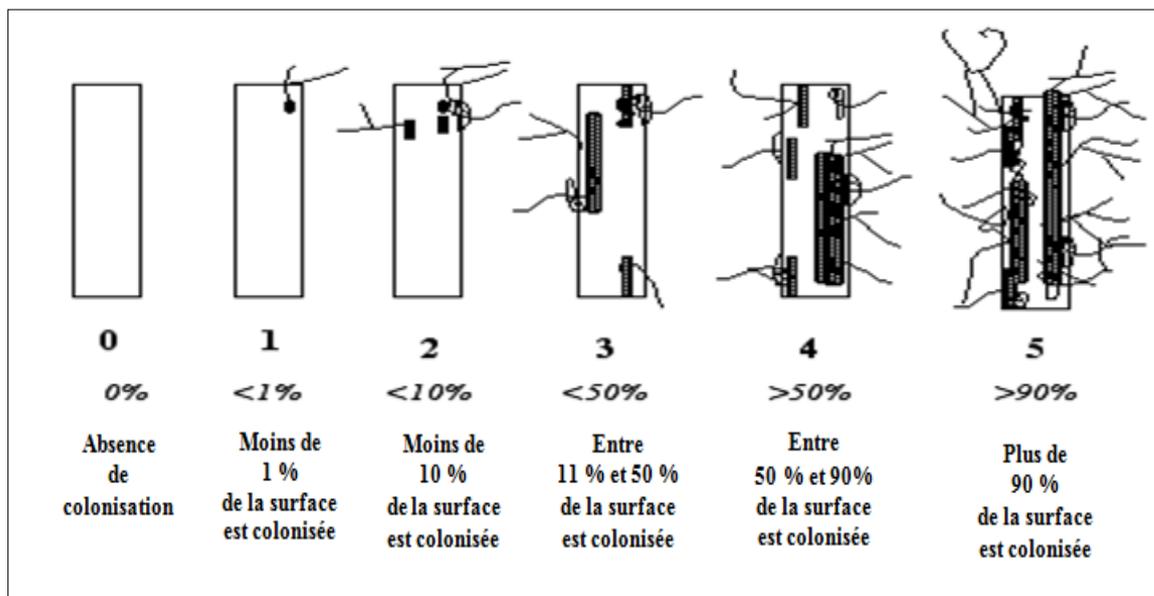


Figure 18: Echelle d'intensité de colonisation du cortex racinaire (Trouvelot *et al.*, 1986).

3.3.5. Teneur en azote et en phosphore des parties aériennes

Après deux ans de l'introduction de *Schinus terebinthifolius*, des prélèvements des feuilles sont effectués sur trois arbres différents et hauteurs différentes pour chaque traitement. Les feuilles sont séchées à 60 °C pendant 3 jours puis broyées en poudre pour l'analyse minérale de l'azote total selon la méthode de Kjeldahl (1883) et le phosphore selon la méthode de Joret-Hebert (1955).

3.3.6. Analyse Statistique

Les résultats sont soumis à une analyse de variance multivariée (MANOVA) au seuil de risque de 5 % et les moyennes sont comparées par le test de Tukey avec le logiciel Statistica 7.1. Les coefficients de corrélation sont calculés entre toutes les variables.

Une ACP (Analyse en Composantes Principales) a été effectuée afin de dégager et d'explorer les liaisons entre les traitements et les relations entre les différents paramètres étudiés durant 24 mois d'étude.

4. Résultats

4.1. Analyses physicochimiques

Les résultats des caractéristiques physico-chimiques des différents prélèvements de sols de la parcelle 1 sont présentés dans le tableau 4.

Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique des sols étudiés (Tab.4) et leur extrapolation sur le triangle des textures du sol montre qu'il s'agit d'un sol qui présente une texture sableuse à plus de 90% avec très peu d'argiles (2-5%) et de limons (2- 4%) pour le sol nu avant la plantation et après 24 mois de l'introduction des plantes sur site.

Le pH

Le pH (potentiel Hydrogène) exprime l'acidité du sol, est un indicateur d'ambiance qui a une influence directe sur la vie microbienne et les formes chimiques des éléments nutritifs. Le sol nu avant la plantation présente un pH alcalin (8,8) et après 24 mois de la plantation, il diminue légèrement pour les différentes associations de *Schinus terebinthifolius* avec des valeurs entre 6,5 à 7,5 et entre 7,2 à 7,9 dans le cas de *Tetraclinis articulata* (Tab.4).

Le calcaire actif et le calcaire total

Le taux du calcaire actif du sol nu est de 4,90%, il augmente dans les sols des différents traitements et varie entre 13,50 à 20%. Il s'agit de sols modérément calcaires. Les sols des différents traitements présentent des teneurs en calcaire total variant entre 38 à 50,9% comparé au le sol nu (28,6%) (Tab.4).

La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique définie la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol, elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans le sol. Les sols étudiés sont non salés pour tous les prélèvements et présentent une CE < 1 mS/cm (Tab.4).

Le carbone

Le taux du carbone du sol nu avant la plantation est de 0,004%. Deux ans après l'introduction des deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*, ce taux augmente légèrement avec des valeurs qui varient entre 0,0041% et 0,01% (Tab.4).

La matière organique

Les résultats des sols rhizosphériques étudiés des deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* montrent que le taux de la matière organique (MO<0,017%) est très faible pour les différents traitements après 24 mois de l'introduction des espèces végétales comparé au sol nu (0%) (Tab.4).

L'azote

Avant la plantation, le sol nu présente une teneur en azote de 0,02% qui augmente légèrement après 24 mois sous les différents traitements jusqu'à 0,05% dans le cas de *Lotus creticus*. Cependant ces valeurs restent très faibles (Tab.4).

Le phosphore assimilable

Le phosphore est un des éléments majeurs indispensables à la croissance et au développement des végétaux. Il joue en particulier un rôle essentiel dans la mise en place du système racinaire, la photosynthèse et la reproduction du végétal. Les résultats des sols étudiés montrent que le taux de phosphore ne dépasse pas 7,2 ppm pour *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sans association et varie entre 8,5 et 11,67 ppm en présence des légumineuses (*Retama monosperma* et *Lotus creticus*), alors qu'il est seulement de 6,3 ppm pour le sol nu (Tab.4).

Rapport-Gratuit.com

Tableau 4. Analyse physico-chimique de sol prélevé du site dégradé de Terga à 20 cm de profondeur sol nu et après 24 mois de la plantation.

Les données dans la même colonne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p < 0,05$.

S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), T0 témoin : *Tetraclinis articulata* sans association, TR : *Tetraclinis articulata* + *Retama monosperma*, TL : *Tetraclinis articulata* + *Lotus creticus*, TM : *Tetraclinis articulata* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

Sol	Granulométrie %			Conductivité (1/5 mS/cm)	pH _{eau} (1/5)	Carbone (%)	Calcaire total (%)	Calcaire actif (%)	Matière organique (%)	Azote total (%)	Phosphore assimilable (Olsen) (ppm)
	Argile	Limons	Sables								
Sol nu	2,33±0,5 ^a	3,66±0,5 ^a	94±0 ^a	0,118±0 ^c	8,8±0 ^e	0,004±0 ^a	28,6±0 ^d	4,9±0 ^e	0,0 ±0 ^b	0,02±0 ^b	6,3±0 ^d
SL	3±0 ^a	3±1 ^a	94±1,7 ^a	0,207±0,03 ^{ab}	6,8±0,1 ^c	0,01±0,0005 ^d	45,5±0,7 ^c	16,3±0,5 ^{bc}	0,017±0,0008 ^a	0,05±0,001 ^a	11,67±0,5 ^a
SR	5±0,8 ^b	2±0 ^b	93±0 ^a	0,252±0,02 ^b	6,5±0,05 ^b	0,0069±0,001 ^{ab}	50,5±1,3 ^a	18,36±0,1 ^{bd}	0,011±0,001 ^{ac}	0,040±0,005 ^a	10,33±0,5 ^{ba}
SM	3±0 ^a	2±0 ^b	95±1,7 ^a	0,214±0,02 ^{ab}	7,2±0,1 ^a	0,0054±0,0009 ^{bc}	38±1,7 ^b	14,3±1,6 ^{ac}	0,0092±0,0015 ^a	0,036±0,0005 ^{ac}	11,66±0,2 ^a
S0 (témoin)	2±0 ^a	4±0 ^a	94±0 ^a	0,178±0,02 ^a	7,5±0,2 ^a	0,0044±0,0003 ^a	50,5±2,1 ^a	13,5±0,5 ^a	0,0075±0,0005 ^{ab}	0,028±0,0007 ^{bc}	7,2±0,7 ^d
TL	3±0 ^a	4±1 ^a	93±0 ^a	0,208±0,014 ^{ab}	7,2±0,1 ^a	0,0079±0,000 ^{cd}	51,5±1 ^a	20±1 ^d	0,013±0,0015 ^a	0,037±0,005 ^{ac}	10,06±0,6 ^{cb}
TR	2±0 ^a	4±1 ^a	94±0 ^a	0,224±0,001 ^{ab}	7,3±0,2 ^a	0,0045±0,0005 ^a	50,9±0,8 ^a	14±0 ^a	0,007±0,0008 ^a	0,030±0,009 ^{bc}	8,83±0,47 ^{cb}
TM	2±1 ^a	4±0 ^a	94±0 ^a	0,199±0,01 ^{ab}	7,3±0,1 ^a	0,0060±0,0009 ^{abc}	45,5±0,5 ^c	17,6±0,7 ^b	0,01±0,001 ^a	0,031±0,0028 ^{bc}	9±0 ^c
T0 (témoin)	2±0 ^a	3±1 ^{ab}	95±1 ^a	0,198±0,02 ^a	7,9±0,1 ^d	0,0041±0,0003 ^a	40,5±1,8 ^b	13,5±0,5 ^a	0,007±0,0005 ^{ab}	0,020±0,004 ^b	6,43±0,40 ^d

4.2. Potentiel infectieux mycorhizogène du sol (PIM)

Le PIM d'un sol caractérise non seulement la population de champignons mycorhiziens présents dans le sol sous forme de spores, de mycélium et de fragments racinaires mycorhizés, mais aussi le fait que cette population est apte à former des mycorhizes dans les conditions de sol pauvre. Après deux semaines de culture du sorgho (Fig.19), l'observation microscopique des racines montre la présence des différentes structures fongiques (hyphes, vésicules et arbuscules) (Fig.20).

Le PIM₅₀ du sol de la parcelle d'expérimentation est calculé puis comparé aux différents traitements. Le PIM₅₀ du sol à T0 avant la plantation est de 19,07 (Tab.5) Cette valeur indique la quantité de sol non désinfecté nécessaire pour mycorhizer 50% de plantes. Après 24 mois de la plantation, le PIM₅₀ du sol rhizosphérique de *Schinus terebinthifolius* non associé aux légumineuses diminue significativement de 27,26% (13,87) (Tab.5). L'association des légumineuses au *Schinus terebinthifolius* diminue significativement le PIM₅₀ avec *Lotus creticus* (SL) (3,94), mixte (SM=4,02) et *Retama monosperma* (SR=5,25) (Tab.5).

L'établissement de la colonisation racinaire dans le cas de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* et le mixte des deux légumineuses nécessite trois fois moins d'inoculum comparé au témoin non associé. Le sol de *Schinus terebinthifolius* témoin présente une valeur de PIM₅₀ trois fois plus élevée que lorsqu'il est associé au *Lotus creticus* et avec les deux légumineuses et deux fois plus lorsqu'il est associé au *Retama monosperma*.

Malgré l'échec de la transplantation des plantes de *Tetraclinis articulata* l'impact des légumineuses associées sur le sol est clair après deux ans de la plantation. En présence des légumineuses le PIM₅₀ est amélioré significativement comparé au témoin et le sol nu. Pour *Tetraclinis articulata*, le PIM₅₀ le plus faible est de (7,84) pour le traitement mixte (TM) suivi par l'association avec *Lotus creticus* (TL = 8,47) et enfin avec *Retama monosperma* (TR = 8,58) (Tab.5) (Annexe 9).



Figure 19: Les plantules de sorgho après 15 jours de croissance en chambre de culture sous une photopériode de 16h et à 25 °C ± 2.

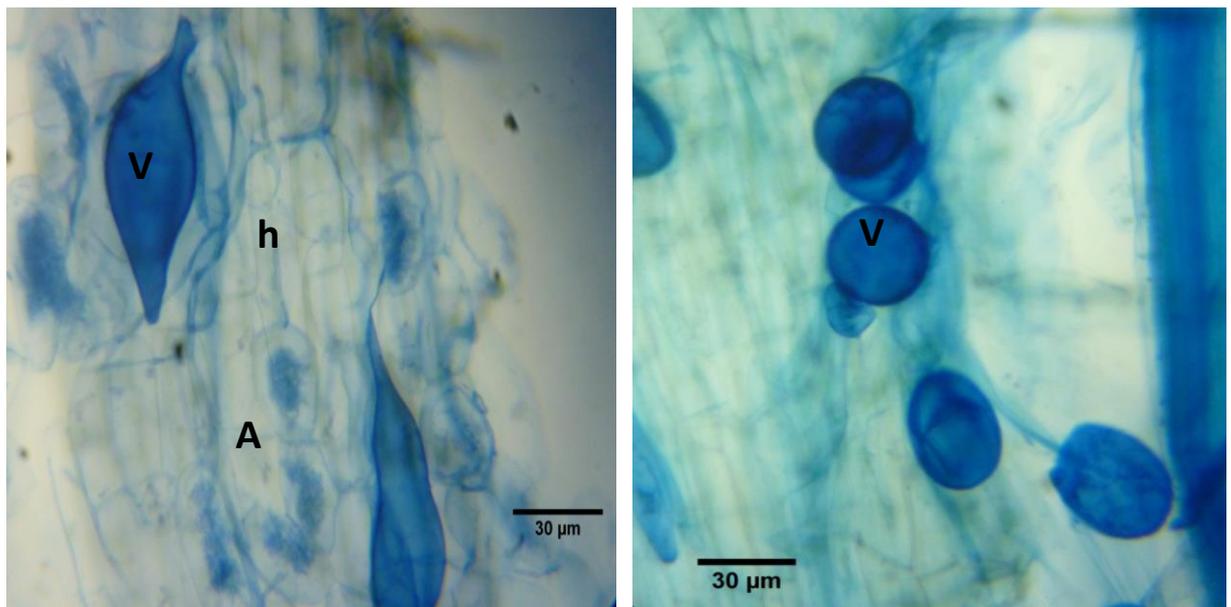


Figure 20: Les structures endomycorhiziennes dans les racines de la plante piège *Sorghum bicolor* L. après 15 jours de croissance sur différents sols rhizosphérique en chambre de culture sous une photopériode de 16h et à 25°C ± 2. (A : Arbuscule h : hyphe v : vésicule,).

Tableau 5. Détermination du PIM₅₀ des sols prélevés après 24 mois de l'introduction des plantes sur le site à réhabiliter de la sablière de Terga (Y : régressions linéaires pour calculer le pourcentage de plantes mycorhizées en fonction du logarithme de la quantité de sol non stérilisé).

Sol	$y=Ax+B$	R ²	PIM ₅₀
T ₀	$Y=0,19x-0,007$	0,824	19,07 ^c
SL	$Y=0,52x-0,21$	0,983	3,94b ^a
SR	$Y=0,47x-0,29$	0,963	5,25 ^a
SM	$Y=0,54x-0,26$	0,971	4,02 ^a
S0 témoin	$Y=0,24x-0,15$	0,932	13,87 ^d
TL	$Y=0,338x-0,222$	0,916	8,47 ^b
TR	$Y=0,329x-0,209$	0,926	8,58 ^b
TM	$Y=0,365x-0,254$	0,832	7,84 ^b
T0 témoin	$Y=0,227x-0,140$	0,914	16,60 ^c

Les données dans la même colonne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p<0,05$

PIM₅₀ : Potentiel Infectieux Mycorhizogène. R² : Le coefficient de corrélation. S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), T0 témoin : *Tetraclinis articulata* sans association, TR : *Tetraclinis articulata* + *Retama monosperma*, TL : *Tetraclinis articulata* + *Lotus creticus*, TM : *Tetraclinis articulata* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

4.3. Suivi du développement des plantes

Pour la réhabilitation du site de Terga, *Retama monosperma* et *Lotus creticus* sont utilisés comme plantes facilitatrices ou plantes nurses pour favoriser le développement de *Schinus terebinthifolius*. L'hypothèse scientifique de cette pratique culturale est de trouver les meilleures associations entre les espèces fixatrices et non fixatrices d'azote pour la réhabilitation du site.

Après 24 mois (Fig.21, Fig. 22), la croissance de *Schinus terebinthifolius* en présence des légumineuses *Retama monosperma* et/ou *Lotus creticus* est améliorée par rapport au témoin. Les résultats de la hauteur de la partie aérienne et du nombre de ramifications des plantes introduites sont consignés dans la figure 23 a et b.

La figure 23a montre l'évolution de la croissance de *Schinus terebinthifolius* pendant 24 mois. Nous n'observons aucun changement au cours des six premiers mois ce qui correspond à une période d'adaptation post plantation. Après 24 mois, un effet significatif ($p<0,05$) des différentes associations sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* est observé. En effet, la

hauteur de la tige principale est significativement supérieure lorsqu'il est associé au *Lotus creticus* ($47,70 \pm 0,87$ cm) et au mixte ($46,90 \pm 0,87$ cm) comparé au témoin ($40,90 \pm 0,65$ cm).

L'effet associatif des deux légumineuses est également observé sur le nombre de ramification chez *Schinus terebinthifolius* (Fig. 23b). Comparé au témoin ($3,50 \pm 0,49$), cet effet positif est marqué après 24 mois de croissance dans le cas de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* ($8,5 \pm 1,0$) suivi par le mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*) ($7,66 \pm 0,77$) et lorsqu'il est associé au *Retama monosperma* ($6,80 \pm 0,71$). Les trois associations améliorent significativement le nombre de ramification par rapport au témoin non associé ($p < 0,05$).



Figure 21: Vue générale du site de la sablière de Terga avant (2012) et après 24 mois de l'introduction des plantes (Benelhadj Djelloul, 2014).

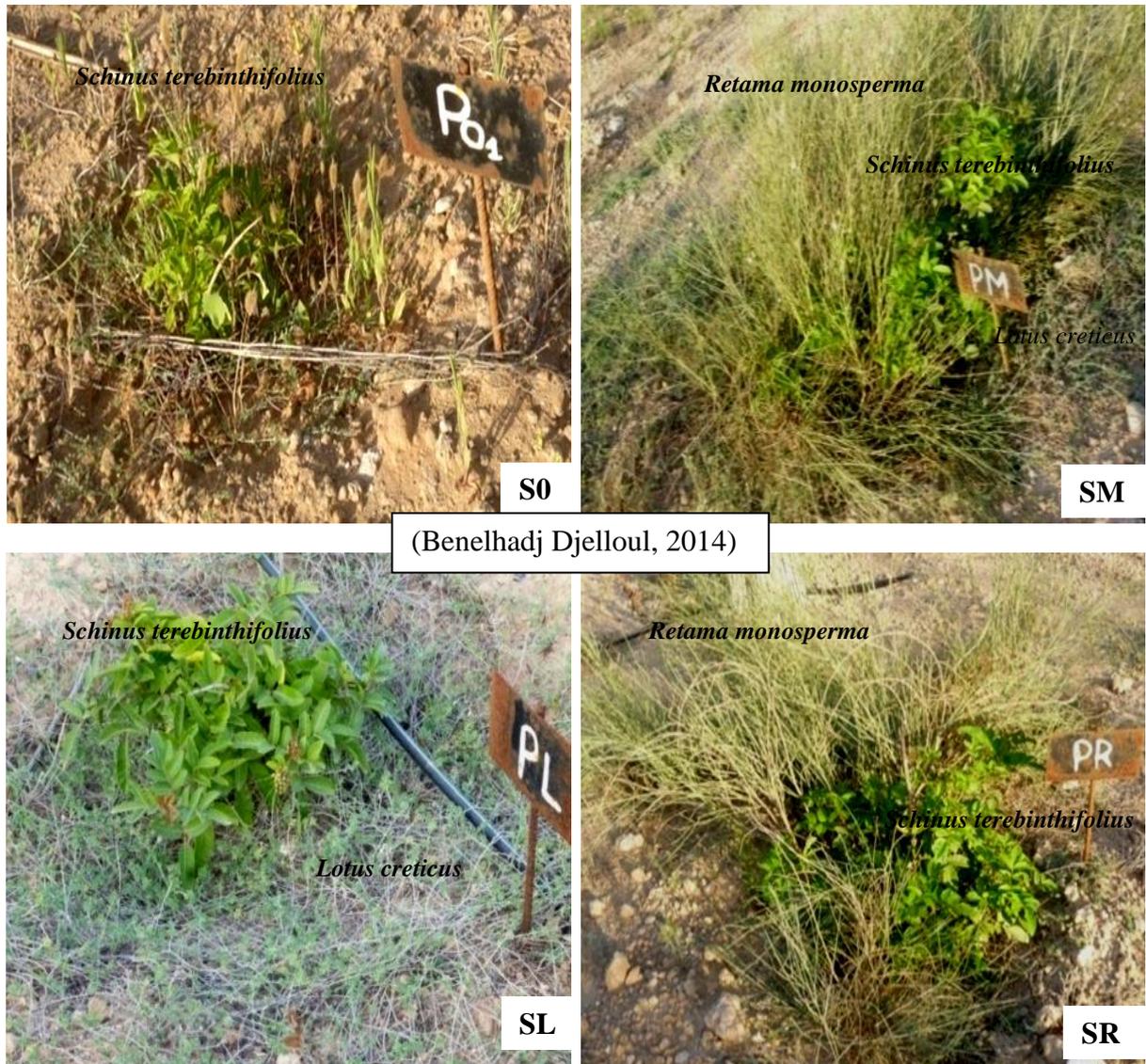
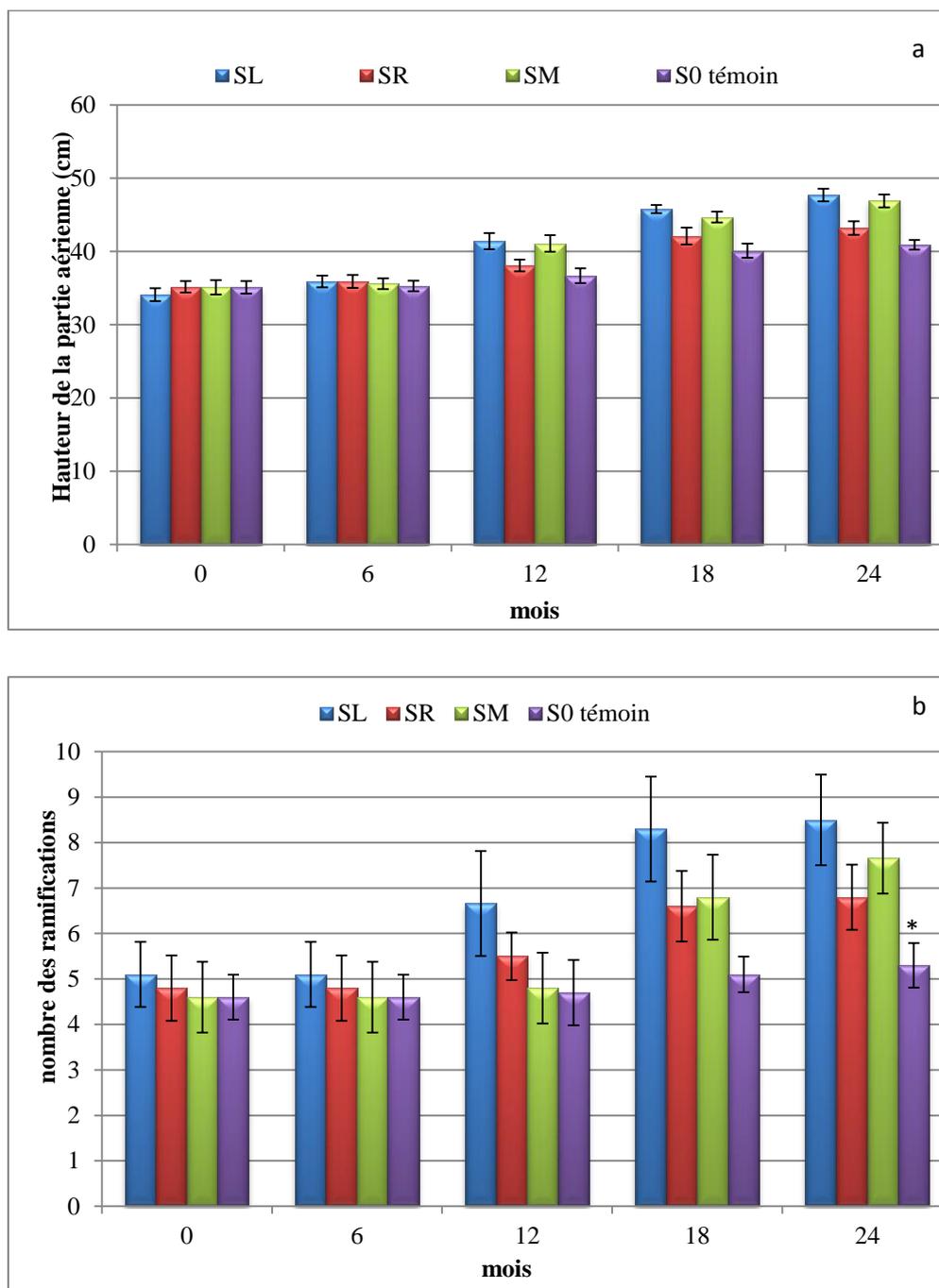


Figure 22: Aspect des plantes introduites dans la sablière de Terga après 24 mois de croissance.

S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).



* : Différence significative $p < 0,05$.

Figure 23 : Suivi de la croissance de *Schinus terebinthifolius* sous l'effet des différentes associations après 24 mois de l'introduction des plantes sur site.

a) hauteur de la partie aérienne, b) nombre de ramification.

S0 témoin: *Schinus terebinthifolius* sans association, SR: *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL: *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM: *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*),

4.4. Mise en évidence de la colonisation racinaire MA après 24 mois chez *Schinus terebinthifolius*

L'étude microscopique des racines de *Schinus terebinthifolius* prélevées au niveau du site de Terga traitées selon la méthode de Phillips et Hayman (1970) et colorées au bleu Trypan révèle la présence de différentes structures endomycorhiziennes (hyphes, vésicules et arbuscules) (Fig. 24). Les vésicules sont abondamment observées comparées aux structures arbusculaires.

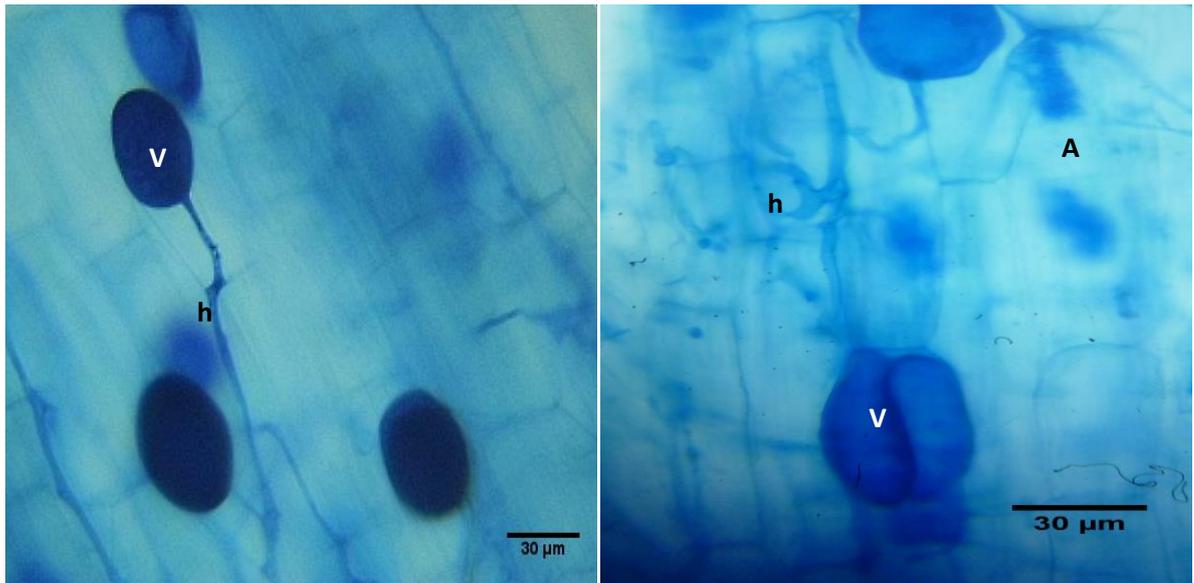


Figure 24 : Les structures endomycorhiziennes dans les racines de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la plantation. **A** : Arbuscule, **h** : hyphe **v** : vésicule.

La plupart des racines de *Schinus terebinthifolius* du site d'étude sont colonisées par des champignons MA (Fig.24). Les résultats de la mycorhization des racines sont présentés dans le Tableau 6. La fréquence de mycorhization qui est de 60% chez *Schinus terebinthifolius* non associé, est supérieure à 80% pour toutes les associations après 24 mois de la plantation. Nous observons une évolution chez toutes les associations. Ces résultats montrent l'impact des légumineuses sur la richesse du sol en propagules après 2 ans de la plantation. Le même profil est observé pour l'intensité de colonisation du cortex racinaire qui comparée au témoin non associé (M=53%) est supérieure à 70% pour toutes les associations. *Schinus terebinthifolius* associé aux légumineuses présente une fréquence de mycorhization et intensité de colonisation du cortex significativement améliorées par rapport au témoin ($p < 0,05$).

Tableau 6. Fréquence de mycorhization et intensité de colonisation du cortex racinaire de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la croissance.

<i>Schinus terebinthifolius</i>	SL	SR	SM	S0 (Témoin)
Fréquence de mycorhization %	87 ^a	83,33 ^a	81,33 ^a	60 ^b
Intensité de colonisation du cortex %	81 ^a	70 ^{ab}	76 ^b	53 ^c

Les données dans la même ligne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p < 0,05$.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

4.5. Teneur des parties aériennes en phosphore et en azote

Les taux d'azote total de la partie aérienne pour les quatre traitements sont représentés dans le tableau 7. Le taux d'azote total est de $3,68 \pm 0,15\%$ pour le témoin suivi par $3,97 \pm 0,02\%$ et $3,97 \pm 0,02\%$ pour *Schinus terebinthifolius* associé respectivement au *Retama monosperma* et le mixte et $4,20 \pm 0,23\%$ chez les plantes associés au *lotus creticus*. Comparé au témoin, la quantité d'azote enregistrée chez les différentes associations du *Schinus terebinthifolius* est statistiquement similaire ($p < 0,05$).

Concernant la teneur en phosphore des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius*, elle est de $4,25 \pm 0,22$ ppm chez le témoin, $5 \pm 0,244$ ppm lorsqu'il est associé au *Retama monosperma*. Des valeurs significativement plus élevées ($p < 0,05$) sont observées dans le cas de *Schinus terebinthifolius* associé au *lotus creticus* ($6,25 \pm 0,22$ ppm) et le mixte ($7 \pm 0,44$ ppm).

Tableau 7. Teneur en azote (%) et phosphore (ppm) des feuilles de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la transplantation sur le site de Terga.

Traitements	SL	SR	SM	S0 (témoin)
Azote (%)	$4,20 \pm 0,23^a$	$3,97 \pm 0,02^a$	$3,97 \pm 0,02^a$	$3,68 \pm 0,15^a$
Phosphore (ppm)	$6,25 \pm 0,22^a$	$5 \pm 0,24^b$	$7 \pm 0,44^a$	$4,25 \pm 0,22^b$

Les données dans la même ligne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p < 0,05$.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

4.6. Relevé botanique de la parcelle après l'introduction des plantes d'intérêt

Le site étudié de la sablière de Terga est caractérisé par une végétation nue après l'exploitation (Fig.21) et durant les 4 ans de la revégétalisation, nous avons enregistré l'installation de quelques espèces végétales (Fig.25). Ces espèces végétales sont des herbacées à l'exception de *Tamarix* sp.



Erigeron canadensis



Erigerons sp.



Tamarix sp.



Phragmites communis



Datura eu-stramonium (ssp.)



Datura sp.



Inula viscosa



Reichardia tingitana



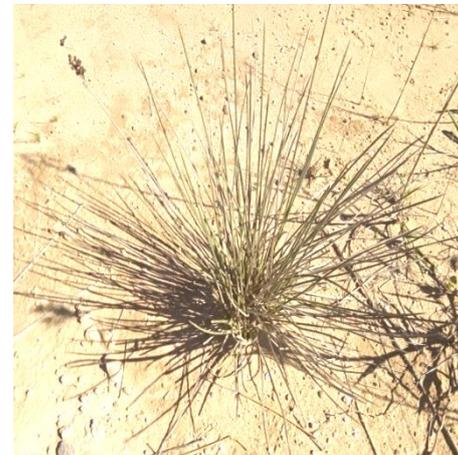
Ononis variegata



Echium vulgare



Reichardia picroide



Juncus acutus

Figure 25 : Succession de plantes observées sur le site 1 revégétalisé de la sablière de Terga (Benelhadj Djelloul, 2015).

4.7. Analyse en Composantes Principales (ACP)

4.7.1. Relations entre Les différents paramètres physicochimique et microbiologique du sol

La figure 26 montre la projection sur le plan factoriel (F1x F2) des données sur les caractéristiques physicochimique et microbiologique des différents traitements du sol.

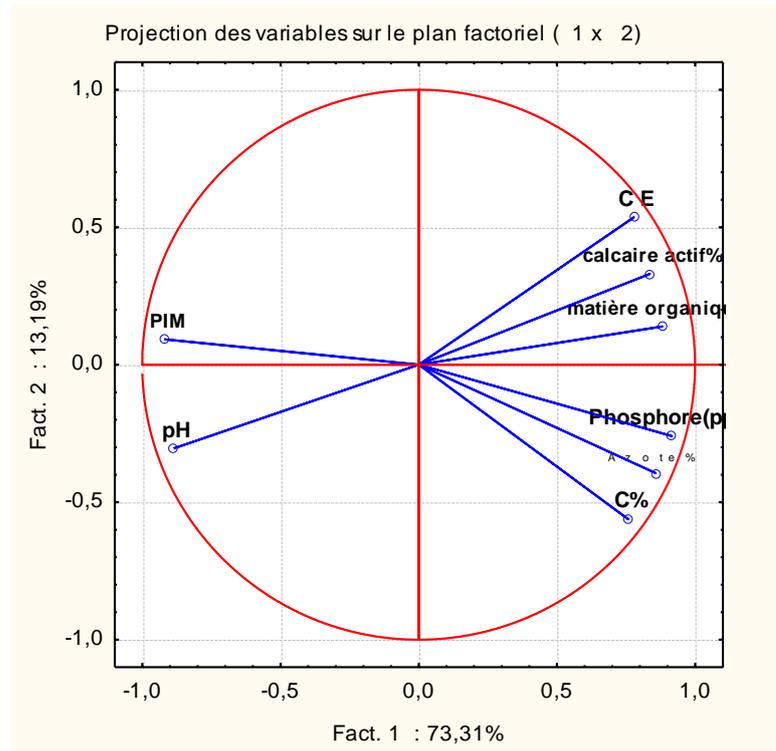


Figure 26: Analyse en composantes principales entre les paramètres physico-chimiques et microbiologiques du sol.

L'analyse en composante principale (ACP) a permis de représenter graphiquement la relation entre les différents paramètres physicochimique et le PIM des sols étudiés. Les deux axes décrivent 86,5% de la variation totale. Le premier axe exprime le plus important pourcentage de la variation (73,31%). Il a rassemblé le calcaire actif, le phosphore assimilable, le carbone, la conductivité l'azote total et la matière organique qui sont corrélées positivement avec des coefficients de corrélation significatifs qui varient respectivement de 0,61 à 0,86. Le pH et le PIM qui sont positivement corrélé, avec un coefficient de corrélation significatifs qui est de 0,81 et une corrélation négative entre le PIM et l'ensemble du calcaire actif, phosphore assimilable, carbone, conductivité, azote total et matière organique, avec des coefficients de corrélation significatifs qui varient respectivement de -0,66 à -0,92. Le deuxième axe représente

13,19% de la variation. Il existe une corrélation positive très significative entre l'azote et le phosphore assimilable avec un coefficient de corrélation de 0,86. L'azote et le phosphore assimilable présentent aussi une corrélation positive avec le carbone avec des coefficients de corrélations 0,82 ; 0,77. Par contre ces deux paramètres, azote et phosphore sont corrélés négativement avec le PIM avec -0,79 et -0,92 respectivement (Fig. 26) (Annexe 10).

4.7.2. Relations entre Les différents paramètres étudiés chez *Schinus terebinthifolius*

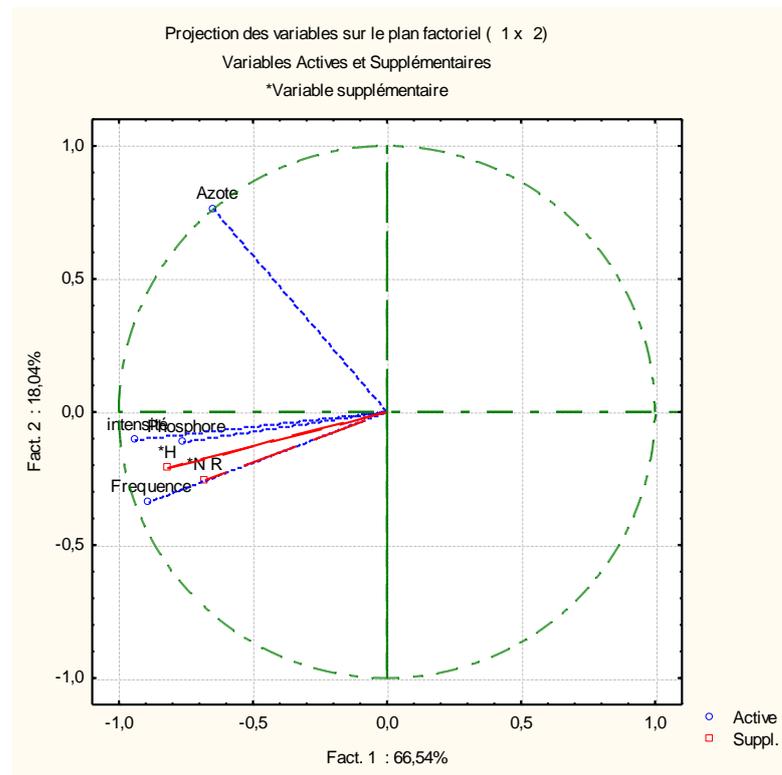


Figure 27: Analyse en composantes principales entre les paramètres étudiés.

