



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم و البحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université des Frères Mentouri Constantine
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة الاخوة منتوري قسنطينة
كلية علوم الطبيعة و الحياة

Département : Microbiologie

قسم: الميكروبيولوجيا

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : *Microbiologie Générale et Biologie moléculaire des Microorganismes*

Intitulé :

**Biodégradation des pesticides et recherche
d'actinobactéries d'origine Saharienne présentant ces
aptitudes métaboliques.**

Présenté et soutenu par : *Achoub Ahlem*

Le : 20/06/2017

Saadoune Ibtissem

Jury d'évaluation :

Président du jury : *HAMIDECHI A.* (Professeur - UFM Constantine)

Rapporteur : *BOUDEMAGH A.* (Professeur - UFM Constantine).

Examineur : *KITOUNI M.* (Professeur – UFM Constantine)

Année universitaire /2016 - 2017

Remerciement

Remerciant tout d'abord Dieu tout puissant de nous avoir donné la force de réaliser ce travail.

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été effectués au Laboratoire de Génie Microbiologique et Application Chaab-Arassas et de laboratoire de Zoologie, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université des Frères Mentouri Constantine.

L'encadrement scientifique de ce travail a été assuré par *Mr. BOUDEMAGH A.* Professeur à l'UFM Constantine. Nous tenons vivement à lui exprimer nos profondes reconnaissances et gratitude pour le privilège et la confiance qu'il nous a accordés durant le stage pratique, pour son aide, le temps qu'il nous consacré et pour ses précieux conseils.

Nous remercions sincèrement *Mr. KITOUNI M.* Professeur à l'UFM Constantine d'avoir accepté d'examiner ce travail. Et de nous avoir accueillies dans son laboratoire et d'avoir mis à notre disposition tous les moyens techniques afin de pouvoir réaliser nos expérimentations.

Nous adressons nos remerciements également à *Mr. HAMIDECHI M.A.* Professeur à l'Université des Frères Mentouri Constantine d'avoir accepté de présider le jury.

Nous remercions également les deux doctorantes *Silini. Soumeya* et *L. Karima* qui nous ont accompagnés durant ce dernier mois, pour leur aide et leurs encouragements.

Ainsi nous adressons nos sincères remerciements aux tous les enseignants du département des Sciences Biologique; les chefs et les techniciennes de laboratoire Microbiologique de *l'Université Frère Mentouri Constantine*. Sans oublier *Yasser*, responsable du Laboratoire de Zoologie

Nos remerciements vont également à l'ensemble des personnels qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire, d'une manière directe ou indirecte. Avec une mention spéciale à nos amis, nos collègues, pour la gentillesse et les bons moments passés ensemble.

Merci à vous

Dédicace

*Je dédie ce modeste travail à une très chère
personne à mon cœur qui n'est plus de ce monde*

*Ma défunte grand-mère « **Zoubeida** ».*

Aux deux personnes qui m'ont offert la vie

« Mes Parents ».

*Au cher, seul et unique frère « **Adel** ».*

*Aux membres de ma grande famille : oncles, tantes,
cousins, cousines - et surtout Melle « **Thoraya** » et
Mr **Toufik** - pour leurs soutien affectif et moral,
pour leur très grande gentillesse, leur sourire qui
réjouit toujours mon cœur et l'aide qu'ils m'ont
apporté afin de finir ma thèse en toute sérénité.*

*À une personne spéciale qui m'a contribué
indirectement à l'accomplissement de ce travail et
dont la présence m'a énormément enrichi.*

*Sans oublier bien sur mes amis: **Ibtissem, Amel,
Amira, Fatma et Ramzi**. Pour les bons moments
passés ensemble, pour m'avoir comblé avec leur
sympathie et leur bonté, pour le fait d'être mes amis
tout simplement.*

Merci à Tous.

Achoub Ahlem

Dédicace

A mon défunt **Papa Mohamed** qui m'a toujours guidé vers le chemin de la réussite.

A ma très chère **maman** pour m'avoir toujours écoutée, pour son soutien moral, et ses précieux conseils.

A toutes mes sœurs: **Sara, Sabrina, Nour el houda, Naima et Rania.**

A mes beaux frères: **Nour Eddine, Lazhar et Mohamed Ali.**

A mon très cher fiancé **Imad Eddine** qui m'a encouragé, qui m'a donné la force et la volonté de surmonter tous les obstacles et les difficultés.

Quoi que je fasse je ne pourrais vous rendre ce que vous avez fait pour moi. Si je suis arrivé là, c'est grâce a vous, Que dieu vous bénisses vous donne longue vie et vous protège pour moi.

A mes amis pour l'amitié et la sympathie qu'ils m'ont témoignées durant ces années. **A toute ma famille « petit et grand »** je dédie ce modeste mémoire qui est le fruit de longues années de travail

Saadoune Ibtissem

Liste des abréviations

ACTA : Association de coordination technique agricole.

CCLS : Coopérative des céréales et légumes sec.

DAP : 2,6diaminopimélique.

DDD: Dichlorodiphényldichloroéthane.

DDE : Dichloro-diphenyl-Exachloroéthane

DDT: Dichloro-diphényl-trichloroéthane.

E1 : échantillon 1.

E2 : échantillon 2.

GLM : Gélose à l'extrait de levure-Extrait de Malt.

HCH : hexachlorocyclohexane.

ISP2 : International *Streptomyces* Project.

MA: mycélium aérien.

MM : Milieu Minimum.

MS : mycélium du substrat

UITA : union international des travailleurs de l'alimentation.

UIPP : Union des industries et de la protection des plantes

Liste des tableaux

Tableau N°01: Système de classification des produits phytosanitaires.....	08
Tableau N°02: Types de paroi chez les actinomycètes et genres représentatifs.....	33
Tableau N°03: Répartition de quelque genre d'actinomycètes par type d'habitat.....	34
Tableau N°04: la liste des pesticides les plus distribués par le centre CCLS de Constantine.....	48
Tableau N°05 : Caractères cultureux des colonies isolées les plus représentatifs sur milieu ISP2 et milieu minimum a partir de l'échantillon E1 et E2.....	54
Tableau N°06 : Résultat de la biodégradation de l'herbicide Granstar 75 DF par les isolats dans différentes concentrations.....	56
Tableau N°07 : Résultat de la biodégradation de l'herbicide Mustang 360 SE par les isolats dans les différentes concentrations.....	58
Tableau N°08 : Résultat de la biodégradation de l'herbicide Pallas 45 OD par les isolats dans différentes concentrations	59
Tableau N°09 : Résultat de la biodégradation de l'herbicide Cossack OD par les isolats dans les différentes concentrations.....	60
Tableau N°10 : Résultat de la biodégradation de l'herbicide Fluazifop par les isolats dans les différentes concentrations	62
Tableau N°11 : Résultat de la biodégradation de l'insecticide Cyrpa 25 EC par les isolats dans les différentes concentrations	63
Tableau N°12 : Résultat de la biodégradation de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV par les isolats dans les différentes concentrations.....	64
Tableau N°13 : La couleur du mycélium aérien et le mycélium du substrat des deux isolats actives C1 et C2.....	66

Liste des figures

Figure N° 01: Evolution chronologique de l'usage des pesticides	04
Figure N° 02: Le marché mondial des pesticides dans le monde par région en 2011.....	06
Figure N° 03: Processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols conditionnant leurs efficacités ou leur Caractère polluant.....	13
Figure N° 04 : Cycle de développement des <i>Streptomyces</i>	37
Figure N° 05: Système de classification hiérarchique proposé de la classe Actinobacteria.....	39
Figure N° 06: Echantillons provenant d'El-Oued .a) Echantillon du sol 'E1' ; b) Echantillon de la Sebkha 'E2'	44
Figure N°07: Le séchage des deux échantillons a l'air libre, a : pour l'échantillon du sol, b : pour l'échantillon de la sebkha.....	45
Figure N°08: Etapes relatives à l'isolement des actinomycètes du sol saharien et de la sebkha.....	46
Figure N°09: Résultats de l'isolement à partir de l'échantillon E1 sur Milieu ISP2.....	51
Figure N°10: Nombre des actinomycètes à partir des deux milieux d'isolement	51
Figure N°11: Résultat de l'isolement à partir de l'échantillon E1 sur milieu minimum additionné de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV 1g/l.....	53
Figure N°12 : Aspect microscopique des isolats C1 et C2 après coloration de bleu de méthylène (Gx40).....	55
Figure N°13: Aspect microscopique des isolats C1 et C2 après coloration de Gram (Gx100).....	55
Figure N°14: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Granstar 75 DF.....	57
Figure N°15 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Mustang 360 SE.....	58

Figure N°16 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l’herbicide Pallas 45OD.....	60
Figure N°17 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l’herbicide Cossack OD.....	61
Figure N°18 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations testées de l’herbicide Fluazifop.....	62
Figure N°19 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations testées de l’insecticide Cyrpa 25 EC.....	63
Figure N°20 : Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l’insecticide Deltaplan 12.5 ULV.....	64
Figure N°21: Le nombre des pesticides dégradés par chaque isolat d’actinomycète testé.	65
Figure N° 22: Résultat positif de la biodégradation du Granstar 75DF a une concentration de 0.5g/l par les isolats C1 et C2.....	55
Figure N°23: Résultat positif de l’isolat C1 et résultat négatif de l’isolat C2 Sur le milieu minimum.....	66
Figure N°24: Résultat négatif de la biodégradation de Fluazifop a une concentration de 3g/l par les isolats C1 et C2.....	66
Figure N°25: Résultat positif de la dégradation de Mustang 360SE a une concentration de 0.5g/l par les isolats A1, A2, B1.....	67
Figure N°26: Résultat de la purification des isolats C1 et C2 Sur les milieux (ISP2, GLM, GBA).....	69
Figure N° 27: Observation microscopique des isolats C1 et C2 grandissement X 100 (technique des lamelles).	70

ملخص

انطلاقاً من عينتين من التربة الصحراوية والسبخة من منطقة الواد و ورقلة. 11 سلالة من Actinomycètes تم عزلها من الوسطين ISP2 والوسط (vandermess) الذي يحتوي على المبيد الحشري Deltaplan 12,5 ULV . حيث تم اختيار ستة سلالات منها لاختبار قدرتها على هدم خمسة مضادات أعشاب (Mustang 360 ،Pallas 45 OD ،Granstar 75 DF) ومبيدين حشريين (Flouazifop ، cossack 45 OD ،SE 12.5 ULV،Cyrpa 25EC). والتي تعتبر من الأكثر استعمالاً في الجزائر وفقاً لدراسة أو بحث أجري في مرافق CCLS بقسنطينة. أضيفت إليه التراكيز (0,5غ/ل،1غ/ل،3غ/ل،6غ/ل،12غ/ل). كل مبيد تم إضافته إلى الوسط vandermess لتحديد التراكيز القابلة للهدم من طرف السلالات المعزولة. النتائج المحصل عليها أوضحت أن مضاد الأعشاب Granstar75 هو الأكثر هدماً من طرف هاتك Actinomycètes و Cyrpa EC 25 هو الأقل هدماً والقابلية للتحلل. اثنتين من السلالات بورقلة المعزولة هما الوحيدتان اللتان أظهرتا قدرتهما على هدم السبعة المبيدات المستعملة بخلاف مبيد الحشرات Cyrpa 25 EC الذي تم هدمه إلا من طرف السلالة C1. وفقاً لمعايير شكلية مورفولوجية ماكرو سكوبية و ميكروسكوبية تم تقريرها فهذه العزلات C2 و C1 هما مقربتان من الجنس *Streptomyces*. ويمكن استخدام هاتين السلالتين النشطة في المعالجة البيولوجية للتربة المكونة بهذه المبيدات.