L'analyse en composante principale (ACP) a permis de représenter graphiquement la relation entre les différents paramètres étudiés. Les deux axes décrivent 84,6 % de la variation totale. Le premier axe exprime le plus important pourcentage de la variation 66,54%. Il y a une corrélation positive entre l'azote, le phosphore des parties aériennes, la hauteur des plantes, le nombre de ramification, la fréquence et l'intensité de mycorhization avec des coefficients de corrélation significatifs variant de 0,52 à 0,89 (Fig. 27) (Annexe 11).

5. Discussion

Analyses physicochimiques du sol

Une expérience de réhabilitation d'un site dégradé de la région de Terga est effectuée par l'utilisation de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* associés à des légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma*. L'ensemble des résultats obtenus montrent que le sol d'étude est caractérisé par une fertilité chimique faible vu les faibles teneurs en éléments nutritifs assimilables majeurs (azote, phosphore). Cependant une évolution des différents paramètres physicochimiques du sol est observée sous l'influence des plantes introduites plus marquée lorsque *Schinus terebinthifolius* est associé au *Lotus creticus* suivi par le mixte et enfin au *Retama monosperma* comparé au témoin non associé notamment dans le cas du phosphore, l'azote et la matière organique. L'évolution du taux de phosphore et de l'azote sous l'effet des espèces introduites est observée également par Mouffak *et al.* (2014) sous l'effet des associations *Acacia saligna*-rhizobium-CMA. Callaway (1995) montrent que la fertilité des sols est améliorée par la présence d'arbustes pionniers qui facilitent le développement d'autres plantes. Koske et Halvorson (1981), Brundrett (1991) et Hatimi et Tahrouche (2007) indiquent que les sols sableux sont généralement pauvres en phosphore et en azote et les légumineuses avec leurs symbiotes fongiques sont considérées comme des éléments clés de la fertilité du sol.

Les symbiotes fongiques sont utilisés non seulement pour leur impact sur la plante, mais également pour leur capacité à persister dans le sol (Duponnois *et al.*, 2013). Le taux de phosphore est généralement faible dans les sols alcalins et calcaires, il tend à être insolubilisé par le calcium (phosphate de calcium et de magnésium) et il est possible que les anions phosphoriques précipitent au contact du calcaire actif (Baize, 2000 ; Ryan *et al.*, 2001 ; Pousset, 2002). Certains microorganismes sont capables de solubiliser les phosphores tels que *Pseudomonas*, *Bacillus* et les rhizobia (Rodriguez et Fraga, 1999). De plus, Xiao Lin *et al.* (1997) ont rapporté que plus de 80% du phosphore consommé par la plante est absorbé par les hyphes extra-racinaires des CMA par l'excrétion d'enzymes (phosphatases) dégradant les phosphates organiques, ou par la mise en œuvre de divers mécanismes modifiant les conditions physicochimiques de la rhizosphère (excrétion de H^+ ou HCO_3^- et d'acides ou d'anions organiques ayant des propriétés complexantes...) (Mousain *et al.*, 1997). En effet, les activités phosphatases mesurées dans les racines infectées ou à la surface des mycorhizes sont très supérieures à celles des racines non infectées (Williamson et Alexander, 1975 ; Mousain, 1989). L'augmentation du taux d'azote est probablement due à l'effet bénéfique de la fixation biologique de l'azote effectuée en association avec les rhizobia par les légumineuses

introduites. Cette amélioration résulte de la contribution de la matière organique riche en azote par le renouvellement des racines et des feuilles et principalement par la décomposition de la litière (Bernhard-Reversat *et al.*, 1998). En outre, Hodge *et al.*, (2001) ont suggéré que les CMA améliorent la décomposition de l'azote organique.

Le contenu des sols en matière organique est influencé globalement par les facteurs climatiques, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques, le drainage et les pratiques culturales (Drouet, 2010). Les résultats des sols étudiés montrent que le taux de la matière organique (MO<0,017%) est très faible pour les différents traitements en rapport probablement avec l'absence totale de végétation s'agissant d'un site dégradé, un sol nu sans couvert végétal suite à l'exploitation du sable.

La diminution des valeurs du PIM₅₀ montre l'effet, des espèces végétales fortement mycotrophes de la famille des légumineuses (*Lotus creticus* et *Retama monosperma*) sur le sol. En effet, les plantes à forte dépendance mycorhizienne favorisent le développement des champignons ce qui a une incidence directe sur l'augmentation du potentiel infectieux mycorhizogène du sol (Duponnois *et al.*, 2001). Les légumineuses sont généralement classées dans le groupe des espèces hypermycotrophes (Habt *et al.*, 1991) qui ont, par conséquent, la capacité de promouvoir la multiplication des symbiotes fongiques et d'améliorer ainsi le PIM du sol (Plenchette *et al.*, 1983 ; Johnson *et al.*, 1992 ; Duponnois *et al.*, 2013).

Dans les milieux arides et semi-arides, les légumineuses sont généralement considérées comme des plantes nurses pouvant faciliter la survie et le développement de certaines essences forestières en améliorant la teneur en azote des sols, mais également, du fait de leur haute mycotrophie, en contribuant au maintien du PIM (Duponnois *et al.*, 2001b). L'association plante nurse/essence forestière améliorerait, non seulement le PIM du sol mais également les caractéristiques microbiennes du sol et la croissance de l'espèce forestière (Duponnois *et al.*, 2012). Cet effet « nurse ou facilitateur » est d'une importance toute particulière en milieu méditerranéen où l'aggravation des processus de désertification entraîne des dysfonctionnements au niveau des activités microbiennes du sol (Garcia *et al.*, 1997).

Duponnois *et al.* (2011) montrent que dans le Haut Atlas marocain, *Lavandula stoechas* associée au cyprès *Cupressus atlantica* stimule le développement de jeunes plants de cyprès, améliore les caractéristiques microbiennes et le PIM du sol comparé à *Cupressus atlantica* non associé montrant ainsi l'effet de plante nurse de *Lavandula stoechas*.

Des études menées également sur la lavande et le thym ont montré que ces espèces amélioreraient significativement la multiplication des propagules fongiques dans le sol (Ouahmane *et al.*, 2006 a). Comparé à un sol nu, sans couvert végétal, le potentiel mycorhizien (nombre de propagules mycorhiziennes par 100 g de sol) est multiplié par 17 lorsque ce sol est colonisé par *Lavandula dentata*, par 23 lorsque le sol est influencé par *L. stoechas* et par *Thymus satureioides* (Ouahmane *et al.*, 2006 b).

Effet des plantes nurses sur le développement des plantes de *Schinus terebinthifolius*

Les résultats montrent que la croissance de *Schinus terebinthifolius* associé aux légumineuses est plus importante que celle de *Schinus terebinthifolius* non associé.

Dans une large gamme de conditions, Bertness *et al.* (1997) et Stachowic *et al.* (2001) signalent que ce type d'association positive joue un rôle dans la dynamique des communautés végétales, sur la structure de la strate épigée et facilite la croissance de certaines essences forestières (Bellingham *et al.*, 2001; Duponnois *et al.*, 2013). Ce type d'interaction est nommé « effet plante nurse » (Franco et Nobel, 1989 ; Tewksbury et Lloyd, 2001). Les légumineuses se développent en effet mieux sur les sols peu fertiles (Cruz et Garcia, 1992), à cause des microorganismes symbiotiques qui colonisent leur système racinaire tels que les rhizobia et les champignons mycorhiziens. Elles auraient la capacité de favoriser le développement de propagules fongiques (hyphes mycéliennes, spores) dans leur rhizosphère ce qui facilite la croissance d'autres espèces végétales (Cruz et Garcia, 1992). Plusieurs travaux montrent l'influence positive des champignons mycorhiziens sur le développement et la survie des plantes (Smith, 1980; Manjunath et Habte, 1988; Bago *et al.*, 1999; Smith et Read, 2008), notamment dans les sols marginalisés (Dommergues et Manganot, 1970 ; Plenchette, 1982 ; Strullu, 1991).

Colonisation racinaires de *Schinus terebinthifolius* deux ans après l'introduction sur le site à réhabiliter

Les structures MA observées dans les racines de *Schinus terebinthifolius* reflètent une diversité importante des CMA dans le sol d'étude. Plusieurs auteurs ont signalé l'occurrence et la diversité des CMA dans des sols sablonneux (Stahl, 1900 ; Read, 1989 ; Hatimi et Tahrouch, 2007, Bouazza Marouf *et al.*, 2015 ; Nehila, 2016). La fréquence de mycorhization est supérieure à 80% dans les racines de *Schinus terebinthifolius* pour toutes les associations de plantes, ce qui est également observé par Bouazza Marouf *et al.* (2015), dans la sablière de Terga dans le cas d'*Acacia saligna*, *Lotus creticus* et *Pistacia lentiscus* qui présente des

fréquences de mycorhization supérieures à 80%. Nehila *et al.* (2015), montrent aussi que la fréquence de mycorhization est de 89,70% dans les racines de *Lotus creticus* et 88,88% pour les racines d'*Acacia saligna* de la région de Terga.

Vu leur déficit en phosphore, les sols dunaires sont propices pour le développement des CMA et leur association avec les plantes (Ranwell, 1972 ; Koske et Halvorson, 1981). L'amélioration de la croissance et l'observation des arbuscules signifient que l'espèce introduite *Schinus terebinthifolius* a établi une symbiose fonctionnelle vu que les structures arbusculaires sont considérées comme le site d'échange de nutriments (Abbott, 1982 ; Gianinazzi-Pearson, 1996 ; Ramos *et al.*, 2011). Cette amélioration est liée à la nutrition minérale, notamment la nutrition phosphatée, azotée et hydrique (Augé, 2001 ; Smith et Smith, 2012 ; Habibzadeh, 2015 ; Liu *et al.*, 2015). Cette mycorhization est nettement améliorée sous l'effet des deux légumineuses notamment lorsque *Schinus terebinthifolius* est associé au *Lotus creticus*.

Teneur en phosphore et en azote des parties aériennes de Schinus terebinthifolius

L'effet des différentes associations sur la teneur des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius* en azote et en phosphore est plus observé lorsqu'il est associé au *lotus creticus* et le mixte des deux légumineuses suivi par *Schinus terebinthifolius* associé au *Retama monosperma* et *Schinus terebinthifolius* témoin. Dans les programmes de réhabilitation des sols dégradés, Duponnois *et al.* (2001) ont montré que la teneur du sol en azote et en phosphore est augmentée en présence des légumineuses associées à certaines essences forestières. Les légumineuses améliorent les communautés microbiennes du sol qui ont un effet bénéfique sur la nodulation et la fixation biologique de l'azote de la symbiose rhizobium-légumineuse (Jayasinghearachchi et Seneviratne, 2004a). Duponnois *et al.* (2013) ont observé une augmentation des teneurs en azote et en phosphore des feuilles de jeunes cyprès associés à la lavande espèce très mycotrophe, qui sont supérieures au témoin.

Les hyphes colonisent les racines des plantes non légumineuses et améliorent leur croissance (Seneviratne *et al.*, 2009), augmentent la disponibilité de l'azote et du phosphore dans le sol (Jayasinghearachchi et Seneviratne, 2004b), bio-solubilisent la roche phosphatée (Jayasinghearachchi et Seneviratne, 2006) et produisent des hormones favorisant la croissance des plantes (Bandara *et al.*, 2006). Les légumineuses favorisent la multiplication des champignons mycorhiziens et ces derniers influent positivement sur leur capacité d'absorption minérale essentiellement le phosphore (Holevas, 1966, Grimoldiet *al.*, 2005), ce qui stimule la croissance des plantes (Garbaye, 1991 ; Hamel et Plenchette, 2007). Les champignons mycorhiziens prélèvent le phosphore, comme les plantes non mycorhizées, du pool de

phosphore soluble (Masson, 1987) et jouent un rôle très important dans la solubilisation des formes peu ou pas solubles du phosphore grâce à leur équipement enzymatique comme les phytases et les phosphatases (Gianinazzi- Pearson, 1982) et de l'absorption de l'azote par la plante à partir du sol, principalement sous forme d'ammonium et à partir de l'atmosphère en augmentant l'efficacité de la fixation biologique de l'azote chez les plantes légumineuses et actinorhiziennes (Barea *et al.*, 1987; Fragga-Beddiar et Le Tacon, F, 1990 ; Marschner et Dell, 1994; Smith et Read, 2008).

L'effet principal des champignons mycorhiziens sur la croissance de la plante serait lié à l'augmentation de l'absorption du phosphore, particulièrement dans les sols où il est limitant (Smith, 1980; Clark et Zeto, 2000; Smith et Read, 2008). Cette association symbiotique plante /champignon mobilise et achemine des nutriments azote et phosphore jusqu'à la plante et améliore de plus l'agrégation du sol (Querejeta *et al.*, 1998 ; Caravaca *et al.*, 2002).

6. Conclusion

Dans cette étude réalisée sur un site dégradé après l'exploitation de sable dans la région de Terga, wilaya de Ain Temouchent, une étude comparative est menée et concerne les caractéristiques physiques, chimiques et biologique du sol avant et après deux ans de l'introduction de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* associés à des légumineuses (*Retama monosperma* et/ou *Lotus creticus*).

Si des modifications très faibles sont observées dans le cas des propriétés physiques et chimiques du sol notamment la diminution du pH, l'augmentation des teneurs en N et P, il n'en est pas de même pour le statut mycorhizien des différents sols étudiés. Une amélioration de la fréquence et de l'intensité de mycorhization des racines de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* est enregistrée. En effet, le potentiel mycorhizogène du sol (PIM₅₀) est diminué d'au moins 3 fois par rapport au PIM₅₀ du sol nu avant la plantation. Cette diminution est observée notamment dans le cas de sol de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* et le mixte (*Retama monosperma* et *Lotus creticus*).

L'effet associatif a également amélioré la croissance (la hauteur de la partie aérienne et le nombre de ramifications) et la nutrition azotée et phosphatée de *Schinus terebinthifolius* associé aux légumineuses.

L'ensemble des résultats montre que ces différents paramètres sont améliorés lorsque *Schinus terebinthifolius* est associé au *Lotus creticus* d'où l'intérêt de la gestion du potentiel mycorhizien du sol par l'introduction de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus*, espèces végétales autochtones ce qui peut constituer une bonne stratégie de réhabilitation de l'écosystème de Terga.

Chapitre 3
Effet de l'inoculation
contrôlée

1. Introduction

La perte et la dégradation de la couverture végétale influent sur les propriétés physicochimiques et biologiques des sols (Requena *et al.*, 2001). De nombreux travaux de recherche ont été entrepris pour optimiser l'installation des végétaux dans ces environnements dégradés (Ouahmane *et al.*, 2006, Barea *et al.*, 2011). Les champignons mycorrhiziens sont une composante du sol susceptible de contribuer à la réhabilitation de ces écosystèmes dégradés. Ils sont impliqués dans les processus biologiques régissant le fonctionnement des principaux cycles biogéochimiques et, en conséquence, la fertilité des sols. Ces microorganismes ubiquistes évoluent en association symbiotique avec diverses plantes hôtes et optimisent leur développement (Duponnois *et al.*, 2013).

Il est maintenant parfaitement admis que la symbiose mycorrhizienne constitue un élément clé dans le fonctionnement durable des écosystèmes végétaux terrestres et doit être considérée à juste titre dans toutes les opérations de réhabilitation durable d'écosystèmes dégradés (Van der Heijden *et al.*, 1998; Requena *et al.*, 2001; Schreiner *et al.*, 2003). La symbiose mycorrhizienne améliore la productivité et la biodiversité végétale (Sanon *et al.*, 2006 ; Kissa *et al.*, 2007), elle améliore la nutrition minérale des plantes (Smith et Read, 1997 ; Hopkins, 2003 ;Grimoldi *et al.*, 2005) notamment l'absorption des minéraux à faible mobilité comme le phosphore et l'azote (Plenchette et Fardeau, 1988 ; Fortin *et al.*, 2008), elle améliore l'agrégation du sol dans les sols érodés (Querejeta *et al.*, 1998;. Caravaca *et al.*, 2002) et réduit le stress hydrique (Augé, 2001). La mycorhization contrôlée a pour but d'associer artificiellement aux plants, par inoculation, un ou plusieurs symbiotes particulièrement efficaces, assurant à la plantation une meilleure reprise et une meilleure croissance. Malgré l'avantage de l'inoculation contrôlée par les CMA sur les plantes, cette technique n'est pas encore utilisée à une grande échelle dans les projets de revégétalisation (Ouahmane *et al.*, 2007).

Aussi, dans cette seconde partie, le protocole de réhabilitation d'une deuxième parcelle dans la sablière de Terga est basé sur l'introduction de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* après inoculation contrôlée par un inoculum fongique provenant de la première parcelle.

Il est composé de symbiotes fongiques présents dans le sol du site de plantation 1 où *Retama monosperma* et *Lotus creticus* sont utilisées comme plantes mycotrophes susceptibles de promouvoir la multiplication des champignons mycorrhiziens à arbuscules du site.

Un suivi de la plantation dès l'introduction des plantes dans la seconde parcelle est mené durant 24 mois. L'impact de cette inoculation contrôlée sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* et

Tetraclinis articulata, son effet sur les caractéristiques physicochimiques du sol et son potentiel infectieux mycorhizogène du sol sont étudiés.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Production d'inoculum mycorhizien

Pour la production d'inoculum fongique à partir des racines mycorhizées des plantes issues de la première parcelle (Fig.21), *Retama monosperma* et *Lotus creticus* plantes hautement mycotrophes sont utilisées comme plante piège pour la multiplication des propagules fongiques.

2.1.1. Scarification et désinfection des graines

Les graines sont traitées à l'acide sulfurique (H_2SO_4) à 96% pendant 8 heures pour *Retama monosperma* et 30 minutes pour *Lotus creticus*, rincées 10 fois à l'eau distillée stérile puis désinfectées à l'hypochlorite de sodium (12°) pendant 10 min pour la première espèce et une minute pour la seconde, suivi d'un rinçage à l'eau distillée stérile (10 fois ou plus). Les graines sont mises à germer à l'obscurité dans l'étuve pendant 03 à 05 jours sur de l'eau gélosée 0,8 % (Annexe 12) dans des boîtes de Petri.

2.1.2. Préparation de l'inoculum mycorhizien

Les racines des différentes associations de *Tetraclinis articulata* et *Schinus terebinthifolius* sont récoltées séparément au niveau de la parcelle 1 et découpées en fragments de 1 à 3 mm de longueur. Elles sont rincées soigneusement avec l'eau distillée stérile, désinfectées avec l'hypochlorite de sodium (12 °C) pendant 1 min suivi d'un rinçage à l'eau distillée stérile (10 fois ou plus), puis utilisées comme inoculum fongique au moment du semis des graines de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* utilisés pour la multiplication de l'inoculum fongique.

Dans le cas de *Tetraclinis articulata* dont la transplantation a échoué, nous avons pris en compte les racines des plantes qui lui sont associées.

Les graines germées de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* (Fig.28) sont inoculées avec 1 g de racines mycorhizées fraîches au moment du semis dans des pots contenant du sol stérile provenant du site.

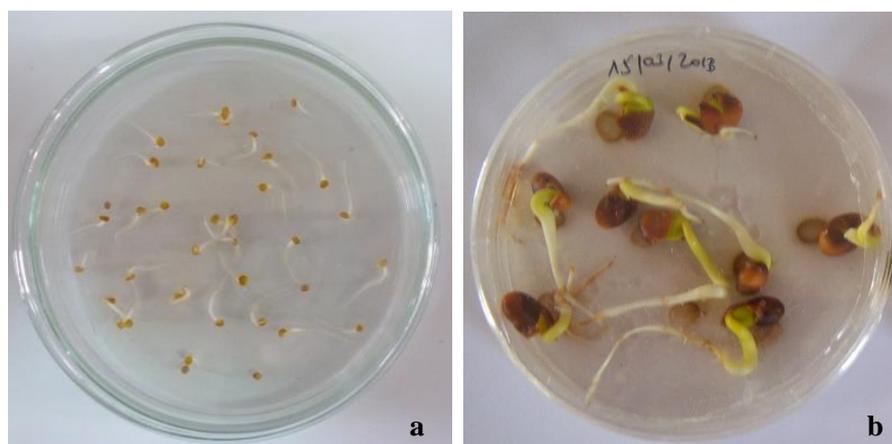


Figure 28: Germination des graines de *Lotus creticus* (a) et *Retama monosperma* (b).

Des plantes non inoculées et cultivées dans les mêmes conditions servent de témoin. Les plantules sont placées dans une chambre de culture sous une photopériode de 16 h et à $25 \pm 1^\circ\text{C}$. Elles sont arrosées tous les deux jours avec l'eau distillée stérile pendant 3 mois. Les traitements réalisés pour la production de l'inoculum sont illustrés par la figure 29.

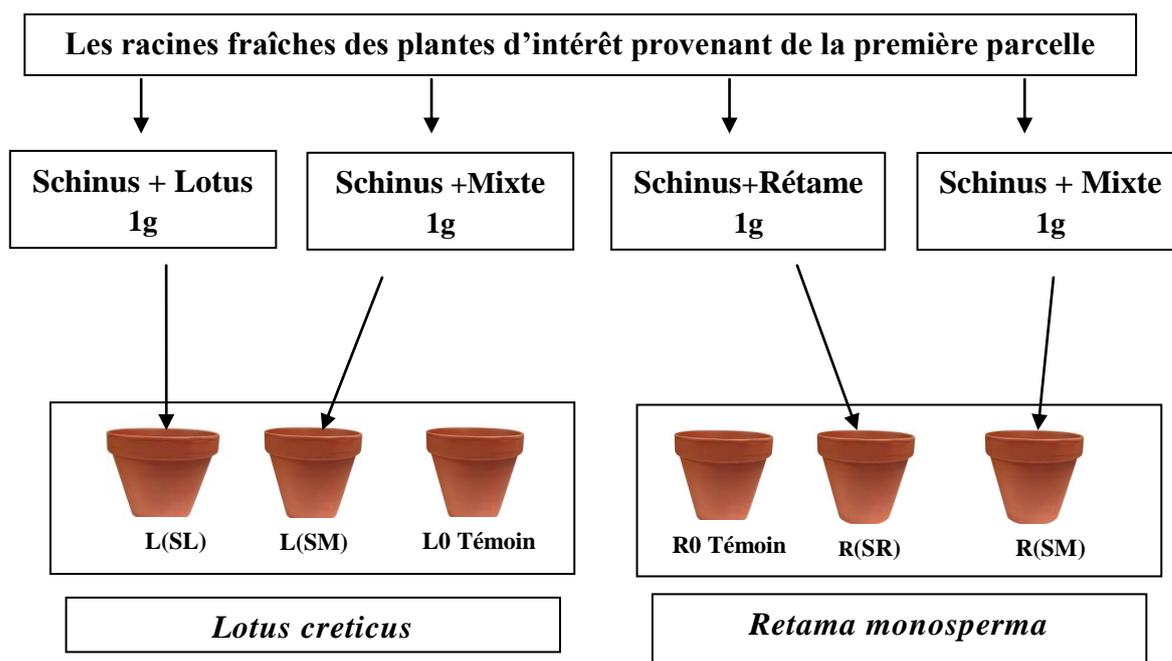


Figure 29 : Protocole de piégeage des champignons endomycorhiziens

R0 : *Retama monosperma* non inoculés constituant le témoin.

R(SR) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au rétame.

R (SM) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au mixte.

L0 : *Lotus creticus* non inoculé constituant les témoins.

L (SL) : *Lotus creticus* inoculés par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au lotus.

L (SM) : *Lotus creticus* inoculés par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au mixte.

Les paramètres de mesure retenus après 3 mois de culture de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* sont:

Les paramètres biométriques

- La hauteur de la tige principale, du collet à l'extrémité de la tige principale.
- La biomasse sèche des plantes effectuée après passage à l'étuve à 60 °C pendant trois jours.

Les paramètres biologiques

- La mycorhization, l'intensité et la fréquence de mycorhization comme précédemment décrit (chapitre 1, page 46 et 47).

2.2. Préparation des semis de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*

2.2.1. Scarification et désinfection des graines de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*

Les graines de *Schinus terebinthifolius* et de *Tetraclinis articulata* proviennent de la région de Terga (Fig.30).

Les graines de *Schinus terebinthifolius* sont scarifiées avec l'acide sulfurique (H₂SO₄) à 96% pendant 15 minutes, rincées plusieurs fois à l'eau distillée stérile pour enlever les traces d'acide et mises à germer dans des boîtes de Petri contenant l'eau gélosée à 0,8% puis incubées à 28 °C. Les graines de *Tetraclinis articulata* (Fig.30) ne nécessitant pas de scarification, sont désinfectées à l'hypochlorite de sodium (12°) pendant 6 minutes, puis rincées 6 à 10 fois à l'eau distillée stérile afin d'éliminer les traces du désinfectant. Elles sont ensuite mises à germer aseptiquement sur de l'eau gélosée à 0,8% à l'obscurité et à température ambiante.



Figure 30: Cônes et graines de *Tetraclinis articulata* (a) et baies et graines de *Schinus terebinthifolius* (b) de la région de Terga.

2.2.2. Inoculation des plantes en conditions contrôlées

Après 3 mois de croissance, la coloration des racines des plantes piège *Retama monosperma* et *Lotus creticus* par le bleu de trypan révèle la présence de structures mycorhiziennes avec une fréquence supérieure à 80% justifiant ainsi leur utilisation comme inoculum fongique.

Le sol prélevé à partir du site dégradé de Terga est autoclavé 2 fois pendant une heure à intervalle de 24 h entre chaque stérilisation. Des graines germées de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sont plantées dans des pots contenant 750 grammes du sol stérilisé, chaque pot est inoculé avec 1g de racines de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* pour chaque espèce, avec 20 répétitions par traitements (Fig.31). Les plantes sont arrosées un jour sur deux avec la solution nutritive dépourvue d'azote et de phosphore (Annexe 13). Les pots ainsi préparés sont mis dans une chambre de culture sous une photopériode de 16h et à 25 °C ± 1.

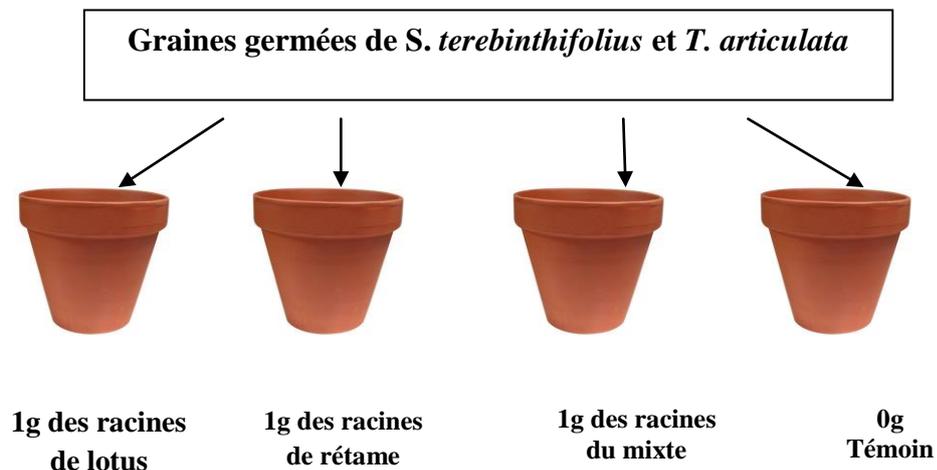


Figure 31: Mise en culture de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sous les différents traitements.

2.3. Mise en place de la seconde parcelle

Après douze mois de croissance en chambre de culture, les plants de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sont transférés sur le site à réhabiliter. Comme précédemment décrit (chapitre 2. Page. 38 et 40), 40 plants pour chaque espèce végétale sont plantés d'une manière aléatoire, avec 10 répétitions pour chaque traitement et une distance de 3 m entre les plants. Les plantes sont arrosées par un système de goutte à goutte.

L'effet de l'inoculation avec les racines de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* sur le développement *in vitro* des plants de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* est évalué durant 24 mois de culture par les paramètres biométriques et microbiologiques suivants :

- La hauteur de la tige principale du collet à l'extrémité de la tige principale.
- La mycorhization des racines des espèces d'intérêt par le calcul les paramètres de mycorhization suivants: intensité de colonisation et fréquence de mycorhization (chapitre 2 Page. 46).

2.4. Etude physicochimique du sol

Les analyses physicochimiques des sols rhizosphériques des différents traitements de la seconde parcelle sont réalisées après 24 mois de l'introduction des plantes dans la seconde parcelle. Elles sont effectuées au laboratoire de FERTIAL (Arzew). Les analyses chimiques (le phosphore, l'azote et le carbone) sont effectuées par des appareils automatés et les autres analyses par des méthodes développées au sein du laboratoire FERTIAL (Annexe 14).

2.5. Détermination du Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) du sol

Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène ou PIM est déterminé selon la méthode de Plenchette *et al.* (2001) décrite précédemment (cf. chapitre 2 page. 38).

2.6. Teneur en azote et en phosphore des parties aériennes

Les feuilles des parties aériennes des plantes introduites sont séchées à 60 °C pendant 3 jours puis broyées en poudre pour l'analyse minérale de l'azote total et du phosphore réalisée au laboratoire de FERTIAL (Arzew) par des appareils automatés (Annexe 14).

2.7. Analyse Statistique

Les résultats sont soumis à une analyse de variance à un facteur (MANOVA) au seuil de risque de 5 % ($p < 0,05$) avec le logiciel Statistica 7,1. Les moyennes sont comparées par comparaison multiple selon le test de Tukey. Les coefficients de corrélation sont calculés entre toutes les variables.

Une ACP (Analyse en Composantes Principales) a été effectuée afin de dégager et d'explorer les liaisons entre les traitements et les relations entre les différents paramètres étudiés durant 24 mois de suivi des plantes sur le site.

3. Résultats

3.1. Production d'inoculum mycorhizien

Les champignons mycorhizogènes des plantes sont des symbiotes obligatoires et leur multiplication doit s'effectuer à l'aide d'une plante hôte. Dans cette expérience, la production d'inoculum mycorhizien est réalisée avec les deux légumineuses utilisées comme plantes nurses dans la première parcelle, *Retama monosperma* et *Lotus creticus*. Ce sont des espèces mycotrophes qui favorisent la multiplication des symbiotes fongiques.

3.1.1. Mise en évidence de la colonisation racinaire des plantes pièges

Les observations microscopiques des fragments de racines colorées selon la méthode de Phillips et Hayman (1970) de *Lotus creticus* et *Retama monosperma* utilisées pour la production d'un inoculum fongique montrent la présence de différentes structures de champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) (hyphes, vésicules et arbuscules) (Fig.32).

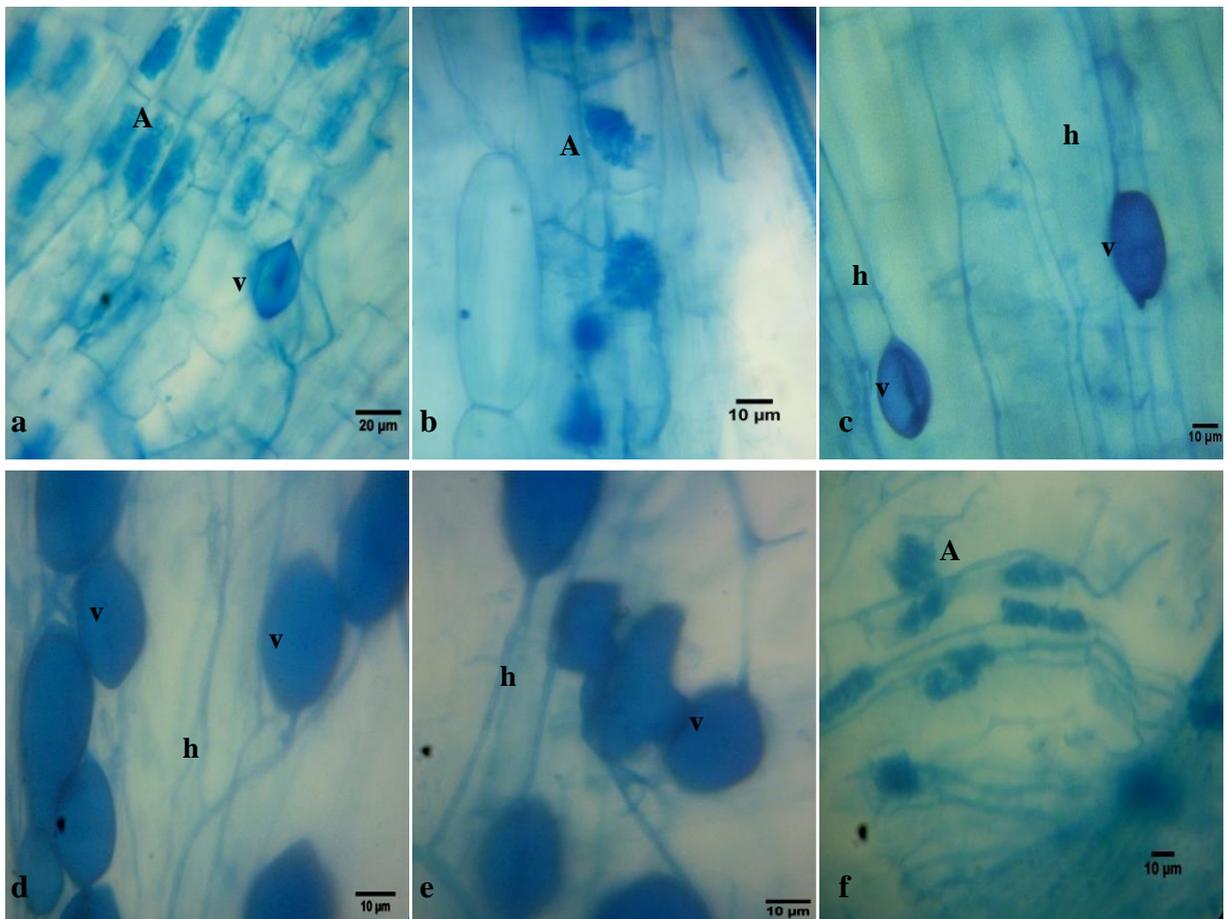


Figure 32 : Les structures endomycorhiziennes dans les racines de *Retama monosperma* (a, b, c) et *Lotus creticus* (d, e, f) après 3 mois. **A** : arbuscule, **h** : hyphe, **v** : vésicule

3.1.2. Estimation du taux de colonisation racinaire MA

L'examen des racines de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* montrent que tous les échantillons observés au microscope optique sont colonisés par des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA).

Dans le cas de *Lotus creticus* la fréquence de mycorhization est élevée, pour *Lotus creticus* inoculé par les racines de (SL) ($81,66 \pm 13,29$ %) et $73,33 \pm 15,05$ % dans le cas du *Lotus creticus* inoculé par le complexe racinaire (SM) comparé au témoin qui est non mycorhizé (0%). *Retama monosperma* présente également des fréquences de mycorhization supérieures à 70% soit $80 \pm 12,64$ % pour *Retama monosperma* inoculé par le complexe des racines de SR et $71,66 \pm 7,52$ pour celui de SM alors que le témoin présente 0% (Tab.8). Ainsi l'inoculation de *Retama monosperma* et *Lotus creticus* par les racines issues de la première parcelle montre une augmentation significative de la fréquence de mycorhization des racines pour toutes les associations comparées aux témoins.

Concernant l'intensité de mycorhization, les valeurs les plus importantes sont enregistrées dans le cas de *Lotus creticus* inoculé par les racines de (SL) et (SR) qui sont respectivement de $65 \pm 5,47$ % et $60 \pm 8,94$ % alors que le témoin présente 0%. Dans le cas de *Retama monosperma*, l'intensité de mycorhization est de $51,66 \pm 7,52$ % et 48,33% pour les plantes de rétame inoculées par (SR) et (SM) et 0% pour le témoin (Tab.8).

D'une manière générale, les taux de colonisation sont significativement améliorés lorsque *Retama monosperma* et *Lotus creticus* sont inoculés par les différentes associations respectives comparés aux témoins.

Tableau 8. Estimation du degré de colonisation des racines de *Retama monosperma* et *Lotus creticus*.

Paramètres de mycorhization Traitements	Fréquence de mycorhization (%)	Intensité de colonisation du cortex (%)
L (SL)	81,66±13,29 ^a	65±5,47 ^a
L (SM)	73,33±15,05 ^b	60±8,94 ^b
L (S0)	0 ^c	0 ^c
R (SR)	80±12,64 ^a	51,66±7,52 ^a
R (SM)	71,66±7,52 ^b	48,33±7,52 ^a
R (S0)	0 ^c	0 ^b

Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

L (SL) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*.

L (SM) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

L (S0) témoin : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

R (SM) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

R (SR) *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*.

R (S0) témoin : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

3.2. Effet de l'inoculation mycorhizienne sur la croissance de *Lotus creticus* et *Retama monosperma*

Après 90 jours de culture (Fig.33a et b), la croissance de *Lotus creticus* et *Retama monosperma* inoculés par les racines des plantes issues de la première parcelle est améliorée par rapport au témoin pour toutes les associations.

3.2.1. Hauteur de la partie aérienne de *Lotus creticus* et *Retama monosperma*

La figure 34 a et b montre l'effet de l'inoculation par les racines mycorhizées de la parcelle 1 sur la croissance de *Lotus creticus* et *Retama monosperma*. Comparé au témoin, un développement significatif dans le cas de *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* et le mixte comparé au témoin avec respectivement des hauteurs moyennes de 20,3± 3,12 cm, 17,15± 3,2 cm et 12± 2,4 cm. Après trois mois, un effet significatif ($p < 0,05$) des différentes associations sur la croissance de *Retama monosperma* est observé. En effet, la hauteur de la tige principale est supérieure lorsqu'il est inoculé par le mixte des racines de *Lotus creticus* et *Retama monosperma* (28,25 ± 3,59 cm) et

les racines de *Retama monosperma* ($25,8 \pm 3,52$ cm) comparé au témoin ($19,75 \pm 4,51$ cm) non inoculé.



Figure 33: Effet de l'inoculation mycorrhizienne sur la croissance des plantes pièges
a : *Lotus creticus*, b : *Retama monosperma*.