الكلمات المفتاحية: اكتينومييسات، المبيدات الحشرية، مضادات الأعشاب، التحلل البيولوجي، المعالجة البيولوجية.

Abstract

From two samples Saharan ecosystems (Ouargla soil and a sebkha in the region of El-Oued), 11 actinobacteria were isolated on 2 media ISP2 and a minimum medium of vandermeers containing a dose of 1 g/l of the insecticide Deltaplan 12 ULV. 6 strains were selected and tested for their ability to degrade 5 herbicides (Mustang 360 SE, Granstar 75 DF, Pallas 45 OD, Cossack OD and Flouazifop) and 2 insecticides (Deltaplan 12.5 ULV and Cyrpa 25 EC). These pesticides are the most used in Algeria according to a survey conducted at the CCLS center in Constantine. Concentrations of (0.5, 1, 3, 6 and 12 g / l) of each pesticide were added to the minimum medium to determine the maximum concentration tolerated by our isolates. The results show that Granstar 75 DF is the most degraded herbicide by our actinobacteria. While the least biodegradable is Cyrpa 25 EC. Two of the isolated actinomycetes C1 and C2 are the only ones who have shown an ability to degrade the 7 pesticides except for Cyrpa 25 EC which is degraded only by the C1 strain. According to the morphological characteristics, these two isolates are related to the genus *Streptomyces*. These two active strains can be used for the bioremediation of arid agricultural soils polluted by these pesticides.

Key words: Actinobacteria, insecticides, herbicides, biodegradation, bioremediation.

Introduction

La pollution causée par les activités agricoles et l'usage des produits phytosanitaires représente un cas typique de pollution multiple et généralisés de tous les compartiments de l'environnement. Elle constitue un sujet de préoccupation majeur et un problème d'actualité (**Craven, 2005**).

Depuis plusieurs décennies, les systèmes agricoles sont fondés sur le recours aux pesticides de synthèses comme seul moyen permettant d'assurer une protection rapide et efficace contre les différents ennemis des cultures (**Calvet et al., 2005**). Toutefois, si le rôle des pesticides est d'abord apparu essentiel, leurs effets secondaires nocifs ont été rapidement mis en évidence. En effet, ces substances, peuvent en parallèle exercer un effet désastreux sur l'environnement et sur de nombreux organismes particulièrement les animaux et l'homme.

Le développement des systèmes de traitement des déchets phytosanitaires, représente un intérêt croissant. L'enjeu est majeur, il s'agit d'éviter la pollution de l'environnement par les pesticides d'une part et de protéger la santé publique d'une autre part. Parmi les moyens de dépollution, celles qui utilisent les techniques physico-chimiques sont considérées très coûteuses et nécessitent des moyens généralement lourds. On assiste ces dernières années à l'émergence des techniques biologiques qui sont beaucoup moins onéreuses et très efficaces (**Loqman, 2009**). Ces procédés font appel aux microorganismes capables de biodégrader ces polluants très variés.

L'agriculture Saharienne en Algérie est en pleine expansion. Elle n'est malheureusement pas à l'abri de l'usage des pesticides. L'urgence de sélectionner des souches microbiennes indigènes, capables de biodégrader ces pesticides et de résister aux conditions difficiles du Sahara. Ces techniques de sélection utilisent les sols pollués afin de récupérer des souches résistants et déjà habituées à la présence de ces polluants. Les sols Sahariens de l'Algérie représentent des écosystèmes particuliers. L'exploration de ces sols dans des travaux relativement récents a montré une biodiversité microbienne importante (**Sabaou et al., 1992, Boudemagh, 2007**).

Les actinomycètes peuvent représenter un moyen de lutte efficace, grâce à leurs aptitudes physiologiques et métaboliques très avantageuses. Spécialement grâce aux multiples enzymes extracellulaires produits par ces bactéries et à la capacité de production de spores par la plus part de ces bactéries, qui favorise leur propagation et persistance dans les sols (**Ensign, 1978**). Malgré ces atouts, ce groupe bactérien n'a pas beaucoup fait

l'objet d'études de biodégradation des pesticides, comparativement aux autres microorganismes (**Sasikala *et al.*, 2012**).

Le but essentiel de notre travail est d'isoler et d'étudier la capacité des actinomycètes provenant du sol Saharien de la région de Ouargla et d'une sebkha d'El-Oued à utiliser différents pesticides comme seule source de carbone et d'énergie. Dans cette étude nous nous sommes d'abord assignés à réaliser une enquête au près des organismes spécialisés. Cette prospection nous permettra d'orienter nos investigations, vers les pesticides les plus utilisés en Algérie.

La partie bibliographique, comporte des informations générales sur les effets néfastes des pesticides et leurs résidus dans la nature. Il est question aussi de donner un état de lieu des travaux réalisés sur la biodégradation des pesticides par les actinomycètes et les autres microorganismes. Une partie concernant les actinobactéries est également envisageable.

La partie matériel et méthodes est consacrée à :

- L'isolement des actinobactéries provenant de sol saharien et d'une sebkha.
- Mettre en évidence la capacité de ces isolats à utiliser quelques pesticides comme seule source de carbone et d'énergie.
- Une pré-identification des souches actives.

Revue
bibliographique

1-1 Historique

Selon (**Calvet et al., 2005**), l'utilisation des pesticides en agriculture remonte à l'antiquité comme l'indique l'emploi du soufre cité par **Homère** et celle de l'arsenic signalé par **Pline l'ancien (Figure N° 01)**, utilisé comme insecticides. Depuis la fin du XVII^{ème} siècle, à la même époque l'utilisation de la nicotine a été recommandée par Jean de la Quintinie (1626-1688) après la découverte de ses propriétés toxiques. Cependant, c'est lorsque de graves épidémies avaient apparus surtout au cours des XIX^{ème} et XX^{ème} siècles, que des propriétés biocides de nombreux produits chimiques apparaissent et prennent une grande importance. L'apparition en Europe en 1845 du mildiou de la pomme de terre a contribué largement à ces progrès. Parmi les pesticides les plus utilisées au cours de XIX^{ème} siècle, les fongicides à base de sulfate de cuivre, en particulier la fameuse bouillie bordelaise (mélange de sulfate de cuivre et de chaux) mise au point par **A. Millardet** (1838-1902) qui en proposa l'utilisation en 1885. L'arsenic de plomb a été utilisé en Algérie en 1888 autant qu'insecticide pour lutter contre l'Eudémis de la vigne. Ensuite à partir de la 2^{ème} guerre mondiale, le DDT (Dichlorodiphényle trichloroéthane) de la famille des organochlorés, dont les propriétés insecticides ont été découvertes par Müller et Weissman en 1939, a connu un grand succès (lutte contre le Paludisme). D'autres produits herbicides ont été découverts par **Zimmerman** et **Hitchcock** en 1942. Le plus connu est l'acide 2,4-dichlorophénoxy-acétique (2,4-D) pour désherber les mauvaises herbes qui poussent avec les céréales comme le blé.

Après 1950, des insecticides très efficaces ont été découverts appartenant aux familles chimiques des organophosphorés et des carbamates comme la malathion et le parathion. Les fongicides organiques développés durant cette période appartiennent à diverses familles chimiques (les strobilurines, les composés hétérocycliques, les imidazoles ...). Les herbicides ont aussi connu un important développement, avec l'apparition des urées substituées (linuron, diuron...).

Dans les années 1970-1980 apparaît une nouvelle classe d'insecticides, les pyrétrinoïdes qui dominent le marché des insecticides.

Les produits spécifiques impliquant une connaissance toujours plus poussée de la physiologie du ravageur ou de sa cible ont aussi été mis sur le marché (**Tissut et al., 2006**).

Évolution des produits			
	HERBICIDES	FONGICIDES	INSECTICIDES
Avant 1900	Sulfate de cuivre ● Sulfate de fer	Soufre ● Sels de cuivre	Nicotine ●
1900 - 1920	Acide sulfurique ●		Sels d'arsenic ●
1920 - 1940	Colorants nitrés ▼ ●		
1940 - 1950	Phytohormones... ●		Organo-chlorés ● Organo-phosphorés ▼
1950 - 1960	Triazines, Urées substituées ▼ ● Carbamates	Dithiocarbamates ● Phtalimides	Carbamates ▼ ●
1960 - 1970	Dipyridyles, Toluidines... ●	Benzimidazoles ●	
1970 - 1980	Amino-phosphonates ● Propionates...	Triazoles ● Dicarboximides ● Amides, Phosphites ● Morholines ●	Pyréthriinoïdes ● Benzoyl-urées (régulateurs de croissance) ●
1980 - 1990	Sulfonyl urées... ●		
1990 - 2000	▼▼▼▼▼	Phénylpyrroles ● Strobilurines ●	▼▼▼

Figure N° 01: Evolution chronologique de l'usage des pesticides (données U.I.P.P).

1-2 Définition des pesticides

Le mot pesticide composé de deux parties: le suffixe « cide » qui a pour origine le verbe latin «caeder» qui signifie « tuer ». On lui a adjoint la racine anglaise « Pest » qui signifie animal ou plantes nuisibles à la culture (Colin, 2000).

Les pesticides sont des substances ou préparations permettant de lutter contre les ennemis des cultures et des produits récoltés. Leur composition élémentaire et leur structure chimique très variées sont à la base de propriétés physico-chimiques et biologiques très diverses. (Amadou, 2013).

Il existe, parallèlement, de nombreuses autres appellations des pesticides telles que produits phytosanitaires, produits agro-pharmaceutiques, produits antiparasitaires, les produits phytopharmaceutique, ou encore produits agri sanitaire (Belmonte *et al.*, 2005).

1-3 Composition des pesticides

Un pesticide comprend une ou des substances actives (ou matières actives) et des matières additives. Les substances actives ne sont pas utilisées telles quelles mais elles sont formulées. Selon (**Fournier et al., 2002**), la formulation des pesticides vise à assurer une efficacité optimale à la substance active et à en faciliter l'application pour l'agriculture. Le produit commercial est donc un mélange de plusieurs composants il contient la substance active associée à divers formulant :

- les diluants (solvants, charges).
- les additifs (matière colorante ou odorante).
- les adjuvants (produits destinés à améliorer la performance de la substance active) qui peuvent eux-mêmes présenter une certaine toxicité pour la plante traitée et l'utilisateur (**Fournier et al., 2002**).