L (SL) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*.

L (SM) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

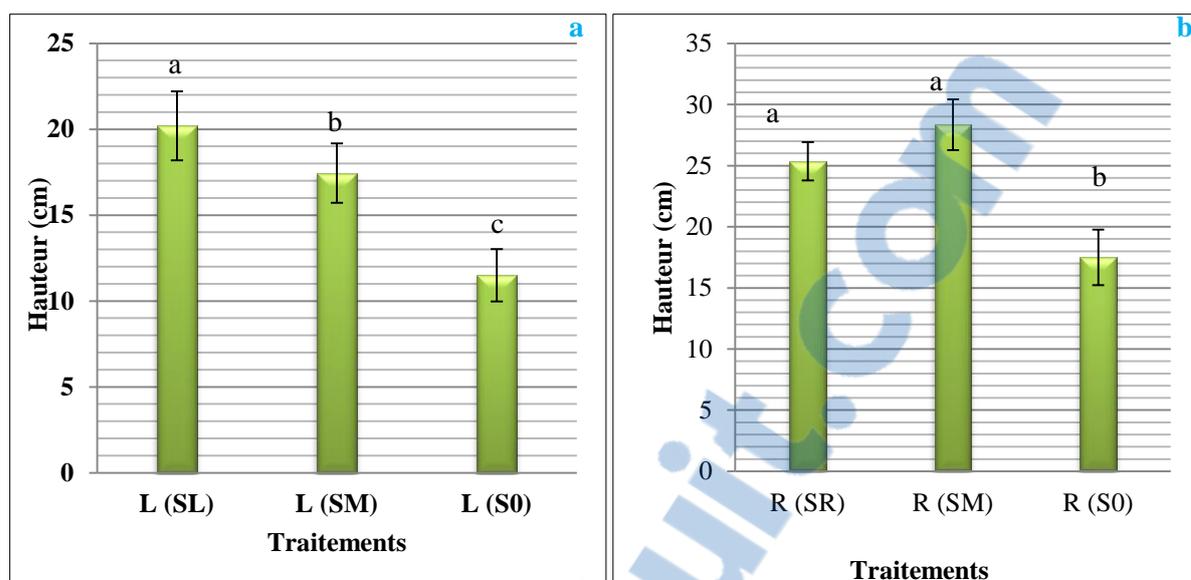
L (S0) témoin : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

R (SM) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

R (SR) *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*.

R (S0) témoin : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

T : non inoculé.



Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

Figure 34: Effet de l'inoculation mycorhizienne sur la hauteur de la partie aérienne de a. *Lotus creticus* et b. *Retama monosperma*.

L (SL) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*.

L (SM) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

L (S0) témoin : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

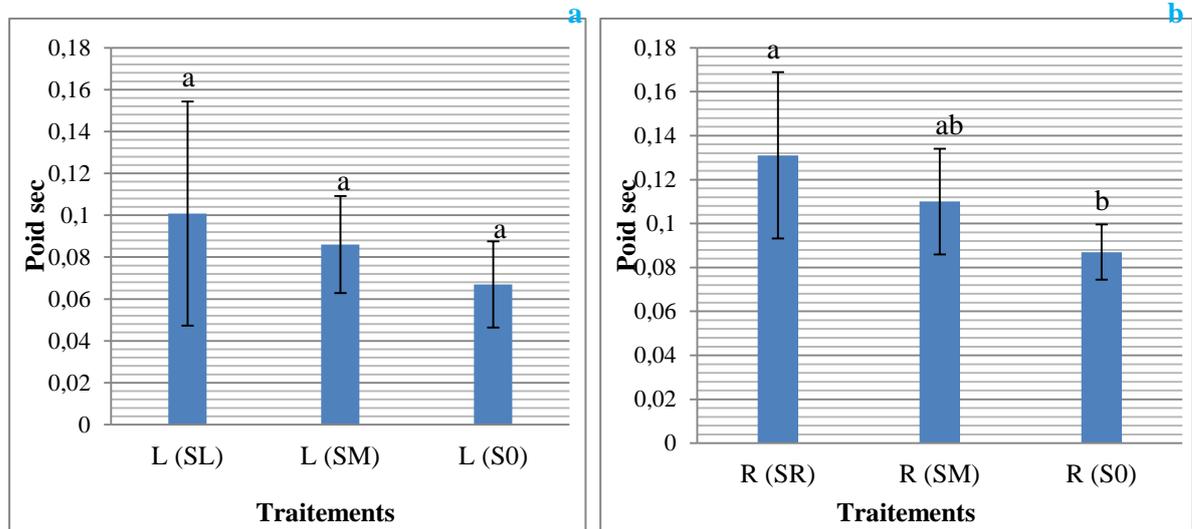
R (SM) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

R (SR) *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*.

R (S0) témoin : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

3.2.2. Production de la matière végétale sèche de la partie aérienne

L'effet de l'inoculation est également observé sur la production de la biomasse sèche chez les deux légumineuses *Retama monosperma* et *Lotus creticus* (Fig.35 a et b). Les plantes de *Lotus creticus* inoculées par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au lotus et les plantes de *Schinus terebinthifolius* associé au mixte présentent des biomasses aériennes respectives de $0,10 \pm 0,05$ g et $0,086 \pm 0,02$ g comparé au témoin ($0,067 \pm 0,02$ g). Aucune différence significative n'est enregistrée entre les différents traitements. *Retama monosperma* présente un poids sec de $0,13 \pm 0,04$ g et $0,11 \pm 0,02$ g lorsqu'il est inoculé respectivement par les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au rétame (SR) et les racines de *Schinus terebinthifolius* associé au mixte (SM) suivi par $0,08 \pm 0,01$ g pour le témoin (S0). Une différence significative est notée dans le cas du rétame inoculé par les racines de l'association SR et le témoin.



Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

Figure 35: effet de l'inoculation mycorhizien sur le poids sec de la partie aérienne de a. *Lotus creticus* et b. *Retama monosperma*.

L (SL) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*.

L (SM) : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

L (S0) témoin : *Lotus creticus* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

R (SM) : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

R (SR) *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*.

R (S0) témoin : *Retama monosperma* inoculé par les racines de *Schinus terebinthifolius* non associé.

3.3. Effet de l'inoculation contrôlée sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* après 12 mois de mise en culture *in vitro*

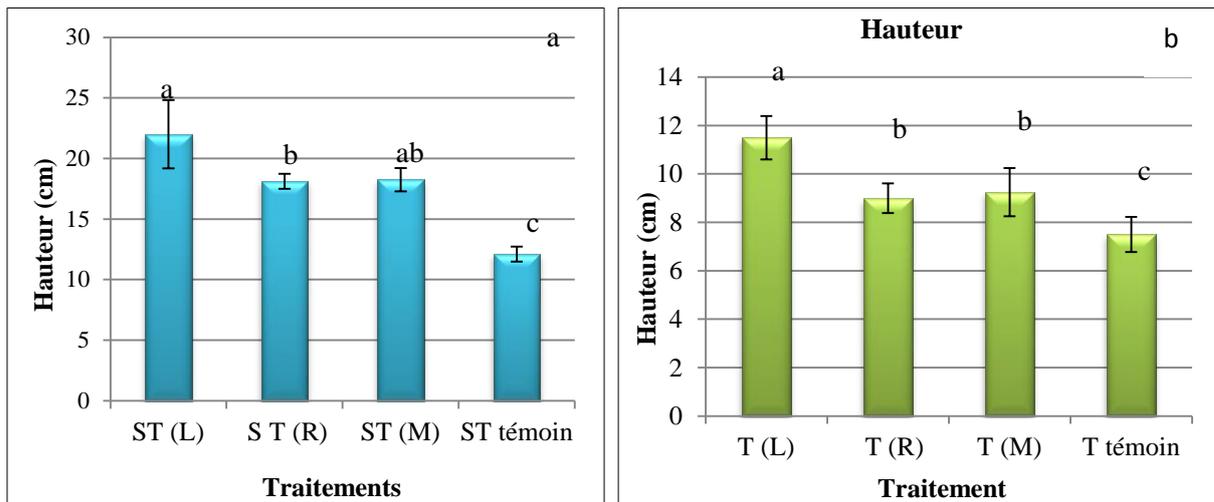
Après 12 mois de culture en pots sous une photopériode de 16h et à $25\text{ °C} \pm 1$ (Fig.36a et b). Une première observation est faite sur la croissance des plantes de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* inoculées avec les racines de lotus, rétame et le mixte qui est nettement améliorée comparée au témoin qui présente la plus faible croissance.



Figure 36: Effet de l'inoculation mycorrhizienne sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* (a) et *Tetraclinis articulata* (b) après 12 mois de croissance en chambre de culture sous une photopériode de 16h et à 25 °C ± 1.

D'après la figure 37a et b, l'inoculation fongique par les racines des plantes produites dans la parcelle 1 améliore positivement la croissance des deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*. Comparé au témoin qui présente $12,12 \pm 2,82$ cm, la meilleure croissance en hauteur est enregistrée dans le cas de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines du lotus avec $22 \pm 2,82$ cm suivie par le mixte et le rétame avec des hauteurs respectives de $18,25 \pm 0,95$ cm, $18,12 \pm 0,62$ cm, comparé au témoin un effet significatif ($p < 0,05$) des différentes

traitements sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* est observé. Dans le cas de *Tetraclinis articulata*, la croissance en hauteur des plantes est améliorée significativement pour les différentes associations comparée au témoin. Elle atteint $11,5 \pm 0,9$ cm lorsqu'il est inoculé par les racines de lotus, suivi par *Tetraclinis articulata* inoculé par le mixte ($9,25 \pm 1$ cm) et le rétame ($9 \pm 0,61$ cm) et enfin le témoin qui présente seulement une croissance en hauteur de $7,5 \pm 0,73$ cm. Cependant, il faut signaler que le Thuya est caractérisé par un faible taux de germination et une croissance très lente comparé au *Schinus terebinthifolius*.



Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

Figure 37 : Effet de l'inoculation mycorhizienne sur la hauteur des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius* (a) et *Tetraclinis articulata* (b) après 12 mois de croissance avant la plantation.

ST témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, ST (R) : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, ST (L) : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, ST(M) : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), T témoin : *Tetraclinis articulata* sans association, T (R) : *Tetraclinis articulata* + *Retama monosperma* T(L) : *Tetraclinis articulata* + *Lotus creticus*, T(M) : *Tetraclinis articulata* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

3.4. Mise en place de la seconde parcelle

Les plantes âgées de 12 mois, obtenues en chambre de culture sont transférées en mars 2014 sur le site dégradé de la seconde parcelle de la sablière (Fig.38 ; Fig. 39) selon le dispositif décrit précédemment. Un suivi durant 24 mois de la croissance est réalisé. La mycorhization, l'azote et le phosphore des parties aériennes des plantes d'intérêt ainsi que la composition physicochimique et microbiologique des sols est déterminé.



Figure 38: Vue générale du site de la sablière de Terga « parcelle 2 » a) le jour de la plantation 2014 b) après 24 mois de la plantation. Notez l'installation d'autres espèces végétales.



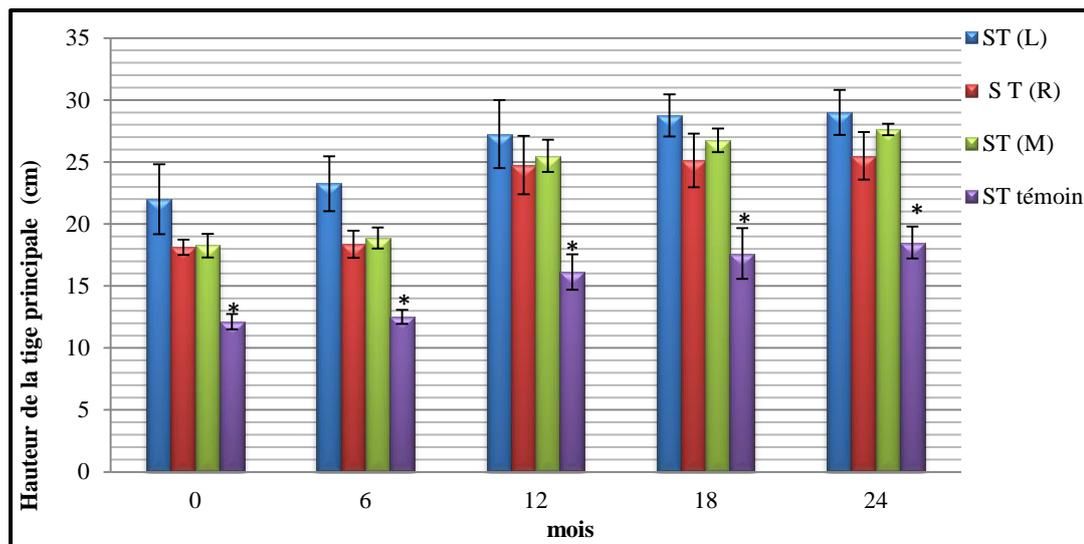
Figure 39: Aspect des plantes introduites sur site après 24 mois de croissance.

S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

3.5. Effet de l'inoculation contrôlée sur la croissance et la survie sur site de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata*

Comme précédemment observé dans la parcelle 1, la transplantation de *Tetraclinis articulata* sur le site a échoué dès le premier mois et seuls les résultats de la seconde espèce *Schinus terebinthifolius* sont présentés ici.

Le suivi de la croissance de *Schinus terebinthifolius* durant 24 mois, montre une amélioration significative de la croissance ($p < 0,05$) de cette espèce quel que soit le type d'inoculum utilisé comparé au témoin non inoculé (Fig. 40). Après deux ans de transplantation, *Schinus terebinthifolius* inoculé par l'inoculum fongique de *Lotus creticus* présente une croissance en hauteur de $29 \pm 1,82$ cm, suivie de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines du mixte ($27,62 \pm 0,47$ cm) puis *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de *Retama monosperma* ($25,5 \pm 1,91$ cm), significativement supérieures au témoin ($18,5 \pm 1,29$ cm) ($p < 0,05$). Ces différents résultats montrent que les racines de lotus et du rétame utilisées comme inoculum fongique ont amélioré le développement du Schinus comparé au témoin (Fig.40).



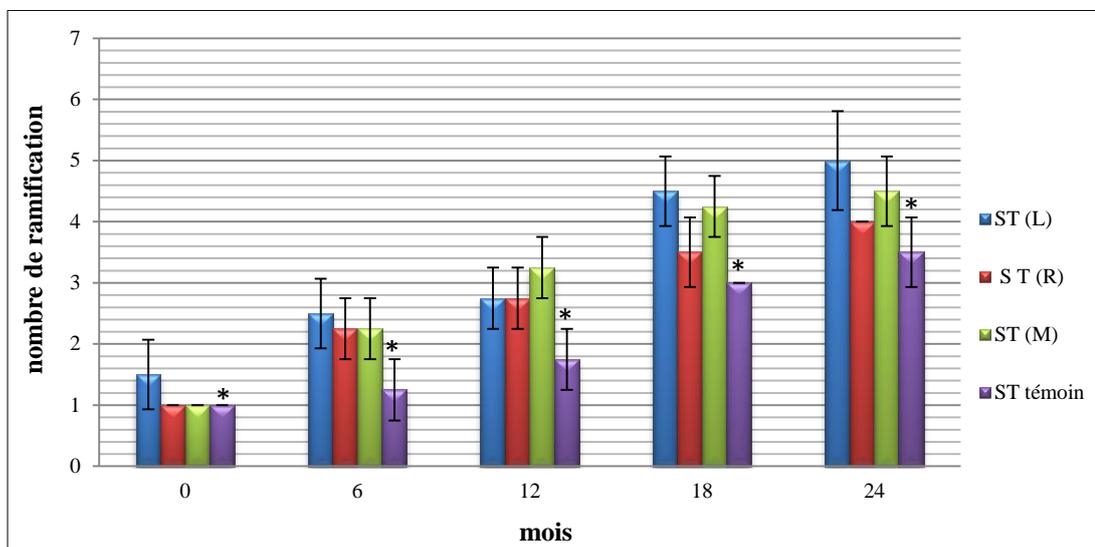
* Différence significative selon le test Tukey ($p < 0.05$, $\alpha < 0.05$)

Figure 40: Effet de l'inoculation mycorhizienne sur la croissance en hauteur de la partie aérienne de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de transplantation sur site.

ST témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, ST (R) : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, ST (L) : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, ST (M) : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*),

3.6. Nombre de ramifications

Le suivi du nombre de ramifications durant 24 mois montre que, comparé au témoin non inoculé, l'inoculation fongique a permis la formation d'un nombre de ramifications plus grands chez *Schinus terebinthifolius* quel que soit le type d'inoculum utilisé (Fig. 41). Après 24 mois de la transplantation, le nombre de ramifications de cette espèce traitée par l'inoculum fongique de lotus est de $5 \pm 0,81$ suivi par le mixte $4,5 \pm 0,57$ et le rétame 4 ± 0 , valeurs significativement supérieures à celle du témoin ($p < 0,05$) qui présente un nombre de ramifications de $3,5 \pm 0,57$. Ainsi l'inoculation fongique par les racines de lotus et du rétame améliorent le développement du *Schinus terebinthifolius* comparé au témoin non inoculé.



* Différence significative selon le test Tukey ($p < 0.05$, $\alpha < 0.05$)

Figure 41: Effet de l'inoculation mycorhizienne sur le nombre de ramifications de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de transplantation sur site.

ST témoin : *Schinus terebinthifolius* sans association, ST (R) : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, ST (L) : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, ST (M) : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*),

3.7. Mise en évidence de la colonisation racinaire MA après 24 mois

L'observation microscopique montre la présence de différentes structures endomycorhiziennes (hyphes, vésicules et arbuscules) dans les racines de *Schinus terebinthifolius* après inoculation contrôlée par les racines des deux légumineuses *Retama monosperma* et *Lotus creticus* (Fig.42).

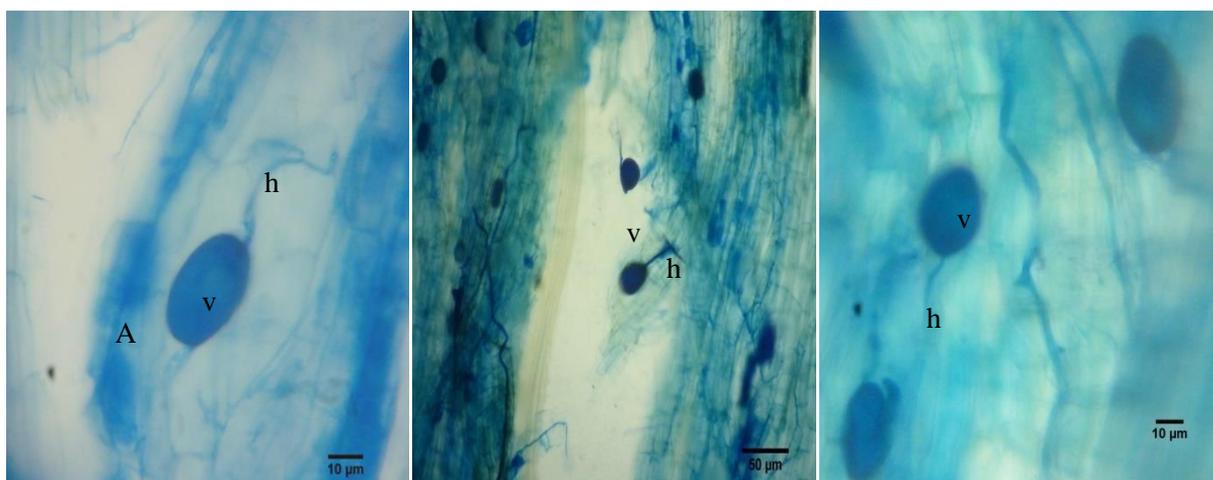


Figure 42: Les structures endomycorhiziennes dans les racines de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois. **A** : Arbuscule, **h** : hyphe, **v** : vésicule

D'après le tableau 9, après 24 mois, les racines de *Schinus terebinthifolius* sont colonisées par des champignons mycorhiziens avec 82,5 % à 92,5% de fréquence de colonisation pour tous les traitements comparé au témoin (47,5 %). L'intensité de colonisation du cortex racinaire présente des valeurs entre 57,5 % et 65 % pour *Schinus terebinthifolius* inoculé par les différents traitements comparés au témoin (22,5 %). L'impact de l'inoculum mycorhizien est observé chez tous les traitements par une évolution significative de la fréquence de la mycorhization et l'intensité de colonisation du cortex racinaire comparé au témoin.

Tableau 9. Fréquence de mycorhization et intensité de colonisation du cortex racinaire de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la transplantation sur le site à réhabiliter.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

Traitements	SL	SR	SM	S0 témoin
Fréquence de mycorhization (F)%	92,5 ^a	82,5 ^a	85 ^a	47,5 ^b
Intensité de colonisation du cortex (M)%	65 ^a	60 ^a	57,5 ^a	22,5 ^b

Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

3.8. Analyses physicochimiques

Le tableau 10 présente les résultats des caractéristiques physicochimiques des différents prélèvements de la seconde parcelle du site étudié.

Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique effectuée après 24 mois de la plantation (Tab.10), montre que la texture des différents sols étudiés est sableuse (plus de 94%) avec très peu d'argiles (2-4%) et de limons (0-4%).

Le pH

Le pH des sols rhizosphériques des différents plants de *Schinus terebinthifolius* est fortement alcalin avec des valeurs entre 9,27 à 9,34 et augmente significativement comparé au pH du sol nu avant la plantation (pH 8,8) (Tab.10).

Le calcaire actif et le calcaire total

Les taux de calcaire actif augmentent significativement dans le sol rhizosphérique des différents traitements (SL, SM, SR) avec des valeurs de 5,81 à 5,87% comparé au *Schinus terebinthifolius* non inoculé S0 (5,22%) et le sol nu (4,9%). Les résultats obtenus montrent que se sont des sols faiblement calcaires. Le calcaire total des sols des différents traitements ne présente aucune différence significative pour le sol des différents traitements avec des teneurs variant entre 29,09 à 30,13% comparé au témoin (28,6%) (Tab.10).

La conductivité électrique

Le sol est non salé ($CE < 1$ mS/cm) pour l'ensemble des prélèvements qui présentent une CE allant de 0,07 à 0,1mS/cm.

Le carbone

Les taux de carbone du sol de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines du lotus, le rétame et le mixte sont significativement augmentés avec des valeurs respectives de 4,1%, 4,19% et 4,29% comparé au témoin (3,16%) et le sol nu (0,004%) (Tab.10).

La matière organique

Comparé au sol de *Schinus terebinthifolius* S0 (témoin) et le sol nu (0% de MO), le sol sous *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines du lotus, le rétame et le mixte (Tab.10) présente des augmentations significatives des taux de la matière organique variant de 1,02 à 1,37%. Néanmoins ces teneurs sont considérées comme faibles et le sol est pauvre en MO.

Teneur en azote

Les teneurs en azote sont faibles (Tab.10). Elles varient de 0,0044% dans le cas de *Schinus terebinthifolius* non inoculé (S0) à 0,01% dans les sols rhizosphériques des plantes traitées. Cette différence augmente significativement ($p < 0,05$) selon le gradient $SL > SM > SR > S0$.

Cependant, la teneur en azote du sol nu prélevé à T0 est plus élevée ce qui pourrait être expliqué par les méthodologies différentes utilisées pour le dosage de l'azote total.

Le phosphore assimilable

Les résultats des teneurs en phosphore assimilable des sols étudiés montrent des valeurs faibles mais significativement supérieures chez les différents traitements comparés au sol nu et le *Schinus terebinthifolius* sans association (témoin). *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de lotus présente un teneur en phosphore de 8,63 ppm, le rétame 7,16 ppm et le mixte 8,1 ppm. Le témoin et le sol nu présentent respectivement 6,57 ppm et 6,3 ppm (Tab.10).

Tableau 10. Analyse physico-chimique de sol prélevé du site dégradé de Terga à 20 cm de profondeur après 24 mois de la plantation.

Sol	Granulométrie %			Conductivité (1/5 mS/cm)	pH _{eau} (1/5)	C%	Calcaire total%	Calcaire actif%	Matière organique %	Azote total%	Phosphore assimilable (Olsen) ppm
	Argile	Limons	Sables								
Sol nu	2±0 ^b	4±0 ^c	94±0 ^a	0,118±0 ^a	8,8±0 ^b	0,004±0 ^c	28,6±0 ^a	4,9±0 ^b	0±0 ^b	0,02±0 ^d	6,3±0 ^d
SL	2±0 ^a	2±0 ^a	96±0 ^a	0,09±0,02 ^a	9,30±0,07 ^a	4,1±0,25 ^a	29,99±1,26 ^a	5,87±0,31 ^a	1,04±0,16 ^a	0,01±0 ^b	8,63±0,4 ^a
SR	2±0 ^b	2±0 ^a	96±0 ^b	0,08±0,01 ^b	9,34±0,01 ^a	4,19±0,11 ^a	29,99±2,35 ^a	5,87±0,23 ^a	1,02±0,46 ^a	0,0054±0,001 ^c	7,16±0,14 ^b
SM	4±0 ^a	0±0 ^b	96±0 ^b	0,07±0,01 ^b	9,27±0,01 ^a	4,29±0,43 ^a	29,09±2,57 ^a	5,81±0,18 ^a	1,37±0,86 ^a	0,007±0,0008 ^a	8,1±0,17 ^c
S0 (témoin)	4±0 ^b	0±0 ^b	96±0 ^c	0,07±0,01 ^b	9,29±0,06 ^a	3,16±0,02 ^b	30,13±1,23 ^a	5,22±0,20 ^b	0±0 ^b	0,0044±0,0003 ^c	6,57±0,39 ^d

Les données dans la même colonne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p < 0,05$.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

3.9. Potentiel Infectieux Mycorhizogène du sol (PIM)

Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène (PIM) d'un sol est considéré comme un indicateur biologique de l'état de dégradation d'un sol. Il exprime la richesse du sol en propagules aptes à générer les mycorhizes. L'observation microscopique montre la présence des différentes structures fongiques (hyphes, vésicules et arbuscules) dans les racines du sorgho utilisé comme plante piège (Fig.43).

Le PIM₅₀ qui indique la quantité de sol non désinfecté nécessaire pour mycorhizer 50% de plantes est de 19,07 (Tab.11) pour le sol nu à T0 avant la plantation. Cette valeur diminue significativement après 24 mois sous l'effet des plantes introduites dans la seconde parcelle après mycorhization contrôlée. En effet, le PIM₅₀ du sol rhizosphérique de *Schinus terebinthifolius* non inoculé est de 12,91 et l'impact positif de l'inoculation contrôlée est plus marqué dans les sols rhizosphériques des différents traitements. Ainsi les sols prélevés de la rhizosphère de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de *Lotus creticus* présente la plus faible valeur de PIM₅₀ (3,74), suivi du mixte (*Schinus terebinthifolius* inoculé par les deux légumineuses ; SM=4,09) et *Retama monosperma* (SR=4,17) (Tab.11).

Ces résultats confirment ceux observés dans le cas de la première parcelle pour le PIM₅₀ où les sols rhizosphériques de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines des différents traitements (lotus, rétame et le mixte) nécessite moins d'inoculum comparé au témoin non associé (au moins quatre fois dans le cas de SR et SM et six fois moins pour SL).

Tableau 11. Détermination du PIM₅₀ des sols prélevés après 24mois de l'introduction de *Schinus terebinthifolius* sur le site à réhabiliter de la sablière de Terga.

Sol	y=Ax+B	R ²	PIM ₅₀
T ₀	Y=0,19x-0,007	0,824	19,07±1,41 ^c
SL	Y=0,488x-0,148	0,909	3,74±0,23 ^a
SR	Y=0,489x-0,203	0,979	4,17±0,23 ^a
SM	Y=0,399x-0,064	0,918	4,09±2,41 ^a
S0 témoin	Y=0,253x-0,153	0,958	12,91±1,41 ^b

Les données dans la même colonne suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey $p < 0,05$.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

Y : régressions linéaires pour calculer le pourcentage de plantes mycorhizées en fonction du logarithme de la quantité de sol non stérilisé. PIM50 : Potentiel Infectieux Mycorhizogène. R2 : Le coefficient de corrélation.

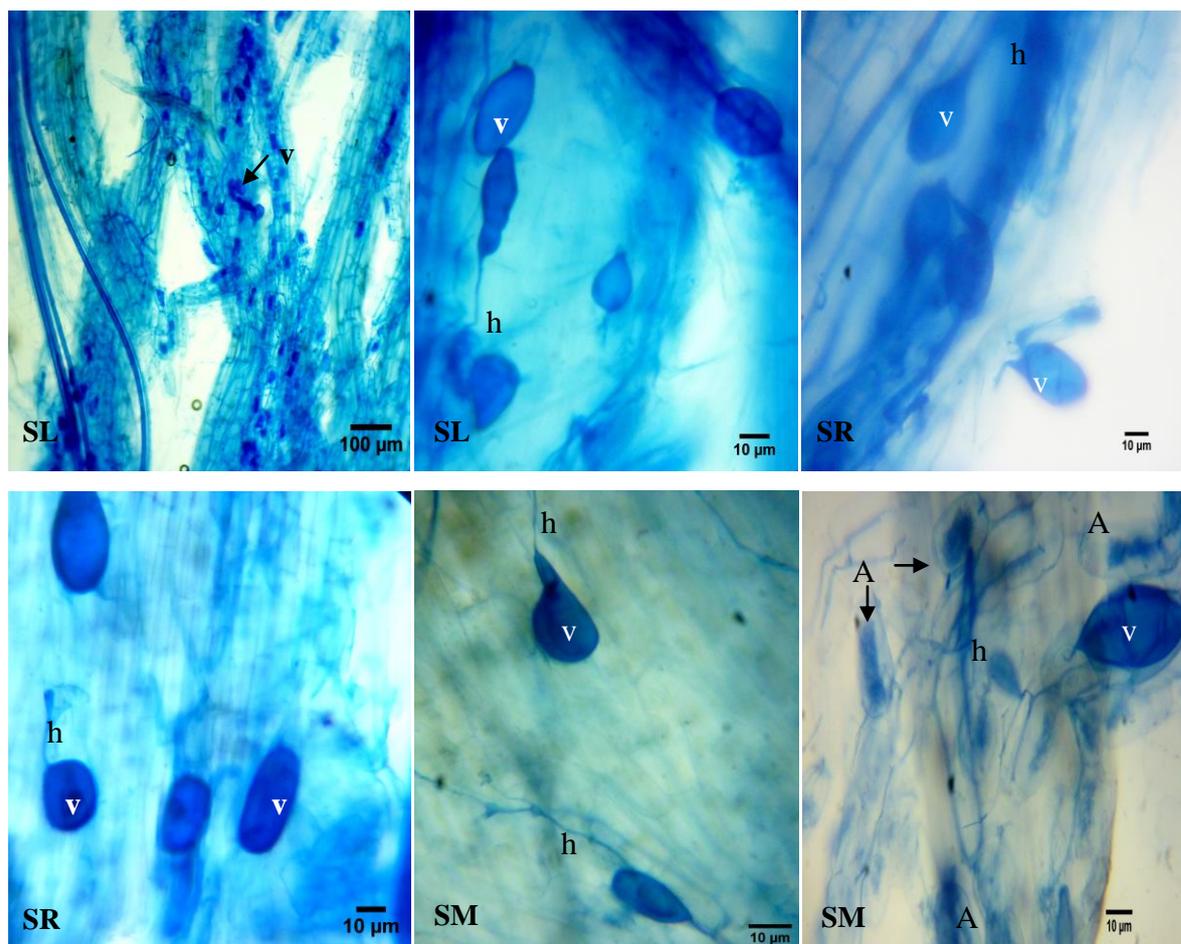


Figure 43 : Les structures endomycorhiziennes dans les racines de la plante piège *Sorghum bicolor*. L. A : Arbuscule, h : hyphe, v : vésicule.

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

3.10. Teneurs des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius* en phosphore et en azote

Le tableau 12 présente les teneurs en azote et en phosphore de la partie aérienne pour les quatre traitements de *Schinus terebinthifolius*. Le teneur en azote total des feuilles après inoculation contrôlée de *Schinus terebinthifolius* présente des valeurs statistiquement identiques avec $3,88 \pm 0,20\%$ dans le cas de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines du *Lotus creticus* suivi par le mixte avec $3,77 \pm 0,20\%$, $3,69 \pm 0,31\%$ pour *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de *Retama monosperma* et $3,44 \pm 0,12\%$ chez les plantes non inoculées (témoin).

Concernant le phosphore, la teneur foliaire de *Schinus terebinthifolius* non inoculé est de $9,02 \pm 0,89$ puis augmente significativement lorsqu'il est inoculé par les racines de *Lotus*

creticus ($11,15 \pm 0,50$ ppm) et les racines du *Retama monosperma* ($10,83 \pm 0,48$ ppm) et est statistiquement identique lorsqu'il est inoculé par les racines du mixte ($9,24 \pm 0,24$ ppm).

Tableau 12. Teneurs en azote (%) et en phosphore (ppm) des feuilles de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la transplantation sur le second site de Terga (parcelle 2).

Traitements	SL	SR	SM	S0 témoin
Azote (%)	$3,88 \pm 0,20^a$	$3,69 \pm 0,31^a$	$3,77 \pm 0,20^a$	$3,44 \pm 0,12^a$
Phosphore (ppm)	$11,15 \pm 0,50^a$	$10,83 \pm 0,48^a$	$9,24 \pm 0,24^b$	$9,02 \pm 0,89^b$

Les moyennes suivies de lettre identique ne sont pas statistiquement différentes selon le test de Tukey à $\alpha < 0,05$

SR : *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL : *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM : *Schinus terebinthifolius* + Mixte (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*), S0 témoin : *Schinus terebinthifolius* non associé.

3.11. Analyse en Composantes Principales (ACP)

3.11.1. Relations entre les différents paramètres physicochimiques et microbiologiques du sol

La figure 44 montre la projection sur le plan factoriel (F1xF2) des données sur les caractéristiques physicochimique et microbiologique des différents traitements du sol.

L'analyse en composante principale (ACP) a permis de représenter graphiquement la relation entre les différents paramètres physicochimiques (azote, phosphore, matière organique, pH, calcaire actif, carbone et conductivité électrique) et le PIM Potentiel Infectieux Mycorrhizogène des sols étudiés. Les deux axes décrivent 87,22% de la variation totale. Le premier axe exprime le plus important pourcentage de la variation (69,76 Une corrélation positive entre le PIM et l'azote avec des coefficients de corrélation significatifs est de 0,65. Une corrélation positive entre du phosphore, matière organique, pH, carbone et calcaire actif, avec des coefficients de corrélation significatifs qui varient entre 0,58 à 0,94 .Une corrélation négative entre le PIM et l'ensemble du phosphore, matière organique, carbone, pH et calcaire actif, avec des coefficients de corrélation significatifs qui varient respectivement de -0,76 à -0,92 (Fig.44) (Annexe 16).

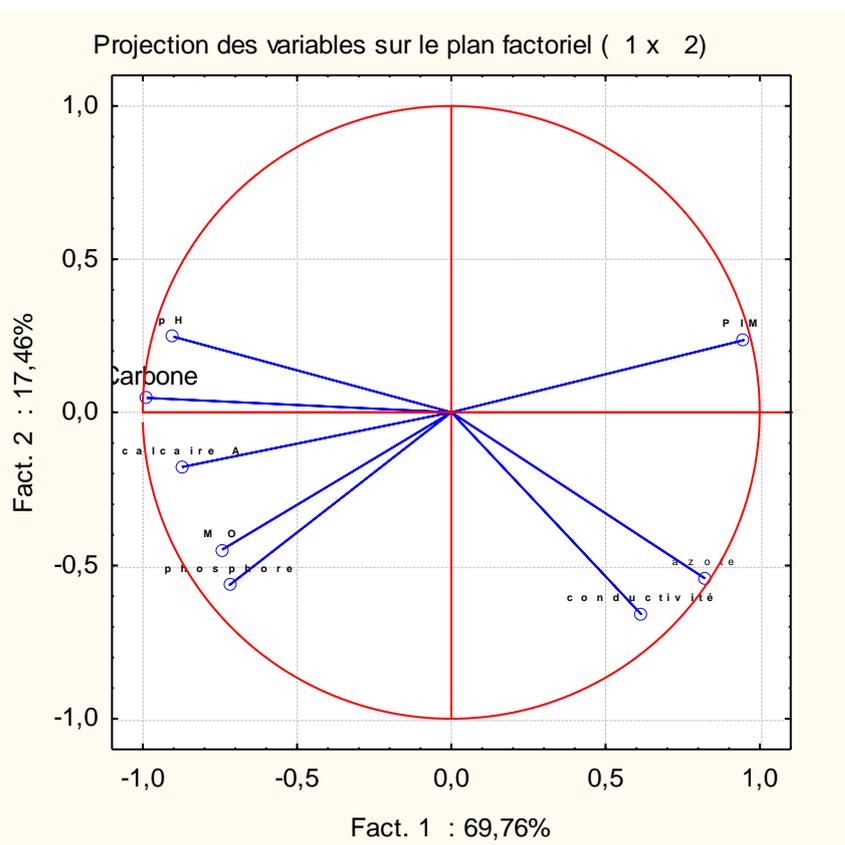


Figure 44: Analyse en composantes principales entre les paramètres physicochimiques et microbiologiques du sol.

3.11.2. Relations entre Les différents paramètres étudiés chez *Schinus terebinthifolius*

L'analyse en composante principale (ACP) a permis de représenter graphiquement la relation entre les différents paramètres étudiés. Les deux axes décrivent 85,9 % de la variation totale. Le premier axe exprime le plus important pourcentage de la variation 70,41 %. Il y a une corrélation positive entre l'azote, le phosphore des parties aériennes, la hauteur des parties aériennes, le nombre de ramification, la fréquence et l'intensité de mycorhization avec des coefficients de corrélation significatifs respectifs variant de 0.42 à 0.88 (Fig. 45) (Annexe 17).

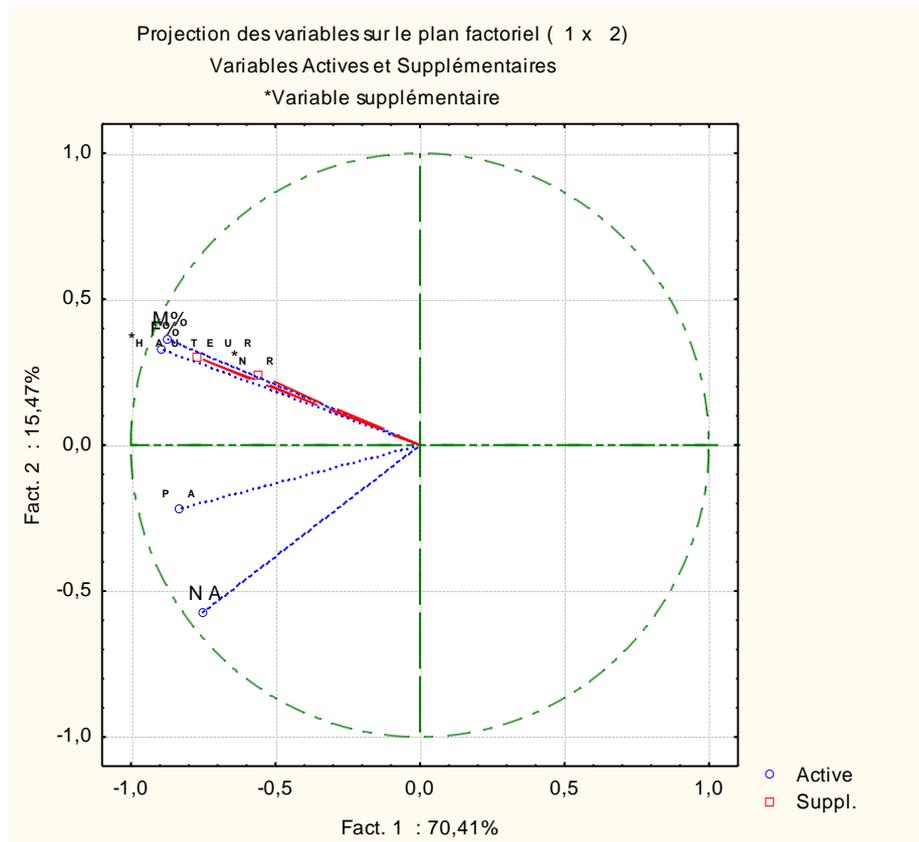


Figure 45: Analyse en composantes principales entre les différents paramètres étudiés.

4. Discussion

Dans le but de la réhabilitation d'un site dégradé dans la région de Terga, deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* âgées de 12 mois obtenus *in vitro* après inoculation contrôlée sont introduites. L'évolution des paramètres physicochimiques et microbiologiques du sol comparé au sol nu est étudiée deux ans après l'introduction des plantes.

Un échec est enregistré dans le cas de *Tetraclinis articulata* dès le premier mois de la transplantation avec 100% de mortalité. Ce résultat peut être expliqué par l'absence totale du couvert végétal (parcelle nue) qui ne permet pas l'installation du thuya et le type du sol (96% de sable et 2% d'argile). En effet, Boudy (1952) ; El hamrouni (1978) ; Fennane (1987) et Bourkhiss *et al.* (2007), rapportent que le thuya qui redoute les sables mobiles, se rencontre sur les sols argileux lourds, les plus secs et les plus pauvres ce qui pourrait expliquer l'échec de la transplantation qui peut être également lié à l'âge juvénile des plantules. De plus, cette essence forestière est caractérisée par une très lente croissance (Boudy, 1950 ; El Mouridi, 2011 ; Abbas, 2014).

Plusieurs expériences ont été réalisées au Maroc sur la transplantation des plantules de *Tetraclinis articulata* (Abass, 2014), où les opérations de régénération artificielle n'aboutissaient pas aux résultats escomptés. La réussite après transplantation des jeunes plants de *Tetraclinis articulata* est faible voire même nulle dans certaines régions du Maroc (Abass, 2014).

L'effet de l'inoculation contrôlée par les racines de Retama monosperma et Lotus creticus sur la croissance de Schinus terebinthifolius

L'inoculation par les champignons mycorhiziens améliore la croissance et le développement de *Schinus terebinthifolius* comparé au témoin. Cette amélioration est expliquée par une colonisation optimale des racines par le champignon augmentant ainsi la surface d'échange. Caravaca *et al.* (2003b) ont montré que la croissance des espèces arbustives autochtones est stimulée par les champignons mycorhiziens qui induisent la création d'un environnement plus favorable pour la durabilité de l'écosystème et les plantes inoculées par les champignons indigènes présentent une meilleure résistance aux conditions environnementales (Duponnois *et al.*, 2005b). Dans les zones semi arides méditerranéennes (sud-est de l'Espagne), les champignons mycorhiziens *G. intraradices* améliorent positivement la croissance des plantes *Olea europaea* subsp. *sylvestris* et *Rhamnus lycioides* durant leurs premiers stades de croissance (Caravaca *et al.*, 2003b). Ouahmane *et al.* (2007), dans des essais de réhabilitation du Haut Atlas Marocain ont montré que l'inoculation de *Cupressus atlantica* avec les champignons indigènes a diminué de manière significative la mortalité des semis au cours des premiers mois de la plantation. Plusieurs travaux ont révélé l'importance de l'inoculum mycorhizien autochtone adapté aux conditions des sites d'études (Abbas, 1998 ; Enkhtuya *et al.*, 2000 ; Ruiz-Lozano et Azcon, 2000).

Les espèces végétales autochtones sont largement utilisées dans la réhabilitation des sols dégradés dans les zones méditerranéennes semi-arides (Caravaca *et al.*, 2002). Karaarslan et Uyanöz (2011) rapportent que la croissance des plantes dans les régions arides et semi-arides est plus dépendante de la symbiose MA, ce qui explique la fréquence élevée de mycorhization observée. Les sols dunaires sont propices pour le développement des CMA et leur association avec les plantes (Ranwell, 1972 ; Koske et Halvorson, 1981). L'importance de ces champignons dans la croissance et la succession des plantes dans ces sols a été observée pour la première fois par Nicolson (1959) où les CMA ont contribué indirectement à la fixation des dunes en formant des agrégats de grains de sables (Koske et Polson, 1984). Le principal rôle des CMA est l'amélioration de la nutrition minérale et hydrique de la plante ainsi, la croissance des plantes

mycorhizées est améliorées (Karagiannidis et Hadjisavva-Zinoviadi, 1998; Karandashov et Bucher, 2005; Sharifi *et al.*, 2007; Sheng *et al.*, 2008; Zuccarini et Okurowska, 2008).

Colonisation racinaire de *Schinus terebinthifolius* après deux ans de l'introduction sur le site à réhabiliter

La stratégie de réhabilitation du site dans la sablière de Terga par l'introduction de *Schinus terebinthifolius* est basée sur une inoculation contrôlée. L'inoculum fongique provient de la multiplication des CMA par les deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma*. La colonisation racinaire est évaluée par la fréquence et l'intensité de mycorhization des racines de *Schinus terebinthifolius*.

Après 24 mois de la transplantation des plantes dans le site 2 de Terga, l'étude microscopique des racines de *Schinus terebinthifolius*, après inoculation contrôlée montre la présence de différentes structures mycorhiziennes (les vésicules, les hyphes et les arbuscules). Selon Read (1989) les sols sablonneux abritent des CMA diversifiés et une microflore (bactérienne et fongique) riche, variée et écologiquement plus bénéfique (Hatimi et Tahrouch, 2007 ; Hu *et al.* 2010). La présence des arbuscules signifie que les plantes ont établi une symbiose fonctionnelle vu qu'ils sont considérés comme le site d'échange des nutriments (Abbott, 1982 ; Gianinazzi-Pearson, 1996 ; Reinhardt, 2007; Parniske, 2008 ; Smith et Read, 2008 ; Ramos *et al.*, 2011).

Bohrer *et al.* (2004) ont signalé que plusieurs facteurs influent sur les champignons CMA, à savoir, les espèces végétales, les espèces fongiques et peuvent ainsi contribuer à la variation dans le niveau de colonisation d'un site à un autre. Les espèces végétales peuvent avoir une influence directe sur l'abondance et la composition des champignons mycorhiziens (Lovelock *et al.*, 2003).

Teneurs en phosphore et en azote des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius*

L'analyse des teneurs en azote et en phosphore des feuilles de *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de l'inoculation contrôlée montrent que malgré la pauvreté des sols d'étude en phosphore, l'installation de la végétation reposerait probablement sur l'apport bénéfique des CMA qui améliorent le statut nutritionnel des plantes particulièrement la nutrition phosphatée et azotée (Hatch, 1937 ; Mousain *et al.*, 1997; Toro *et al.*, 1997; Vázquez *et al.*, 2001).

D'après Marschner (1995), les plantes élaborent diverses stratégies pour augmenter leur capacité d'absorption du phosphore des sols, parmi ces stratégies la symbiose mycorhizienne (Smith *et al.*, 2011). Les CMA sont capable d'améliorer la mobilisation du phosphore du sol

vers la plante (Smith et Gianinazzi- Pearson, 1988), ce qui explique l'augmentation de la quantité du phosphore des parties aériennes de *Schinus terebinthifolius* après inoculation fongique par les CMA comparé au témoin. L'augmentation de l'absorption du P par les plantes est reliée à l'augmentation de la surface d'absorption racinaire de la plante grâce au réseau extra-racinaire du CMA « le mycélium » (Plenchette, 1982) capables de prélever et de transporter le phosphore jusqu'aux racines (Cooper et Tinker, 1978; Jakobsen *et al.*, 1992; Pearson et Jakobsen, 1993; Cui et Caldwell, 1996; Smith *et al.*, 2003). Cet élément minéral est disponible pour la plante hôte grâce au CMA qui hydrolysent le phosphore organique en phosphore inorganique (DeMars et Broner, 1995 ; Joner *et al.*, 2000; Feng *et al.*, 2003; Shibata et Yano, 2003) en échange des glucides provenant de la plante qui sont transférés vers le CMA (Parniske, 2008).

Les rôles des champignons mycorhiziens ne sont pas limités à la nutrition phosphatée et Strullu (1991) ; Azcon-Aguilar et Barea (1992) Govindarajulu *et al.* (2005) rapportent que l'association symbiotique dans certains cas peut également améliorer la nutrition azotée. Les champignons mycorhiziens colonisent le cortex racinaire et développent un mycélium extraradical qui imprègne le sol entourant les racines des plantes. Ce mycélium forme un réseau spécialisé pour l'acquisition d'eau et de nutriments minéraux du sol, en particulier ceux dont les formes ioniques ont une faible mobilité ou sont peu concentrés dans la solution du sol, comme le phosphate et l'ammonium (Azcón et Barea, 1997 ; Barea *et al.*, 2005). L'azote est présent sous deux formes dans le sol organique et minéral. Le mycélium du CMA est capable de prélever l'azote sous forme d'ions ammonium, nitrates et sous forme d'acides aminés (Bago *et al.*, 1996; Johansen *et al.*, 1996; Hawkins *et al.*, 2000). Dans notre cas aucune différence significative n'est enregistrée entre les différents traitements pour les teneurs en azote des parties aériennes du *Schinus terebinthifolius* après 24 mois de la plantation comparé au témoin non inoculé.

Le potentiel infectieux mycorhizogène (PIM)

Le potentiel infectieux mycorhizogène (PIM) d'un sol caractérise la population de champignons mycorhiziens présents dans le sol qui est capable à former des mycorhizes (Plenchette *et al.*, 1989).

Le PIM₅₀ du sol nu avant la plantation présente 19,07, soit quatre fois ou plus supérieur au PIM₅₀ du sol après l'introduction du *Schinus terebinthifolius*. La valeur élevée du PIM₅₀ du sol nu avant la plantation est liée à l'absence totale du couvert végétal. Dans les milieux aride et

semi aride, le manque d'inoculum du sol est lié au manque de recouvrement végétal spontané et les propagules sont réparties de façon très hétérogène dans ces milieux (Estant *et al.*, 1997 ; Richter *et al.*, 2002 ; Hart et Reader, 2004 ; Guadarrama *et al.*, 2008 ; Neffar, 1012). D'après Mosse (1986), Michelsen et Rosendahl (1989) et Marcel *et al.* (1998), la dégradation des sols et la perturbation du couvert végétal conduit à la perte d'éléments nutritifs, la réduction de la diversité microbienne (Kennedy et Smith, 1995), en particulier, des propagules de champignons mycorhiziens présents dans le sol (Brundrett, 1991, Jasper *et al.*, 1991, McLellan *et al.*, 1995 ; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003), qui assurent la symbiose mycorhizienne, et par conséquent la réduction du potentiel de l'inoculum pour la formation des mycorhizes.

L'omniprésence du CMA peut être altérée par divers facteurs d'origine anthropique ou naturelle, ce qui pourrait diminuer le potentiel mycorhizien du sol (Jeffries et Barea, 2001 ; Honrubia *et al.*, 2002), ce phénomène est observé dans le cas de la sablière de Terga. Cette situation apparaît dans le cas des écosystèmes naturels comme conséquence des processus d'érosion et/ou de désertification (Barea *et al.*, 1999). Dans le cas de la sablière de Terga, il est nécessaire de réintroduire les champignons mycorhiziens pour que les plantes puissent disposer de propagules mycorhiziens dans le sol et par la suite former cette symbiose dans laquelle les deux partenaires peuvent en tirer profit et ceci par l'utilisation des racines issues des plantes de la première parcelle pour la multiplication des champignons mycorhiziens. De plus, Azcon-Aguilar *et al.* (1999), indiquent qu'il est nécessaire de produire des *inocula* mycorhiziens de qualité, bien sélectionnés et qui peuvent convenablement être appliqués.

Après 24 mois de l'introduction des plantes inoculées par les légumineuses, les PIM₅₀ des sols étudiés diminuent comparés au sol nu avant la plantation. L'utilisation des espèces végétales de la famille des légumineuses *Retama monosperma* et *Lotus creticus* (plantes hautement mycotrophes) comme plantes pièges pour la multiplication des différentes structures mycorhiziennes de la parcelle 1 montre une nette amélioration du potentiel mycorhizien du sol sous *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de ces légumineuses. Cette approche confirme que l'utilisation des espèces végétales très mycotrophes favorise la diffusion de propagules mycorhiziens dans le sol et améliore la capacité des plantes cibles à devenir inoculée (Abbas *et al.*, 2013). Caravaca *et al.* (2003b) ont noté que des AM autochtones peuvent être considérés comme une stratégie d'inoculation pour garantir le succès et le rétablissement des espèces d'arbustes indigènes dans un sol dégradé d'un écosystème semi-aride. Certaines espèces végétales ont la capacité de promouvoir le développement des propagules fongiques dans leur rhizosphère (hyphes mycéliennes, spores) (Eom *et al.*, 2000 ;

Azcon-Aguilar *et al.*, 2003 ; Lovelock *et al.*, 2003). Ces espèces végétales peuvent directement influencer l'abondance et la composition des spores des champignons mycorhiziens et peuvent fortement coloniser ces sols dégradés et rehausser ainsi leur Potentiel Infectieux Mycorhizien (Plenchette *et al.*, 1983 ; Johnson *et al.*, 1992) . De plus, les propagules mycorhiziens sont impliqués dans le fonctionnement des îles de ressource ou fertilité qui sont développées autour des racines de plantes (Azcon-Aguilar *et al.*, 2003; Koide et Mosse, 2004; Ouahmane *et al.*, 2006a;. Ouahmane *et al.*, 2006b).

De nombreuses plantes de la région de la Méditerranée forment une association avec les mycorhizes arbusculaires (Brundrett, 1991; Caravaca *et al.*, 2003a; Caravaca *et al.*, 2003b; Ferrol *et al.*, 2004) et sont classées selon Caravaca *et al.* (2003a) "mycorhiziens obligatoires". Dans les écosystèmes arides et semi arides, la principale source d'inoculum peut être le mycélium des racines mycorhizées ou les hyphes provenant des annuelles ou des pérennes dont les racines couvrent entièrement la subsurface (Nobel, 1996 ; Azcon-Aguilar *et al.*, 2003). Le mycélium AM est lié au système racinaire des plantes qui poussent à proximité et permet un échange d'éléments nutritifs entre les deux partenaires (Allen et Allen, 1992 ; Bethlenfalvay et Schüepp, 1994). Les propagules peuvent aussi provenir des aires avoisinantes (Bashan *et al.*, 2000), en effet le mycélium extraracinaire des CMA est à l'origine d'une interconnexion racinaire entre les différentes espèces voisines et dans une communauté mixte (annuelles et pérennes), les hyphes des pérennes colonisent les racines des annuelles (Mukerji et Kapoor, 1986).

Analyses physicochimiques du sol

Les résultats de cette étude permettent de retenir que les paramètres physicochimiques du sol de la seconde parcelle ont évolués sous l'effet des plantes introduites après inoculation fongique contrôlée.

Selon le référentiel pédologique de Baize et Jabiol (1995) les sols rhizosphériques des différents associations de plantes et le témoin présentent un pH alcalin. Ce paramètre est l'un des plus importants indicateurs de la qualité du sol (Li *et al.*, 2006). Dans les milieux arides et semi arides, le pH peut être influencé par le climat et la végétation (Smith *et al.*, 2000). Son élévation est due au faible lessivage vu les faibles précipitations qui caractérisent ces régions (Wezel *et al.*, 2000) comme c'est le cas de l'écosystème de Terga. L'élévation du pH peut être liée également à la présence de coquilles (riche en calcaire) broyées après exploitation et observées fréquemment dans le sable de Terga.

Par ailleurs, les valeurs de phosphore assimilable enregistrées sont également supérieures à celle du témoin, ceci est probablement en relation avec les différents traitements (inoculation contrôlée par les CMA) de *Schinus terebinthifolius*. Aussi, le climat semi-aride et les faibles précipitations dans la région de Terga (405 mm/an seulement) influent sur la disponibilité et l'absorption des éléments nutritifs notamment le phosphore dont la baisse peut être due également à la sécheresse (Li *et al.*, 2004).

La texture du sol influe également sur la composition chimique du sol sablonneux (Ranwell, 1972 ; Koske et Halvorson, 1981). Ces sols sont généralement pauvres en azote (Fisher et Turner, 1978 ; Hatimi et Tahrouche, 2007), cas du sol d'étude de la sablière de Terga avec une faible augmentation enregistrée dans le taux d'azote du sol pour les différents traitements.

La matière organique influe sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. Elle est le plus important indicateur de la qualité du sol et sa durabilité (Rezaei et Gilkes, 2005 ; Tefera *et al.*, 2007). Elle est un facteur de stockage des nutriments surtout dans les sols pauvres (Zhou *et al.*, 2008), cas des sols de la région méditerranéenne (Aranda et Oyonarte, 2005). Le taux de matière organique est relatif à la présence d'argile et de limon formant ainsi le complexe argilo-humique, il est un important agent dans la stabilisation des agrégats du sol (Wezel *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2007 ; Zhou *et al.*, 2008). D'après Buckmann et Brady (1960), le sol sableux contient moins de matière organique et d'azote, c'est le cas de la parcelle d'étude de la région de Terga où le sable présente 96% et l'argile seulement 2% ce qui expliquerait la pauvreté du sol en matière organique.

Selon Sarah (2006), les sources et les facteurs de décomposition de la matière organique varient dans l'espace et dans le temps et ces variations peuvent refléter les conditions micro-environnementales qui dépendent de la microtopographie, des composants qui couvrent le sol et le type de végétation à l'échelle locale et surtout dans les zones arides et semi-arides caractérisées par une faible couverture de végétation annuelle, existant pendant une courte durée et sans végétation arborée limitant ainsi les sources de la MO en quantité et en disponibilité.

Deux ans après l'introduction de jeunes plants de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les CMA, une amélioration est enregistrée dans les propriétés physicochimiques des sols. Duponnois *et al.* (2012) et Abbas (2014) rapportent que les CMA sont des composantes essentielles pour le fonctionnement des écosystèmes naturels. Les CMA contribuent dans l'amélioration et le maintien des agrégats de sols dans les zones érodées par l'acquisition de meilleures propriétés

physiques, chimiques et biologiques (Tisdall, 1991). Le mécanisme impliqué dans cette stabilisation est basé sur la fixation des particules du sol par les hyphes ou mycélium extraracinaire des champignons produit par les racines mycorhizées et qui constitue un réseau tridimensionnel qui relie la plante au sol environnant (Roldan *et al.*, 1994 ; Jeffries et Barea, 2000). Les hyphes sont présent en quantité importante dans les sols entre 81 et 111 m par cm^3 de sol (Miller *et al.*, 1995) et sont impliqués dans la formation d'agrégats par la production d'une glycoprotéine (la glomaline) (Wright et Upadhyaya, 1998 ; Wright et Anderson, 2000 Lovelock *et al.*, 2004 ; Rillig et Mummey, 2006) et les polysaccharides (Roldan *et al.*, 1994; Tisdall, 1991; Tisdall 1994 ; Bearden et Petersen, 2000). Caravaca *et al.* (2002), montrent que l'inoculation mycorhizienne a été très effective dans l'amélioration de la qualité du sol et de la performance des jeunes plantules d'*Olea europea* ainsi que la stabilisation des agrégats du sol rhizosphérique de *Juniperus oxycedrus* sous l'effet de l'inoculation par des CMA (Caravaca *et al.*, 2006). En effet, l'introduction d'une végétation dans des sols dégradés conduit à des changements des propriétés du sol qui retrouvent leur fertilité avec l'augmentation de l'âge des plantations (Jiao *et al.*, 2011). D'après Liu *et al.* (1998), la restauration de la fertilité du sol induite par la revégétation est un processus écologique complexe soumis à l'effet simultané et conjugué des facteurs biotiques et abiotiques, ce qui rend les interprétations des phénomènes écologiques tributaires d'un réseau de facteurs écologiques. Beaucoup d'indicateurs interagissent entre eux et la valeur de chaque indicateur séparé en est affectée (Rezaei et Gilkes, 2005).

5. Conclusion

L'étude réalisée sur le sol dégradé de la seconde parcelle de la sablière de Terga avant et après deux ans de l'introduction de *Schinus terebinthifolius* inoculée ou non par les racines des légumineuses (*Retama monosperma* et *Lotus creticus*) montre des modifications très importantes dans le PIM₅₀ des sols rhizosphériques des différents traitements comparé au sol nu avant la plantation. Le PIM₅₀ du sol est diminué pour tous les échantillons des sols prélevés sous *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines des légumineuses, cette diminution est observée notamment dans le cas du sol sous *Schinus terebinthifolius* inoculé par *Lotus creticus* et le mixte (*Retama monosperma* et *Lotus creticus*). Ces résultats montrent l'effet bénéfique des plantes introduites sur l'amélioration de la fertilité biologique du sol notamment les CMA qui sont utilisés comme inoculum fongique indigène produit par les deux légumineuses *Retama monosperma* et *Lotus creticus*. En conséquence, nous avons observé une augmentation du statut

mycorhizien des différents sols étudiés par les valeurs importantes de la fréquence et de l'intensité de mycorhization des racines de *Schinus terebinthifolius* comparé au témoin.

Les analyses physicochimiques des sols prélevés sous les différents traitements de *Schinus terebinthifolius* montrent une faible amélioration comparée au témoin, notamment les taux d'azote et du phosphore du sol.

L'inoculation contrôlée améliore positivement la croissance en hauteur des parties aériennes et le nombre de ramification de *Schinus terebinthifolius* comparé au témoin. Quant à la nutrition minérale des plantes, les teneurs en azote et en phosphore des feuilles de la plante d'intérêt analysées révèlent une augmentation significative des teneurs en phosphore enregistrée dans le cas de *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de *Lotus creticus* et *Retama monosperma* et une faible amélioration des teneurs en azote pour tous les traitements.

6. L'apport des deux protocoles de revégétalisation initiés dans la sablière de Terga

Les résultats obtenus montrent l'effet positif des deux protocoles sur les propriétés physique chimique et biologique du sol et le développement de *Schinus terebinthifolius*.

Les analyses physicochimiques des sols des différents traitements de *Schinus terebinthifolius* des deux expériences (effet plante nurse et inoculation contrôlée) montrent une amélioration des différents paramètres physicochimiques du sol, plus marquée dans le cas de la première expérience.

Les plantes nurses ou facilitatrices favorisent Le développement de *Schinus terebinthifolius*. Les deux paramètres étudiés sont améliorés après 24 mois lorsque *Schinus terebinthifolius* est associé au *Lotus creticus* suivi par le mixte et *Retama monosperma*. Le même phénomène est observé après inoculation contrôlée de *Schinus terebinthifolius* par l'inoculum fongique des racines des deux plantes pièges selon le gradient SL >SM>SR. La nutrition minérale des plantes est également influencée positivement par des CMA et des plantes nurses en améliorant les teneurs en azote et en phosphore des parties aériennes comparé au témoin.

Sous l'effet des plantes nurses la fréquence de mycorhization et l'intensité de mycorhization des racines de *Schinus terebinthifolius* sont améliorées comparé au témoin avec des valeurs respectives supérieures à 80% et à 70%. Il en est de même lorsque *Schinus terebinthifolius* est introduit sur site après inoculation contrôlée et la fréquence de mycorhization est supérieure à 82,5% et plus de 57,5% pour l'intensité de colonisation du cortex racinaire. On note une nette amélioration après inoculation contrôlée, néanmoins dans les deux cas, le statut mycorhizien

des racines est amélioré révélant ainsi l'effet bénéfique aussi bien des plantes nurses que de l'inoculation contrôlée.

Par ailleurs, l'étude des caractéristiques microbiologiques du sol montre une amélioration du PIM₅₀ des sols rhizosphériques de *Schinus terebinthifolius* révélant ainsi une amélioration de la fertilité fongique du sol dégradé de Terga après introduction des plantes pour les deux protocoles d'expérimentation. Le PIM₅₀ est nettement amélioré dans le cas du *Lotus creticus* qui montre la haute mycotrophie de cette légumineuse herbacée.

La comparaison entre les deux stratégies utilisées «effet associatif des plantes nurses et mycorhization contrôlée» pour la réhabilitation de la sablière de Terga montrent une amélioration du développement de *Schinus terebinthifolius* et la fertilité chimique et biologique après 24 mois de la plantation comparé au témoin. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Duponnois *et al.* (2007) qui montrent que la plante nurse pionnière joue le même rôle dans la nutrition minérale de la plante que l'inoculation par des souches mycorhiziennes.

Nos résultats concordent avec ceux de Ouahmane *et al.* (2007) et Duponnois *et al.* (2011) qui indiquent, après deux années de plantation, que la croissance, les teneurs en N et en phosphore des feuilles de jeunes cyprès (*Cupressus atlantica*) sont élevées chez les plants associés à la lavande (*Lavandula stoechas*) et les plantes de cyprès traités par un inoculum mycorhizien indigène que les cyprès témoins et améliorent également les caractéristiques microbiennes telluriques.

D'autres expériences réalisées au Maroc par Ouahmane *et al.* (2006a) basées sur l'effet associatif dans des conditions contrôlées entre *Lavandula multifida* et *Cupressus arizonica* montrent que l'effet bénéfique de la plante nurse (*L. multifida*) sur la croissance en hauteur des plants de cyprès et le développement du potentiel mycorhizien des sols est comparable à l'effet du champignon mycorhizien, *Glomus intraradices*.

Dans les montagnes d'Oman, Fisher et Gardner (1995) ont observé que la germination de jeunes plants de *Juniperus excelsia* est favorisée par la présence d'une seconde espèce nurse *J. thurifera*. Ainsi, l'inoculation d'un complexe de champignons mycorhiziens à arbuscules (*Glomus intraradices*, *G. deserticola* et *G. mosseae*) stimulait significativement la croissance de jeunes plants de *Juniperus oxycedrus* en conditions contrôlées et améliorait significativement leur nutrition en phosphore (Roldan *et al.*, 2006).

la fertilité chimique du sol et le potentiel mycorhizien du sol de la zone à revégétaliser sont les deux facteurs déterminant l'efficacité de la mycorhization contrôlée (Duponnois *et al.*, 2010). Ce qui a été observé dans la seconde parcelle, après inoculation contrôlée où une fertilité chimique et biologique (PIM₅₀) est observée après introduction de *Schinus terebinthifolius* dans un sol fortement dégradé.

*Conclusion générale
et perspectives*

Conclusion générale et perspectives

Deux expériences sont réalisées dans le cadre de cette thèse pour la réhabilitation d'un sol après exploitation dans la sablière de Terga. Nous avons étudié dans la première partie l'effet associatif entre deux espèces végétales autochtones *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* avec deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma*. Dans la deuxième expérience réalisée sur une seconde parcelle, les deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sont introduites après inoculation contrôlée par les CMA provenant des racines des plantes de la première parcelle suite à un piégeage et multiplication *via* les deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma*. Un suivi du développement des plantes ainsi que les propriétés physicochimiques et biologiques du sol sont analysés après introduction des plantes sur les deux sites d'étude de la sablière de Terga.

Un échec est enregistré dès les premiers mois de la plantation de *Tetraclinis articulata* avec 100% de mortalité dans les deux parcelles. Un phénomène déjà observé par de nombreux travaux concernant le thuya.

L'ensemble des résultats présentés dans la première expérimentation (parcelle 1) montre que l'introduction des plantes d'intérêts *Schinus terebinthifolius* associé à deux légumineuses espèces hautement mycotrophes *Lotus creticus* et *Retama monosperma* améliorent les caractéristiques physicochimiques et biologiques du sol exploité et de la sablière de Terga comparé au sol nu avant la plantation.

Les analyses des propriétés physiques et chimiques du sol des différents traitements après 24 mois montrent des modifications très faibles comparées au sol nu, notamment la diminution du pH, l'augmentation des teneurs du sol en azote, carbone et en phosphore.

Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène PIM₅₀ des différents sols étudiés fortement diminué est en faveur d'une amélioration de l'activité biologique du sol après deux ans de réhabilitation en procurant au sol un grand nombre de propagules mycorhiziens surtout lorsque le *Schinus terebinthifolius* est associé au *Lotus creticus* qui semble être l'association la plus efficace pour l'amélioration du potentiel mycorhizogène dans un sol dégradé.

Les résultats obtenus sur l'impact associatif de ces deux légumineuses (*Lotus creticus* et *Retama monosperma*) sur le statut mycorhizien des racines du *Schinus terebinthifolius*, montrent la présence d'une endomycorhization dans la majorité des fragments racinaires observés avec des fréquences et intensités très élevées pour toutes les associations comparées

au témoin. L'effet associatif a également amélioré la croissance de *Schinus terebinthifolius* et la teneur des parties aériennes en azote et en phosphore.

Quant à la deuxième expérimentation, les deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* sont introduites sur site après inoculation contrôlée *in vitro*. Nous avons utilisés les deux légumineuses *Lotus creticus* et *Retama monosperma* comme plante piège pour la production de l'inoculum fongique.

Les analyses physicochimiques des sols des différents traitements, montrent une évolution de l'azote et du phosphore comparés au témoin mais qui restent néanmoins faibles. Quant aux caractéristiques microbiologiques des différents sols rhizosphériques qui ont évoluées, ils présentent un potentiel infectieux mycorhizogène très important. Le PIM₅₀ du sol sous *Schinus terebinthifolius* inoculé par les racines de *Lotus creticus* est diminué six fois comparé au sol nu avant la plantation et trois fois lorsqu'il est inoculé par les racines de *Retama monosperma* et le mixte (*Retama monosperma* - *Lotus creticus*).

Les résultats montrent l'effet positif de l'inoculation contrôlée sur la croissance de *Schinus terebinthifolius* (la hauteur de la partie aérienne et le nombre de ramification) comparée au témoin ainsi qu'une augmentation des teneurs foliaires en azote et en phosphore après 24 mois de croissance. L'examen microscopique des racines de *Schinus terebinthifolius* révèlent la présence de champignons mycorhiziens arbusculaires et une augmentation très importante de la fréquence de mycorhization et de l'intensité de mycorhization qui pourrait expliquer l'augmentation de ces deux éléments sous l'effet de la symbiose MA.

La symbiose mycorhizienne joue un rôle majeur dans la productivité, la stabilité de l'écosystème et dans l'amélioration du statut mycorhizien du site réhabilité et la légumineuse *Lotus creticus* peut être utilisée dans les opérations de revégétalisation des sols des milieux méditerranéens dégradés.

L'ensemble de ces résultats nous offre un élément de conclusion très important : la gestion du potentiel mycorhizogène du sol par l'introduction d'espèces autochtones associées à des plantes hautement mycotrophes constitue une bonne stratégie pour la réhabilitation de la sablière de Terga. Il serait intéressant d'introduire des espèces arbustives de la forêt native de Terga telles *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus* associées à des légumineuses herbacées mycotrophes autre que *Retama monosperma*. Cette espèce est considérée comme invasive dans certain pays tels que la Californie et l'Australie (Roth, 2014). Penser à favoriser les petites herbacées

annuelles comme plantes nurses telles que *Lotus maritimus*, *Lotus creticus*, *Ononis variegata*, *Ononis natrix* pour la réhabilitation de cette région serait une bonne alternative.

Une étude de la diversité des CMA de *Schinus terebinthifolus* est à préconisée par l'extraction et identification des spores du sol des différents traitements par une étude morphologique et une étude moléculaire qui permettra d'identifier les différents morphotypes des spores de ce sol.

*Références
bibliographiques*

Rapport-Gratuit.com

Références bibliographiques

- Abbas Y. 1998. Mycorhizes à arbuscules de zones arides : biodiversité et rôle dans la tolérance du trèfle (*Trifolium alexandrinum*) au stress salin. Thèse de 3ème cycle, Université Cadi Ayyad, 112p.
- Abbas Y. 2014. Microorganismes de la rhizosphère des Tétracлинаies : un outil pour optimiser la régénération assistée du *Tetraclinis articulata* Vahl. Master. Thèse De Doctorat. Faculté Des Sciences. Université Mohammed V. 177 p.
- Abbas Y, Bakkali Yakhlef SE, Prin Y, Arahou M, Abourouh M, Duponnois R. 2013. Growth and nutrition of *Tetraclinis articulata* (Vahl) Mast. Cultivated in different rhizosphere soils collected from *Tetraclinis* stand. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 17(1), 3-11.
- Abbas Y, Ducouso M., Abourough M, Azcon R, Duponnois R. 2006. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters woodlands in Morocco. Ann. For Sci. 63, 285–291.
- Abbott LK. 1982. Comparative anatomy of vesicular-arbuscular mycorrhizas formed on subterranean clover. Aust. J. Bot. 30, 485-499.
- Abbott LK, Robson AD, De Boer G. 1984. The effect of phosphorus on the formation of hyphae in soil by the vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus fasciculatum*. New Phytol. 97, 437-446.
- Achhal A. 1986. Etude phytosociologique et dendrométrique des écosystèmes forestiers du bassin versant du N'fis (Haut Atlas Central, Maroc). Thèse d'état, Fac. St. Jérôme, Marseille. 204 p.
- Akiyama K, Matsuzaki K, Hayashi H. 2005. Plant sesquiterpenes induce hyphal branching in arbuscular mycorrhizal fungi. Nature. 435, 824–827.
- Albaladejo J, Martinez-Mena M, Roldan A, Castillo V. 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. Soil Use and Management. 14, 1-5.
- Alguacil MM, Hernandez JA, Caravaca F, Portillo B, Roldan A. 2003. Antioxidant enzyme activities in shoots from three mycorrhizal shrub species afforested in a degraded semi-arid soil. Physiologia Plantarum. 118, 562-570.
- Al-Karaki GN, Clark RB. 1998. Growth, mineral acquisition, and water use by mycorrhizal wheat grown under water stress. J. Plant Nutr. 21, 263–276.
- Allen MF, Allen EB. 1992. Development of mycorrhizal patches in a successional arid ecosystem. In: Read DJ, Lewis DH, Fitter AH, Alexander, I.J. (Eds.), Mycorrhizas in Ecosystems. CAB International, Wallingford, UK, p. 154–170.
- Ames RN, Reíd CPP, Ingham ER. 1984. Rhizosphere bacterial populations responses to root colonization by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus. New Phytol. 96, 555-563.

Anne P. 1945. Le dosage rapide du carbone organique dans les sols. Ann. Agron. Avril, Mai, Juin, 1945, 5^{ème} année. 2, 161-172.

Aranda V, Oyonarte C. 2005. Effect of vegetation with different evolution degree on soil organic matter in a semi-arid environment (Cabo de Gata-Níjar Natural Park, SE Spain). J. Arid Environ. 62, 631–647.

Aronson J. 2010. Restauration, rehabilitation, réaffectation : Ce que cachent les mots. Ecologie de la restauration. Espaces naturels n°29 janvier 2010. p. 22-23.

Aronson J, Floret C, Le Floc'h E, Ovalle C, Pontanier R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. Restoration ecology. 1, 8-17.

Aronson J, Floret C, Le Floc'h E, Ovalle C, Pontanier R. 1995. Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. Dans: Pontanier R, M'Hiri A, Akrimi N, Aronson J, Le Floc'h E. 1995. L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait? John Libbey Eurotext, Paris. p. 11-29.

Artursson V, Finlay RD, Jansson JK. 2006. Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and bacteria and their potential for stimulating plant growth. Environmental Microbiology. 8 (1), 1-10.

Aubert G. 1978. Méthodes d'analyse des sols. Edition C.R.D.P., Marseille, 360 p.

Augé RM. 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. Mycorrhiza 11, 3-42. <http://dx.doi.org/10.1007/s005720100097>.

Azcón-Aguilar C, Bago B, Barea JM. 1999. Saprophytic growth of AMF. Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology Eds Varma A, Hock B Springer-Verlag Berlin p, 391-407.

Azcón-Aguilar C, Barea JM. 1992. Interactions between mycorrhizal fungi and other rhizosphere microorganisms. In: Allen MJ (Ed) Mycorrhizal Functioning. An Integrative Plant-fungal Process. p. 163–198. Routledge, Chapman & Hall Inc., New York .

Azcon-Aguilar C, Barea JM. 1996. Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens - An overview of the mechanisms involved. Mycorrhiza. 6, 457–464.

Azcón-Aguilar C, Barea JM. 1997. Applying mycorrhiza biotechnology to horticulture: significance and potentials. SCI. Aortic. 68, 1-24.

Azcón-Aguilar C, Palenzuela J, Roldán A, Bautist S, Vallejo, Barea JM. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. Applied Soil Ecology. 22, 29–37.

Azcon R, Ocampo JA. 1981. Factors affecting the vesicular-arbuscular infection and mycorrhizal dependency of thirteen wheat cultivars. New Phytologist. 87, 677-685.