1-4 Formulation des pesticides

1-4-1 Les pesticides formulés sous forme solide

Ils sont généralement de pré-semis et de prélevée et sont utilisés sur sols nus. Les granulés doivent diffuser lentement dans le sol. Les phytosanitaires peuvent être inclus dans des microcapsules poreuses de polymères (polyamides...) de diamètre moyen (25µm). Elles peuvent être dispersées en suspension dans l'eau (**Devaut, 2007**). Pour les formulations solides, on rencontre les granulés solubles (SG), les poudres mouillables (WG) (**Amatroppe, 2000**).

1-4-2 Les pesticides formulés sous forme liquide

Ils sont utilisés au cours de la post-levée, à des stades déterminés le plus souvent par le nombre de feuilles des plants. Les épandages aériens, encore pratiqués sur les forêts, mettent en œuvre des pesticides liquides ou micro-encapsulés (**Devaut, 2007**). Concernant les formulations liquides trois types sont utilisés (**Amatroppe, 2000**) :

- Les concentrés solubles (SL), composés des produits solubles dans l'eau.
- Les concentrés émulsionnables (EC, composés des produits liquides en émulsion dans le produit.
- La suspension concentrée (SC), composés de particules solides dispersées dans le produit

1-5 Le marché des pesticides

1-5 -1 Le marché mondial

Le marché mondial des pesticides représente environ 40 milliards de dollars. Il est stable depuis les années 2000 (UIPP, 2011). Les États-Unis sont le premier consommateur mondial de pesticides, suivent l'Inde, la France (1^{er} consommateur Européen), puis l'Allemagne.

La France est en 2012 le troisième utilisateur mondial de pesticides à usage agricole, après les États-Unis et le Japon et le Premier utilisateur de pesticides en Europe. Selon l'Union des industries de la protection des Plantes (UIPP).

Le Japon utilise 12 kg/ha et le 1^{er} consommateur de pesticides à l'hectare, l'Europe 3kg/ha, les États-Unis 2,5kg/ha et l'Inde 0,5 kg/ha

Selon la publication de l'UIPP (2011), le chiffre d'affaire (CA) mondial le marché des phytosanitaires a progressé de 15 %.

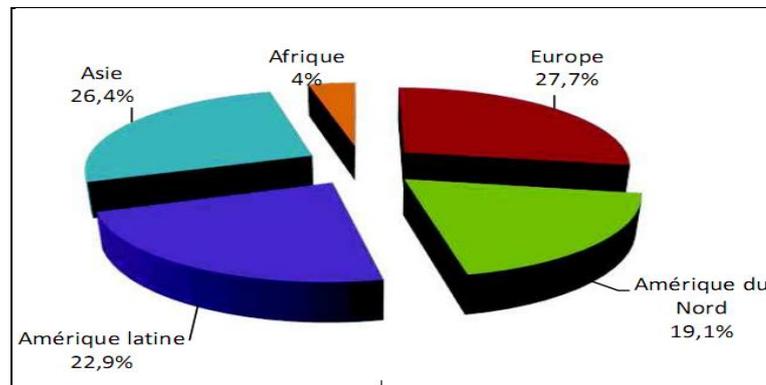


Figure N° 02: le marché mondial des pesticides dans le monde (UIPP, 2011).

D'après la même source, les herbicides sont les plus utilisés sur l'ensemble des cultures dans le monde (47% du marché) (Figures N° 02). En Europe et en Amérique du nord, les herbicides représentent 70 % à 80% des produits utilisés alors que Les fongicides représentent près de 26% et les insecticides 24% (UIPP, 2011).

1-5-2 le marché en Algérie :

L'agriculture algérienne, considérée dans son ensemble, n'est pas une grande utilisatrice de pesticides, comparativement, à celles d'autres pays (Etats-Unis, France et Japon, entre autres). En effet, selon les données de l'Union des Industries de la Protection des Plantes

(UIPP, 2009) et de la FOASTAT (2014), le marché algérien des pesticides représente 6,09 % du marché africain, qui, à son tour, représente 4,14% du marché mondial. Cependant, certains secteurs, à l'exemple des cultures maraîchères sous serres, sont, fortement, utilisateurs de pesticides.

1-6 Domaines d'utilisation des pesticides

Les pesticides sont utilisés en agriculture mais ont également de nombreux autres usages non agricoles.

Dans l'agriculture les pesticides sont utilisés pour assurer une meilleure stabilité du rendement agricole de plus, ces produits chimiques ont la capacité de réduire la perte des récoltes par les maladies fongiques, les insectes et même les rongeurs lors de leur entreposage. Finalement la protection des bâtiments agricoles et les matériels d'élevage est la raison la plus importante de l'utilisation de ces produits (Calvet *et al.*, 2005). En vue de la conservation de produits industrielle en cours de fabrication textiles, papier vis-à-vis des moisissures dans les circuits de refroidissement. En médecine pour éviter les épidémies humaines transmissibles par des vecteurs comme le cas du paludisme transmissible par les moustiques, ou même la protection contre la maladie de trypanosomiase ou maladie de sommeil (mouche tsi-tsi). Les pesticides sont également utilisés comme moyen de protection par exemple les matériaux et le bois (UITA, 2004).

1-7 Classification des pesticides

1-7-1 Le premier système de classification

Tient compte la nature chimique, la substance active qui compose majoritairement les produits phytosanitaires. Selon (Calvet *et al.*, 2005), celle-ci est donnée par sa composition élémentaire, sa composition fonctionnelle et par sa structure c'est-à-dire par l'arrangement dans l'espace des atomes qui constituent la molécule. Les principaux groupes chimiques sont cités dans le tableau au dessous.

1-7-2 Le deuxième système de classification

Repose sur le type de parasites à contrôler il existe principalement trois grandes catégories de pesticides selon la nature des cibles visées : les herbicides, les fongicides et les insecticides (Tableau N° 01).

Tableau N° 01: Système de classification des produits phytosanitaires (El Mrabet, 2008).

Deuxième système de classification		Premier système de classification
En fonction de la cible	Spectre d'action	En fonction de la nature chimique de la substance active
Herbicides	Les végétaux rentrant en concurrence avec les plantes à protéger en ralentissant leur croissance.	<ul style="list-style-type: none"> • Organochlorés • Organophosphorés • Les carbamates • Les pyréthrynoïdes • Les triazines • Les urées-substituées
Fongicides	Les champignons ou encore les bactéries responsables des phyto-maladies.	
Insecticides	Protection des plantes contre les insectes.	
Acaricide	Acariens.	
Némantocides	Contre les vers du groupe Nématodes.	
Rodenticides	Contre les rongeurs	
Molluscicides	Contre les limaces et les escargots	
Taupicides	Contre les taupes	
Corvicides et corvifuges	Contre les corbeaux et les autres oiseaux, ravageurs des cultures.	

1-8 Mode d'action des pesticides

1-8-1 Les herbicides

Peuvent agir sur les adventices se trouvant en concurrence avec une culture donnée. Suivant leur dose et leur période d'utilisation, ces composés peuvent être sélectifs ou non sélectifs en possédant différents modes d'actions sur les plantes, ils peuvent être :

- Perturbation de la photosynthèse (les triazines) et la division cellulaire (les carbamates) et inhibition de la synthèse des caroténoïdes (isoxazolidinones).

- Inhibiteur de la synthèse des lipides (les cyclohexanediones), la synthèse des acides aminés (les acides phosphoriques) et de cellulose (les benzamides) (**Louchahi, 2015**).

1-8-2 Les insecticides

Les insecticides agissent par contact, par inhalation ou par ingestion des molécules par l'insecte. Ils interviennent en éliminant ou empêchant la reproduction des insectes avec différentes manières : (**Louchahi, 2015**).

- Les insecticides agissant sur la respiration cellulaire (phenoxy-pyrazole....).
- Les insecticides de type régulateurs de croissance (thiadiazines...).
- Les insecticides agissant sur les systèmes nerveux (Organophosphorés).

1-8-3 Les fongicides

Ils peuvent agir différemment sur les plantes comme étant : (**Louchahi, 2015**).

- Des fongicides affectant les processus respiratoires (dithiocarbamates) ainsi que la division cellulaire (benzimidazoles).
- Inhibiteurs de la biosynthèse des stérols, des acides aminés ou des protéines et le métabolisme des glucides.

1-9 Effets des pesticides

1-9-1 Effet sur la contamination des eaux et la faune aquatique

La contamination des eaux par les pesticides est impliquée dans près d'un quart des cas de non-conformité des eaux destinées à l'alimentation humaine (**IFEN, 2002**). **IFEN (2004)** avançait que 80% des eaux de surface et 57% des eaux souterraines analysées présentaient des concentrations en phytosanitaires supérieures au seuil de potabilisation et induisaient la perturbation du milieu aquatique.

L'emploi des produits phytosanitaires et leurs dérivés peuvent provoquer un risque élevé pour les communautés d'espèces aquatiques par la mortalité des poissons, les mollusques, les petits crustacés, les algues et les plantes aquatiques (**Aissaoui, 2013**).

1-9-2 Effet des pesticides sur les sols

Les effets des pesticides sont très diverses et affectant plusieurs fonctions de la microflore des sols (**Clavet *et al.*, 2005**). En effet plusieurs études ont montré que l'emploi massif de pesticides peut avoir des répercussions majeures sur les autres invertébrés (**Relayea, 2009**). Les pesticides peuvent affecter la fertilité du sol a long-terme mais leurs action est mal connue et elle dépend de plusieurs facteurs, ces substances affectent aussi les vers de terre, le mycorhize symbiotique et d'autre organisme (**Isenring, 2010**). Le nombre, les caractères physiques et chimiques et la diversité de la flore microbienne peuvent être aussi modifiées par les pesticides (**Kucharski *et al.*, 2016**).

1-9-3 Effet des pesticides sur la microflore du sol

Les pesticides peuvent être toxiques pour les microorganismes des sols. Dans ce cas, l'activité microbienne est ralentie et on assiste à une sélection des microorganismes résistants aux pesticides ou pouvant l'utiliser comme source de carbone. Cela se traduit par des réajustements microbiens pouvant être associés à des modifications de caractéristiques physiologiques de la microflore des sols et à une diminution de la diversité des microorganismes (**Columa, 1977; Barriuso *et al.*, 1996**). Une étude d'impact de l'utilisation prolongée de pesticides dans un agrosystème cotonnier, menée par (**Hussain *et al.*, 2001**), a révélé que l'endosulfan, le profenofos, l'alphametrine et le methamidophos diminuaient la population bactérienne. La même observation a été faite par (**Mider *et al.*, 2002**) sur un sol cultivé en pomme de terre traitée par du dinoseb et du glufosinate. Concernant la population totale de champignons, le dimethoate entraînait une diminution de la population de champignons alors que l'endosulfan, le monocrotophos, le profenofos et le methamidophos la stimulaient. Une autre étude réalisée par (**Eisenhauer *et al.*, 2009**), indique que Certains insecticides organophosphorés (comme le dimethoate) peuvent réduire l'activité et la biomasse des micro-organismes de sol. Tandis que d'autres (comme le fosthiazate) peuvent contrairement augmenter la biomasse microbienne.