- Bago B, Chamberland H, Goulet A, Vierheilig H, Lafontaine JG, Piche Y. 1996. Effect of nikkomycin Z, a chitinsynthase inhibitor, on hyphal growth and cell wall structure of two arbuscular-mycorrhizal fungi. *Protoplasma*. 192, 80–92.
- Bago B, Pfeffer PE, Douds DD, Brouillette J, Bécard G, Shachar-Hill Y. 1999. Carbon metabolism in spores of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* as revealed by nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Plant Physiology*. 121, 263–271.
- Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie (2nd Ed.). Paris, INRA, 266 p.
- Baize D, Jabiol B. 1995. Guide pour la description des sols, Ed. INRA, Paris, 375 p.
- Bandara WMMS, Seneviratne G, Kulasoorya SA. 2006. Interactions among endophytic bacteria and fungi: Effects and potentials. *Journal of Biosciences*. 31, 645-650.
- Barbosa LCA, Demuner AJ, Clemente AD, de Paula VF, Ismail FMD. 2007. Seasonal variation in the composition of volatile oils from *Schinus terebinthifolius* raddi. *Quím. Nova*. 30(8), 1959-1965.
- Barea JM, Azcon C, Azcon R. 1987. Vesicular-arbuscular mycorrhizae improve both symbiotic N₂ fixation and N uptake from soil as assessed with a 15N technique under field conditions. *New Phytologist*. 106 (4), 717-725.
- Barea JM, Azcón R, Azcón-Aguilar C. 1992. Vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi in nitrogen-fixing systems. In: Norris JR, Read DJ, Varma AK, eds. *Methods in microbiology*. London: Academic Press. p. 391-416.
- Barea JM, Azcón R, Azcón-Aguilar C. 2005. Interactions between mycorrhizal fungi and bacteria to improve plant nutrient cycling and soil structure. In: Buscot F, Varma S, eds. *Micro-organisms in soils: roles in genesis and functions*. Heidelberg, Germany: Springer-Verlag, p. 195-212.
- Barea JM, Jeffries P. 1995. Arbuscular mycorrhizas in sustainable soil plant systems. In: Hock B and Varma A (Eds) *Mycorrhiza Structure Function, Molecular Biology and Biotechnology*. Springer-Verlag, Heidelberg. p. 521–559.
- Barea JM, Palenzuela J, Cornejo P, Sánchez-Castro I, Navarro-Fernández C, López- García A. 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *J. Arid Environ*. 75, 1292-1301.
- Barea JM, Pérez Solís E, Del Val C, Azcónaguilar C. 1999. Importancia de las micorrizas en el establecimiento y protección de las plantas en suelos degradados. *Phytoma*. 111, 18-30.
- Barkley FA. 1957. A study of the genus *Schinus* L. *Lilloa*. 28, 5-110.
- Bashan Y, Davis EA, Carrillo-Garcia A, Linderman RG. 2000. Assessment of VA mycorrhizal inoculum potential in relation to the establishment of cactus seedlings under mesquite nursetrees in the Sonoran desert. *Appl Soil Ecol*. 14,165–175.

- Bearden B N, Petersen L. 2000. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and aggregate stability of vertisols. *Plant Soil*. 218, 173-183.
- Bécard G, Kosuta S, Tamasloukht M, Sejalon- Delmas N, Roux C. 2004. Partner communication in the arbuscular mycorrhizal interaction. *Canadian Journal of Botany*. p. 1186-1197.
- Bécard G, Piché Y. 1989. Fungal Growth Stimulation by CO₂ and Root Exudates in Vesicular Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis. *Applied and Environmental Microbiology*. 55, 2320-2325.
- Bedrani S. 1999. Situation de l'agriculture, de l'alimentation et de l'économie algérienne. CIHEAM. Paris.
- Belayachi A, Aceves-Luquero C, Merghoub N, Bakri Y, Fernández de Mattos S, Amzazi S, Villalonga P. 2014. *Retama monosperma* n-hexane extract induces cell cycle arrest and extrinsic pathway-dependent apoptosis in Jurkat cells. *BMC Complementary and Alternative Medicine*. 14-38 <http://www.biomedcentral.com/1472-6882/14/38>.
- Bellakhdar J. 1997. La pharmacopée marocaine traditionnelle. Médecine arabe ancienne et savoirs populaires. Editions Le Fennec, Casablanca/ Ibis Press. Paris. 764 p.
- Bellingham PJ, Walker LR, Wardle DA. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. *Journal of ecology*. 89, 861-875. <http://dx.doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00604.x>.
- Benabid A. 1976. Etude Ecologique, phytosociologique et sylvo-pastorale de la tetraclynaie de l'Amsittene. Thèse de doctorat, 3ème cycle, Université d'Aix Marseille III, Marseille, France, 158 p.
- Benabid A. 1982. Etudes phytosociologique, biogéographique et dynamique des associations et séries sylvatiques du Rif occidental (Maroc). Thèse Doctorat es-sciences, Fac, St. Jérôme, Marseille, 199 p.
- Benabid A. 2000. Flore et écosystèmes du Maroc. Evaluation et préservation de la biodiversité. Ibis Press. Paris, 359 p.
- Bendaoud H, Romdhane M, Souchard JP, Cazaux S, Bouajila J. 2010. Chemical composition and anticancer and antioxidant activities of *Schinus molle* L. and *Schinus terebinthifolius* Raddi berries essential oils. *Journal of Food Science*, 75, C466–C472.
- Beniston NTWS. 1985. Fleurs d'Algérie. Entreprise. Nat. du Livre, Alger, 359 p.
- Bernhard-Reversat F, Harmand J, Guen K. 1998. Les litières et la dynamique de l'azote dans divers biotopes à Acacia d' Afrique occidentale et centrale. In: L' acacia au Sénégal, (Campa C, Grignon C, Gueye M, Hamon S). Editions L'orstrom. Paris, p. 205-219.
- Bertness MD, Leonard GH. 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology*. 78, 1976-1989.

Collomb Bertrand. 2003. Lafarge et l'environnement. Paris-France
https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiNgrlItvSAhVMnRQKHawfCAoQFggfMAE&url=http%3A%2F%2Fwww.lafarge.com%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fimport%2Fpublication%2F09212004publication_sustainability-Environment_brochure_2003-fr.pdf&usg=AFQjCNFvKcPruGzYbTsR5jL0tz HCXpg2ZQ.

Bethlenfalvay GJ, Brown M S, Pacovsky RS. 1982. Parasitic and mutualistic associations between a mycorrhizal fungus and soybean: development of the host plant. *Phytopathology* 72(7), 889-893.

Bethlenfalvay GJ, Schüepp H. 1994. Arbuscular mycorrhizas and agrosystem stability. In: Gianinazzi, S, Schüepp H. (Eds.), *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland, p. 117–131.

Bever JD, Morton J, Antonovics J, Schultz PA. 1996. Host-dependent sporulation and species diversity of mycorrhizal fungi in a mown grassland. *Journal of Ecology*. 75, 1965–1977.

Bohrer K, Friese CF, Amon JP. 2004. Seasonal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi in differing wetland habitats. *Mycorrhiza*. 14, 329–337.

Bolan NS. 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant Soil*. 134, 189–207.

Bompadre MJ, Pérgola M, Fernández Bidondo L, Colombo RP, Silvani VA, Pardo AG, Ocampo JA, Godeas AM. 2014. Evaluation of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Capacity to Alleviate Abiotic Stress of Olive (*Olea europaea* L.) Plants at Different Transplant Conditions, *The Scientific World Journal*. 12 p.

Bonfante P, Genre A. 2010. Mechanisms underlying beneficial plant–fungus interactions in mycorrhizal symbiosis. *Nature Communications*. 1 : 48. doi: 10.1038/ncomms1046.

Bouazza Marouf K, Ighilhariz Z, de Lajudie P, Duponnois R, Bekki A. 2015. Assessing the native arbuscular mycorrhizal symbioses to rehabilitate a degraded coastal sand dune in Algeria. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*. 8 (2), 194-202.

Boudy P, 1950. *Economie forestière Nord- Africaine, Tomme 2 Monographie et traitement des essences forestières, Fasc II*. Ed. : Larousse, Paris 638 p.

Boudy P, 1952. *Guide du forestier en Afrique du Nord*. Ed. La Maison Rustique. 505 p.

Bouredja N, Mehdadi Z. 2015. Extraction, dosage quantitatif et qualitatif des pectines de la paroi des gousses de *Retama monosperma* (L.). Boiss poussant dans des conditions naturelles dans le littoral ouest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*. ISSN 2028-9324. 13, 268-273. <http://www.ijias.issr-journals.org/>.

- Bourkhiss M, Hnach M, Bourkhiss B, Ouhssine M, Chaouch A. 2007. Composition chimique et propriétés antimicrobiennes de l'huile essentielle extraite des feuilles de *Tetraclinis articulata* (Vahl) du Maroc. *African Sci.* 03, 232-242.
- Bourkhiss M, Hnach M, Paolini J, Costa J, Farah A, Satrani B. 2010. Antioxidant and anti-inflammatory properties of essential oils of the various parts of *Tetraclinis articulata* (Vahl) masters from Morocco. *Bull Soc R Sci Liège.* 79, 141–154.
- Bowen GD, Skinner M F, Bevege D I. 1974. Zinc uptake by mycorrhizal and uninfected roots of *Pinus radiata* and *Araucaria cunningharnii*. *Soil Biol. Biochem.* 6, 141 - 144.
- Brundrett MC. 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. In: MacfaydenA, BegonM, FitterAH, eds. *Advances in ecological research.* London, UK: Academic Press. 21,171-313. <http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504>.
- Brundrett MC. 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. *New Phytologist.* 154, 275-304.
- Brundrett MC. 2008. Ectomycorrhizas. In: *Mycorrhizal Associations: The Web Resource.* Version 2.0. Date accessed. <mycorrhizas.info>. <http://mycorrhizas.info/>
- Brundrett MC, Kendrick B. 1988. The mycorrhizal status, root anatomy, and phenology of plants in asugar maple forest. *Can. J. Bot.* 66, 1153-1173.
- Brundrett MC, Kendrick B. 1990. The roots and mycorrhizae of herbaceous woodland plants. II. Structural aspects of morphology. *New Phytologist.* 114, 469–479.
- Brundrett MC, Murase G, Kendrick B. 1990. Comparative anatomy of roots and mycorrhizae of common Ontario trees. *Can.J.Bot.* 68, 551-578.
- Brunel B, Dommergue O, Maure L, Brahic P, Galiana A, Josa R, de Lajudie P, Attallah T, Risk H, El-Hajj S, Cleyet-Marel JC. 2007. Potentialité des associations symbiotiques plantes-microorganismes pour réhabiliter des sites fortement dégradés en milieu méditerranéen. Étude originale : Pression sur les ressources et développement durable. *Cahiers Agricultures.* Edn JL Eurotext. 16(4), 324-329.
- Bruno JF, Stachowicz JJ, Bertness MD. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution.* 18, 119-125.
- Buckman HO, Brady NC.1960. The nature and properties of soils. The Macmillan Company, New York (Sixt Edition). 567p.
- Buee M, Rossignol M, Jauneau A, Ranjeva R, Bécard G. 2000. The pre-symbiotic growth of arbuscular mycorrhizal fungi is induced by a branching factor partially purified from plant root exudates. *Molecular Plant-Microbe Interactions.* 13, 693–698.

- Burleigh SH, Kristensen BK, Bechmann IE. 2003. A plasma membrane zinc transporter from *Medicago truncatula* is upregulated in roots by Zn fertilization, yet down-regulated by arbuscular mycorrhizal colonization. *Plant Mol. Biol.* 52, 1077–1088.
- Buwalda JG, Goh KM. 1982. Host fungus competition for carbon as a cause of growth depressions in vesicular-arbuscular mycorrhizal ryegrass. *Soil Biol. Biochem.* 14, 103-106.
- Cabot P, Pagès JM. 1997. Evaluación de la capacidad tapizante de cuatro especies silvestres y de dos especies arbustivas ornamentales cultivadas. *Acta Hort.* 17,153–157.
- Callaway R. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review.* 61, 306-349. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02912621>.
- Callot G, Dupuis M. 1980. The active limestone soils and its significance. *Sc of Soil, Bull AFES.* 1, 17-26.
- Caravaca F, Alguacil MM, Azcon R, Roldan A. 2006. Formation of stable aggregates in rhizosphere soil of *Jniperus oxycedrus*: effects of AM fungi and arganicamendments. *Appl Soil Ecol.* 33, 30-38.
- Caravaca F, Barea JM, Figueroa D, Roldán A. 2002. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reforestation with *Olea europaea* subsp. *sylvestris* through changes in soil biological and physical parameters. *Applied Soil Ecology.* 20, 107-118.
- Caravaca F, Barea JM, Palenzuela J, Figueroa D, Alguacil MM, Roldan A. 2003a. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native allocthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl Ecol.* 22(2), 103-111.
- Caravaca F, Figueroa D, Alguacil MM, Roldán A. 2003. Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land, *Bioresource Technol.* 90, 65–70.
- Caravaca F, Figueroa D, Azcon-Aguilar C, Barea JM, Roldan A. 2003 b. Medium-term effects of mycorrhizal inoculation and composed municipal waste addition on the establishment of two Mediterranean shrub species under semi-arid field conditions. *Agric. Ecosys. Environ.* 97(1-3), 95-105.
- Cardoso IM, Kuyper TW. 2006. Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture Ecosystems and Environment.* 116, 72-84.
- Carvalho MG, Melo AGN, Aragão CFS, Raffin FN, Moura TFAL. 2013. *Schinus terebinthifolius* Raddi: chemical composition, biological properties and toxicity. *Revista Brasileira de Plantas Medicais.* 15, 158-169.
- Cavagnaro TR, Gao LL, Smith FA, Smith SE. 2001. Morphology of arbuscular mycorrhizas is influenced by fungal identity. *New Phytologist.* 151, 469-475.

- Chariton JFL. 1973. The potential value of birdsfoot trefoils (*Lotus ssp*) for the improvement of natural pastures in Scotland. 1 common birdsfoot trefoils (*Lotus corniculatus L*). Journal of British Grassland Society. 28, 91-96.
- Clark RB, Zeto SK. 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. Journal of Plant Nutrition. 23, 867-902. [http://dx.doi.org/ 10.1080/01904160009382068](http://dx.doi.org/10.1080/01904160009382068).
- Cooper KM, Tinker PB. 1978. Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhiza. 2. Uptake and translocation of phosphorus, zinc and sulfur. New Phytologist. 81, 43-52.
- Cooper KM, Tinker PB. 1981. Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhizas. IV. Effect of environmental variables on movement of phosphorus. New Phytol. 88, 327-339.
- Cornet F, Diem HG ; Dommergues YR. 1982. Effet de l'inoculation avec *Glomus mosseae* sur la croissance d'*Acacia holoserica* en pépinière et après transplantation sur le terrain. In : Les mycorrhizes, biologie et utilisation. V. Gianinazzi-Pearson S. Gianinazzi E ds, INRA Publ. P. 287-292.
- Cruz RE, Garcia MU. 1992. Nitrogen fixation and mycorrhizae in acacias on degraded grasslands. Dans: Tropical acacias in East Asia and the Pacific. Eds. Kamis A et Taylor DA, p. 59-71.
- Cui M, Caldwell MM. 1996. Facilitation of plant phosphate acquisition by arbuscular mycorrhizas from enriched soil patches. I. Roots and hyphae exploiting the same soil volume. New Phytol. 133, 454-460.
- Daniell TJ, Husband R, Fitter AH, Young JPW. 2001. Molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi colonising arable crops. FEMS Microbiology Ecology. 36, 203-209.
- Declerck S. 2011, Cours de Morphologie et Physiologie des Mycètes, LBI01213.
- Degens BP. 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. Aust. J. Soil Res. 35, 431-459.
- DeMars BD, Broener REJ. 1995. A simple method for observing VAM with suggestions for designing class activities. J. of Biological Education. 29 (3), 209-214.
- Dexheimer J. 1997. Étude structurale et fonctionnelle des interfaces entre le champignon et la plante-hôte. Rev. For. Fr. p. 43 -56.
- Dianda M. 1991. Comparaison des effets de champignons V.A. introduits et indigènes associés ou non à *Bradyrhizobium*, sur la fixation d'azote et la croissance d'*Acacia albida*. Dans : Physiologie des arbres et arbustes en zones arides et semi- arides. Groupe d'étude de l'arbre. Paris. France. p. 263-269.

- Diaz G, Honrubia M. 1993a. Notes on Glomales from Spanish semiarid lands, *Nova Hedwigia*. 57, 159-168.
- Diaz G, Honrubia M. 1993b. Arbuscula mycorrhizae on Cupressaceae: development of mycorrhizal colonization and effect of fertilisation and inoculation, *Agronomie*. 13, 267-274.
- Dickson S. 2004. The Arum– Paris continuum of mycorrhiza I symbioses. *New Phytol.* 163, 187–200.
- Dickson S. 2005. Metabolic activity of *Glomus intraradices* in Arum- and Paris- type arbuscular mycorrhizal colonization. *New Phytologist*. 166, 611-618.
- Dickson S, Smith FA, Smith SE. 2007. Structural differences in arbuscular mycorrhizal symbioses: more than 100 years after Gallaud, where next?. *Mycorrhiza*. 17, 375-393.
- Dodd JC, Rosendahl S, Giovannetti M, Broome A, Lanfranco L, Walker C. 1996. Inter- and intraspecific variation within the morphologically-similar arbuscular mycorrhizal fungi *Glomus mosseae* and *Glomus coronatum*. *New Phytol.* 133, 113-122.
- Dommergues Y, Mangenot F. 1970. *Ecologie microbienne du sol*. Masson et Cie édit. Paris 796 p.
- Douds Jr DD, Millner PD. 1999. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 74, 77–93.
- Dref. 2002. Thuya: importance écologique et économique. Thuya: Ecological and economic importance. *Terre et Vie*. 52, 4.
- Drouet Th. 2010. Cours de pédologie. <http://www.ulb.ac.be/sciences/lagev>. 81 p.
- Drouineau, G. 1942. Rapid determination of the active limestone sols. *Ann. Agron.* Vol. 12.
- Duhoux M, Nicole M. 2004. *Biologie Végétale. Associations et Interactions chez les plantes*. Edition Dunod, Paris. France, 166 p.
- Dumas-Gaudot E, Gollotte A, Cordier C, Gianinazzi S, Gianinazzi-Pearson V. 2000. Modulation of host defense systems. in *Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function*. eds Kapulnik Y, DD Douds Jr Y (Kluwer Academic Press, Dordrecht, The Netherlands), p. 173–200.
- Duponnois R, Bâ AM, Prin Y, Baudoin E, Galiana A, Dreyfus B. 2010. Les champignons mycorrhiziens: une composante majeure dans les processus biologiques régissant la stabilité et la productivité des écosystèmes forestiers tropicaux. In : Dia A. (Ed.), Duponnois R. (Ed.). *Le projet majeur africain de la Grande Muraille Verte : concepts et mise en œuvre*. Marseille : IRD, p. 421-440. (Synthèses). ISBN 978-2-7099-1696-7.
- Duponnois R, Colombet A, Hien V, Thioulouse J. 2005b. The mycorrhizal Fungus *Glomus intraradices* and rock phosphate amendment influence plant growth and microbial activity in the rhizosphere of *Acacia holosericea* . *Soil Biol. Biochem.* 37, 1460–1468.

Duponnois R, Founoune H, Masse D, Pontanier R. 2005a. Inoculation of *Acacia holosericea* with ectomycorrhizal fungi in a semi-arid site in Senegal: growth response and influences on the mycorrhizal soil infectivity. *Forest Ecology & Management*. 207, 351-362.

Duponnois R, Hafidi M, Wahbi S, Sanon A, Galiana A, Baudoin E, Sanguin H, Bâ AM, Prin Y, Bally R. 2012. La symbiose mycorhizienne et la fertilité des sols dans les zones arides : un outil biologique sous-exploité dans la gestion des terres de la zone sahélo-saharienne. In: *La grande muraille verte : capitalisation des recherches et valorisation des savoirs locaux*. Dia A. (Ed.), Duponnois R. (Ed.). Marseille: IRD, Marseille. p. 351-369. ISBN 978-2-7099-1738-4.

Duponnois R, Ouahmane L, Kane A, Thioulouse J, Hafidi M, Boumezzough A, Prin Y, Baudoin E, Galiana A, Dreyfus B. 2011. Nurse shrubs increased the early growth of Cupressus seedlings by enhancing belowground mutualism and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*. 43, 2160-2168.

Duponnois R, Plenchette C, Bâ AM 2001a. Growth stimulation of seventeen fallow leguminous plants inoculated with *Glomus aggregatum* in Senegal. *European Journal of Soil Biology*. 37, 181-186.

Duponnois R, Plenchette C, Prin Y, Ducouso M, Kisa M, Bâ AM, Galiana A. 2007. Use of mycorrhizal inoculation to improve reforestation process with Australian Acacia in Sahelian ecozones. *Ecol. Eng.* 29,105-112.

Duponnois R, Plenchette C, Thioulouse J, Cadet P. 2001b. The mycorrhizal soil infectivity and arbuscular mycorrhizal fungal spore communities in soils of different aged fallows in Senegal. *Appl. Soil Ecol.* 17, 239–251.

Duponnois R, Ramanankierana H, Hafidi M, Baohanta R, Baudoin É, Thioulouse J, Sanguin H, Bâ A, Galiana A, Bally R, Lebrun M, Prin Y. 2013. Des ressources végétales endémiques pour optimiser durablement les opérations de réhabilitation du couvert forestier en milieu méditerranéen et tropical: exemple des plantes facilitatrices vectrices de propagation des champignons mycorhiziens. *Carnet de Recherche en Biologies*. 336, 265-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.crv.2013.04.015>.

Durrieu G. 1993. *Ecologie des champignons*, Masson, Paris. 207p.

Egli S, Brunner I. 2002. Les mycorhizes. Une fascinante biocénose en forêt. Notice pour la praticien. 35, 8 p. ISSN 1012-6554.

El Hamrouni A. 1978. Etude phytosociologique et problème d'utilisation et d'aménagement dans les forêts de Pin d'Alep de la région de Kassarine (Tunisie centrale). Thèse 3^{ème} cycle. Univ. Aix Marseille III. 106 p.

Elhassan GA, Abdelgani ME, Osman AG, Mohamed SS, Abdelgadir BS. 2010. Potential production and application of biofertilizers in Sudan Pakistan. *Journal of Nutrition*. 9, 926-934.

- El-Mouridi M, Laurentt, FamiriA, Kabouchi B, Alméras T, Calchérage, El Abid A, Ziani M, Gril J, Hakam A. 2011. Caractérisation physique du bois de la loupe de thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters). *Physical and Chemical News*. 59, 57–64.
- Enkhtuya B, Rydlová J, Vosátka M. 2000. Effectiveness of indigenous and non-indigenous isolates of arbuscular mycorrhizal fungi in soils from degraded ecosystems and man-made habitats. *Appl Soil Ecol*. 14, 201–211.
- Eom AH, Hartnett DC, Wilson GWT. 2000. Host plant species effects on arbuscular mycorrhizal fungal communities in tallgrass prairie. *Oecologia*. 122, 435–444.
- Escaray FJ, Collado Rosique FJ, Scambato AA, Bilenca D, Carrasco Sorlí PM, Matarredona AV, Ruiz OA, Menéndez AB. 2010. Evaluation of a technical revegetation action performed on foredunes at the Valencian Devesa de la Albufera, Valencia, Spain. *Land Degradation and Development*. 21(3), 239-247.
- Estaun V, Save R, Biel C. 1997. AM inoculation as a biological tool to improve plant revegetation of a disturbed soil with *Rosmarinus officinalis* under semi- arid conditions. *Applied Soil Ecology*. 6, 223 -229.
- Evelin H, Kapoor R, Giri B. 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi in alleviation of salt stress: a review. *Annals of Botany*. 104, 1263–1280.
- Ewe SML and Sternberg LDS L. 2005. Growth and gas exchange responses of Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius*) and native South Florida species to salinity. *Trees - Structure and Function*. 19(2), 119-128. DOI: [10.1007/s00468-004-0370-7](https://doi.org/10.1007/s00468-004-0370-7).
- Faber BA, Zasoski RJ, Burau RG, Uriu K. 1990. Zinc uptake by corn as affected by vesicular-arbuscular mycorrhizae. *Plant Soil*. 129, 121-130.
- Farjon A. 2005. A monograph of Cupressaceae and Scyadopytys. Royal Botanic Gardens. Kew. 643 p.
- Favilli F. 1990. Ecologie microbienne et réhabilitation des terres marginales. T. XII, 4, 440-442.
- Feng G, Song YC, Li XL, Christie P. 2003. Contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to utilization of organic sources of phosphorus by red clover in a calcareous soil. *Applied Soil Ecology*. 22, 139–148.
- Fennane M. 1982. Analyse phytogéographique et phytoécologique des tétraclinaies marocaines. Thèse Univ. Droit, Econ., Sc., Aix Marseille III.
- Fennane M. 1987. Etude phytoécologique des tétraclinaies marocaines. Thèse Doct. ès-Sciences, Univ. Aix-Marseille III, Saint-Jérôme: 147 p.
- Fennane M, Ibntattou M, Mathez J, Ouyahya A, El Oualidi J. 1999. Flore pratique du Maroc, Vol. I. Trav. Inst. Sci. Rabat, série botanique. Rabat.36. 558 p.

Ferriter A. 1997. Brazilian Pepper Management Plan for Florida: Recommendations from the Brazilian Pepper Task Force, Florida Exotic Pest Plant Council. The Florida Exotic Pest Plant Council, Gaines ville, Florida, USA.

Ferrol N, Calvente R, Cano C, Barea JM, Azcón-Aguilar C. 2004. Analysing arbuscular mycorrhizal fungal diversity in shrub-associated resource island from a desertification -threatened semiarid Mediterranean ecosystem. *Applied Soil Ecology*. 25, 123-133.

Filion M, St-Arnaud M, Fortin JA. 1999. Direct interaction between the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* and different rhizosphere microorganisms. *New Phytologist*. 141, 525-533.

Fischer RA, Turner NC. 1978. Plant productivity in the arid and semiarid zones. *Annu. Rev. Plant Physiol*. 29, 277-317.

Fisher M, Gardner AS. 1995. The status and ecology of *Juniperus excelsia* subsp. *Polycarpus* woodland in the northern mountains of Oman. *Vegetatio*. 119, 33-51.

Fortin JA, Becard G, Declerck S, Dalpe Y, Arnaud M, Coughlan AP, Piché Y. 2002. Arbuscular mycorrhiza on root-organ cultures. *Canadian journal of botany*. 80, 1-20.

Fortin JA, Plenchette C, Piché Y. 2008. Les mycorhizes : La nouvelle révolution verte. Versailles, FRA, Editions Quae, 131 p. <http://prodinra.inra.fr/record/>.

Franco AC, Nobel PS. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*. 77, 870-886 .[http://dx.doi.org/ 10.2307/2260991](http://dx.doi.org/10.2307/2260991).

Frank B. 1885. Über die auf Wurzel symbiose beruhende Ernährung gewisser Baume durch unterirdische Pilze. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, Berlin. 3, 128-145.

Fragga-Beddiar et Le Tacon, F. 1990. Interaction between a VA Mycorrhizal fungus and Frankia Associated with Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Symbiosis*, 9. Balban Publishers. Philadelphia. 247-256.

Garbaye J. 1991. Utilisation des mycorhizes en sylviculture. in : D.G. Strullu (Editeur), *Les mycorhizes des arbres et plantes cultivées*, Paris, France, p. 197-248.

Garbaye J. 2013. *La symbiose mycorhizienne une association entre les plantes et les champignons*. 280 p.

Garcia C, Roldan A, Hernandez T. 1997. Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semi-arid Mediterranean environment. *Journal of Environment Quality*. 26, 285-291.

Garner W, Steinbergar, Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of 'fertile islands' in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*. 16, 257-262.

- Genre A, Chabaud M, Faccio A, Barker DG, Bonfante P. 2008. Prepenetration apparatus assembly precedes and predicts the colonization patterns of arbuscular mycorrhizal fungi within the root cortex of both *Medicago truncatula* and *Daucus carota*. *The Plant cell*. 20 (5), 1407-1420.
- Genre A, Chabaud M, Timmers T, Bonfante P, Barker D G. 2005. Arbuscular Mycorrhizal Fungi Elicit a Novel Intracellular Apparatus in *Medicago truncatula* Root Epidermal Cells before Infection. *American Society of Plant Biologists*. 17 (12), 3489-3499.
- Gentili F, Jumpponen A. 2006. Potential and possible uses of bacterial and fungal biofertilizers. In: *Handbook of Microbial Biofertilizers* (ed. M.K. Rai). Food products press. p. 1-28.
- George E, Haussler KU, Vetterlein D, Gorgus E, Marschner H. 1992. Water and nutrient translocation by hyphae of *Glomus mosseae*. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique*. 70, 2130–2137.
- Gerdemann J, Trappe J. 1974. *The Endogonaceae in the Pacific Northwest*. Bronx, N.Y.: the New York Botanical Garden in collaboration with the Mycological Society of America. 76 p.
- Ghodbani T. 2008. Extraction du sable dunaire à Terga plage, Algérie ouest. Impacts sur l'environnement, conflits d'usagers et outils de gestion. *Proceedings of the international pluridisciplinary conference "The littoral: challenge, dialogue, action"*, 16-18 January 2008. Lille, France.
- Gianinazzi S, Gollotte A, Binet MN, van Tuinen D, Redecker D, Wipf D. 2010. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza*. 20, 519-530.
- Gianinazzi-Pearson V. 1982. Importance des mycorhizes dans la nutrition et la physiologie des plantes. In : *Les mycorhizes, biologie et utilisations*, V. Gianinazzi-Pearson and S. Gianinazzi, Eds, INRA Pub. p 51-59.
- Gianinazzi-Pearson V. 1996. Plant cell responses to arbuscular mycorrhizal fungi : getting the roots of symbiosis. *Plant Cell*. 8, 1871-1883. <http://dx.doi.org/10.1105/tpc.8.10.1871>.
- Gianinazzi-Pearson V, Dumas-Gaudot E, Gollotte A, Tahiri-Al-aoui A, Gianinazzi S. 1996. Cellular and molecular defence-related root responses to invasion by arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol*. 133, 45–57.
- Giovannetti M, Gianinazzi-Pearson V. 1994. Biodiversity in arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycological Research*. 98, 705-715.
- Gogue GJ, Hurst CJ, Bancroft L. 1974. Growth inhibition by *Schinus terebinthifolius*. *HortScience*. 9(3), 301.
- Govindarajulu M, Pfeffer PE, Jin HR. 2005. Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Nature*. 435, 819–823.

- Graham JH, Linderman RG, Menge JA. 1982. Development of external hyphae by different isolates of mycorrhizal *Glomus* spp. in relation to colonization and growth of Troyer citrange. *New Phytol.* 91, 183–189.
- Grimoldi AA, Kavanová M, Lattanzi FA, Schnyder H. 2005. Phosphorus nutrition mediated effects of arbuscular mycorrhiza on leaf morphology and carbon allocation in perennial ryegrass. *New Phytologist.* 168, 435–444. doi: 10.1111/j.1469-8137.2005.01500.x.
- Grosjean N. 2007. *L'Aromathérapie*, édition Eyrolles, 163 p.
- Guadarrama P, Castillo-Argüero S, Ramos-Zapata JA, Camargo-Ricalde SL, Alvarez-Sánchez J. 2008. Propagules of arbuscular mycorrhizal fungi in a secondary dry forest of Oaxaca, Mexico. *Rev Biol Trop.* 56(1), 269-77.
- Guedira A. 2008. Etude des intrérets des cytises dans la réhabilitation des milieux dégradés: cas de *Cytisus grandiflorus* (Brot.) DC. Dans le bassin versant d'Ourika. Thèse de Doctorat National Soutenue à l'Université Ibn Tofaïl, Faculté des Sciences de Kénitra. 190 p.
- Guevara S, Meave J, Moreno-Casasola P, Laborde J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in Neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science.* 3, 655–664.
- Guissou TG. 2001. La symbiose mycorhizienne à arbuscules chez des espèces ligneuses : diversité des glomales, dépendance mycorhizienne, utilisation des phosphates naturels et tolérance à un stress hydrique. Thèse de doctorat soutenue à l'Université de Ouagadougou. 124p.
- Gundidza M, GweruN, Magwa ML, Mmbengwa V. Samie A. 2009. The chemical composition and biological activities of essential oil from the fresh leaves of *Schinus Terebinthifolius* from Zimbabwe. *African Journal of Biotechnology.* 8 (24), 7164-7169.
- Gunn CR. 1983. A nomenclator of legume (Fabaceae) genera. Technical Bulletin 1680. United States Department of Agriculture. 294p.
- Habibzadeh Y. 2015. The effects of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus levels on dry matter production and root traits in cucumber (*Cucumis sativus* L.). *African Journal of Environmental Science and Technology.* 9, 65-70. DOI: 10.5897/AJEST2014.1691.
- Habte M, Manjunath A. 1991. Categories of vesicular-arbuscular mycorrhizal dependency of host species. *Mycorrhiza* 1, 3-12.
- Hadjadj Aoual S .2009. Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) en Oranie (Algérie). *ecologia mediterranea.* 35, 20 – 31.
- Hamel C. 1996. Prospects and problems pertaining to the management of arbuscular mycorrhizae in agriculture. *Agricu. Ecosyst. Environ.* 60, 197–210. Doi: 10.1016/S0167-8809(96)01071-7.

- Hamel C. 2004. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on N and P cycling in the rootzone. *Canadian Journal of Soil Science*. 84, 383-395.
- Hamel C, Dalpé Y, Furlan V, Parent S. 1997. Indigenous populations of arbuscular mycorrhizal fungi and soil aggregate stability were major determinants of leek (*Allium porrum*L.) response to inoculation with *Glomus intraradices* Schenck and Smith or *Glomus versiforme* (Karsten) Berch. *Mycorrhiza*. 7, 187-196.
- Hamel C, Plenchette C. 2007. *Mycorrhizae in Crop Production*. Haworth Food & Agricultural Products Press. NY. 319 p.
- Handley LL, Daft J, Scrimgeour CM, Ingleby K, Sattar MA. 1993. Effects of the ecto- and VA-mycorrhizal fungi *Hydnagium carneum* and *Glomus clarum* on the d15 N and d13 C values of *Eucalyptus globules* and *Ricinus communis*. *Plant, Cell and Environment*. 16, 375–382.
- Harrison MJ. 1997. The arbuscular mycorrhizal symbiosis: an underground association. *Trends Plant Sci.*, 2, 54-60.
- Hart M, Reader RJ. 2004. Do arbuscular mycorrhizal fungi recover from soil disturbance differently? *Trop. Ecol.* 45, 97-111.
- Hart M, Reader RJ, Klironomos JN. 2003. Plant coexistence mediated by arbuscular mycorrhizal fungi. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18, 418-423.
- Hatch AB. 1937. The physical basis of mycotrophy in plants. *Black Rock Forest Bull.* No. 6. 168p.
- Hatimi A. 1995. Symbiotes racinaires de trois légumineuses arborescentes de dunes littorales de Souss-Massa. *Ed. INRA, Paris, Les Colloques*. 77, 183-190.
- Hatimi A, Tahrouch S. 2007. Caractérisations chimique, botanique et microbiologique du sol des dunes littorales du Souss- Massa. *Biomatec Echo*. 2 (5), 85-97.
- Hause B, Fester T. 2005. Molecular and cell biology of arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Planta*. 221, 184–196.
- Hawkins HJ, Johansen A, George E. 2000. Uptake and transport of organic and inorganic nitrogen by arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*. 226, 275–285.
- Hayman DS. 1974. Plant growth responses to vesicular- arbuscular mycorrhiza. VI. Effect of light and temperature. *New Phytol.* 73, 71-80.
- Heggo A, Angle JS. 1990. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal uptake by soybeans *Soil Biology and Biochemistry*. 22, 856-869.
- Hepper CM. 1985. Influence of age of roots on the pattern of vesicular-arbuscular mycorrhizalinfection in leek and clover. *New Phytologist*. 101, 685–693.

- Herrera MA, Salamanca CP, Barea JM. 1993. Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 129-133.
- Herrmann P. 1980. Travaux pratique D.A.A. Science du sol-Aménagement. D.E.A. Agronomie, Ecole nationale supérieure agronomique, Montpellier, Chaire de géologie-science du sol. 63p.
- Heyn CC. 1970. Studies in Lotus. III. The *L. angustissimus* group. *Israel Journal of Botany.* 5, 271-292.
- Heyn CC, Herrnstadt I. 1967. The *Lotus creticus* group. *Kew Bull.* 21, 299-309.
- Hodge A, Campbell CD, Fitter AH. 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. *Nature.* 413, 297-299. <http://dx.doi.org/10.1038/35095041>.
- Holevas CD. 1966. The effect of VA mycorrhiza on the uptake of soil phosphorus by strawberry (*Fragaria* sp. var. Cambridge Favourite). *Journal of Horticultural Sciences.* 4, 57-64.
- Holl KD. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology.* 90, 179-187.
- Honrubia M, Morte A, Díaz G. 2002. Dinamismo del componente fúngico micorrízico y su incidencia en la regeneración del bosque mediterráneo. In: Charco, J. (coord.), La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península Ibérica: evaluación de problemas y propuesta de soluciones. ARBA-MMA (eds.), ISBN 84-922095-5-0, 87-113.
- Hopkins WG. 2003. *Physiologie végétale*. Ed. De Boeck. p. 464-467.
- Hu J, Lin X, Wang J, Shen W, Wu S, Peng S, Mao T. 2010. Arbuscular mycorrhizal fungal inoculation enhances suppression of cucumber fusarium wilt in greenhouse soils. *Pedosphere.* 20: 586-593.
- Huang WY, Cai YZ, Xing J, Corke H, Sun M. 2007. A potential antioxidant resource: endophytic fungi isolated from traditional Chinese medicinal plants. *Economic Botany.* 61, 14-30.
- Ighilhariz Z. 1990. Etude du comportement physiologique, biochimique et structurale du *Retama retam* vis à vis du NaCl. Thèse de Magister, Université d'Oran Algérie, 120 p.
- Jakobsen I, Abbott LK, Robson AD. 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L. 1. Spread of hyphae and phosphorus inflow into roots. *New Phytologist.* 120, 371-380.
- Janos DP. 1980. Vesicular arbuscular mycorrhizae affect lowland tropical rain forest plant growth. *Ecology.* 61, 151-162.
- Jarvis BDW, Pankhurst CE, Patel JJ. 1982. *Rhizobium loti*, a new species of legume root nodule bacteria. *International Journal of Systematic Bacteriology.* 32, 378-380.