1-9-4 Effets des pesticides sur les plantes visées

Les insecticides n'ont pas vraiment d'effets marqués sur les végétaux. Toutefois des perturbations de croissance de plantes par des composés organochlorés ont été observées ainsi que des effets toxiques sur les algues. En revanche, les herbicides peuvent avoir des effets très dommageable et cela en deux circonstances. Le premiers correspondant aux

transfères sur les végétaux voisins d'une culture traitée et relevé des pratiques de traitements mise en œuvre. La deuxième concerne la persistance des herbicides (**Clavet et al., 2005**).

1-9-5 Effets des pesticides sur la faune sauvage

Tous les organismes sont susceptibles d'être exposés aux pesticides et d'en subir des effets néfastes. Les effets sur les oiseaux, les poissons et les mammifères ont été souvent décrits. Les insectes non visés n'y échappent pas également et le cas le plus médiatisé est celui des abeilles (**Clavet et al., 2005**). L'empoisonnement de la faune sauvage dépend de la toxicité d'un pesticide, de la quantité appliquée, de la fréquence, de moment et de la méthode de pulvérisation (par exemple la pulvérisation fine a tendance à être emportée par le vent), de climat, de la structure de la végétation et de type de sol. Les insecticides, rodenticide, fongicide, (pour le traitement de semence) et les herbicides, encore plus toxique, menaçant la faune sauvage qui y est exposée (**Isenring, 2010**).

1-9-6 Effets des pesticides sur les humains

Les pesticides peuvent se retrouver dans l'organisme humain directement par ingestion, inhalation ou pénétration cutanée ou indirectement par l'intermédiaire des sols, des poussières, d'eau ou d'aliments contaminés (**WHO, 1992**). Les résidus de pesticides peuvent entraîner des désagréments pour la santé comme : des troubles de la reproduction, le développement du système nerveux. Une toxicité neurologique aiguë, l'affaiblissement du développement neurologique chronique, un dysfonctionnement des systèmes immunitaires de la reproduction et endocrinien ont également été rapportés (**Aissaoui, 2013**). L'exposition aux pesticides peut aussi être la cause du développement de cancer (**Hercegovà et al., 2007**). Certains pesticides sont aussi considérés comme étant des perturbateurs endocriniens, c'est-à-dire qu'ils interfèrent avec les hormones en stimulant leur action par ailleurs, il a été montré que chez les agriculteurs, les cancers de la prostate et de l'estomac étaient plus fréquents (**Meyer et al., 2003**).

1-9-7 Effets des pesticides sur la biodiversité

Les pesticides sont un facteur majeur d'incidence sur la diversité biologique, de même que la perte d'habitat et le changement climatique.

- Les pesticides affectent la faune sauvage directement et indirectement via les sources d'alimentation et les habitats.
- Les pesticides accumulés le long de la chaîne alimentaire, particulièrement les perturbateurs endocriniens, présentent un risque à long-terme pour les mammifères, les oiseaux, les amphibiens et les poissons,
- Les insecticides et herbicides à large spectre réduisent les sources de nourriture pour les oiseaux et les mammifères. Cela peut amener à un déclin substantiel des populations d'espèces rares (**Isenring, 2010**).

1-9-8 Effets sur les aliments

L'utilisation en quantités excessives ou l'utilisation sans expérience des pesticides, laissent inévitablement des résidus de la substance active ou de ces métabolites dans nos fruits et légumes frais ou transformés (**Bhanti, 2007**). En effet les aliments comme les viandes, les œufs et les produits laitiers peuvent constituer une source importante de ces substances (**Invs, 2013**).

En Algérie dans l'année 2008, les données sanitaires sont édifiantes. Des analyses réalisées par le centre Algérien du contrôle de la qualité et l'emballage (CACQE) ont touché 7.675 échantillons alimentaires, 2.419 échantillons sont déclarés non conformes, soit 32 % du total. Plus encore, Chelabi en 2009, ingénieur agronome, spécialiste en cultures maraichères, indique que la moitié des fruits et légumes dont notamment les poivrons, piments, tomates, poireaux, laitues et épinards, vendus sur les étals, contiendraient ces substances chimiques très dangereuses (**Amine, 2009**).

1-10 Comportement des pesticides dans l'environnement

Lors du traitement des cultures, la majeure partie des quantités de pesticides apportées atteint le sol (**Figure N° 03**), soit parce que les pesticides y sont directement appliqués, soit parce que la pluie a lessivé le feuillage des plantes traitées. Le sol occupe donc une position centrale dans la régulation du devenir des pesticides dans l'environnement et il aura un double rôle de stockage et d'épuration (**Barriuso et al., 1996**). Les mécanismes qui gouvernent ce devenir sont nombreux et encore souvent mal connus. Cependant, suivant un schéma classique, ils peuvent se classer en trois types (**Barriuso et al., 1996**).

1-La rétention ou les pesticides reste piégé dans le sol (stockage)

2- La biodégradation (biotique et abiotique).

3- Le transfère (vers l'atmosphère, les eaux de surface, les eaux souterraines)

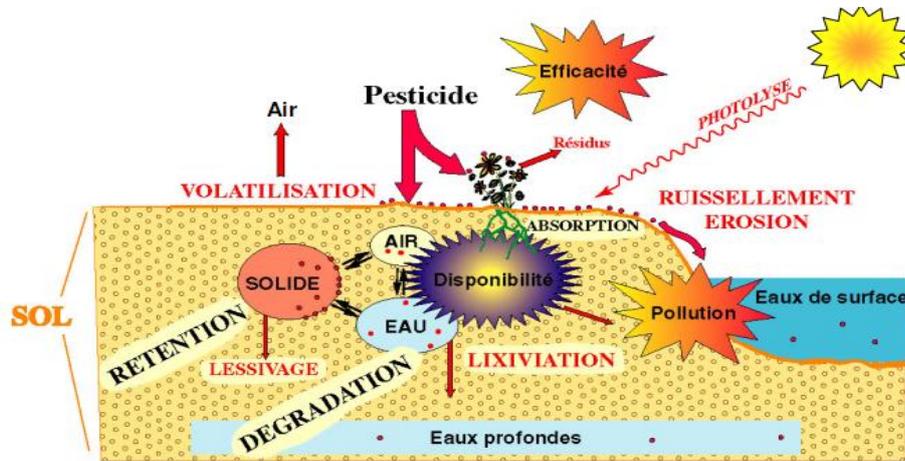


Figure N°03: Processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols conditionnant leurs efficacités ou leur Caractère polluant (**Barriuso et al., 1996**).

1-10-1 La rétention

La rétention se réfère à la capacité du sol à retenir le pesticide et à limiter son déplacement à l'intérieur ou à l'extérieur de la matrice du sol. Ce terme englobe le processus d'adsorption sur le sol lui-même, mais aussi d'adsorption dans la matrice et les organismes du sol, les plantes et les microorganismes (**Barriuso et al., 1996**). L'adsorption représente le phénomène majeur d'immobilisation des composés dans le sol. Les sols à forte teneur en matière organique absorbent les produits phytosanitaires et limitent ainsi leur migration avec l'eau qui percole et circule en surface, d'où une protection des milieux aquatiques. Plusieurs liaisons de natures différentes peuvent s'établir entre les molécules de pesticides et les particules de sol : de vanderwals, ioniques et celles de coordination (**Calvet et al., 2005**).

1-10-2 Dégradation des pesticides

La dégradation joue un rôle important dans le devenir des pesticides en ce qu'elle assure la transformation de la molécule initiale d'une manière plus ou moins prononcée, diverses réactions chimiques et/ou biochimiques peuvent se produire et conduire à la transformation partielle ou complète du pesticide.

Il existe différents paramètres influençant la dégradation des pesticides : la nature du sol (structure, texture, flore microbienne, oxygénation, matières organiques), la teneur en eau, la température, Le pH.

1-10-2-1 La dégradation abiotique

➤ La photo-décomposition

Aussi bien dans l'air, à la surface du sol, dans l'eau ou sur la plante, les liaisons chimiques entre les atomes des pesticides peuvent être détruites par photodégradation par les rayons ultraviolets et les rayons X (**Calvet *et al.*, 2005**). Les réactions photochimiques englobent différents types de réactions telles que des oxydations, des hydroxylations, des polymérisations, déchlorinations, etc. ces réactions se produisent soit directement par l'excitation du pesticide. Soit par l'intermédiaire d'un autre composé susceptible lui aussi d'être excité facilement (**Schiavon *et al.*, 1995**).

➤ La dégradation chimique

Dégradation chimique ou abiotique se produit par des réactions incluant l'hydrolyse, l'oxydoréduction et l'ionisation (**Beltran *et al.*, 2001**). Les réactions d'hydrolyse sont catalysées par la présence d'hydrogène ou d'ion hydroxyde, d'où un taux de réaction fortement dépendant du pH (**Gavrilescu, 2005**).

1-10-2-2 La dégradation biotique des pesticides

La dégradation biotique des pesticides dans le sol et dans les eaux, est réalisée par la microflore présente dans ces milieux et consiste en des transformations chimiques dues à leurs systèmes enzymatiques. Les réactions de dégradation des pesticides peuvent se dérouler à l'intérieur et/ou à l'extérieur des microorganismes (**Calvet *et al.*, 2005**).

trois mécanismes sont considérés comme étant directement à l'origine de la dégradation microbienne des pesticides: ce sont le métabolisme direct, le cométabolisme et la conjugaison.

➤ Le métabolisme direct

Consiste en une utilisation des pesticides comme source d'énergie par les microorganismes. En effet, ils ont besoin d'éléments nutritifs (C,N, P, S, éléments traces)

d'eau et d'énergie pour croître et maintenir leur activité. Certaines bactéries, sont capables d'assurer la minéralisation complète des molécules de pesticide (Calvet *et al.*, 2005).

➤ **Le Co-métabolisme**

La dégradation complète des pesticides et la production de métabolites par ce processus requiert la participation de plusieurs souches. Les métabolites formés ont des propriétés différentes de celles du pesticide initial, en particulier celles relatives à leur transport et leur toxicité. Ils sont souvent plus polaires et donc plus solubles dans l'eau et parfois plus toxiques (Calvet *et al.*, 2005).

➤ **La conjugaison**

Est un processus au cours duquel des pesticides interagissent entre eux ou avec d'autres molécules présentes dans la solution du sol, les réactions chimiques étant catalysées par des enzymes exocellulaires (Calvet *et al.*, 2005). Elle conduit à l'union de deux molécules par méthylation ou par acétylation. Lorsque la conjugaison réunit plus de deux molécules on parle de condensation.

1-10-3 Transfert des pesticides

1-10-3-1 Transfert des pesticides vers les eaux souterraines

Les processus de transfert impliqués sont divers et les quantités transférées sont en fonction des caractéristiques physico-chimiques des pesticides et des sols mais aussi des conditions climatiques (Beigel *et al.*, 1999).

➤ **La lixiviation**

Elle permet, en milieu non saturé en eau, de transférer des pesticides jusque aux nappes souterraines au cours de l'infiltration. Son importance est fonction du partage avec le ruissellement. Les modalités d'infiltration de l'eau dépendent des caractéristiques pédologiques et expliquent les différences observées entre les prélèvements dans des piézomètres voisins (Calvet *et al.*, 2005).