- Jasper DA. 1994. Management of mycorrhiza in revegetation. En: Robson A.D., Abbott L.K., Malajczuk N (eds.) Management of Mycorrhizas in Agriculture, Horticulture and Forestry, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. p 211-219.
- Jasper DA, Abbot LK, Robson AD. 1991. The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types. *New Phytol.* 118, 471-476.
- Jasper DA, Robson AD, Abbott LK. 1979. Phosphorus and the formation of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Soil Biol. Biochem.* 11, 501-505.
- Jastrow JD, Miller RM, Lussenhop J. 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biol. Biochem.* 30, 905–916.
- Jayasghearachchi HS, Seneviratne G. 2004b. A bradyrhizobial-*Penicillium* spp. biofilm with nitrogenase activity improves N₂ fixing symbiosis of soybean. *Biology and Fertility of Soils.* 40, 432-434. [http://dx.doi.org/ 10.1007/s00374-004-0796-5](http://dx.doi.org/10.1007/s00374-004-0796-5).
- Jayasinghearachchi HS, Seneviratne G. 2004a. Can mushroom fix atmospheric nitrogen?. *Journal of Biosciences* 23, 293-296.
- Jayasinghearachchi HS, Seneviratne G. 2006. Fungal solubilization of rockphosphate was enhanced by forming fungal- rhizobia biofilms. *Soil Biology and Biochemistry.* 38, 405-408. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.004>.
- Jeffries P, Barea, JM. 2000. Arbuscular mycorrhizal- a key component of sustainable plant- soil ecosystems, in: B., Hock (Ed), *The Mycota. IX. Fungal Associations.* Springer, Berlin, p. 95-113.
- Jeffries P, Barea JM. 2001. Arbuscular Mycorrhiza - a key component of sustainable plant-soil ecosystems. In: B Hock (Ed) *The Mycota. Vol. IX Fungal Associations.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. p 95–113.
- Jia YS, Gray VM. 2004. Inter relation ship between nitrogen supply and photosynthetic parameters in *Vicia faba* L, *Photosynthetica.* 41, 605- 610.
- Jiao F, Wen ZM, An SS. 2011. Changes in soil properties across a chronosequence of vegetation restoration on the Loess Plateau of China. *Catena.* 86,110-116.
- Johansen A, Finlay RD, Olsson PA. 1996. Nitrogen metabolism of the external hyphae of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices*. *New Phytologist.* 133, 705– 712.
- Johansson J, Paul L and Finlay RD. 2004. Microbial interactions in the mycorrhizosphere and their significance for sustainable agriculture. *FEMS Microbiology Ecology.* 48, 1-12.
- Johnson CN, Copeland PJ, Crookston RK FL. 1992. Mycorrhizae: possible explanation for yield decline with continuous corn and soybean. *Agronomy Journal.* 84, 387–390.

- Joner EJ, Leyval C. 2003. Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza. *Environmental Science & Technology*, 37, 2371-2375.
- Joner EJ, van Aarle IM, Vosátka M. 2000. Phosphatase activity of extra-radical arbuscular mycorrhizal hyphae: a review. *Plant Soil*. 226, 199–210.
- Joret G, Hebert J. 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Annual Agronomy*. 2, 233-299.
- Kaneko T, Nakamura Y, Sato S, Asamizu E, Kato T, Sasamoto S, Watanabe A, Idesawa K, Ishikawa A, Kawashima K, Kimura T, Kishida Y, Kiyokawa C, Kohara M, Matsumoto M, Matsuno A, Mochizuki Y, Nakayama S, Nakazaki N, Shimpo S, Sugimoto M, Takeuchi C, Yamada M, Tabata S. 2000. Complete genome structure of the nitrogen-fixing symbiotic bacterium *Mesorhizobium loti*. *DNA Res.* 7, 381-406.
- Karaarslan E, Uyanöz R. 2011. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in some native plants grown on saline soils around the lake Tuz in Turkey and its relations with some physical and chemical properties of soil. *Sci Res Essays*. 6(20), 4238-4245.
- Karagiannidis N, Hadjisavva-Zinoviadi S. 1998. The mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* enhances the growth, yield and chemical composition of durum wheat in 10 different soils. *Nutrient Cycling and Agroecosystems*. 52, 1-7.
- Karandashov V, Bucher M. 2005. Symbiotic phosphate transport in arbuscular mycorrhizas. *Trends Plant Sci.* 10, 22-29.
- Kennedy AC, Smith KL. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agriculture soils. *Plant Soil*. 170, 75-86.
- Kisa M, Sanon A, Thioulouse J, Assigbetse K, Sylla S, Spichiger. 2007. Arbuscular mycorrhizal symbiosis can counterbalance the negative influence of the exotic tree species *Eucalyptus camaldulensis* on the structure and functioning of soil microbial communities in a sahelian soil. *FEMS Microbiol.Ecol.* 62, 32–44. doi:10.1111/j.1574-6941.2007.00363.x.
- Kjeldahl J. 1883. A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Zeitschrift für Analytische Chemie*. 22, 366-382.
- Klopatek CC, Debano LF, Klopatek JM. 1988. Effects of simulated fire on vesicular-arbuscular mycorrhizae in pinyon-juniper woodland soil. *Plant Soil*. 109, 245-249.
- Koide RT, Mosse B. 2004. A history of research on arbuscular mycorrhiza. *Mycorrhiza*. 14, 145-163. doi: 10.1007/s00572-004-0307-4. PMID: 15088135.
- Koske RE, Halvorson WL. 1981. Ecological studies of vesicular-arbuscular mycorrhizae in a barrier sand dune. *Canadian Journal of Botany*. 59, 1413-1422. [http://dx.doi.org/ 10.1139/b81-193](http://dx.doi.org/10.1139/b81-193).

- Koske RE, Poison WR. 1984. Are VA mycorrhizae required for sand dune stabilization? *Bioscience*. 34, 420-424.
- Kosuta S, Chabaud Mireille, Gough Clare, De J, Barker David G . 2003. A Diffusible Factor from Arbuscular Mycorrhizal Fungi Induces Symbiosis-Specific MtENOD11 Expression in Roots of *Medicago truncatula*. *Plant Physiology*. 131, 952–962.
- Kothari SK, Marschner H, George E. 1990. Effect of VA mycorrhizal fungi and rhizosphere microorganisms on root and shoot morphology, growth and water relations in maize. *New Phytol*. 116, 303 - 311.
- Lambers H, Raven JA, Shaver GR, Smith SE. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology & Evolution*. 23, 95-103.
- Lambert DH, Baker DE, Cole H Jr. 1979. The role of mycorrhizae in the interactions of phosphorus with Zinc, Copper and other elements. *Soil Sci Soc Am J*. 43, 976-980.
- Lambert JC. 1979. La fertilisation phosphatée. *Revue cultivars*. 115, 96-97.
- Lapie G, Maige A. 1914. Flore forestière illustrée comprenant toutes les espèces ligneuses de l'Algérie et les espèces les plus répandue en Tunisie, au Maroc et dans le Midi de la France. Ed. Orlhac, Paris, 357p.
- Le Roux C. 2002. La réhabilitation des mines et carrières à ciel ouvert. *Bois et Forêts des Tropiques*. 272(2), 5-19.
- Leyval C, Joner EJ. 2001. Bioavailability of heavy metals in the mycorrhizosphere. Dans: Trace elements in the rhizosphere, CRC Press. p 165-185.
- Li Q, Ling W, Gao Y, Li F and Xiong, W. 2006. Arbuscular mycorrhizal bioremediation and its mechanism of organic pollutants-contaminated soils. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*. 17(11), 2217-2221.
- Li SM, Li L, Zhang FS, Tang C. 2004. Acid phosphatase role in chickpea/maize intercropping. *Ann. Bot*. 94, 297–303.
- Li XL, Christie P. 2001. Changes in soil solution Zn and pH and uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal red clover in Zn-contaminated soil. *Chemosphere*. 42, 201-207.
- Li XL, George E, Marschner.H. 1991. Extension of the phosphorus depletion zone in VA mycorrhizal white clover in a calcareous soil. *Plant and Soil*. 136, 41-48.
- Linderman RG. 2000. Effects of mycorrhizas on plant tolerance to diseases. Pages 345-365 in Y. Kapulnik et D.D.Jr. Doude (éds.), *Arbuscular mycorrhizas: physiology and function*. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.

- Lioussanne L, Jolicoeur M, St-Arnaud M. 2009. Role of the modification in root exudation induced by arbuscular mycorrhizal colonization on the intraradical growth of *Phytophthora nicotianae* in tomato. *Mycorrhiza*. 19, 443–448.
- Liu H, Treu AT, Blaylock LA, Harrison MJ. 1998. Cloning and characterization of two phosphate transporters from *Medicago truncatula* roots: regulation in response to phosphate and colonization by arbuscular mycorrhizal (AM) fungi. *Molecular Plant-Microbe Interactions*. 11,14-22.
- Liu T, Sheng M, Wang CY, Chen H, Li Z, Tang M. 2015. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth, water status, and photosynthesis of hybrid poplar under drought stress and recovery. *Photosynthetica*. 53, 250-258.
- Lorite MJ, Munos S, Olivares J, Soto MJ, Sanjuán J. 2010. Characterization of strains unlike *Mesorhizobium loti* that nodulate lotus in saline soils of Granada (Spain). *Appl Environ Microbiol*. 4019-4026.
- Lovelock CE, Andersen K, Morton JB. 2003. Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment. *Oecologia*. 135, 268-279. doi:10.1007/s00442-002-1166-3.
- Lovelock CE, Wright SF, Clark DA, Ruess RW. 2004. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. *Journal of Ecology*. 92, 278-287.
- Macdonald HA. 1946. Birdfoot trefoil (*Lotus corniculatus* L.). Its characteristics and potentialities as a forage legume. Cornell Agricultural Experiment Station, Memoir. No.261. 159p.
- Maire R. 1926. Principaux groupements végétaux d'Algérie. Station Centrale des Recherches en Ecologie Forestière C.N.R.E.F. ; I.N.R.A ; d'Algérie. 7p.
- Manaut N, Hafidi M, Ouahmmou A., Baudoin E, Chafi Zado CI, Prin Y, Ouahmane L, Sanguin H, Galiana A, Boumezzough A, Duponnois R. 2013. Plante nurse: vecteur de propagation de champignons mycorrhiziens pour optimiser les performances des opérations de reboisement au Maroc. In : Des champignons symbiotiques contre la désertification : écosystèmes méditerranéens, tropicaux et insulaires. Duponnois Robin (ed.), Hafidi Mohamed (ed.), Ndoye Ibrahima (ed.), Ramanankierana Heriniaina (ed.), Bâ Amadou Moustapha (ed.). Marseille : IRD [Marseille], 301-409. ISBN 978-2-7592-1827-5.
- Manjunath A, Habte M. 1988. The development of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and the uptake of immobile nutrients in *Leucaena leucocephala*. *Plant Soil*. 106, 97 -103.
- Mansouri LM. 2011. Production d'inoculum de *rhizobium* nodulant *Acacia salignapour* la revégétalisation de la carrière de Terga (Ain Temouchent). Thèse de magister en biotechnologie.
- Marcel GA, Van der H, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Bolier T, Wiemken A, Sanders LR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*. 396, 69-72.

- Marschner H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2d ed. Academic Press, San Diego.
- Marschner H, Dell B. 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil*. 159, 89-102.
- Masson S. 1987. Les mycorhizes. Maîtrise de sciences naturelles, Univ. Clermont- Ferrand, France, 40p.
- Miranda JCC, Harris PJ. 1994. The effect of soil phosphorus on the external mycelium growth of arbuscular mycorrhizal fungi during the early stages of mycorrhiza formation. *Plant Soil*. 166, 271-280.
- McLellan AJ, Fitter AH, Law R. 1995. On decaying roots, mycorrhizal colonisation and the design of removal experiments. *J. Ecol.* 83, 225-230.
- Merghoub N, Benbacer L, Amzazi S, Morjani H, El mzibri M. 2009. Cytotoxic effect of some Moroccan medicinal plant extracts on human cervical cell lines. *Journal of Medicinal Plants Research*. 12, 1045 -1050.
- Messirdi R. 2004. Étude cytogénétique de *Retama retam*. Mémoire d'ingénieur d'état en biotechnologie, USTO. p. 12-25.
- Meyer JR, Linderman RG. 1986. Selective influence on populations of rhizosphere or rhizoplane bacteria and actinomycetes by mycorrhizas formed by *Glomus fasciculatum*. *Soil Biology & Biochemistry*, 18, 191-196.
- Michelson A, Rosendahl S. 1989. Propagule density of VA mycorrhizal fungi in semi-arid bush land in Somalia. *Agric. Ecosystems Environ*. 29, 295-301.
- Miller DD, Domoto PA, Walker C. 1985. Mycorrhizal fungi at eighteen apple rootstock plantings in the United States. *New Phytol*. 100, 379-391.
- Miller RM, Jastrow JD. 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biology and Biochemistry*. 22, 579-584.
- Miranda JCC, Harris PJ. 1994. The effect of soil phosphorus on the external mycelium growth of arbuscular mycorrhizal fungi during the early stages of mycorrhiza formation. *Plant Soil*. 166, 271-280.
- Molina RH, Massicotte H, Trappe J. 1992. Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: community-ecological consequences and practical implications. In *Mycorrhizal functioning-an integrated plant-fungal process* (édité par M.F. Allen). Chapman and Hall, New York. p. 357-417.
- Montes L. 1988. *Lotus tenuis*. Bibliographic review. *Revista Argentina de Producción Animal*. 8, 367-376.

- Morales MA, Alarçon JJ, Torrecillas A, Sánchez-Blanco MJ. 2000. Growth and water relations of *Lotus creticus* plants affected by salinity. *Biologia Plantarum*. 43, 413-417.
- Morte A, Honrubia M. 2004. Ultrastructure of the mycorrhiza formed by *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters (*Cupressaceae*). *Anales de Biología*. 26, 179- 190.
- Morte AG.1994. Micropropagacion y micorrizacion de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters (*Cupressaceae*) y *Helianthemum almeriense* Pau (*Cistaceae*). Thèse de Doctorat en biologie, Université de Murcia, Faculté de Biologie, Murcia (Espagne). p.151- 209.
- Morte MA, Honrubia M. 1996a. Effect of arbuscular mycorrhizal inoculation on micropropagated *Tetraclinis articulata* growth and survival. *Agronomie*. 16, 633-637.
- Morte MA, Honrubia M. 1996b. *Tetraclinis articulata* (cartagena cypress), Trees IV, in Bajaj Y. P. S. (ed.), *Biotechnology in Agriculture and forestry*. 35, 407-423.
- Morton JB, Benny J. 1990. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (*Zygomycetes*): a new order, *Glomales*, two new soborders, *Glominae* and *Gigasporinae*, and two new families, *Acaulosporaceae* and *Gigasporaceae*, with an amediation of *Glomaceae*. *Mycotaxon*. 37, 471-491.
- Mosse B. 1957. Growth and chemical composition of mycorrhizal and non-mycorrhizal applies. *Nature*. 179, 922-924.
- Mosse, B. 1986. Mycorrhiza in a sustainable agriculture. *Biological Agriculture and Horticulture*. 3, 191-209.
- Mosse B, Stribley DP, Le Tacon F. 1981. Ecology of mycorrhizae and mycorrhizal fungi. *Advances in microbial ecology*. 5, 137-210.
- Mouffak AA, Tsaki H, Bekki A, Krabia Laid. 2014. Bio-Revegetation Impact on the Physicochemical Characteristics of a Sandy Quarry Soil in Terga Beach Region in Algeria. *Journal of Agricultural Science*. 6, 2014.
- Mousain D. 1989. Étude de la nutrition phosphate de symbiotes ectomycorhiziens. Thèse d'état, Université de Montpellier II (U.S.T.L.), Montpellier, 234 p.
- Mousain D, Matumoto-Pintro P, Quiquampoix H. 1997. Le rôle des mycorhizes dans la nutrition phosphatée des arbres forestiers. *Rev For Fr XLIV*. 49, 67-81.
- Mukerji KG, Kapoor A. 1986. Occurrence and importance of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in semiarid regions of India. –*Forest Ecology and Management*. 18, 117-126.
- Nagahashi G, Douds DD JR. 2000. Partial separation of root exudate components and their effects upon the growth of germinated spores of AM fungi. *Mycol. Res*. 104(12), 1453-1464.

- Nedjraoui D, Bédrani S. 2008. La désertification dans les steppes algériennes : causes, impacts et actions de lutte. *Vertigo*. 8, 1-15.
- Neffar S. 2012. Etude de l'effet de l'âge des plantations de figuier de Barbarie (*Opuntia ficus indica* L. Miller) sur la variation des ressources aturelles (sol et végétation) des steppes algériennes de l'Est. Cas de Souk- ahra et Tébessa. These de doctorat en biologie vegetale. Universite Badji Mokhtar. Annaba. 235p.
- Neffati M. 1994. Morpho-biological characterization of some North –African plant species. Implications for the pastoral improvement. Doct Thesis. University of Gent. 264p.
- Nehila A. 2016. Symbioses telluriques: Rôle et mécanisme de tolérance aux stress abiotiques. These de doctorat (LMD). Université d'Oran. 172p.
- Nehila A, Ighilhariz Z, Boukhatem ZF, Bekki A. 2015. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal fungi in two perturbed ecosystems (dune and saline soil) in west Algeria. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*. 8-3, 380-387.
- Nicolson TH. 1959. Mycorrhiza in the Gramineae. I. Vesicular-arbuscular Endo-phytes with Special Reference to the External Phase. *Trans. Brit, mycol. Soc.* 42, 421-38.
- Nobel PS. 1996. Ecophysiology of roots of desert plants, with special emphasis on agaves and cacti. Pages 823-844 in Y. Waisel, A. Eshel, and U. Kafkafi, editors. *Plant roots, the hidden half*. 2nd edition. Marcel Dekker, Inc." New York.
- Oehl F, Alves da Silva G, Goto BT, Costa Maia L, Sieverding E. 2011. *Glomeromycota*: two new classes and a new order. *Mycotaxon*. 116, 365-379.
- Orwa C, Mutua A, Kindt R, Jamnadass R, Simons A. 2009. Agroforestry Database: a tree reference and selecti on guide version 4. <http://www.worldagroforestry.org/af/treedb/>.
- Ouahmane L. 2007. Rôle des mycorhizes et des plantes compagnes (lavande et thym) sur la croissance du cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* G.) : conséquences sur la biodiversité rhizosphérique et la réhabilitation des sites dégradés. Thèse de Doctorat National, Fac. Sc. Semlalia, Marrakech. 226 p.
- Ouahmane L, Duponnois R, Hafidi M, Kisa M, Boumezouch A, Thioulouse J, Plenchette C. 2006b. Some Mediterranean plant species (*Lavandula* spp. And *Thymus satureioides*) act as potential “plant nurses” for the early growth of *Cupressus atlantica*. *Plant Eco*. 185, 123–134.
- Ouahmane L, Hafidi M, Kisa M, Boumezzough A, Thoulouse J, Duponnois R. 2006a. *Lavandula* species as accompanying plants in *Cupressus* replanting strategies: effect on plant growth, mycorrhizal soil infectivity and soil microbial catabolic diversity. *Applied Soil Ecology*. 34, 190-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03296.x>.

- Ouahmane L, Hafidi M, Thioulouse J, Ducouso M, Kisa M, Prin Y. 2006. Improvement of *Cupressus atlantica* Gaussen growth by inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi. *J. Appl. Microbiol.* 103, 683-690. 10.1111/j.1365-2672.2007.03296.x.
- Ouahmane L, Thioulouse J, Hafidi M, Prin Y, Ducouso M, Galiana A, Plenchette C, Kisa M, Duponnois R. 2007. Soil functional diversity and P solubilization from rock phosphate after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *For Ecol Manag.* 241(1-3), 200-208.
- Ozenda P. 1958. Flore du Sahara septentrional et central. -C.N.R.S. Paris. 489 p.
- Ozenda P. 1977. La cartographie écologique. *Courrier du CNRS*, Paris. 24, 2-10.
- Padilla FM, Pugnaire FI. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment.* 4, 196-202.
- Parniske M. 2008. Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nat Rev Microbiol.* 6, 763-775.
- Pearson JN, Jakobsen I. 1993. Symbiotic exchange of carbon and phosphorus between cucumber and three arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist.* 124, 481-488.
- Peng S, Eissenstat DM, Graham JH, Williams K, Hodge NC. 1993. Growth depression in mycorrhizal citrus at high-phosphorus supply. *Plant Physiology.* 101, 1063-1071.
- Perevolotsky A, Shachak M, Pickett STA. 2005. Management for biodiversity: Human and landscape effects on dry environments. In: *Biodiversity in Drylands: Towards a Unified Framework*, Shachak M, Gosz JR, Pickett STA, Perevolotsky A(eds). Oxford University Press, New York. 286-304.
- Peyronnel B, Fassi B, Fontana A, Trappe JM. 1969. Terminology of Mycorrhizae. *Mycologia.* 61, 410-411.
- Phillips JM, Hayman DS. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transaction of the British Mycology Society.* 5, 158-161.
- Piéri C. 1989. Fertilité des terres de savane. Bilan de trente années de recherche et de développement agricole au sud du Sahara. Ministère de la Coopération et du Développement. Cirad, Paris. 444p.
- Piotrowski JS, Denich T, Klironomos JN, Graham JM, Rillig MC. 2004. The effects of arbuscular mycorrhizas on soil aggregation depend on the interaction between plant and fungal species, *New Phytologist.* 164, 365-373.
- Plassard C, Scheromm P, Mousain D, Salsac L. 1991. Assimilation of mineral nitrogen and ion balance in the two partners of ectomycorrhizal symbiosis : Data and hypothesis. *Experientia.* 47, 341-349.

- Plenchette C. 1982. Les endomycorhizes à vésicules et arbuscules (VA). Un potentiel à exploiter en agriculture. *Phytoprotection*. 63, 86-108.
- Plenchette C, Fardeau JC. 1988. Prélèvement du phosphore par les racines et les mycorhizes. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences*. 4, 117-123.
- Plenchette C, Fortin JA, Furlan V. 1982. Effects of different endomycorrhizal fungi on five host plants grown on calcined montmorillonite clay. *J Amer.Hort.Sci*. 107, 535-538.
- Plenchette C, Fortin A, Furlan V. 1983. Growth responses of several plant species to mycorrhizae in a soil of moderate P-fertility. *Plant and Soil*. 70, 199-209.
- Plenchette C, Perrin R, Duvert P. 1989. The concept of soil infectivity and a method for its determination as applied to endomycorrhizas. *Canadian Journal of Botany*. 67, 112-115.
- Polhill R.M. 1994. Classification of the Leguminosae. In Bisby FA, Buckingham J and Harborne JB. (Eds.). *Phytochemical Dictionary of the Leguminosae*. Chapman & Hall, London. p 35-57.
- Pousset, J. 2002. Les analyses de terre donnent des indications utiles mais limitées. In: *Engrais verts et fertilité des sols (2^e édition)*. Editions Agridécisions, Paris, France. p49-65.
- Pozo MJ, Jung SC, Lopez-Raez JA, Azcon-Aguilar C. 2010. Impact of arbuscular mycorrhizal symbiosis on plant response to biotic stress: the role of plant defence mechanisms, in: . Koltai, H. and Kapulnik, Y (eds.), *Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Functions*, Springer Netherlands. p 193-207.
- Provorov NA, Borisov AY, Tikhonovich IA. 2002. Developmental Genetics and Evolution of Symbiotic Structures in Nitrogen-Fixing Nodules and Arbuscular Mycorrhiza. *Journal of Theoretical Biology*. 214, 215–232. <http://dx.doi.org/10.1006/jtbi.2001.2453>.
- Querejeta JJ, Roldan A, Albadalejo J, Castillo V. 1998. The role of mycorrhizae, site preparation, and organic amendment in the afforestation of a semi-arid Mediterranean site with *Pinus halepensis*. *Forest Science*. 44, 200–211.
- Quézel P, Santa S. 1962. *Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales*, Tome 1, Tome 2. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- Raab P, Redecker D. 2006. Phylogeny of the *Glomeromycota* (arbuscular mycorrhizal fungi): recent developments and new gene markers. *Mycologia*. 98, 885-895.
- Ramos AC, Façanha AR, Palma LM, Okorokov LA, Cruz ZMA, Silva AG, Siqueira AF, Bertolazi AA, Canton GC, Melo J, Santos WO, Schimitberger VMB, Okorokova-Façanha AL. 2011. An outlook on ion signaling and ionome of mycorrhizal symbiosis. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 23, 79-89. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202011000100010>
- Ranwell DS. 1972. *The Ecology of salt marshes and sand dunes*. Chapman and Hall, London.

- Rao AV, Tarafdar JC. 1998. Selection of plant species for rehabilitation of gypsum mine spoil in arid zone. *Journal of Arid Environment*. 39, 559-557.
- Read DJ. 1989. Mycorrhizas and nutrient cycling in sand dune ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B—Biological Sciences*. 96, 89–110. <http://dx.doi.org/10.1017/S0269727000010873>.
- Redecker D, Schüßler A, Stockinger H, Stürmer SL, Morton JB, Walker C. 2013. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomeromycota*). *Mycorrhiza*. 23, 515–531.
- Reinhardt D. 2007. Programming good relations—development of the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Current Opinion in Plant Biology*. 10, 98-105.
- Requena N, Jeffries P, Barea JM. 1996. Assessment of natural mycorrhizal potential in a desertified semiarid ecosystem. *Appl Environ Microb*. 62, 842–847.
- Requena N, Jimenez I, Toro M, Barea JM. 1997. Interactions between plant-growth-promoting rhizobacteria (PGPR), arbuscular mycorrhizal fungi and *Rhizobium* spp. in the rhizosphere of *Anthyllis cytisoides*, a model legume for revegetation in mediterranean semi-arid ecosystems. *New Phytol*. 136, 667–677.
- Requena N, Perez-Solis E, Azcon-Aguilar C, Jeffries P, Barea JM. 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied Environmental Microbiology*. 67, 495–498.
- Reynolds JF, Virginia RA, Cornelius JM. 1990. Resource island formation associated with the desert shrubs, creosote bush (*Larrea tridentata*) and mesquite (*Prosopis glandulosa*) and its role in the stability of desert ecosystems: a simulation model. *Suppl. Bull. Ecol. Soc. Am*. 70, 299–300.
- Rezaei, S. A, Gilkes, R. J. 2005. The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands, *Geoderma*. 125, 167-176.
- Richter BS; Tiller R, Stutz JC. 2002. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungal propagules and colonization from abandoned agricultural fields and semi-arid grasslands in riparian floodplains. *Applies Soil Ecology*. 20, 227-238.
- Rillig MC, Mummey DL. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*. 171, 41-53.
- Rillig MC, Mummey DL, Ramsey PW, Klironomos JN, Gannon JE. 2006. Phylogeny of arbuscular mycorrhizal fungi predicts community composition of symbiosis-associated bacteria. *FEMS Microbiology Ecol*. 57, 389-395
- Rillig MC, Wright SF, Nichols KA, Schmidt WF, Torn MS. 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant Soil*. 233, 167–177.

- Rodriguez H, Fraga R. 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. *Advances in Biotechnology*. 17(4-5), 319-339.
- Roldan A, Carrasco L, Caravaca F. 2006. Stability of desiccated rhizosphere soil aggregates of mycorrhizal *Juniperus oxycedrus* grown in a desertified soil amended with a composted organic residue. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2722-2730.
- Roldan A, García-Orenes F, Lax A. 1994. An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1699-1707.
- Rosendahl S, Dodd JC, Walker C. 1994. Taxonomy and phylogeny of the Glomales. In: S. GianinazziH. Schüepp eds. *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems* : Birkhäuser Verlag. p1-12.
- Roth Z. 2014. *Retama monosperma* - New Crop Report. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy. <http://hdl.handle.net/11299/169453>.
- Rouiller J, Souchier B, Bruckert S, Feller C, Toutain F, Védry JC. 1994. Méthodes d'analyses des sols. In « Pédologie -Tome 2, Constituants et propriétés du sol», Bonneau, M. et Souchier, B. Masson (Ed.). p 619-652.
- Ruiz-Lozano JM. 2003. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. New perspectives for molecular studies. *Mycorrhiza*. 13, 309-317.
- Ruiz-Lozano JM, Azcón R. 2000. Symbiotic efficiency and infectivity of an autochthonous arbuscular mycorrhizal *Glomus* sp. from saline soils and *Glomus deserticola* under salinity. *Mycorrhiza*. 10, 137-143.
- Ryan J, Estefan G, Abdul R. 2001. Soil nutrients, sodium and anion analysis: Potassium. *Soil and plant Analysis laboratory Manual* (2nd ed.). Aleppo, Syria: International center of agriculture research in the dry areas (ICARDA).
- Sánchez-Blanco MJ, Morales MA, Torrecillas A, Alarcón JJ. 1998. Diurnal and seasonal osmotic potential changes in *Lotus creticus creticus* plants grown under saline stress. *Plant Sci.* 136, 1-10.
- Sánchez-Castro I, Barea JM, Ferrol N. 2008. Analyzing the community composition of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing the roots of representative shrubland species in a Mediterranean ecosystems (Granada, Spain). *Book of Abstracts Plant-Microbial Interactions*. 2-6 July, Krakow, Poland. p38-39.
- Sanchez-Castro I, Ferrol N, Cornejo P, Barea J-M. 2012. Temporal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing roots of representative shrub species in a semi-arid Mediterranean ecosystem. *Mycorrhiza*. 22, 449-460. DOI: 10.1007/s00572-011-0421-z.

- Sanders FE, Tinker PB, Black RLB, Palmerley SM. 1977. The development of endomycorrhizal root system. Spread of infection and growth-promoting effects with four species of vesicular-arbuscular endophyte. *New phytologist*. 78, 257-268.
- Sanders IR. 2003. Preference, specificity and cheating in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Trends in Plant Science*. 8, 143-145.
- Sanon A, Martin P, Thioulouse J, Planchette C, Spichiger R, Lepage M, Dupponnois R. 2006. Displacement of an herbaceous plant species community by mycorrhizal and non-mycorrhizal *Gmelina arborea*, an exotic tree, grown in a microcosm experiment. *Mycorrhiza*. 16, 125–132.
- Sarah P. 2006. Soil organic matter and land degradation in semi-arid area. *Catena*. 67, 50-55.
- Scarano FR. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany*. 90, 517-524.
- Scheublin TR, Ridgway KP, Young JPW, Van der Heijden MGA. 2004. Nonlegumes, legumes, and root nodules harbor different arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Applied & Environmental Microbiology*. 70, 6240-6246.
- Schreiner RP, Mihara KL, Mc Daniel H, Bethenfalvay GJ. 2003. Mycorrhizal fungi influence plant and soil functions and interactions. *Plant Soil*. 188, 199–209.
- Schüßler A, Gehric H, Schwarzott D, Walker C. 2001. Analysis of partial Glomales SSU rRNA gene sequences: implications for primer design and phylogeny. *Mycological Research*. 1, 5-15.
- Schüßler A, Schwarzott D, Walker C. 2001. A new fungal phylum, the *Glomeromycota*: phylogeny and evolution. *Mycological Research*. 105, 1413- 1421.
- Schüßler A, Walker C. 2010. The *Glomeromycota*: a species list with new families and new genera. Published in libraries at The Royal Botanic Garden Edinburgh, The Royal Botanic Garden Kew, Botanische Staatssammlung Munich, and Oregon State University.
- Schwarzott D, Walker C, Schüßler A. 2001. Glomus, the largest genus of the arbuscular mycorrhizal fungi (Glomales), is non-monophyletic. *Mol. Phylogen. Evol.* 21, 190–197.
- Sekkour S. 2007. Essai d'introduction d'un couple symbiotique *Rhizobium-Acacia saligna* pour la revégétalisation de la Sablière de Sidi Lakhdar (Wilaya de Mostaganem). *Mémoire de Magistère En Biotechnologie*. 100p.
- Selami N. 2000. Contribution à l'étude de *Retama monosperma* étude du système racinaire et recherche des association de type Rhizobium. *Mémoire d'ingénieur en biotechnologie*. USTO.ORAN . 38 p.
- Selosse MA. 1998. Étude de populations de champignons Basidiomycètes ectomycorhiziens de genre *Laccaria*, introduits ou spontanés sous Douglas (*Pseudotsuga menziesii*). Thèse de l'Université Paris XI Orsay.

- Selosse MA, Le Tacon F. 1998. The land flora: a phototroph–fungus partnership? *Trends in Ecology and Evolution*. 13, 15–20.
- Seneviratne G, Thilakaratne RMMS, Jayasekara APDA, Seneviratne KACN, Padmathilake KRE, De Silva MSDL. 2009. Developing beneficial microbial biofilms on roots of non-legumes : a novel biofertilizing technique. In: Khan MS, Zaidi A, Musarrat J (Eds) *Microbial strategies for crop improvement*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. p51-62. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-01979-1_3.
- Shallaby A, monayerI M, Etman MA, El Habibi AM, Youssef MP. 1972. Germination of some desert medicinal plant under different condition .Inst. bull, ARE, 22N2,433p in Bouredje.n, 2005, étude anatomique et biochimique des protéines et des acides aminés foliaires de *Retama monosperma* (boiss) : mémoire de magistère . UNIV.des sciences et de la technologie d’Oran Mohamed Boudiaf (U.S.T.O) Oran.
- Sharifi M, Ghorbanli M, Ebrahimzadeh H. 2007. Improved growth of salinity-stressed soybean after inoculation with salt pre-treated mycorrhizal fungi. *Journal of Plant Physiology*. 164, 1144 – 1151.
- Sharma AK, Johri BN. 2002. Arbuscular-mycorrhiza and plant disease. pp.69-96. Dans : Sharma AK and Johri BN (2002) *Arbuscular mycorrhizae. interactions in plants, rhizosphere and soils*. Science Publishers Inc. Enfield, N-H, USA. 311 p.
- Sheng M, Tang M, Chen H, Yang BW, Zhang FF, Huang YH. 2008. Influence of arbuscular mycorrhizae on photosynthesis and water status of maize plants under salt stress. *Mycorrhiza*. 18, 287–296. doi:10.1007/s00572-008-0180-7.
- Shibata R, Yano K. 2003. Phosphorus acquisition from non-labile sources in peanut and pigeonpea with mycorrhizal interaction. *Applied Soil Ecology*. 24, 133–141.
- Simon L, Bousquet J, Levesque RC, Lalonde M. 1993. Origin and diversification of endomycorrhizal fungi and coincidence with vascular land plants. *Nature*. 363, 67–69.
- Smith FA, Jakobsen I, Smith SE. 2000. Spatial differences in acquisition of soil phosphate between two arbuscular mycorrhizal fungi in symbiosis with *Medicago truncatula*. *New Phytol*. 147, 357–366. 10.1046/j.1469-8137.2000.00695.x.
- Smith FA, Smith SE. 1997. Structural diversity in (vesicular)-arbuscular mycorrhizal symbioses. *New Phytol*. 137, 373–388.
- Smith SE. 1980. Mycorrhizas of autotrophic bigger plants. *Biological Reviews*. 55, 475-510.
- Smith SE, Gianinazzi-Pearson V. 1988. Physiological interactions between symbionts in vesicular-arbuscular mycorrhizal plants. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*. 39, 221-244.
- Smith SE, Jakobsen I, Grønlund M, Smith FA. 2011. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular

mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. *Plant Physiol.* 156, 1050–1057. 10.1104/pp.111.174581.

Smith SE, Read DJ. 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press. London, p 301-310.

Smith SE, Read DJ. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. London, Academic Press, 800 p. ISBN 978-0-12-370526-6.

Smith SE, Read DJ. 2010. *Mycorrhizal symbiosis*. London: Academic Press, Access Online via Elsevier.

Smith SE, Smith FA. 2012. Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. *Mycologia.* 104, 11-13. <http://dx.doi.org/10.3852/11-229>.

Smith SE, Smith FA, Jakobsen I. 2003. Mycorrhizal fungi can dominate phosphate supply to plants irrespective of growth responses. *Plant Physiol.* 133, 16–20.

Stachowicz JJ. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience,* 51, 235-246.

Stahl E. 1900. Der Sinn der Mycorrhizenbildung. *Jahrb Wiss Bot.* 34, 539-66.

Stocker. 1974. Etude anatomique et biochimique des protéines et des acides aminés foliaires de *Retama monosperma* (Boiss) in Mémoire. Magister. Univ.des Sciences et de la technologie d'Oran Mohamed Boudiaf (U.S.T.O) Oran.

Stribley DP, Tinker PB, Rayner JH. 1980. Relation of internal phosphorus concentration and plant weight in plants infected by vesicular–arbuscular mycorrhizas. *New Phytologist.* 86, 261–266.

Strullu DG. 1991. Les mycorrhizes des arbres et des plantes cultivées. *Techniques et Documentation Lavoisier*, Paris. 242-250.

Subramanian K S, Charest C, Dwyer L M, Hamilton R. 1997. Effects of arbuscular mycorrhizae on leaf water potential, sugar content, and P content during drought and recovery of maize. *Canadian Journal of Botany.* 75(9), 1582-1591.

Taylor AFS, Hogbom L, Hogberg M, Lyon AJE, Nasholm T and Hogberg P. 1997. Natural N-15 abundance in fruit bodies of ectomycorrhizal fungi from boreal forests. *New Phytologist.* 136, 713-720.

Tefera S, Snyman HA, Smit GN. 2007. Rangeland dynamics of Southern Ethiopia: (2). Assessment of woody vegetation structure in relation to land use and distance from water in semi-arid Borana rangelands. *J Environmental Management.* 85, 429-442.

Tewksbury JJ, Lloyd JD. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. *Oecologia.* 127, 425-434. DOI 10.1007/s004420000614.

Thomas. 1968. Ecologie et dynamique de la végétation de la dune littorale dans la région de Djidjelli. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr.nord. 59, 37-98.

Thompson JP. 1990. Soil sterilization methods to show VA-mycorrhizae aid P and Zn nutrition of wheat in vertisols. Soil Biol.Biochem. 22, 229-240.

Thomson B D, Robson AD, Abbott LK. 1990. Mycorrhizas formed by *Gigaspora calospora* and *Glomus fasciculatum* on subterranean clover in relation to soluble carbohydrate concentration in roots. New Phytologist. 144, 217-225.

Tinker PB. 1984. The role of microorganisms in mediating and facilitating the uptake of plant nutrients from soil. Plant Soil. 76, 77-91.

Tisdall JM. 1991. Fungal hyphae and structural stability of soil. Aust. J. Soil Res. 29, 729-743.

Tisdall JM. 1994. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. Plant and Soil. 159, 115-121.

Tomlinson PB. 1980. The biology of trees native to tropical Florida. Allston, MA: Harvard University. 480 p.

Toro M, Azcón R, Barea JM. 1997. Improvement of arbuscular mycorrhiza development by inoculation of soil phosphate-solubilizing rhizobacteria to improve rock phosphate bioavailability (32P) and nutrient cycling. Appl. Environ.Microb. 63, 4408-4412.

Touayli J. 2002. Valorisation des sous-produits du thuya de Berberie (*Tetraclinis articulata* Vahl) du Maroc. - Mémoire 3^{ème} Cycle Inst.Agron. Véter. Hassan II, Rabat, Maroc. 90 p.

Trouvelot A, Kouch J, Gianinazzi-Pearson V. 1986. Mesure du taux de mycorhization VA d'un système racinaire: Recherche de méthode d'estimation ayant une signification fonctionnelle. Les mycorhizes: Physiologie et Génétique. 1er Séminaire, Dijon, Ed. INRA, Paris, p217-221.

Van der Heijden MG, Bardgett RD, Van Straalen NN. 2008. The unseen majority: soil microbes as divers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. Ecology Letters. 11(3), 296-310.

Van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity ecosystem variability and productivity. Nature. 396, 69-72.

Vandenkoornhuyse P, Baldauf SL, Leyval C, Straczek J, Young JPW. 2002. Extensive fungal diversity in plant roots. *Science*. 295, 2051-2051. 10.1126/science.295.5562.2051.

Vázquez MM, Barea JM, Azcón R. 2001. Impact of soil nitrogen concentration on *Glomus* spp. *Sinorhizobium* interactions as affecting growth, nitrate reductase activity and protein content of *Medicago sativa*. Biol. Fertil. Soils. 34, 57-63.

Vierheilig H, Piché Y. 2002. Signalling in arbuscular mycorrhiza: facts and hypotheses. in: Buslig B, Manthey J (eds.) *Flavonoids in cell functions*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York. p 23-29.

Vignolio OR, Biel C, de Herralde F, Araujo-Alves JP, Save R. 2005. Use of water tolerant *Lotus creticus* and *Cynodon dactylon* in soil revegetation on different slopes in a Mediterranean climate. *Annales Botanici Fennici*. 42, 195–205.

Weller DM, Raaijmakers JM, McSpadden Gardener BB, Thomashow LS. 2002. Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. *Annual Review of Phytopathology*. 40, 309-348.

Wezel A, Rajot- JL, Herbrig C. 2000. Influence of shrubs on soil characteristics and their function in Sahelian agro-ecosystems in semi-arid Niger. *Journ. Arid Environ*. 44, 383–398

Whipps JM. 2001. Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany*. 52, 487-511.

Williamson B, Alexander IJ. 1975. Acid phosphatases localized in the sheath of beech mycorrhiza. *Soil Biology and Biochemistry* 7, 195-198.

Wink M. 1985. Chemische Verteidigung der Lupinen: Zur biologischen Bedeutung der Chinolizidinalkal- loide. *Pl. Syst. Evol*. 150, 65-81.

Wink M. 1987. Chemical ecology of quinolizine alkoids. In: *Allelochemicals: Role in Agriculture and Forestry* (Ed. by G.R. Waller), American Chemical Society. Washington, D C. p 524-533.

Wright SF, Anderson L. 2000. Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the Central Great Plains. *Biology and Fertility of Soil*. 31, 249-253.

Wright SF, Upadhyaya A. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Sci*. 161, 575-586.

Wright SF, Upadhyaya A. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil*. 198, 97-107. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1004347701584>.

Xiao Lin L, Jun-ling Z, George E, Marschner H. 1997. Phosphorus acquisition from compacted soil by hyphae of a mycorrhizal fungus associated with red clover (*Trifolium pratense*). *Canadian Journal of Botany*. 75, 723-729.

Zakhia F, Jeder H, Domergue O, Willems A, Cleyet-Marel JC, Gillis M, Dreyfus B, de Lajudie P. 2004. Characterisation of wild legume nodulating bacteria (LNB) in the infa-arid zone of Tunisia. *Syst Appl Microbiol*. 27, 380–395.

Zhou RL; Li YQ; Zhao HL, Drake S. 2008. Desertification effects on C and N content of sandy soils under grassland in Horqin , northern China. *Geoderma*. 145, 370-375.

Zhu YG, Smith S, Barritt A. 2001. Phosphorus (P) efficiencies and mycorrhizal responsiveness of old and modern wheat cultivars. *Plant and Soil*. p249–255.

Ziyyat A, Legssyer A, Mekhfi H, Dassouli A, Serhrouchni M, Benjelloun W. 1997. hytotherapy of Hypertension and Diabetes in Oriental Morocco. *J Ethnopharmacol*. 58(1), 45-54. doi:10.1016/S0378-8741(97)00077-9.

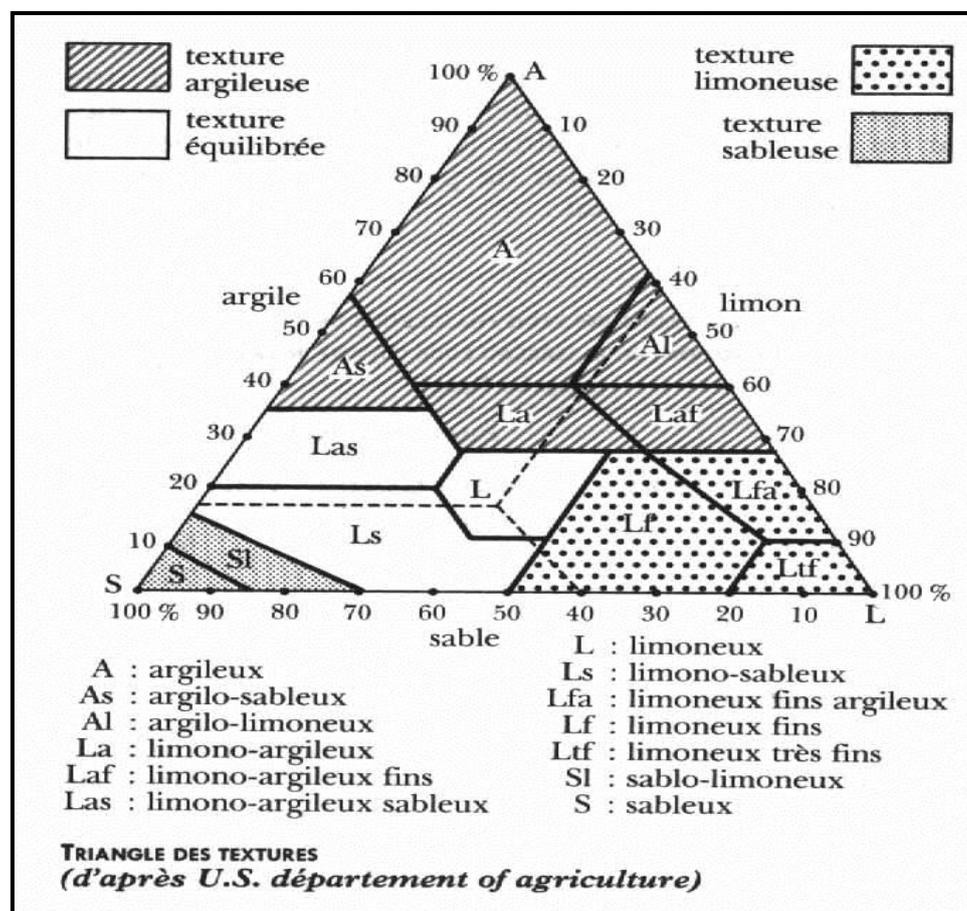
Zohary M. 1959. A revision of the genus *Retama* (Boiss). *Bull. Res. Counc. Isr* 7(D), 1–2.

Zohary M .1962. Plant life of Plestine and Jordan. 163, 3515-523. DOI: 10.1126/science.136.3515.523.

Zuccarini P, Okurowska P. 2008. Effects of mycorrhizal colonization and fertilization on growth and photosynthesis of sweet basil under salt stress. *Journal of Plant Nutrition*. 31, 497 -513.

Annexe

Annexe 1 : Triangle des textures du sol



Annexe 2 : Normes internationales du pH eau

Classe du sol	Fortement acide	acide	Très légèrement acide	Voisin de la neutralité	Légèrement alcalin	alcalin	Fortement alcalin
pH eau	< 5,5	5,5 - 6,5	6,5 - 6,8	6,8 - 7,2	7,2 - 7,5	7,5 - 8,5	> 8,5

Annexe 3: Normes internationales du calcaire total

Classe du sol	Non calcaire	Très faible en calcaire	Faible en calcaire	Calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire
Calcaire total (%)		0,5	5	10	25	50

Annexe 4 : Normes internationales du calcaire actif

Classe du sol	Faible	Assez élevé	Elevé	Très élevé
Calcaire Actif (%)		0,5	5	10

Annexe 5 : Normes internationales de la salinité

Classe du sol	Non salé	Peu salé	Salé	Très salé
CE (dS/m)	CE <4	4 < CE < 8	8 < CE < 16	CE > 16

Annexe 6 : Normes internationales de l'azote total (Kjeldahl, 1882)

Classe du sol	Très pauvre	Pauvre	Moyennement pauvre	Riche	Très riche
Azote total %	≤ 0,05	0,05-0,1	0,1- 0,15	0,15- 0,25	≥ 0,25

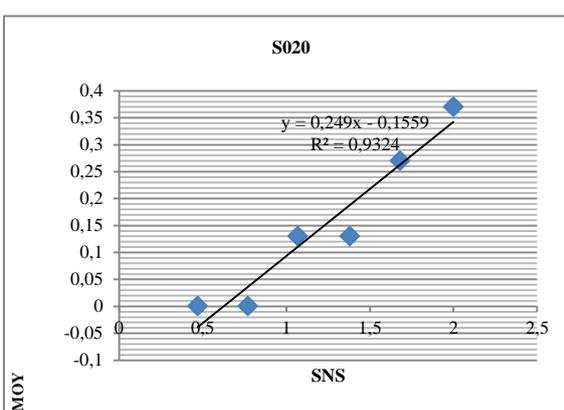
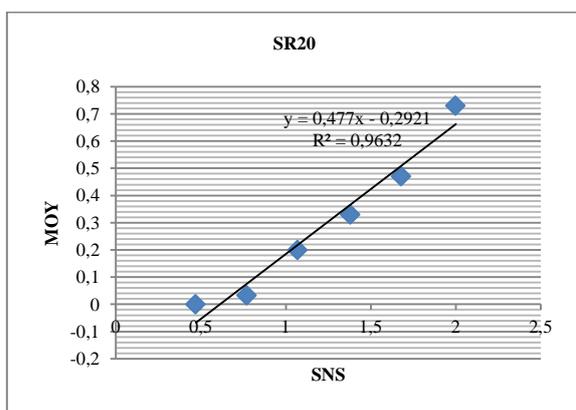
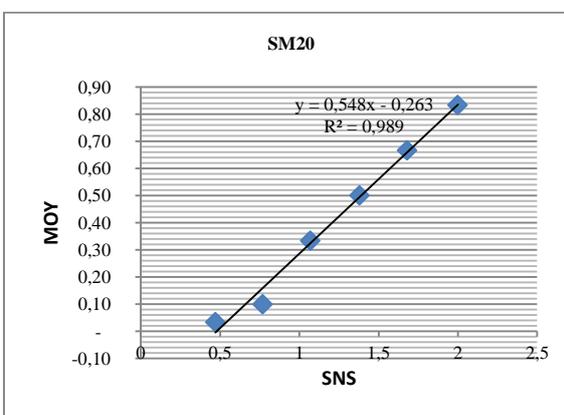
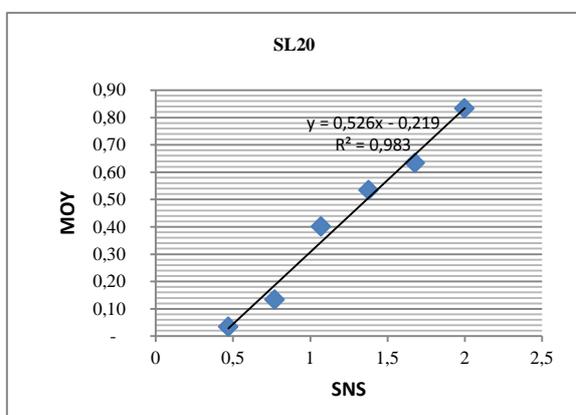
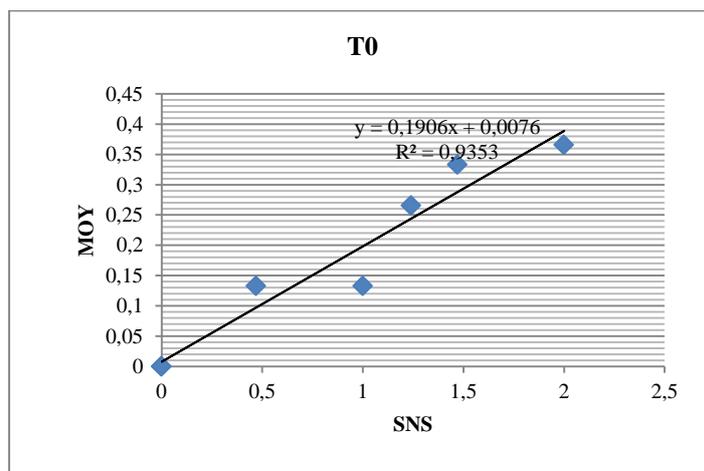
Annexe 7 : Normes internationales du phosphore assimilable (Olsen, 1954)

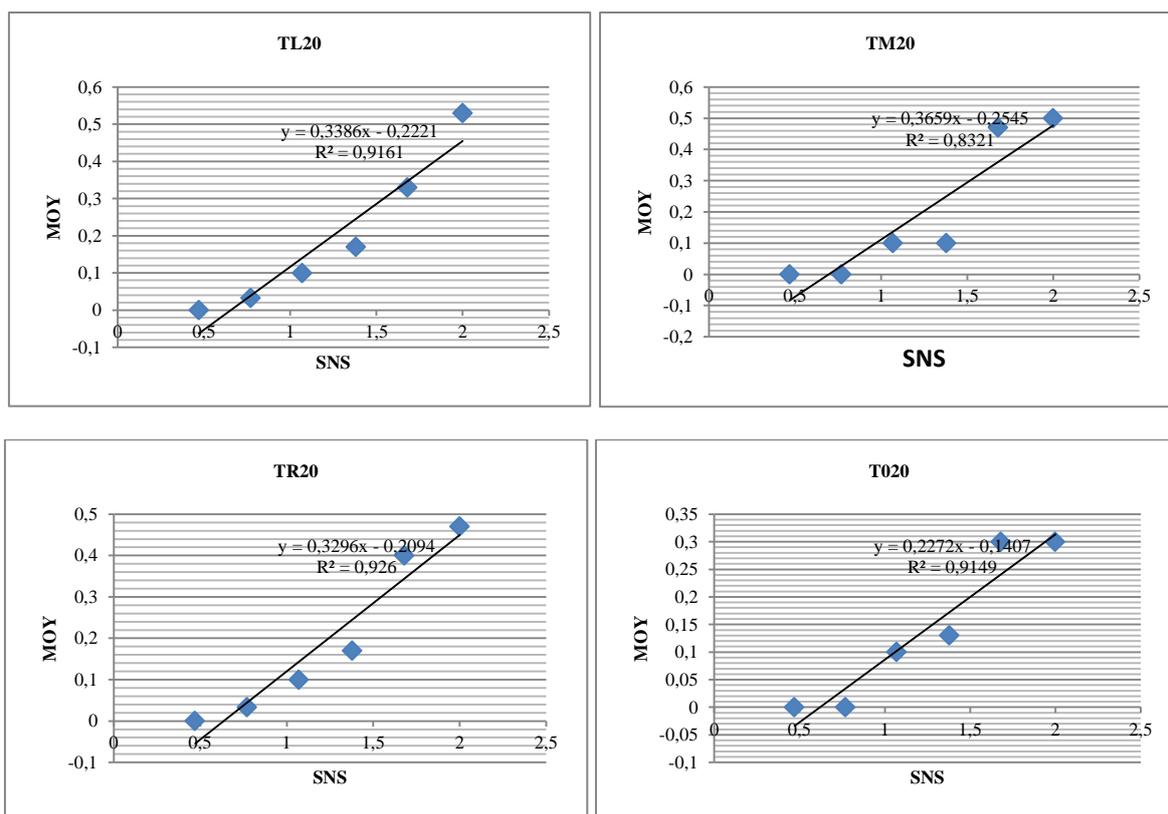
Classe du sol	Pauvre	Moyennement pauvre	Riche	Très riche
Phosphore assimilable ppm	≤ 10	11-31	31-51	≥ 51

Annexe 8 : Normes internationales de matière organique

Classe du sol	Très pauvre	Pauvre	Moyennement pauvre	Riche	Très riche
Matière organique %	< 0,7	0,7 - 1,5	1,5 - 3	3 - 6	> 6

Annexe 9: Le PIM₅₀ du sol nu avant la plantation de la sablière de Terga et après 24 mois de la croissance de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* (parcelle1)





Annexe 10: Relations entre Les différents paramètres physicochimique et microbiologique du sol.

Corrélations (20-04-17)								
	matière organique%	PIM	calcaire actif	C%	N%	P (ppm)	pH	C E
matière organique%	1,000000	-0,731217	0,817574	0,660467	0,638349	0,713557	-0,754148	0,714854
PIM	-0,731217	1,000000	-0,669353	-0,670284	-0,798676	-0,929994	0,812731	-0,665580
calcaire actif	0,817574	-0,669353	1,000000	0,536182	0,553431	0,607643	-0,803650	0,743358
C%	0,660467	-0,670284	0,536182	1,000000	0,822789	0,778198	-0,466462	0,271325
N%	0,638349	-0,798676	0,553431	0,822789	1,000000	0,869772	-0,682081	0,486330
P (ppm)	0,713557	-0,929994	0,607643	0,778198	0,869772	1,000000	-0,722651	0,618866
pH	-0,754148	0,812731	-0,803650	-0,466462	-0,682081	-0,722651	1,000000	-0,821910
C E	0,714854	-0,665580	0,743358	0,271325	0,486330	0,618866	-0,821910	1,000000

Annexe 11: Relations entre Les différents paramètres étudiés chez *Schinus terebinthifolius*

Corrélations (STAT) Variables Actives et Supplémentaires *Variable supplémentaire						
	Azote	Phosphore	Frequence	intensité	*H	*N R
Azote	1,000000	0,367865	0,334104	0,524033	0,352068	0,204078
Phosphore	0,367865	1,000000	0,553078	0,564761	0,850069	0,694064
Frequence	0,334104	0,553078	1,000000	0,897036	0,727716	0,541399
intensité	0,524033	0,564761	0,897036	1,000000	0,704294	0,709270
*H	0,352068	0,850069	0,727716	0,704294	1,000000	0,691770
*N R	0,204078	0,694064	0,541399	0,709270	0,691770	1,000000

Annexe 12 : Eau gélosé 1%

Eau gélosé 1% : Agar-agar.....0,8g

Eau distillée.....100ml

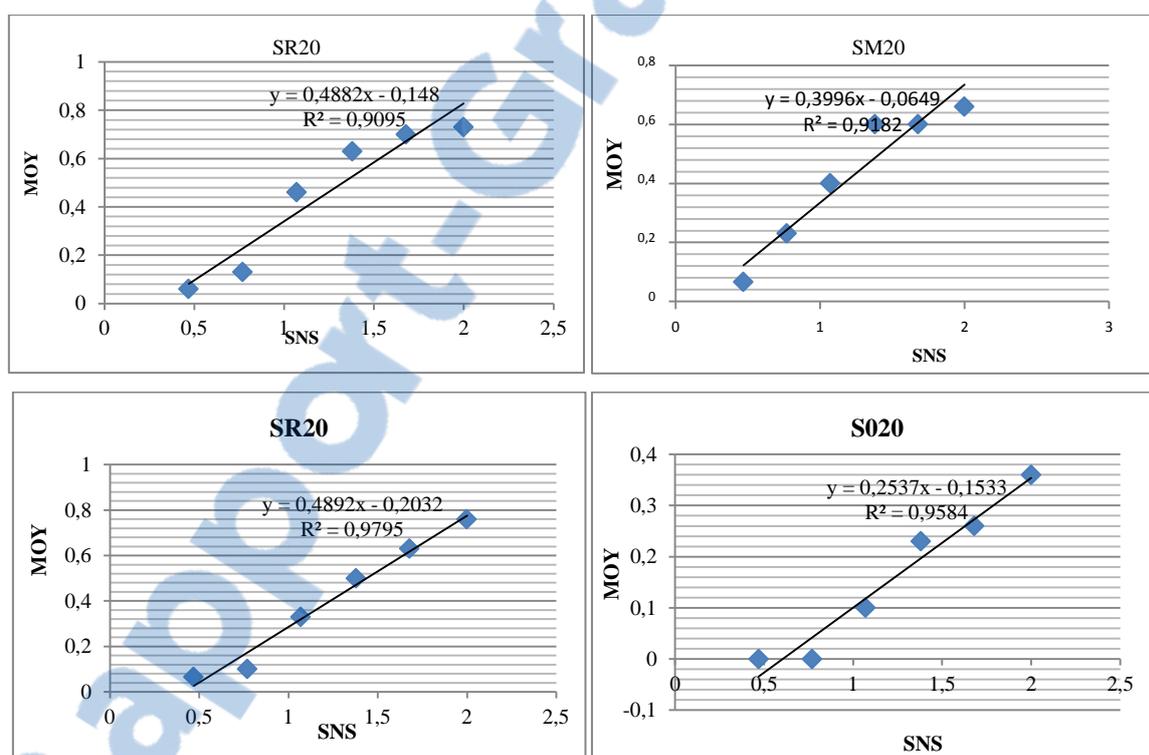
pH 6,8-7. Autoclavé pendant 20 min à 120 °C

Annexe 13 : Solution nutritive de Broughton et Dilworth (1971)

Solution stock	Formule chimique	Concentration g/l	Volume de la solution stock / volume finale ml/l
1	CaCl₂ 2H₂O	294	0,5
2	KH₂ PO₃	196	0,5
3	MgSO₄ H₂O	126	0,5
	K₂SO₄	87	
	MnSO₄ H₂O	0,338	
4	H₃BO₃	0,247	0,5
	ZnSO₄ 7H₂O	0,288	
	CuSO₄ 5H₂O	0,100	
	CoSO₄ 7H₂O	0,056	
	Na Mo O₂ 2H₂O	0,048	
5	Na Fe- EDTA	0,734	0,5

Annexe 14: Méthodes d'analyses physicochimiques du sol (Laboratoire de FERTIAL)

<i>Analyse granulométrique</i>	ISO 11277
<i>Le pH</i>	ISO 10390
<i>Le calcaire actif et le calcaire total</i>	FNX 31-106
<i>La conductivité électrique</i>	ISO 11265
<i>Teneur en azote</i>	ISO 13878
<i>Le phosphore</i>	ISO 11263

Annexe 15 : Effet des légumineuses sur le PIM₅₀ du sol après 24 mois de la croissance de *Schinus terebinthifolius* (parcelle 2).

Annexe 16: Relations entre Les différents paramètres physicochimiques et microbiologique du sol

Corrélations (PARCELLE 2)								
	C	azote	phosphore	pH	conductivité	calcaire A	MO	PIM
C	1,000000	-0,854454	0,707522	0,943153	-0,599163	0,827617	0,684328	-0,921326
azote	-0,854454	1,000000	-0,291235	-0,921499	0,794270	-0,578954	-0,348222	0,650106
phosphore	0,707522	-0,291235	1,000000	0,583293	-0,064906	0,600308	0,684870	-0,790490
pH	0,943153	-0,921499	0,583293	1,000000	-0,589484	0,658134	0,440271	-0,801927
conductivité	-0,599163	0,794270	-0,064906	-0,589484	1,000000	-0,455921	-0,291039	0,398751
calcaire A	0,827617	-0,578954	0,600308	0,658134	-0,455921	1,000000	0,747386	-0,902057
MO	0,684328	-0,348222	0,684870	0,440271	-0,291039	0,747386	1,000000	-0,764132
PIM	-0,921326	0,650106	-0,790490	-0,801927	0,398751	-0,902057	-0,764132	1,000000

Annexe 17: Relations entre Les différents paramètres étudiés chez *Schinus terebinthifolius*

Corrélations (ACP13-12-16) Variables Actives et Supplémentaires *Variable supplémentaire						
	F%	M%	N A (%)	P A (ppm)	*H (cm)	*N R
F%	1,000000	0,822104	0,503046	0,629626	0,753750	0,646893
M%	0,822104	1,000000	0,494468	0,579921	0,886597	0,591104
N A (%)	0,503046	0,494468	1,000000	0,585339	0,512542	0,416848
P A (ppm)	0,629626	0,579921	0,585339	1,000000	0,420677	0,198464
*H (cm)	0,753750	0,886597	0,512542	0,420677	1,000000	0,838766
*N R	0,646893	0,591104	0,416848	0,198464	0,838766	1,000000



RESEARCH PAPER

OPEN ACCESS

Plant soil symbioses, role in Terga (West of Algeria) sandpit rehabilitation

Benelhadj Djelloul Saadia¹, Ighilhariz Zohra*¹, Boukhatem Zineb Faiza¹, Robin Duponnois², Philippe de Lajudie², Bekki Abdelkader¹

¹Laboratory of Biotechnology of Rhizobia and Plant Breeding, Faculty of Nature and Life Sciences, Oran 1 Ahmed Ben Bella University, Oran, Algeria

²IRD-UMR LSTM, Campus de Baillarguet, Montpellier, France

Key words: Associative effect, MSI, Mycorrhizal symbiosis, Soil rehabilitation.

<http://dx.doi.org/10.12692/ijb/9.1.148-161>

Article published on July 24, 2016

Abstract

Intensive exploitation of Terga sandpit situated in west of Algeria had led to degraded ecosystem. The objective of this work consists in a strategy of site revegetating by introducing native species *Schinus terebinthifolius* associated or not to two nitrogen fixing species *Retama monosperma* and *Lotus creticus*. Physico-chemical soil analysis and mycorrhizal soil infectivity determination were performed on bare soil and after 24 months of planting. Endomycorrhizal structures presence or absence was recorded for each treatment. Compared to naked soil, the obtained analysis showed soil fertility evolution after two years of plants introduction. Thus, for the various plant associations, the mycorrhizal soil infectivity was significantly improved and increased more than four times. Control area mycorrhization frequency was 60 % and more than 80 % for *Schinus terebinthifolius* associated with legumes. Hence, this association had a positive effect on *Schinus terebinthifolius* growth, phosphorus and nitrogen sheets content, in particular when this species was associated with *Lotus creticus*.

* Corresponding Author: Ighilhariz Zohra ✉ zoraighil@yahoo.fr

Introduction

Terga sandpit is a Mediterranean natural ecosystem weakened by natural and anthropological constraints, especially deteriorated by an anarchistic and excessive sand exploitation (Ghodbani *et al.*, 2008). This influences the plant place setting and the physical, chemical and biological characteristics of soil (Garcia *et al.*, 1997; Requena *et al.*, 2001; Hamel, 2004; Perevolotsky *et al.*, 2005). Among the microbial components, particularly sensitive to these erosion phenomena, the symbiotic microorganisms (rhizobia and mycorrhizal fungi), known to be key elements in the main telluric biogeochemical cycles (C, N and P) functioning (Duponnois, 2013) and so favor the plants growth. Mycorrhizal fungi were a ubiquitous world ecosystems component and were generally considered as a key factor for sustainable soil-vegetation system (Brundrett, 2002).

They improve the plants mineral nutrition (Hopkins, 2003; Grimoldi *et al.*, 2005; Smith and Read, 2008) in particular the minerals with low mobility as phosphorus and nitrogen (Plenchette and Burden, 1988; Provorov *et al.*, 2002; Fortin *et al.*, 2008). Furthermore, arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) hyphea also play a role in the soil aggregates formation and stability (Hamel *et al.*, 1997; Wright and Upadhyaya, 1998) and so limit the erosion risks (Le Roux, 2002). They play a major role in forest management programs and in degraded sites rehabilitation (Duponnois *et al.*, 2010).

The objective of this work consists in finalizing a sandpit revegetation strategy after exploitation in Terga (Ain Temouchent, Algeria)

based on the symbioses plants/mycorrhizal fungi and legume/nitrogen fixing bacteria.

Their effect on soil composition and structure, nourishing elements bioavailability and the microbial activity, on the basis of Mycorrhizal Soil Infectivity assessment.

It aims to evaluate the associative impact between a non-legume native botanical species *Schinus terebinthifolius* associated or not with nitrogen fixing species (*Retama monosperma* and *Lotus creticus*).

Materials and methods

Experimental site localization

The experiment was realized on an exploited sandpit land plot in Terga-Ain Temouchent (Algeria) situated at 90 km in the West of Oran, at 35°26' 33.03 North latitude and 1°13' 33.48 West longitude. The annual average temperature is 17.5°C; the recorded pluviometric accumulation is 300 to 400 mm per year. *Schinus terebinthifolius* is considered as an endemic species in this region.

Experimental plan

Two years old *Schinus terebinthifolius* plants obtained from a tree nursery were introduced into a 120m² land plot. This ligneous species was associated or not with two legumes, *Lotus creticus* and/or *Retama monosperma*. The experimental plan was totally randomized with 10 repetitions for each of the 4 treatments (Table1). The watering was assured by a drip system (Fig. 1).

Table 1. Treatments realized with *Schinus terebinthifolius* and legumes association for the sandpit of Terga rehabilitation.

Treatment 1 (10 plants)	Treatment 2 (10 plants)	Treatment 3 (10 plants)	Treatment 4 (10 plants)
SL	SR	SM	So (control)
<i>Schinus terebinthifolius</i> + <i>Lotus creticus</i>	<i>Schinus terebinthifolius</i> + <i>Retama monosperma</i>	<i>Schinus terebinthifolius</i> + Mix (<i>Retama monosperma</i> + <i>Lotus creticus</i>)	<i>Schinus terebinthifolius</i> non associated



Fig. 1. Site of the sandpit of Terga the day of plants introduction on April, 2012.

Physical and chemical analysis of soil

Physico-chemical characteristics evolution was studied by analyzing soil samples collected at 20-30 cm of depth from the studied site.

Five soil sub-samples were collected diagonally from plot land for forming composite by April, 2012 before the planting, and the second soil sampling was performed in April 2014 after two years of plant species introduction. For the latter, soil sampling was performed randomly around plants.

Soil Mycorrhizal Infectivity (MSI)

The microbiological characteristics evolution was effectuated on a soil homogenate taken at 20 cm distance around the introduced plant species with three repetitions for each treatment, a sample from naked soil served as control.

The used method was described by Plenchette *et al.* (1989). It consisted in mixing the soil samples which were sterilized twice (at 140 °C for 1 hour) with the same soil which was not sterilized at different rates (100, 48, 24, 12, 6 and 3%) and filled in 150 ml/pots.

Ten sorghum seeds were sown by pot with five repetitions for each ratio. After 15 days of growth, the roots were colored by Phillips and Hayman (1970) method which revealed the presence of mycorrhizal structures in the roots. The observation was carried out by light microscopy "OPTIKA".

Parameters of plant growth

The growth of *Schinus terebinthifolius* was estimated by the height measure from the snare to the end of the main stem and by the branching out number. The follow-up was made monthly for 24 months.

Estimation of the degree of roots' natural colonization

Schinus terebinthifolius roots sampling were made after 24 months of its introduction. Three samples for each treatment were randomly chosen and colored as described by Phillips and Hayman (1970).

The roots were washed with water, cut in about 1 cm fragments, cleared in 10 % KOH solution for 45min at 90 °C then placed for 10 min in lactic acid at room temperature to eliminate the KOH and then colored during 20 min at 90°C in Trypan Blue. The excess of the coloring agent was eliminated by the addition of glycerin. The frequency and the intensity of colonization were calculated according to Trouvelot *et al.* (1986) method.

Plant aerial part nitrogen and phosphorus content determination

Chemical analyses were made for mineral elements content determination in aerial parts of plant to evaluate the effect of different plants associations on their nitrogen and phosphorus contents. *Schinus terebinthifolius* aerial parts were dried at 60°C during 3 days then powdered for total nitrogen analysis according to Kjeldahl (1883) method and the phosphorus according to Joret-Hebert (1955).

Statistical analysis

The results were subjected to a one way variance analysis (ANOVA) with SPSS 17 software; means were compared by Tukey test. Correlation coefficients were calculated between all variables.

Using the same software, a principal component analysis (PCA) was carried out for grouping the treatments with physical and chemical analysis and soil MSI.

A correlation analysis was carried out to test the covariance among dependant variables (MSI, pH, organic matter, nitrogen and phosphorus rates) by means of the Pearson coefficient using the same software.

Results and discussion

A degraded site rehabilitation experience in Terga region was made using native *Schinus terebinthifolius* associated with legumes *Lotus creticus* and *Retama monosperma*.

Physical and chemical soil analysis of the studied soil
Granulometric analysis (Table 2) showed that soil presented a sandy texture of more than 90% sand with very few clays and silt. The naked soil before plantation presented an alkaline pH (8,8), and after 24 months,

it decreased slightly with values close to the neutrality for the different plant associations (pH 7,5-6,5). The rate of naked soil active limestone was 4,90%, it increased in the soils of the different treatments and varied between 13,50 and 18,36%. It was about soils moderately calcareous. The studied soils presented $EC < 1$ mS/cm and were considered as no saline for all the samples.

The organic matter rate (MB > 0,01%) and nitrogen content (> 0,05%) were very low but increased slightly under the different treatments compared with the naked soil (Table 2). The same phenomenon was observed for the phosphorus which didn't exceed 12 ppm for all samples while it was only 6,3 ppm for the naked soil. The C/N ratio was very low and varied between 0,15 and 0,20. It was an indicator reflecting organic matter evolution degree and its decomposition capacity more or less quickly in the soil.

Table 2. Physical-chemical analysis of soil taken from the degraded site of Terga.

	Bare soil	SL	SR	SM	So (control areas)	
Granulometry %	Clay	2 ^a ±0	3 ^a ±0	5 ^a ±0,8	3 ^b ±0	2 ^a ±0
	Silt	4 ^a ±0	3 ^a ±1	2 ^b ±0	2 ^b ±0	4 ^a ±0
	Sand	94 ^a ±0	94 ^a ±1,7	93 ^a ±0	95 ^a ±1,7	94 ^a ±0
EC (1/5 mS/cm)	0,18 ^a ±0,02	0,207 ^{bc} ±0,03	0,252 ^{bc} ±0,02	0,214 ^b ±0,02	0,178 ^{cc} ±0,02	
pH	7,5 ^a ±0,2	6,8 ^b ±0,1	6,5 ^d ±0,05	7,2 ^c ±0,1	7,5 ^d ±0,2	
Carbon/ Nitrogen(C/N)	0,15 ^a ±0,04	0,2 ^a ±0,005	0,17 ^a ±0,02	0,15 ^a ±0,009	0,15 ^a ±0,0015	
Carbon %	0,0044 ^a ±0,0003	0,01 ^a ±0,0005	0,0069 ^a ±0,001	0,0054 ^a ±0,0009	0,0044 ^a ±0,0003	
Totallimestone%	50,5 ^a ±2,17	45,5 ^b ±0,7	50,5 ^d ±1,3	38 ^c ±1,7	50,5 ^c ±2,1	
Active limestone%	13,5 ^a ±0,5	16,3 ^{bc} ±0,5	18,36 ^{ced} ±0,1	14,3 ^b ±1,6	13,5 ^c ±0,5	
Organic Matter %	0,007 ^a ±0	0,017 ^a ±0,0008	0,011 ^a ±0,001	0,0092 ^a ±0,0015	0,0075 ^a ±0,0005	
Total Nitrogen %	0,028 ^a ±0,007	0,05 ^b ±0,001	0,040 ^{bd} ±0,005	0,036 ^{cd} ±0,0005	0,028 ^{ae} ±0,0007	
Phosphorus (ppm)	7,16 ^a ±0,76	11,67 ^b ±0,5	10,33 ^b ±0,5	11,66 ^b ±0,2	7,2 ^a ±0,7	

Values followed by the same letter were not significantly different according to the test of Tukey ($p \leq 0.05$).

All the obtained results showed that the soil was characterized by a low chemical fertility regarding to low contents in major assimilable nutritional elements (nitrogen, phosphorus). However, a various physico-chemical soil parameters evolution was observed under introduced plants influence more marked when *S. terebinthifolius* was associated with *L. creticus* followed by the mix and finally *R. monosperma* compared with the control in particular in the case of phosphorus, nitrogen and organic matter. Phosphorus and nitrogen rate evolution under introduced species influence was also observed by Mouffak *et al.* (2014) under *Acacia saligna*-rhizobial-FMA associations influence. Callaway *et al.* (1995) showed that the soils fertility was

improved by shrubs pioneers' presence which facilitated other plants development. Koske and Halvorson (1981), Brundrett (1991) and Hatimi and Tahrouche (2007) indicated that the sandy soils were generally poor in phosphorus and nitrogen and with their fungal symbionts, legumes were considered as soil fertility key elements. The fungal symbionts were not only used for their impact on the plant, but also for their capacity to persist in the soil (Duponnois *et al.*, 2013). The phosphorus rate was generally low in the alkaline and calcareous soils, it tends to be insolubilized by the calcium (phosphate of calcium and magnesium) and it was possible that the phosphoric anions precipitated in active limestone contact (Baize, 2000).

Some microorganisms such as *Pseudomonas*, *Bacillus* and rhizobia were able to solubilize phosphorus (Rodriguez and Fraga, 1999). Furthermore, Xiao Lin *et al.* (1997) reported that more than 80 % of the phosphorus consumed by the plant was absorbed by AMF extra-roots hyphae by enzymes excretion (phosphatases) degrading organic phosphates, or by diverse implementation mechanisms modifying the rhizospheric physico-chemical conditions (excretion of H^+ or HCO_3^- and of acids or organic anions having complexing properties) (Mousain *et al.*, 1997). Indeed, the phosphatases activities measured in the infected roots or on the surface of mycorrhizae were very superior to those of not infected (Williamson and Alexander, 1975). The nitrogen rate increase was probably due to the beneficial biological nitrogen fixation effect made by the introduced legumes in association with rhizobia. This improvement resulted from nitrogen and rich organic matter contribution by roots and leaves renewal and mainly by the litter decomposition (Bernhard-Reversat *et al.*, 1998). Besides, Hodge *et al.* (2001) suggested that the AMF improved the organic nitrogen decomposition.