➤ **Le transport particulaire**

Les molécules de pesticides associées à des particules colloïdales minérales ou organiques peuvent être transportées jusqu'aux nappes phréatiques. Les substances

humiques et d'autres composés organiques colloïdaux provenant, par exemple, de lixiviats de décharges peuvent fixer des pesticides et accroître leur solubilité apparente dans l'eau. De même, les transferts de pesticides dans les eaux souterraines pourraient trouver une explication dans la présence de composés organiques colloïdaux dans les aquifères sableux (Amadou, 2013).

1-10-3-2 Transfert des pesticides vers l'atmosphère

La durée et l'intensité des émissions des pesticides vers l'atmosphère sont très variables selon la nature chimique du composé, le mode d'application et les conditions pédoclimatiques locales. Il se fait en deux temps ce transfert peut être consécutif à un processus de volatilisation ou par érosion éolienne.

➤ La volatilisation

C'est un processus qui permet le transfert, par évaporation ou sublimation, des composés du sol ou des plantes vers l'atmosphère. Dans un premier temps, une partie de la quantité appliquée se volatilise à la suite d'un déplacement d'équilibre entre la phase solide ou liquide et la phase gazeuse. Le deuxième temps correspond à la dispersion de la vapeur résultante dans l'atmosphère par diffusion ou par mélange turbulent. En fonction des propriétés physico-chimiques des pesticides et des conditions environnementales, des pertes par volatilisation allant jusqu'à 90% des doses appliquées peuvent être enregistrées.

Ces derniers semblent plus importants et plus rapides selon La durée et l'intensité des émissions vers l'atmosphère sont très variables selon la nature chimique du composé, le mode d'application et les conditions pédoclimatiques locales (Amadou, 2013).

➤ L'érosion éolienne

Sa contribution à la contamination de l'atmosphère n'est pas la plus importante ni la plus étudiée. Cependant, certains herbicides peuvent être soumis à ce processus bien que les quantités émises soient faibles par rapport aux pertes par volatilisation (Amadou, 2013).

1-11 Problème de Persistance des pesticides

La persistance d'un pesticide dans le sol peut être considérée d'un point de vue analytique (durée pendant laquelle la molécule peut être dosée), agronomique (durée

pendant laquelle la molécule produit l'effet souhaité, effet phytotoxique sur les mauvaises herbes par exemple) ou environnemental durée pendant laquelle un pesticide a un effet non souhaité sur des organismes vivants) (**Calvet *et al.*, 2005**). D'une manière générale, plus un pesticide est retenu dans le sol, moins il est mobile mais il présente de risque de contamination des nappes. Par contre plus il sera persistant plus il restera dans le sol avec de possible problèmes d'accumulation et plus il aura d'occasion d'être soumis à des phénomènes de transfert entraînant une contamination des nappes (**Barriuso, 2004**).

Certains pesticides comme les organochlorés ont une persistance dans le sol pouvant varier de quelques heures à plusieurs années. Ainsi, bien que leur utilisation ait été interdite ou restreinte depuis des années dans beaucoup de pays, ils continuent d'être détectés dans les sols (**Hildebrandt *et al.*, 2009**).

En Inde, Mishra et ses collaborateurs sont rapportés des concentrations moyennes en HCH total et DDT assez élevées dépassant 705 ng/g. En chine, dans une étude réalisée dans des parcs urbains, Dans la même rubrique, des pesticides de la famille de l'endosulfan et du DDT figuraient parmi les pesticides les plus détectés dans les sols bien que leur application récente n'ait pas été signalée (**Bolaños *et al.*, 20011**).

2-1 Introduction

Les populations microbiennes telluriques et aquatiques sont pour la plus part, bien armées afin d'hydrolyser les molécules les plus divers présentes dans leurs milieux environnent. Les investigations sur ces différentes aptitudes ont permis de découvrir que certains microorganismes sont capables de tolérer ou de croître en présence de fortes concentrations de pesticides. Ces isolats microbiens ont la possibilité d'utiliser ces xénobiotiques dans leur nutrition comme seule source de carbone, d'azote ou de phosphore (**Singh *et al.*, 2000**). Cette découverte constitue une voie très intéressante pour l'élimination biologique et le traitement de ces déchets très dangereux. D'ailleurs plusieurs microorganismes du sol, ont montrés leurs capacités à biodégrader une variété importante de pesticides. Ces capacités métaboliques se traduisent généralement par la production d'enzymes extracellulaires. Ces biomolécules catalytiques sont gérées par des gènes spécifiques dans le patrimoine génétique de ces organismes. La liste de ces bactéries est très grande et les chercheurs tentent de trouver le microorganisme le plus efficace, le plus rapide et le plus adapté aux écosystèmes à dépolluer.

Les travaux de biodégradations des pesticides continuent d'affluer jour après jour, dans l'espoir d'utiliser ces organismes dans la bioremédiation des sites telluriques et aquatiques les plus variés. L'enjeu est très prometteur, car il offre des possibilités économiques et environnementales très intéressantes.

2-2 la Biodégradation des pesticides par les actinomycètes

Au cours des dernières années, les actinobactéries ont attiré l'attention en tant que candidats à l'application dans la bioremédiation des sols contaminés (**Fuentes *et al.*, 2010**). Ces bactéries omniprésentes, possèdent des possibilités de résistances grâce aux spores produites par beaucoup d'entre elles. Cette capacité leur permet une grande dissémination dans les différents écosystèmes. Ces microorganismes sont très riches du point de vue métabolique. Ils sont capables de s'adapter aux conditions les plus dures et les plus extrêmes. Ce sont donc des candidats potentiels pour la bioremédiation des écosystèmes les plus variés.

2-2-1 *Streptomyces* sp

Un nombre important de *Streptomyces* sont des agents de biodégradation et d'utilisation de plusieurs composés organophosphorés. Certaines souches sont capables de dégrader le glyphosate par clivage de la liaison C-P accompagnée par la formation d'une autre molécule « la sarcosine » (**Obojska et al., 1999**). Certains *Streptomyces* ont la capacité de dégrader l'alachlore, le diuron, le lindane, le chlordane, méthoxychlore et la cyperméthine. (**Giri et al., 2005**). Dans une étude menée par **Benimeli et al., en 2003**, 93 colonies appartenant au groupe des actinobactéries ont été isolées à partir des eaux usées et ont été testés contre 11 pesticides organochlorés notamment l'Aldrin, chlordane, DDD, DDE, DDT, dieldin, heptachlor, l'éptachlorepoxydes, lindane et le methoxychlor. Parmi ces bactéries, quatre souches identifiées comme étant *Streptomyces* sp ont été sélectionnées pour leurs activités positives contre ces pesticides. Dans un autre travail mené par (**Benimeli et al., 2007**), l'étude a démontré que la souche *Streptomyces* sp M7 isolée à partir des sédiments contaminés par les pesticides en Argentine et Tucuman, est capable d'utiliser le lindane comme seule source de carbone. En effet, la présence de l'indane dans le milieu favorise la synthèse de la dechlorinase par *Streptomyces* sp M7, un caractère d'intérêt pour utiliser cette souche dans la biorémediation des sols contaminés. (**Briceno et al., 2012**), ont réalisés un isolement des actinomycètes à partir des sols contaminés par les pesticides organophosphorés. Deux souches identifiées comme étant *Streptomyces* sp AC5 et *Streptomyces* sp AC7 ont montrés une capacité de croître en utilisant l'insecticide chlorpyrifos comme apport en carbone. Le résultat indique également que ces deux souches, sont capables de dégrader 90% de chlorpyrifos après 24 heures d'incubation. *Streptomyces. alanosinicus*, est une bactéries très efficaces pour dégrader le carbofuran elle peut arriver jusqu'à 95% de dégradation en utilisant le carbofuran comme source de carbone et s'applique aux sols salins pour son aptitudes à vivre dans les sols salins (**Chougale et Deshmukh, 2007**). La liste des travaux sur les *Streptomyces* n'est pas terminée elle est longue. Les pesticides suivants sont également dégradés par les *Streptomyces*, il s'agit de l'atrazine, le carbofurn, le diuron, la cyperméthrine, le l'indane et bien d'autres (**Sette et al., 2004; Vancov et al., 2005; Castillo et al., 2006 ; Jayabarath et al., 2010; Lin et al., 2011**).

2-2-2 *Arthrobacter* sp

Dans des travaux relativement anciens, la dégradation du diazinon a été également signalée pour deux souches *d'Arthrobacter* sp (**Barik et al., 1979**). La conversion du glyphosate à l'acide amino méthyl phosphonique par *Arthrobacter atrocyaneus* a été étudiée dans les travaux de **Pike et Amrhein en 1988**). (**Huiling et al., 2014**) ont montrés que certaines espèces *d'Arthrobacter* ont un rôle dans la dégradation de plusieurs pesticides et sont proposées pour le traitement des eaux usées.

2-2-3 *Nocardioides* sp

Selon (**Mulbry, 2000**) *Nocardioides simplex* NRRL B-24074, possède un système d'enzymes capable de la dégradation du coumaphos. L'utilisation de l'herbicide mono, di, et tri chloro phenoxy acétate comme seul source de carbone et d'énergie est démontrée chez des espèces de *Nocardioides* (**Loos et al., 1967**). Dans une étude sur la dégradation de l'atrazine, le résultat montre que sauf *Pseudaminobacter* et *Nocardioides* sp sont capables de dégrader l'atrazine. La minéralisation de l'atrazine est rapide chez *Pseudaminobacter*, alors qu'elle prend plusieurs jours chez *Nocardioides* sp. De plus, cette étude montre que le temps de demi-vie de l'atrazine est de 5 jours pour les *Pseudaminobacter* inoculé du sol et de 3 jours pour *Nocardioides* inoculé du sol (**Topp, 2001**). Cette étude a montré clairement l'efficacité de l'application des actinomycètes dans la dégradation de l'atrazine comparant aux autres bactéries du sol.

2-2-4 *Flavobacterium* sp

Le premier microorganisme capable de dégrader les composés organophosphorés a été isolé en 1973 il a été identifié comme étant *Flavobacterium* sp (**Singh et al., 2006**). Un autre pesticide dégradé par *Flavobacterium* sp. Est le Coumaphos (**Sethunathan et Yoshida, 1973**). Le Diazinon signalé par **Sethunathan et Yoshida, en 1973** est également dégradés par une espèce appartenant à *Flavobacterium*. La voie de la conversion du glyphosate à l'acide aminom éthyl phosphonique a été observée aussi chez cette bactérie (**Pipke. et al., 1987**). L'utilisation de l'insecticides parathion comme source de carbone a été observé aussi chez *Flavobacterium balustinum* (**Somara et Siddavattam, 1995**).

2-2-5 *Rhodococcus* sp

La liste des aptitudes de biodégradation des *Rhodococcus* est longue nous citons ici quelques exemples. Les *Rhodococcus* sont des germes très intéressants par la diversité de leurs actions dépolluantes sur les hydrocarbures, les pesticides et les herbicides et bien d'autres molécules polluantes de la nature (**Crawford In Pelmont, 2005**). La souche *Rhodococcus* sp. 0246b décrite par **Parekh et al., 1994** est capable d'utiliser l'herbicide métamitron comme seule source de carbone en minéralisant partiellement le cycle phényle. La dégradation du Bromoxynil est assurée aussi par la bactérie *Rhodococcus rhodocrous* (**Topp et al., 1992**).