Mycorrhizal Soil Infectivity (MSI)

A soil MSI characterized not only mycorrhizal fungi population present in the soil in spores mycelium and root mycorrhizal fragments form, but also the fact that this population was able to forming mycorrhizae in poor soil conditions. Microscopic observation showed the presence of different fungal structures (hyphae, vesicles and arbuscules) (Fig.2).

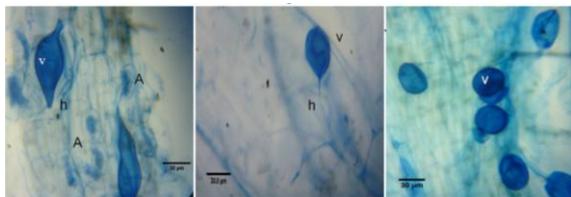


Fig. 2. Microscopic observation of the Arbuscular Mycorrhizal Fungi structures in the roots of trapping plant *Sorghum bicolor* from the rehabilitated soil of Terga site.

v: vesicle, h: hyphae, A: Arbuscule Experimental plot soil MSI_{50} was calculated then compared with the different treatments.

It was 17,46 at T_0 before the plantation (Table3), this value indicated the quantity of soil necessary to mycorrhize 50% of plants. After 24 months of planting, *S. terebinthifolius* MSI_{50} non associated with legumes (So) was 13,87 (Table3). The effect of legumes associated with *S. terebinthifolius* was more visible on the MSI_{50} . It was significantly ($p < 0.05$) lower when associated with *L. creticus* (SL=3, 94), followed by the mix (SM=4,02) and with *R. monosperma* (SR=5,25) (Table3). Root colonization establishment in the case of SL and SM required three times less of inoculum and two fold with *R. monosperma* compared with control (So).

Table 3. Determination of the MSI_{50} soils collected after 24 months of plants introduction in the rehabilitated Terga site.

Soil	$y=Ax+B$	R^2	MSI_{50}
T_0	$Y=0,19x-0,007$	0,824	17,46 ^a
SL	$Y=0,52x-0,21$	0,983	3,94 ^b
SR	$Y=0,47x-0,29$	0,963	5,25 ^b
SM	$Y=0,54x-0,26$	0,971	4,02 ^b
So(control areas)	$Y=0,24x-0,15$	0,932	13,87 ^c

Y: linear regression to calculate the percentage of mycorrhizal plants according to the logarithm of the quantity of non sterilized soil. MSI_{50} : Mycorrhizal Soil Infectivity. R^2 : the coefficient of correlation. Values followed by the same letter were not significantly different according to the test of Tukey ($p \leq 0.05$).

The soil MSI_{50} before the plantation (17,46) indicated that legumes play a role in the soil mycorrhizal propagules enrichment. This beneficial effect was in agreement with Sanon *et al.* (2005) results who noted a clear soil mycorrhizal potential improvement under *Zornia glochidiata* and mycorrhizal propagules soil enrichment under the influence of *R. monosperma*, *Acacia saligna*, *L. creticus* and *Pistacia lentiscus* observed by Bouazza Marouf *et al.* (2015).

MSI_{50} values decrease showed the strongly mycotrophic species effect, on legumes (*L. creticus* and *R. monosperma*) soil. Indeed, plants with high mycorrhizal dependency promote the fungi development which had a direct incidence on soil infectious mycorrhizal infectivity increase (Duponnois *et al.*, 2001).

Legumes were generally classified in the hyper mycotrophic species group (Habt *et al.*, 1991) which has, consequently, the capacity to promote the fungal symbionts multiplication and improve soil MSI (Plenchette *et al.*, 1983; Johnson *et al.*, 1992; Duponnois *et al.*, 2013).

In the arid and semi-arid areas, legumes were generally considered as nurse plants which can facilitate the survival and certain forest essences development by improving the soils nitrogen content, but also, because of their high mycotrophy, by contributing to the preservation of the MSI (Duponnois *et al.*, 2001). The association nurse plant/forest species would improve, not only the soil MSI, but also the ground microbial characteristics and the forest species growth (Duponnois *et al.*, 2012).

This effect "nurse plant or facilitator" was a quite particular importance in Mediterranean environment where the desertification processes worsening leads to soil microbial activities dysfunctions (Garcia *et al.*, 1997). Duponnois *et al.* (2011) showed that at the top Moroccan Atlas, *Lavandula stoechas* associated with *Cupressus atlantica* stimulated cypress young plants development, improved the MSI and microbial soil characteristics compared with non-associated *Cupressus atlantica*, showing the *Lavandula stoechas* plant nurse effect.

Studies led also on the lavender and the thyme showed that these species improved significantly the fungal propagules multiplication in the soil (Ouahmane *et al.*, 2006a). Compared with a naked soil, without plant place setting, the mycorrhizal potential (number of propagules by 100 g of soil) was multiplied by 17 when this soil was colonized by *Lavandula dentata*, by 23 when the soil was influenced by *L. stoechas* and by *Thymus satureioides* (Ouahmane *et al.*, 2006a).

Plants development monitoring

For Terga site rehabilitation, *R. monosperma* and *L. creticus* were used as facilitator or nurse plant to promote *Schinus terebinthifolius* development.

The scientific hypothesis of this cultural practice was to find the best associations between the nitrogen fixing and non fixing species for the site rehabilitation.

After 24 months (Fig.3, 4), *S. terebinthifolius* growth in the presence of legumes *R. monosperma* and/or *L. creticus* was improved compared to control. Introduced plants aerial part height and branches number were recorded in the Fig. 5 A and B.



Fig. 3. Overview of the site of the sandpit of Terga after 24 months of the introduction of plants.



Fig. 4. Aspect of plants introduced after 24 months of growth in the rehabilitated Terga site.

So (control): *Schinus terebinthifolius* non associated, SR: *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL: *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM: *Schinus terebinthifolius* + Mix (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*)

The Fig. 5A shows *S. terebinthifolius* growth evolution during 24 months. In first six months no changes were observed; this corresponded to post planting adaptation period.

After 24 months, various associations showed a significant effect ($p < 0.05$) on *S. terebinthifolius* growth. Indeed, the main stem height was significantly superior when associated with *L. creticus* ($47,70 \pm 0,87$ cm) and in the mix ($46,90 \pm 0,87$ cm) compared to the control ($40,90 \pm 0,65$ cm).

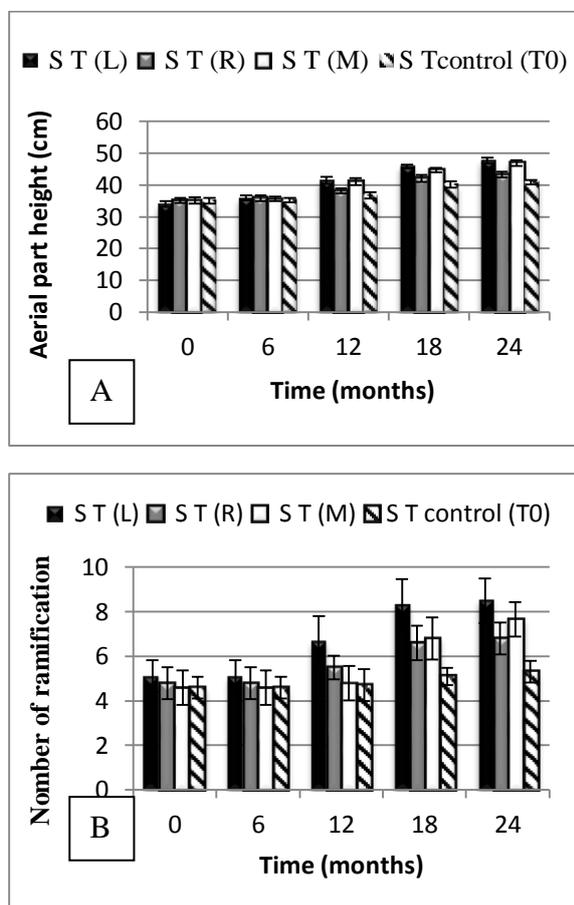


Fig. 5. Follow-up of the growth of *Schinus terebinthifolius* under the influence of the various associations after 24 months on the site of plantation. a) height of the air part, b) number of ramification.

So (control): *Schinus terebinthifolius* not associated, SR: *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL: *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM: *Schinus terebinthifolius* + Mix (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*).

The two legumes associative effect was also observed on *S. terebinthifolius* ramification number (Fig. 5B). Compared with the control ($3,50 \pm 0,49$), this effect was notice able after 24 months on *S. terebinthifolius* associated with *L. creticus* ($8,5 \pm 1,0$) growth,

followed by the mix (*R.monosperma* + *L.creticus*) ($7,66 \pm 0,77$) and *R. monosperma* ($6,80 \pm 0,71$). The three associations significantly improved the branching number compared to the control ($p < 0.05$). Results showed that *S. terebinthifolius* growth when associated with legumes was more important than control. In a wide range of conditions, Bertness *et al.* (1997) and Stachowic *et al.* (2001) indicated that this type of positive association plays a role in the dynamics of plant communities, on the structure of epigeal stratum and facilitated certain forest essences growth (Bellingham *et al.* 2001, Hollet *et al.*, 2002, Duponnois *et al.*, 2013). Franco and Nobel (1989) and Tewksbury and Lloyd (2001) named this type of interaction 'plant nurse effect'. Indeed legumes developed better on the little fertile soils (Cruz and Garcia, 1992), because of the symbiotic microorganisms which colonized their root system such as rhizobia and mycorrhizals fungals. They would have the capacity to favor fungal propagules (hyphae, spores) development in their rhizosphere which facilitates the growth of other botanical species (Cruz and Garcia, 1992). Several works showed the mycorrhizal fungi positive influence aspects on plants survival and development (Smith, 1980; Manjunath and Habte, 1988; Bago *et al.*, 1999; Smith and Read, 2008), in particular in marginalized soils (Dommergues and Mangenot, 1970; Strullu, 1991).

AM root colonization detection and rate evaluation

The microscopic study of treated *S. terebinthifolius* roots taken from Terga site and colored with Trypan Blue revealed the presence of different endomycorrhizal structures (hyphae, vesicles and arbuscules) (Fig. 6). Vesicles were abundantly observed compared to the arbuscular structures.

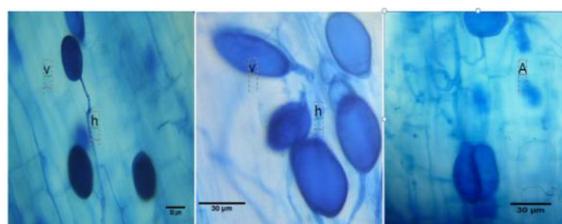


Fig. 6. Observation of the Arbuscular Mycorrhizal Fungi structures in the roots of the plant *Schinus terebinthifolius* after 24 months v: vesicle, h: hyphae, A: Arbuscule.

Rate Estimation of root colonization AM

Most of *S. terebinthifolius* roots were colonized by AM fungi (Fig.6). Roots mycorrhization results were recorded in the Table. 4.

After 24 months, we observed an evolution for all associations; where mycorrhizal frequency was more than 80% compared to the control (60%).

Table 4. Mycorrhizal frequency and mycorrhizal Intensity colonization in the root system of *Schinus terebinthifolius* after 24 months of the growth in the rehabilitated Terga site.

Treatments	SL	SR	SM	So (control)
Mycorrhizal Frequency (F %)	87 ^a ±2,64	81,33 ^a ±2,3	83,33 ^a ±3,05	60 ^b ±0
Mycorrhizal Intensity colonization in the root system (M%)	81 ^a ±1,73	70 ^a ±0	76 ^b ±5,29	53 ^c ±6,08

So: *Schinus terebinthifolius* not associated, SR: *Schinus terebinthifolius* + *Retama monosperma*, SL: *Schinus terebinthifolius* + *Lotus creticus*, SM: *Schinus terebinthifolius* + Mix (*Retama monosperma* + *Lotus creticus*). Values followed by the same letter were not significantly different according to the test of Tukey ($p \leq 0.05$).

These results indicated the impact of legumes on the soil propagules richness after 2 years of planting. The same pattern was observed for the mycorrhization intensity which was superior to 70% for all the associations compared to the control (M=53%). *S. terebinthifolius* associated with legumes presented a mycorrhizal frequency and mycorrhizal intensity significantly improved, compared to the control ($p < 0.05$).

The AM structures observed in *S. terebinthifolius* roots reflected an important diversity of the AMF in the studied soil. Several authors indicated the occurrence and the diversity of the AMF in sandy soils (Read, 1989; Hatimi and Tahrouch, 2007). Due to their deficit in phosphorus, the dune soils were convenient for the development of the AMF and their association with plants (Koske and Halvorson, 1981). Growth improvement and arbuscules observation means that the introduced species *S. terebinthifolius* established a functional symbiosis with the presence of arbuscular structures considered as the nutrients exchange site (Abbott, 1982, Gianinazzi-Pearson, 1996, Ramos *et al.*, 2011).

This improvement was bound to the mineral nutrition, in particular the phosphorus, nitrogenous and hydric nutrition which were improved (Augé, 2001, Smith and Smith, 2012, Liu *et al.*, 2015, Habibzadeh, 2015).

This mycorrhization was clearly improved under the both legumes influence in particular when *Schinus terebinthifolius* was associated with *Lotus creticus*.

Aerial parts P and N Content

Aerial part total nitrogen rates for all treatments were represented in the Table 5. Total nitrogen rate was 3,68±0,15% for control followed by 3,97±0,02% and 3,97±0,023% for *S. terebinthifolius* associated with *R. monosperma* and the mix and 4,20±0,23% with *L. creticus*. Compared to control, the nitrogen amount in various *S. terebinthifolius* associations was statistically similar ($p < 0,05$).

Concerning *S. terebinthifolius* aerial parts phosphorus content, it was 4,25±0,22 ppm for control, 5±0,244 ppm when associated with *R. monosperma* (SR). Significantly higher Values ($p < 0.05$) were observed in SL treatment (6,25±0,22 ppm) case and (7±0,44 ppm) for the mix (SM).

Relationship between soil physico-chemical characteristics and MSI Data were presented by projection on a factorial plan (F1xF2) in Fig.7. The principal component analysis (PCA) allowed representing graphically the relation between the various physico-chemical parameters and the MSI of the studied soils. The two axes describe 89,9 % total variation. The first axis expressed the most important percentage variation (70,17%). It gathered pH, silt and MSI.

They were positively correlated, with significant coefficients, 0,57 to 0,83 and negatively correlated to total limestone, active limestone, clay, phosphorus, carbon, conductivity and total nitrogen, with significant coefficients varying from -0,46 to -0,94. The second axis represents 16,34% variation. There was a very significant positive correlation between soil nitrogen and phosphorus with a coefficient of correlation 0,91. The nitrogen (0,89) and phosphorus (0,79) also presented a positive correlation with carbon. However these two parameters nitrogen and phosphorus; were negatively correlated to the MSI with coefficients of correlations -0,84 and -0,94 respectively. There was a very significant negative correlation between active limestone and electric conductivity (Fig. 7). So, the MSI level was important when pH and soil silt were high, at the opposite the MSI rate was weak when soil was rich in nitrogen and phosphorus.

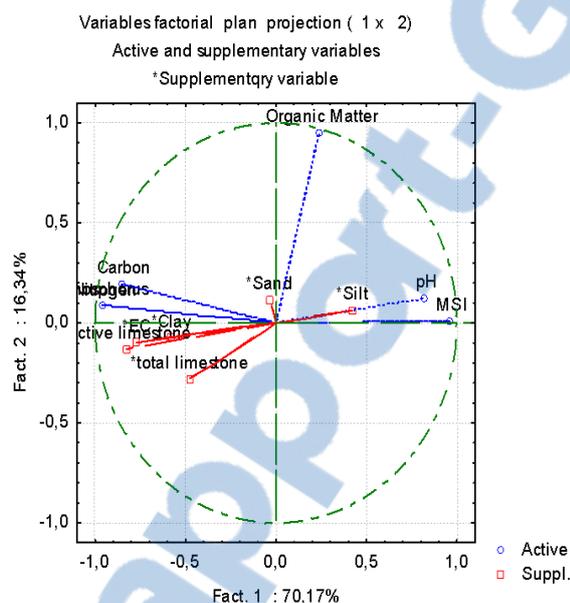


Fig. 7. Principal component analysis between physico-chemical and microbiological parameters of the soil.

The effect of the various associations on nitrogen and phosphorus *S. terebinthifolius* aerial parts content were more observed when it was associated with *L. creticus* and the mix followed by *R. monosperma* and control. In the degraded soils rehabilitation programs, Duponnois *et al.* (2001) showed that

legumes associated with forest essences increased the nitrogen and phosphorus soil content. Indeed, legumes improved soil microbial communities which have a beneficial effect on nodulation and rhizobium-leguminous symbiosis by nitrogen biological fixation enhancement (Jayasinghearachchi and Seneviratne, 2004a).

Duponnois *et al.* (2013) observed an increase of the sheets nitrogen and phosphorus contents of young people cypress associated to the very mycotrophic lavender species which were superior to the control area.

Hypha colonized the roots of the non-leguminous plants and improved their growth (Seneviratne *et al.*, 2009), increased the nitrogen and phosphorus availability in soil (Jayasinghearachchi and Seneviratne, 2004b), bio-solubilized the rock phosphate (Jayasinghearachchi and Seneviratne, 2006) and produced hormones favoring the growth of plants (Bandara *et al.*, 2006). Legumes promoted the AMF multiplication and influenced positively their mineral absorption capacity essentially the phosphorus (Holevas, 1966; Grimoldi *et al.*, 2005), which stimulated the plants growth (Garbaye, 1991). Mycorrhizal fungi took the phosphorus, as not mycorrhizal plants, of the pool of soluble phosphorus (Masson, 1987) and played a very important role in the little or no soluble phosphorus forms solubilization by their enzymatic equipment as phytases and phosphatases (Gianinazzi-Pearson, 1982) and soil nitrogen plant absorption, mainly in the form of ammonium and from the atmosphere by increasing the efficiency of biological nitrogen fixation by leguminous and actinorhizal plants (Barea *et al.*, 1987, Marschner and Dell, 1994; Smith and Read, 2008). The main mycorrhizal fungi effect on the plant growth would be bound to phosphorus absorption increase, particularly in the soils where it was limiting (Smith, 1980; Clark and Zeto, 2000; Smith and Read, 2008). This symbiotic plant/fungi association mobilized and forwarded nitrogen and phosphorus nutrients up to the plant and improved the soil aggregation (Querejeta *et al.*, 1998, Caravaca *et al.*, 2002).

Conclusion

This comparative study was carried out on a degraded site in the region of Terga Wilaya of Ain Temouchent. It concerned soil physical, chemical and biological characteristics before and after two years of native *Schinus terebinthifolius* introduction associated or not with legumes (*Retama monosperma* and *Lotus creticus*). If very low modifications were observed in the case of soil chemical properties (in particular the pH decrease, the N and P contents increase), the mycorrhizal status of various studied soils was changed. Indeed, the mycorrhizal soil infectivity (MSI₅₀) was decreased at least 3 times in MSI₅₀ of the naked soil before the plantation. The associative effect also improved the growth and the nitrogenous and phosphate nutrition by *Schinus terebinthifolius*. These various parameters were improved when *Schinus terebinthifolius* was associated with *Lotus creticus*. These results show that the soil MSI can be improved by this type of plant community (forest trees/plants nurses). This property must be considered in the context of sustainable rehabilitation of degraded ecosystems.

Acknowledgment

We thank EPCT Terga Company and all those who contributed to carrying out this work specially Dr Amina Kadiri and Dr Omar Rouan Hacene.

References

- Abbott LK, Robson D.** 1982. The role of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and the selection of fungi for inoculation, Australian Journal of Agricultural Research **33**, 389-408.
<http://dx.doi.org/10.1080/00288233.1988.10423423>
- Augé RM.** 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. Mycorrhiza. **11**, 3-42.
<http://dx.doi.org/10.1007/s005720-100097>.
- Bago B, Pfeffer PE, Douds Jr DD, Brouillette J, Bécard G & Shachar-Hill Y.** 1999. Carbon metabolism in spores of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* as revealed by nuclear magnetic resonance spectroscopy. Plant Physiology **121**, 263-271.
- Baize, D.** 2000. Guide des analyses en pédologie (2nd Ed.). Paris, INRA 266.
- Bandara WMMS, Seneviratne G, Kulasooriya SA.** 2006. Interactions among endophytic bacteria and fungi: Effects and potentials. Journal of Biosciences **31**, 645-650.
- Barea JM, Azcon C, Azcon R.** 1987. Vesicular-arbuscular mycorrhizae improve both symbiotic N₂ fixation and N uptake from soil as assessed with a ¹⁵N technique under field conditions. New Phytologist **106**, 717-725.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1987.tb00172.x>
- Bellingham PJ, Walker LR, Wardle DA.** 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. Journal of ecology **89**, 861-875.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00604.x>
- Bernhard-Reversat F, Harmand JM, Uguen K.** 1998. Les litières et la dynamique de l'azote dans divers biotopes à Acacia d' Afrique occidentale et centrale. In: L' acacia au Sénégal. Campa Claudine (Ed.), Grignon C. (Ed.), Gueye M. (Ed.), Hamon Serge (Ed.). ORSTOM, ISRA. Paris, ORSTOM 205-219. (Collection colloques et séminaires). ISBN 2-7099-1423-9.
- Bertness MD, Leonard GH.** 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. Ecology **78**, 1976-1989.
- Bouazza Marouf K, Ighilhariz Z, de Lajudie P, Duponnois R, Bekki A.** 2015. Assessing the native arbuscular mycorrhizal symbioses to rehabilitate a degraded coastal sand dune In Algeria. International Journal of Agriculture and Crop Sciences **8**, 194-202.
- Brundrett M.** 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. New Phytologist **154**, 275-304.
- Brundrett MC.** 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. In: Macfayden A, Begon, M, Fitter, AH, eds. Adv. Ecol. Res. London: Academic press **21**, 171-313.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-504\(08\)60099-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-504(08)60099-9)

Callaway R. 1995. Positive interactions among plants, *Botanical Review* **61**, 306-349.

<http://dx.doi.org/10.1007/BF02912621>

Caravaca F, Barea JM, Figueroa D, Roldán A. 2002. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reforestation with *Olea europaea* subsp. *sylvestris* through changes in: soil biological and physical parameters. *Applied Soil Ecology* **20**, 107-118.

Clark RB, Zeto SK. 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition* **23**, 867-902.

<http://dx.doi.org/10.1080/01904160009382068>

Cruz RE, Garcia MU. 1992. Nitrogen fixation and mycorrhizae in acacias on degraded grass lands. Dans: *Tropical acacias in East Asia and the pacific*. Eds. Kamis A et Taylor DA 59-71.

Dommergues Y. et Mangenot F. 1970. *Ecologie microbienne du sol*. Masson et Cie édit. Paris 796.

Duponnois R, Bâ AM, Prin Y, Baudoin E, Galiana A, Dreyfus B. 2010. Les champignons mycorrhiziens: une composante majeure dans les processus biologiques régissant la stabilité et la productivité des écosystèmes forestiers tropicaux. In : Dia A. (Ed.), Duponnois R. (Ed.). *Le projet majeur africain de la Grande Muraille Verte : concepts et mise en œuvre*. Marseille: IRD 421-440. (Synthèses). ISBN 978-2-7099-1696-7.

Duponnois R, Hafidi M, Wahbi S, Sanon A, Galiana A, Baudoin E, Sanguin H, Bâ AM, Prin Y, Bally R. 2012. La symbiose mycorrhizienne et la fertilité des sols dans les zones arides : un outil biologique sous-exploité dans la gestion des terres de la zone sahélo-saharienne. In: *La grande muraille verte : capitalisation des recherches et valorisation des savoirs locaux*. Dia A. (Ed.), Duponnois R. (Ed.). Marseille: IRD, Marseille 351-369. ISBN 978-2-7099-1738-4.

Duponnois R, Ouahmane L, Kane A, Thioulouse J, Hafidi M, Boumezzough A, Prin Y, Baudoin E, Galiana A, Dreyfus B. 2011. Nurse shrubs increased the early growth of *Cupressus* seedlings by enhancing belowground mutualism and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* **43**, 2160-2168.

<http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.soilbio.2011.06.020>

Duponnois R, Plenchette C, Thioulouse J, Cadet P. 2001. The mycorrhizal soil infectivity and arbuscular mycorrhizal fungal spore communities in soils of different aged fallows in Senegal. *Applied Soil Ecology* **17**, 239-251.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00132-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00132-9)

Duponnois R, Ramanankierana H, Hafidi M, Baohanta R, Baudoin É, Thioulouse J, Sanguin H, Bâ A, Galiana A, Bally R, Lebrun M, Prin Y. 2013. Des ressources végétales endémiques pour optimiser durablement les opérations de réhabilitation du couvert forestier en milieu méditerranéen et tropical: exemple des plantes facilitatrices vectrices de propagation des champignons mycorrhiziens. *Carnet de Recherche en Biologies* **336**, 265-272.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.crv.2013.04.015>

Fortin JA, Plenchette C, Piché Y. 2008. *Les mycorrhizes: La nouvelle révolution verte*. Ed. multimondes. Québec, Canada 131.

Franco AC, Nobel PS. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology* **77**, 870-886.

<http://dx.doi.org/10.2307/2260991>

Garbaye J. 1991. Utilisation des mycorrhizes en sylviculture, in: Lavoisier (Éd.), *Les mycorrhizes des arbres et plantes cultivées*, Paris, France 19-248.

Garcia C, Roldan A, Hernandez T. 1997. Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semi-arid Mediterranean environment, *Journal of Environmental Quality* **26**, 285-291.

- Ghodbani T.** 2008. Extraction du sable dunaire à Terga plage, Algérie ouest. Impacts sur l'environnement, conflits d'usagers et outils de gestion. Proceedings of the international pluridisciplinary conference "The littoral: challenge, dialogue, action" 16-18 January 2008. Lille, France.
- Gianinazzi-Pearson, V.** 1982. Importance des mycorhizes dans la nutrition et la physiologie des plantes. In: Les mycorhizes, biologie et utilisations, Gianinazzi-Pearson V. et Gianinazzi S. (éd). INRA Pub 51-59.
- Gianinazzi-Pearson V.** 1996. Plant cell responses to arbuscular mycorrhizal fungi: getting the roots of symbiosis. *Plant Cell* **8**, 1871-1883.
<http://dx.doi.org/10.1105/tpc.8.10.1871>
- Grimoldi AA, Kavanová M, Lattanzi FA, Schnyder H.** 2005. Phosphorus nutrition mediated effects of arbuscular mycorrhiza on leaf morphology and carbon allocation in perennial ryegrass. *New Phytologist* **168**, 435-444.
[Doi: 10.1111/j.1469-8137.2005.01500.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01500.x)
- Habibzadeh Y.** 2015. The effects of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus levels on dry matter production and root traits in cucumber (*Cucumis sativus* L.). *African Journal of Environmental Science and Technology* **9**, 65-70.
DOI: 10.5897/AJEST2014.1691
- Habte M, Manjunath A.** 1991. Categories of vesicular-arbuscular mycorrhizal dependency of host species, *Mycorrhiza* **1**, 3-12.
- Hamel C, Dalpé Y, Furlan V, Parent S.** 1997. Indigenous populations of arbuscular mycorrhizal fungi and soil aggregate stability were major determinants of leek (*Allium porrum*L.) response to inoculation with *Glomus intraradices* Schenck and Smith or *Glomus versiforme* (Karsten) Berch. *Mycorrhiza* **7**, 187-196.
- Hamel C.** 2004. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on N and P cycling in the rootzone. *Canadian Journal of Soil Science* **84**, 383-395.
- Hatimi A, Tahrouch S.** 2007. Caractérisations chimique, botanique et microbiologique du sol des dunes littorales du Souss-Massa. *Biomatec Echo* **2**, 85-97.
- Herrmann P.** 1980 Travaux pratique D.A.A. Science du sol-Aménagement. D.E.A. Agronomie, Ecole nationale supérieure agronomique, Montpellier, Chaire de géologie-science du sol 63.
- Hodge A, Campbell CD, Fitter AH.** 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. *Nature* **413**, 297-299.
<http://dx.doi.org/10.1038/35095041>
- Holevas CD.** 1966 The effect of VA mycorrhiza on the uptake of soil phosphorus by strawberry (*Fragaria* sp. var. *Cambridge Favourite*). *Journal of Horticultural Sciences* **4**, 57-64.
- Holl KD, Cairns JR.** 2002. Monitoring and appraisal. In: Perrow, MR, Davy AJ. (Eds.), *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. **1**, 411-432.
<http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511549984.023>
- Hopkins WG.** 2003. *Physiologie végétale*. Ed. De Boeck 464-467.
- Jayashearachchi HS, Seneviratne G.** 2004b. A bradyrhizobial *Penicillium* spp. biofilm with nitrogenase activity improves N₂ fixing symbiosis of soybean. *Biology and Fertility of Soils* **40**, 432-434.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-004-0796-5>
- Jayashearachchi HS, Seneviratne G.** 2004a. Can mushroom fix atmospheric nitrogen? *Journal of Biosciences* **23**, 293-296.
- Jayashearachchi HS, Seneviratne G.** 2006. Fungal solubilization of rockphosphate was enhanced by forming fungal-rhizobia biofilms. *Soil Biology and Biochemistry* **38**, 405-408.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.004>

- Johnson CN, Copeland PJ, Crookston RK, FL.** 1992. Mycorrhizae: possible explanation for yield decline with continuous corn and soybean, *Agronomy Journal* **84**, 387–390.
- Joret G, Hebert J.** 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Annual Agronomy* **2**, 233-299.
- Kjeldahl J.** 1883. A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Zeitschrift für Analytische Chemie*. 22-366.
- Koske RE, Halvorson WL.** 1981. Ecological studies of vesicular-arbuscular mycorrhizae in a barrier sand dune. *Canadian Journal of Botany* **59**, 1413-1422. <http://dx.doi.org/10.1139/b81-193>
- Leroux I.** 2002. La négociation dans la construction du territoire. Une approche institutionnaliste. Thèse de doctorat d'économie. Université de Toulouse 417 p.
- Liu T, Sheng M, Wang CY, Chen H, Li Z, Tang M.** 2015. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth, water status, and photosynthesis of hybrid poplar under drought stress and recovery. *Photosynthetica* **53**, 250-258.
- Manjunath A, Habte M.** 1988. Development of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and the uptake of immobile nutrients in *Leucaena leucocephala*. *Plant and Soil* **106**, 97-103.
- Marschner H, Dell B.** 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* **159**, 89-102.
- Masson S.** 1987. Les mycorrhizes. *Maitrise de sciences naturelles*, Université de Clermont-Ferrand 40 p.
- Mouffak AA, Tsaki H, Bekki A, Krabia Laid.** 2014. Bio-Revegetation Impact on the Physico-chemical Characteristics of a Sandy Quarry Soil in Terga Beach Region in Algeria. *Journal of Agricultural Science* **6**, 2014.
- Mousain D, Matumoto-Pintro P, Quiquampoix H.** 1997. Le rôle des mycorrhizes dans la nutrition phosphatée des arbres forestiers. *Revue Forêt Française*. vol **49**, NS 255, 67-81.
- Ouahmane L, Hafidi M, Kisa M, Boumezzough A, Thoulouse J, Duponnois R.** 2006a. *Lavandula* species as accompanying plants in *Cupressus* replanting strategies: effect on plant growth, mycorrhizal soil infectivity and soil microbial catabolic diversity. *Applied Soil Ecology* **34**, 190-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03296.x>
- Perevolotsky A, Shachak M, Pickett STA.** 2005. Management for biodiversity: Human and landscape effects on dry environments. In: *Biodiversity in Drylands: Towards a Unified Framework*, Shachak M, Gosz JR, Pickett STA, Perevolotsky A (Eds). Oxford University Press, New York 286-304.
- Phillips JM, Hayman DS.** 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transaction of the British Mycology Society* **5**, 158-161.
- Plenchette C, Fardeau JC.** 1988. Prélèvement du phosphore par les racines et les mycorrhizes. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences* **4**, 117-123.
- Plenchette C, Fortin JA, Furlan V.** 1983. Growth response of several plant species in a soil of moderate P-fertility. I. Mycorrhizal dependency under field conditions. *Plant and Soil* **70**, 199-209.
- Plenchette C, Perrin R, Duvert P.** 1989. The concept of soil infectivity and a method for its determination as applied to endomycorrhizas. *Canadian Journal of Botany* **67**, 112-115.
- Provorov NA, Borisov AY, Tikhonovich IA.** 2002. Developmental Genetics and Evolution of Symbiotic Structures in Nitrogen-Fixing Nodules and Arbuscular Mycorrhiza. *Journal of Theoretical Biology* **214**, 215-232. <http://dx.doi.org/10.1006/jtbi.2001.2453>

- Querejeta JI, Roldan A, Albadalejo J, Castillo V.** 1998. The role of mycorrhizae, site preparation, and organic amendment in the afforestation of a semi-arid Mediterranean site with *Pinus halepensis*. *Forest Science* **44**, 200–211.
- Ramos AC, Façanha AR, Palma LM, Okorokov LA, Cruz ZMA, Silva AG, Siqueira AF, Bertolazi AA, Canton GC, Melo J, Santos WO, Schimitberger VMB, Okorokova-Façanha AL.** 2011. An outlook on ion signaling and ionome of mycorrhizal symbiosis. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **23**, 79-89.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202011000100010>
- Read DJ.** 1989. Mycorrhizas and nutrient cycling in sand dune ecosystems. *Proceeding of Royal Society. Edinburgh* **96**, 89-110.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0269727000010873>
- Requena N, Perez-Solis E, Azcon-Aguilar C, Jeffries P, Barea JM.** 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems, *Applied Environmental Microbiology* **67**, 495–498.
- Rodriguez H, Fraga R.** 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. *Advances in Biotechnology* **17(4-5)**, 319-339.
- Sanon AA, Beguiristain T, Duponnois R.** 2005. Rôle des champignons mycorrhiziens à arbuscules dans les mécanismes régissant la coexistence entre espèces végétales. Mémoire en vue d'obtenir le D.E.A National de Science du sol. Université Henri Poincaré-Nancy.
- Seneviratne G, Thilakaratne RMMS, Jayasekara APDA, Seneviratne KACN, Padmathilake KRE, De Silva MSDL.** 2009. Developing beneficial microbial biofilms on roots of non-legumes : a novel biofertilizing technique. In: Khan MS, Zaidi A, Musarrat J (Eds) *Microbial strategies for crop improvement*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg 51-62.
http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-01979-1_3
- Smith A J.** 1980. Soils classification and the cocoa grower. *Cocoa Growers' Bulletin* **30(5)**, 5-10.
- Smith SE, Read DJ.** 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. London, Academic Press, 800 p. Available online at ISBN 978-0-12-370526-6.
- Smith SE, Smith FA.** 2012. Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. *Mycologia* **104**, 11-13.
<http://dx.doi.org/10.3852/11-229>
- Stachowicz JJ, Whitlatch RB, Osman RW.** 2001. Species Diversity and Invasion Resistance in a Marine Ecosystem. DOI: 10.1126/science **286**, 5444-1577.
- Strullu DG.** 1991. Les mycorrhizes des arbres et des plantes cultivées. *Techniques et Documentation Lavoisier*, Paris 242-250.
- Tewksbury JJ, Lloyd JD.** 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size, *Oecologia* **127**, 425-434.
- Trouvelot A, Kouch J, Gianinazzi-Pearson V.** 1986. Mesure du taux de mycorhization VA d'un système racinaire: Recherche de méthode d'estimation ayant une signification fonctionnelle. *Les mycorrhizes: Physiologie et Génétique*. 1er Séminaire, Dijon, Ed. INRA, Paris 217-221.
- Williamson B, Alexander IJ.** 1975. Acid phosphatases localized in the sheath of beech mycorrhiza. *Soil Biology and Biochemistry* **7**, 195-198.
- Wright SF, Upadhyaya A.** 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil* **198**, 97-107.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1004347701584>
- Xiao Lin L, Jun-ling Z, George E, Marschner H.** 1997. Phosphorus acquisition from compacted soil by hyphae of a mycorrhizal fungus associated with red clover (*Trifolium pratense*). *Canadian Journal of Botany* **75**, 723-729.

Résumé

L'objectif de ce travail consiste à mettre au point une stratégie de revégétalisation d'un sol dégradé de la sablière de Terga par l'introduction d'espèces végétales. Il s'agit dans le cas de la première parcelle d'étudier l'effet plante nurse ou accompagnatrice *Lotus creticus* et *Retama monosperma* sur l'installation de *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* dans la sablière de Terga. Dans la seconde parcelle le protocole expérimentale est basé sur une mycorhization contrôlée des deux espèces *Schinus terebinthifolius* et *Tetraclinis articulata* par un inoculum fongique issu des racines des plantes introduites, après deux années, dans la première parcelle. Des analyses physicochimiques du sol et microbiologiques appréhendées par la détermination du PIM sont réalisées sur sol nu à T0 et après 24 mois de la plantation. La présence ou non des structures endomycorhiziennes est réalisée pour chaque traitement. Un échec de la transplantation de *Tetraclinis articulata* est enregistré pour les deux expériences. Les résultats montrent une évolution de la fertilité du sol après deux ans de l'introduction des plantes dans les deux parcelles comparée au sol nu avant la plantation. Le Potentiel Infectieux Mycorhizogène du sol est significativement amélioré et augmente quatre fois ou plus pour tous les traitements comparé au témoin. La fréquence de mycorhization est supérieure à 80%. *Schinus terebinthifolius* associé au *Lotus creticus* ont un effet positif sur les caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques du sol plus marqué comparé aux différents autres traitements et constituent la meilleure association pour réhabiliter l'écosystème de Terga.

Mots clés:

Effet associatif; Inoculation contrôlée; PIM (Potentiel Infectieux Mycorhizogène); Réhabilitation; Symbiose mycorhizienne; Terga; *Schinus terebinthifolius*; *Tetraclinis articulata*; *Lotus creticus*; *Retama monosperma*.