2-2-6 *Nocardia* sp

Pour ce genre la souche *Nocardia* B-1 a été rapportée pour dégrader le coumaphos par un système enzymatique (**Mulbry, 1992**), (**Chacko et al., 1966**) montrent que les actinomycètes du genre *Nocardia* sont capable de dégrader l'insecticide DDT en DDD par une réaction de dechlorination et le BCNB en pentachloraniline durant la phase de croissance. Alors que (**Osman et al., 2005**) ont étudié l'effet du fongicide azoxystrobine sur les microorganismes du sol capable de se développer sur les milieux pauvres. Ils ont rapporté que ce fongicide a stimulé la croissance de *Nocardia*.

2-2-7 *Micromonospora* sp

Les actinomycètes du genre *Micromonospora* peuvent dégrader l'alachlore, le diuron le lindane, le chlordane, le méthoxychlore et la cyperméthine (**Giri et al., 2005**), ainsi que le chlorpyrifos, et le methoxychlor (**kalia et Gozal, 2011**) De plus La croissance de *Micromonospora* s'est révélée être associée à l'application de l'insecticide Endosulfan β . (**Elsaid et al., 2009**).

2-2-8 *Mycobacterium* sp

(**Ali et al., 2008**) ont constaté que *Mycobacterium* était connus pour avoir une meilleure adaptabilité aux sols pollués. (**Elsaid et al., 2009**) ont constaté que l'Application de l'insecticide endosulfan plus l'urée et les engrais phosphatés ont augmentés le nombre de *Mycobacterium*.

2- 3 Autres bactéries et champignons impliqués dans la dégradation des pesticides

2-3-1- Les insecticides

2-3-1-1- Les composés organophosphorés

Les composés organophosphorés sont les insecticides les plus largement utilisés surtout en agriculture afin de combattre les différents insectes ravageurs. Nous citons dans ce qui suit quelques insecticides les plus utilisés.

➤ Le parathion

Le parathion est l'un des pesticides organophosphorés les plus étudiés (**Singh et Walker, 2006**). Pour la plupart des microorganismes capables de dégrader le parathion, la décomposition de ce pesticide débute par l'hydrolyse de la liaison phospho-triester (**Sharmila et al., 1989**). En effet, dans une étude sur la dégradation du parathion par des cultures mixtes de *Bacillus* sp. il s'avère que la dégradation est assurée par la réduction du groupe nitro qui est à son tour hydrolysé en p-aminophénol (**Sharmila et al., 1989**). Un autre rapport de conversion du parathion en paraoxone avant l'hydrolyse des liaisons phospho-triester a été signalée dans une autre étude par une autre culture bactérienne mixte (**Tomlin, 2000**).

Dans une autre étude **Singh et Walker en 2006** ont montrés que *Pseudomonas* sp est capable d'hydrolyser le parathion pour donner le p-nitrophénol et le thiophosphate de diéthyle. Ces deux composés sont produits également chez *Pseudomonas stutzeri* après la dégradation du parathion cometaboliquement (**Kanekar et al., 2004**). Dans des travaux relativement anciens, plusieurs espèces de *Bacillus* ont montrés la capacité de dégrader le parathion par la réaction d'hydrolyse (**Nelson, 1982**). La même chose est observée avec *Pseudomonas putida* utilisant le parathion comme source de carbone et d'énergie (**kumari, 1994**). Des travaux similaires ont montrés également la dégradation de ce pesticide par par *Bacillus* sp (**Sharmila et al., 1989**).

➤ Le malathion

Ce pesticide organophosphoré est largement utilisé dans les cultures des fruits et des légumes. (**Zeinat et al., 2008**) ont montré la capacité de *Bacillus thuringiensis* à dégrader le malathion dans des milieux minimum salins. L'ajout de glucose et de l'extrait de levure, augmente la croissance de cette bactéries jusqu'à 105 fois ce qui dégrade plus de 99% de

malathion dans 30 jours seulement. Dans une étude plus récente, l'utilisation comme seule source de carbone et d'énergie même à haute concentration du malathion a été réalisée par *Bacillus* et *Pseudomonas aeruginosa*. Cela a été confirmé par l'analyse des résidus de malathion par chromatographie et la spectrophotométrie de masse. Ces isolats, peuvent avoir un intérêt dans la bioremédiation des sols pollués par la malathion (**Meriem et al., 2014**).

➤ **Le chlorpyrifos**

Dans une étude menée par (**Singh et al., 2004**), le chlorpyrifos était rapidement hydrolysé en 3,5,6 trichloro-2-pyridinol (TCP) à toutes les concentrations étudiées par une souche d'*Enterococcus* isolée du sol. Cette bactérie avait une forte activité de phosphotriesterase (OPH) cette enzyme est capable d'hydrolysé une concentration de chlorpyrifos de 35 mg/l pendant 24h dans les milieux de culture liquide. La souche *Pseudomonas desmolyticum* NCIM 2112 est capable de dégrader le chlorpyrifos en métabolite non toxique par la conversion de ce pesticide en 2-pyridinol ou en thiophosphate (**kedar et al., 2013**). La dégradation in vitro du chlorpyrifos a été rapportée aussi chez *Pseudomonas diminuta* (**Serdar et al., 1982**). Certains champignons comme *Phanerochaete chrysosporium* (**Yu et al., 2006**) sont capables de minéraliser le chlorpyrifos.

➤ **Le monocrotophos**

Le Monocrotophos est largement utilisé pour lutter contre les pucerons, les cicadelles, les acariens et autres parasites du feuillage. La dégradation du monocrotophos par *Bacillus* sp, isolé à partir du sol préalablement traité a été signalée (**Rangaswamy et Venkateswaralu, 1992**). *Pseudomonas aeruginosa* F10B et *Clavibacter michiganense* ssp. *insidiosum* SBL font partie des bactéries capables d'utiliser le monocrotophos comme source de phosphore, mais pas comme source de carbone (**Singh et Singh, 2003**). **Bhadbhade et al., en 2002**, ont montré que *Pseudomonas mendocina* est capable de dégrader le monocrotophos, les gènes responsables de cette biodégradation sont plasmidiques. Dans les travaux de (**Subramanian et al., 1994**), l'importance de deux algues différentes, *Aulosira fertilissima* ARM 68 et *Nostoc muscorum* ARM 221 a été prouvée dans la dégradation du monocrotophos en utilisant ce pesticide comme source de phosphore unique.

➤ **Le coumaphos**

Le coumaphos est utilisé comme acaricide pour lutter contre les tiques de bovins. **(Harwood et Gibson, 1988)**, ont rapporté que *Rhodopseudomonas palustris* peut dégrader les acides cinnamiques et le 4-coumarique. *Ralstonia* sp LD35 dégrade également un composé analogue. **Horne et al., (2002)** ont isolés un *Agrobacterium radiobacter* P230 capable d'hydrolyser le coumaphos à partir d'une culture d'enrichissement contenant ce dernier comme seule source de phosphore. Le Coumaphos est dégradé par *Pseudomonas diminuta* **(Serdar et al., 1982)**, et *Enterobacter* sp. B-14 **(Singh et al., 2004)**.

➤ **le fénamiphos**

Le Fénamiphos est un organophosphorés largement utilisé pour la lutte contre les nématodes du sol. Des systèmes microbiens ont été retrouvés capables de minéraliser le fénamiphos **(Kertesz et al., 1994)**. *Brevibacterium* sp. MM1 hydrolyse le fénamiphos et ses produits d'hydrolyse, mais ne peut pas utiliser ces produits d'hydrolyse comme sources d'énergie **(Megharaj et al., 2003)**. La dégradation du sulfonate toluène (un métabolite de la dégradation du fénamiphos) est assurée par la bactérie *Comamonas testosteroni* T-2 **(Hooper et al, 1990)**. Les cyanobactéries interviennent aussi dans la transformation des fénamiphos en composants stables et non toxiques **(Caceres et al., 2008)**.

2-3-1-2 Les composés chlorés

Les pesticides chlorés peuvent être dégradés en utilisant une combinaison de décomposition aérobie-anaérobie. C'est l'une des méthodes les plus efficaces pour la biodégradation de ces insecticides **(Li et al., 2005)**.

➤ **Les endosulfans**

Différentes bactéries possèdent le potentiel de dégrader les endosulfans. Les *Micrococcus* et les *Pseudomonas* sont les plus actifs **(Li et al., 2004)**. Dans une autre étude, il apparaît que 29 autres bactéries ont été isolées à partir du sol contaminé par l'endosulfan, sont capables de dégrader 90% de alfa et bêta endosulfan **(Jayashree et Vasudevan, 2007)**. *Klebsiella pneumoniae* et *Pandoraea* sp présentent également une grande capacité de dégrader un pourcentage de 95 à 100% de l'alfa et bêta-endosulfan avec la production de l'endosulfan sulfate après une incubation de 18 jours. *Klebsiella oxytoca* possède aussi la capacité de dégrader 145 à 260 mg de l'endosulfan pendant 6 jours

(Goswami *et al.*, 2009). La dégradation de L'endosulfan est observée chez des champignons comme *Aspergillus niger* (Bhalerao *et al.*, 2007).

➤ **L'hexa-chlorocyclohexane HCH**

La dégradation microbienne de l'HCH est habituellement effectuée en utilisant des systèmes de culture pure ou mixte. Il y a eu des rapports concernant la dégradation aérobie de γ -HCH par *Sphingomonas* (Singh *et al.*, 2000), ou par les champignons de la pourriture blanche comme le *Trametes hirsutus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Cyathusbulleri* et *Phanerochaete sordida* (Singh et Kuhad, 2000). Les mécanismes qui décrivent le processus de dégradation du HCH sont cependant rares (Camacho *et al.*, 2012).

➤ **Le lindane**

Parmi les bactéries, on cite *Pseudomonas* appelé maintenant *Sphingomonas paucimobilis* est capable de croître sur le Lindane comme seule source de carbone et d'énergie (Nagata *et al.*, 1999). Les cyanobactéries ont aussi des potentialités intéressantes de dégradation du lindane *Anabaena*, *Nostoc*, *Phormidium* et d'autres sont les acteurs de dégradation de ce pesticides ; les plus connus (Kuritz *et al.*, 1997). Le champignon *Conidiobolus* joue également un rôle dans la dégradation complète du lindane (Nagpal *et al.*, 2008). La souche *Sphingobium japonicum* LZ-2 peut décomposer 20 mg/L de lindane en 10 heures (Liu *et al.*, 2007).

➤ **Le DDT**

Dans une étude récente, une nouvelle bactérie capable d'utiliser le 1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorophényl) éthane (DDT) comme seule source de carbone et d'énergie a été isolée à partir d'un sol contaminé qui a été identifiée comme *Stenotrophomonas* sp (Pan *et al.*, 2016). Il est à signaler par ailleurs qu'il existe Plusieurs autres microorganismes capables de dégrader le DDT comme le cas d'*Escherichia coli*, *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter cloacae*, *Klebsiella pneumonia*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida*, *Bacillus species*, *Hydrogenomonas*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Trichoderma viridae* (Chauhan *et al.*, 2015). *Sphingomonas* possède un potentiel élevé de dégradation du DDT (Shunpeng et Mingxing, 2006).

2-3-1-3 Les Carbamates

La souche de *Sphingomonas yanoikuyae* peut dégrader les carbamates et les pyréthrinés (OP) avec une grande efficacité dans la méthode de culture enrichissante (**Ouyang et al., 2008**). L'implication des souches bactériennes génétiquement modifiées est réalisable grâce à des enzymes qui dégradent potentiellement les carbamates et les pyréthroïdes (**Liu et al., 2006**). Le groupe carbofuran qui fait partie des carbamates, peut être traité par *Paracoccus* sp. YM3, Cette bactérie utilise le carbofuran comme seule source de carbone (**Peng et al., 2008**). Le genre *Gliocladium* possède une activité de dégradation sélective au carbofuran (**Slaoui et al., 2007**). La minéralisation complète est également réalisée par *Pseudomonas* ou *Micrococcus* (**Doddamani et al., 2001**). Il existe en tout, plus de 30 différents microorganismes capables de dégrader ce pesticide (**Slaoui et al., 2007**).

2-3-1-4 Les cyperméthrinés

Les bactéries suivantes: *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella* sp., *Escherichia coli*, *Bacillus* sp et *Corynebacterium* sont capables à des pourcentages ne dépassant pas les (1%) de dégrader les cyperméthrinés (**Murugesan et al., 2010**). Dans un travail similaire, la souche *Micrococcus* sp possède la capacité de dégrader la cyperméthrine par une réaction enzymatique (**Tallur et al., 2008**). Les souches *Pseudomonas putida* et *Pseudomonas mendocina* ont également une grande capacité de biodégrader la cyperméthrine et la perméthrine dont la réduction peut attendre jusqu'à 90% dans un délai de 15 jours (**Mendoza et al., 2011**). Dans une étude récente (**Yin et al., 2012**) trouvent que la bactérie photosynthétique (GJ-22) est capable de dégrader la cyperméthrine.

2-3-1-5 Le fenvalérate

Une étude antérieure montre que *Bacillus cereus*, *Pseudomonas Fluorescens* et *Achromobacter* sp. Ont pu transformer en d'autres composés le fenvalérate en 5 jours (**Maloney et al., 1988**). Des champignons dont *Trametes hirsutus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Cyathusbulleri* et *Phanerochaetesordia* sont aussi capable de le dégrader (**Singh et Kuhad, 1999**).

2-3-2 Herbicides

Les champignons phytopathogènes dégradent facilement les herbicides organophosphorés (**Lipok et al., 2003**).

2-3-2-1 l'atrazine

L'atrazine fait partie de la famille des triazines. Pour sa dégradation, il existe deux stratégies principales. La première débute par l'action d'une chlorohydrolase, qui remplace le chlore par un hydroxyle ces bactéries en sont les responsables (*Pseudomonas souche ADP, Ralstonia, Clavibacter, Agrobacterium*). La seconde méthode fait appel à une mono-oxygénation ici d'autres bactéries utilisent cette voie (**Pelmont, 2005**).

La plupart des études ont porté sur l'Atrazine. Ils ont mis en évidence l'intervention des bactéries telles que le genre *Pseudomonas*, et de certains champignons (*Penicillium, Fusarium roseum, Aspergillus niger*) (**Pelmont, 2005**), ainsi que *Trametes versicolor* (**Bastos et Magan, 2009**).

2-3-2-2 la métribuzine

(**Bordjiba et al., 2001**) ont isolé diverses espèces de champignons provenant de sols contaminés par des pesticides. En observant que les espèces les plus fréquemment isolées étaient *Aspergillus fumigatus, A. niger, A. terreus, Absidia et Rhizopus microsporus*. Dans ce rapport, 53 des espèces isolées ont été notées pour leur capacité à dégrader l'herbicide métribuzine en milieu liquide. Il a été démontré, en même temps, que l'herbicide a favorisé la croissance des genres *Absidia* et *Fusarium*. Ces genres étaient capables d'éliminer les 50% du composé après 5 jours. Dans la même étude l'espèce *Botrytis cinerea* ainsi que plusieurs autres bactéries, pourraient éliminer presque complètement l'herbicides metribuzine.

2-3-2-3Le Glyphosate

Le glyphosate (N - glycine (phosphonométhyl)) est un herbicide utilisé à large spectre (**Hayes et al., 2000**). La voie de conversion du glyphosate à l'acide amino-méthyl-phosphonique a été observée dans l'action de *Alcaligenes* sp. (**Tolbot et al., 1984**), *Bacillus megaterium* souche 2BLW (**Quinn et al., 1989**), plusieurs espèces de *Rhizobium* (**Liu et al., 1991**), trois espèces d' *Agrobacterium* (**Liu et al., 1991**) et *Rhizobium meliloti* (**Park et Hausinger, 1995**). Dans un autre travail, Une bactérie thermophile, *Geobacillus caldoxylosilyticus* T20 a été isolé à partir d'un système de chauffage central qui dégrade également le glyphosate, en utilisant le composé en tant que seule source de phosphore (**Obojska et al., 2002**).

Les champignons jouent aussi un rôle important dans la dégradation du glyphosate, la première dégradation fongique du glyphosate par *Penicillium citrinum* a été rapportée par

(Zboinska *et al.*, 1992). Le premier rapport d'utilisation du glyphosate comme source d'azote par un microorganisme a été signalé pour *Penicillium chrysogenum* (Klimek *et al.*, 2001). La capacité de la dégradation du glyphosate existe aussi chez les souches de *Trichoderma harzianum*, *Scopulariopsis spand* et *Aspergillus Niger* (Krzysko *et al.*, 1997). *Alternaria alternata* est un agent pathogène des plantes, il a été signalé pour sa capacité d'utiliser le glyphosate comme source d'azote (Lipok *et al.*, 2003).

2-3-2-4 La Sulcotrione et la Mésotrione

Ces deux herbicides font partie de la famille des tricétones. *Bradyrhizobium sp. ESRI* est une bactérie capable de dégrader les deux herbicides: la Sulcotrione et la Mésotrione (Sana *et al.*, 2015). Une autre étude, montrent que *Pseudomonas sp 1OP* est capable de dégrader le premier herbicide (Sulcotrione) (Sana *et al.*, 2015). Dans un travail similaire sur le deuxième herbicide (Batisson *et al.*, 2009 In Sana *et al.*, 2015) ont trouvé que la biodégradation du Mésotrione est assurée par deux souches: *Bacillus sp. MES11* et *Bacillus sp. 3B6*.

2-3-3 Les fongicides

Parce que ces pesticides sont nébulisés sur les fruits et légumes les fongicides comme (boscalid, procymidone, iprodione, fenbuconazole, pyriméthanol...etc) sont directement exposés à la lumière solaire et sont donc susceptibles de photo-décomposition (Bouchonnet, 2017).

2-3-3-1 Le captan

Les études sur la dégradation microbienne de ce fongicide sont moins disponibles (Buyanovsky *et al.*, 1988). Le fongicide phtalimide captan a été largement utilisé pour contrôler les champignons pathogènes des plantes. Une souche de *Bacillus circulans* a utilisé le fongicide captan comme seule source de carbone et d'énergie. (Veena *et al.*, 2010).

2-3-3-2 Triazole propiconazole

La biodégradation du fongicide triazole propiconazole a été réalisée *in vitro* par certaines souches de *Pseudomonas* isolées de la rhizosphère du thé. Un nombre total de douze souches ont été isolées et testées pour la tolérance au propiconazole (Sarkar *et al.*, 2009).

2-3-2-3Le PCP

Le Pentachlorophénol ou PCP est un biocide organochloré largement utilisé dans le passé pour la préservation du bois, essentiellement comme fongicide. On l'a employé aussi dans la fabrication du papier, dans la protection des tissus, et comme bactéricide. Les recherches ont montré que des souches bactériennes pouvaient se développer sur PCP comme seule source de carbone et d'énergie. La biodégradation du PCP est possible avec ou sans oxygène. Le chemin métabolique a été analysé en détail dans un *Burkholderia cepacia* (ancien *Pseudomonas cepacia*) (Allister *et al.*, 1996).

3-1 Historique

D'après **Waksman** (1961), Ferdinand Cohn fut le premier à décrire un actinomycète en 1875 et en 1878, **Harz**, nomma *Actinomyces* bovins, un organisme parasite rencontré dans une infection de la mâchoire d'un bovin. L'histoire des actinomycètes commence par les 4 grandes périodes de **Waksman** :

En premier lieu, la découverte de leur rôle dans la pathologie et va de 1874 aux années 1990. En seconde lieu la mise en évidence et l'étude des actinomycètes du sol, avec les travaux de Kraisky, de Cohn, de Waksman et de Curtis (1900-1919). Ensuite la période (1919-1940) au cours de laquelle une meilleure connaissance de ces germes a été acquise grâce aux recherches de **Waksman**, de **Lieske**, de **Krassilnikov**. Enfin, vient la dernière période celle des antibiotiques produits par les actinomycètes. Elle commence en 1940 et le nom de **Selman Waksman** lui est indiscutablement lié (**Leminor, 1989**).

Les actinobactéries ou actinomycètes ont été isolés pour la première fois par **Cohn** en 1875 à partir de sources humaines (**Williams et al., 1984**). Et c'est en 1943 que **Waksman** a pu isoler un genre d'actinomycète à partir du sol.

Etymologiquement, le mot actinomycète a été dérivé des mots grecs «Aktis» qui signifie rayon et «mykes» qui veut dire champignon. Les actinomycètes ont été considérés comme un groupe intermédiaire entre bactérie et champignons. Maintenant, ils sont reconnus comme des organismes procaryotes (**Lasey, 1997**). Les actinomycètes sont des bactéries dont la croissance donne lieu à des colonies constituées hyphes (**site web 1**) à Gram positif avec un coefficient de Chargaff (GC) élevé et supérieur à 55%., appartiennent au phylum des Actinobacteries (**Goodfellow et O'Donnell, 1989**).

Habituellement, aérobies non mobiles lorsqu'il y a mobilité, elles sont limitées aux spores flagellées. Elles sont sensibles à certains antibactériens mais pas aux antifongiques et résistent à la dessiccation mais généralement pas à la chaleur. Bien que les actinomycètes soient des microorganismes procaryotes, leur morphologie ressemble fortement à celle des micro-organismes eucaryotes comme les champignons filamenteux. Les actinomycètes présentent des similitudes avec les eubactéries et les champignons (**Osada, 1998**).

3-2 Morphologie

Morphologiquement, les actinomycètes peuvent être classés en deux groupes. Le premier se compose d'organismes qui ne présentent pas de caractéristiques morphologiques particulières et forment seulement une masse de filaments ramifiés (mycélium). Le second comprend les organismes qui sont morphologiquement plus complexes que le premier (**Williams, 1983**). Il existe d'autres structures morphologiques: Les sclérotés et les synnemats (corémies) qui sont présentes respectivement chez les *Chainia* et les *Actinosynnema* (**Lechevalier, 1985**).

Les actinomycètes possèdent des structures cellulaires également uniques à ce groupe. En effet, le nombre de spores et la façon dont elles sont formées, la capacité des actinomycètes à produire des hyphes aériens ou non, la couleur des colonies et l'odeur dégagée par les espèces sur un milieu de culture donné, la morphologie et la couleur des mycéliums et des sporanges, les caractères de surface et la disposition des conidiospores sont autant de critères qui montrent que ce groupe de microorganismes se caractérise par une grande variabilité morphologique (**Gottlieb, 1973**). Allant de cocci (*Micrococcus*) à bâtonnet (*Arthrobacter*) en passant par ceux formant des hyphes qui se fragmentent (*Nocardia*, *Nocardiosis*, *Rhodococcus*) et ceux qui possèdent un mycélium bien différencié et persistant (*Streptomyces*, *Actinomadura*) (**Annexe 02**)

Certains peuvent présenter un mycélium végétatif et aérien, d'autres forment un mycélium non persistant rapidement transformé en une masse de forme bactéroïde irrégulière, et enfin d'autres, ne présentent que des mycéliums très rudimentaires au point d'être inexistantes (**Kitouni, 2007**).

Les différents groupes d'actinomycètes peuvent se sporuler soit en formant des conidies (exospores) un peu plus résistantes aux conditions hostiles que les hyphes, soit en produisant des endospores hautement résistantes à la chaleur et autres adversités. Les conidies peuvent, suivant les groupes, être produites isolément (*Micromonospora*), deux à deux longitudinalement (*Microbispora*), en courtes chaînes (*Actinomadura*), et/ou en longues chaînettes (*Streptomyces*) (**Bride et Ensign, 1986**). Les endospores sont produites par des actinomycètes thermophiles et sont semblables, morphologiquement et chimiquement, à celles des *Bacillaceae*.

3-3 Organisation cellulaire des actinomycètes

L'organisation cellulaire des actinomycètes est de type procaryotique. Grâce à leur paroi qui ne constitue jamais de chitine ou de cellulose (**Boudemagh, 2007**), mais elle constituée d'une épaisse couche de peptidoglycane. Cette paroi joue un rôle important dans le maintien de la rigidité cellulaire ainsi que dans la protection physique de la membrane sous-jacente.

3-3-1 La composition chimique de la paroi

3-3-1-1 Acides aminés

Les *Streptomyces* et genre apparentés contiennent la forme LL-DAP (acide 2,6 diaminopimélique) contrairement à l'ensemble des autres Actinomycètes (**Aouar, 2006**).

3-1-1-2 Glucides

Les glucides de la paroi cellulaire permettent une séparation en quatre groupes majeurs (**Tableau N°02**). Le spectre de sucres A (arabinose + galactose) est caractéristique des genres *Nocardia* et *Saccharopolyspora*. Le spectre glucidique B (madurose) est présent chez les genres *Actinomadura* et *Streptosporangium*.

Les *Streptomyces* et genres apparentés ne synthétisent aucun glucide en quantité caractéristique (spectre C). Il en est de même pour les genres *Thermomonospora* et les *Thermoactinomyces*. La présence de xylose et d'arabinose (spectre D) est caractéristique des *Actinoplanes* et du genre *Micromonospora* (**Aouar, 2006**).

3-1-1-3 Acides gras

Les acides gras les plus communs, chez les actinomycètes appartiennent après (**Goodfellow et Williams., 1983**), acides mycoliques à 20-90 atomes de carbone. La présence d'acides mycoliques est caractéristique des genres tels que les genres *Nocardia*, *Mycobacterium* et *Rhodococcus* (**Kitouni, 2007**).

Tableau N°02 : Types de paroi chez les actinomycètes et genres représentatifs (**Prescott et al., 2002**).

Types de paroi	Isomères diaminopimélique	Sucres caractéristiques	Genres représentatives
1	L, L	ND	<i>Nocardia, Streptomyces.</i>
2	Méso	ND	<i>Actinoplanes.</i>
3	méso	ND	<i>Actinomadura, Frankia, pilimelia.</i>
4	méso	arabinose galactose	<i>Sacharomonospora Nocardia.</i>

ND : non définie

3-3-2 Génétique et structure de l'ADN

Les actinomycètes possèdent un ADN qui peut aller jusqu' à 3.7 Méga Daltons son réplication dure 50 à 65 minutes. Les réarrangements du génome ont une cause principale qui donne une diversité génétique remarquable pour ces bactéries grâce aux mutations qui touchent essentiellement les chromosomes néanmoins les plasmides peuvent en intervenir également. Suite au croisement des actinomycètes il peut y'avoir une transformation de quelques parties du chromosome de la souche donneuse en plasmide au niveau de la souche receveuse, jouant ainsi un grand rôle dans la régulation de la synthèse des antibiotiques. Quoiqu'il s'avère que ces gènes localisés au niveau des plasmides ne peuvent pas toujours coder pour la synthèse d'antibiotique, donc ils sont normalement regroupés en plusieurs unités de transcription sur le chromosome et il ont pour voisinage des gènes de régulation spécifiques (**Larpent et al., 1989**).

3-4 Ecologie

Ces microorganismes sont ubiquitaires, on les rencontre dans tous les milieux naturels, et ont été isolés à partir de différentes niches écologiques (**Tableau N° 03**). La plupart des actinomycètes sont terrestres, certaines espèces sont marines (**Mincer et al., 2002**), mais le sol reste leur majeur habitat ou ils sont présent depuis la surface jusqu'à plus 2 mètre de profondeur (**Goodfellow et Williams., 1983**). On peut aussi isoler ces bactéries à partir des sédiments, l'eau, plante, roches et même les animaux (**Growth et al., 1999**).

Les actinomycètes peuvent coloniser aussi de nombreux biotopes (**Tableau N°03**): air, composts, eaux, fourrages, fumiers, grains de céréales, systèmes d'air climatisé, poussière de maison, foin et pailles, résidus fibreux de canne à sucre, pollen des plantes et bien d'autres substrats (**Boudjelal, 2012**).

Tableau N° 03: Répartition de quelques genres d'actinomycètes par type d'habitat (**Goodfellow et Williams., 1983**).

Genre	Habitat
<i>Actinomadura</i>	Sol
<i>Actinoplana</i>	Sol, Eau, Litière
<i>Frankia</i>	Nodules des racines
<i>Microbiospora</i>	Sol
<i>Micromonospora</i>	Sol, Eau
<i>Rhodococcus</i>	Sol, Eau, Fumier, Litière,
<i>Saccharomonospora</i>	Sol, Eau, Litière
<i>Streptomyces</i>	Sol
<i>Streptosporangium</i>	Matière en décomposition et en fermentation

Certains espèces sont des symbiotes de plantes comme Le genre *Frankia* qui produit des nodules racinaire et fixe l'azote, ou ils jouent un rôle dans la protection des plantes contre les pathogènes. (**Thirupl et al., 2001**)

Les organismes saprophytes qui vivent obligatoirement dans les cavités naturelles de l'homme ET des animaux supérieurs ne sont jamais retrouvés dans le sol comme le genre *Actinomyces*, mais quelques-uns peuvent être pathogènes (**Williams et al., 1983**) et sont responsables d'un certain nombre de maladies de l'homme et de l'animal (**Pirouz et al., 1999**). Parmi ces pathogènes, le genre *Nocardia*, de même que certains genres apparentés, tels que *Corynebacterium*, *Mycobacterium*, *Rhodococcus*, ect (**Garrity et al., 2004**).

En fin, les actinomycètes peuvent également être responsables du goût et de l'odeur désagréable (moisi) de l'eau des réservoirs et même de l'eau potable (**Goodfellow et Williams., 1983**).

3-5 Physiologie et métabolisme

3-5-1 Température

La plupart des espèces sont mésophiles, mais Certains sont capables de se développer à des températures élevée avoisinant les 50°C et peuvent aller plus (**Goodfellow et Williams., 1983**), et de produire des enzymes actives dans des conditions acides.

3-5-2 pH

Les actinomycètes croissent de façon optimale dans la gamme de pH 5,0 à 9,0 avec une proximité optimale à la neutralité (**kitouni, 2007**).

- La majorité des actinomycètes s'croient dans des conditions humides mais peuvent se développer dans des endroits où l'activité de l'eau (A_w) est très basse (**Goodfellow et Williams., 1983**).

3-5-3 Le type respiratoire

Selon la présence ou l'absence d'oxygéné, les actinomycètes sont subdivisés en deux groupes physiologiques selon la nature oxydative ou fermentaire de leur métabolisme. En premier lieu, les formes fermentatives, anaérobies strictes ou facultatives (**Silini, 2012**). En second lieu, les formes oxydatives, aérobies, tels que les *Streptomyces* où le sol est leur réservoir principal. Dans ce dernier, les spores sont considérées comme des contaminants. (**Reponen et al., 1998**). Certains genres utilisant une grande variété de sources d'énergie y compris les polymères complexes. Mais plusieurs espèces sont capables aussi de croissance chimioautotrophique utilisant l'oxydation de l'hydrogène comme source d'énergie et le gaz carbonique comme source de carbone (**Reponen et al., 1998**). Les facteurs importants contrôlant l'abondance et l'activité des actinomycètes dans le sol sont: la disponibilité des nutriments, la nature et l'abondance de la matière organique, la salinité, la teneur en humidité relative, la température, le pH et la végétation du sol (**Goodfellow et Williams., 1983**).

3-5-4 Type trophique

La majorité des actinomycètes sont des hétérotrophes, leur croissance est plus lente (7 à 28 jours) que celle des autres bactéries (24 heures) (**Kitouni., 2007**), avec un temps de génération de 2 à 3 heures. Ils sont généralement chimioorganotrophes (**Boudemagh, 2007**).

3-6- Cycle de développement (*Streptomyces*)

Sur un milieu solide (**Figure N°04**), la croissance de la cellule bactérienne initiale, appelée « spore libre » débute à la surface du milieu de support puis elle s'allongeant, comme toute bactérie, pour donner des ramifications et, ensuite elle pénètre en profondeur dans le milieu, sans division et sans aucune septation apparaisse (mycélium).

Après quelques jours, le mycélium produit des structures aériennes qui s'étendent en hauteur par la formation des hyphes aériens. Ces structures vont développer des torsades, tel un tire-bouchon. Leur partie terminale, après une série de réplifications et de migrations du chromosome bactérien, l'apparition d'un nombre important d'événements de septation, est observé qui sont à la base de la formation de jeunes cellules bactériennes qui vont, après maturation et libération, donner naissance à de nouvelles formes libres, pour que le cycle vital recommence (**Zouaghi, 2007**).

En milieu liquide, sans agitation les cellules se développent uniquement sous forme de mycélium primaire et les hyphes formés après la germination des spores montent en surface pour croître en contact de l'air (**Keulen et al., 2003**), même si de très rares *Streptomyces* peuvent sporuler dans cet environnement. Cependant, en milieu liquide avec agitation, il n'y a pas de formation du mycélium aérien ni de spores (**Tamura et al., 1997**).

En milieu solide, une différenciation morphologique est donc observée (formation du mycélium aérien) tandis qu'en milieu liquide, la différenciation est généralement physiologique (**Smaoui., 2010**).

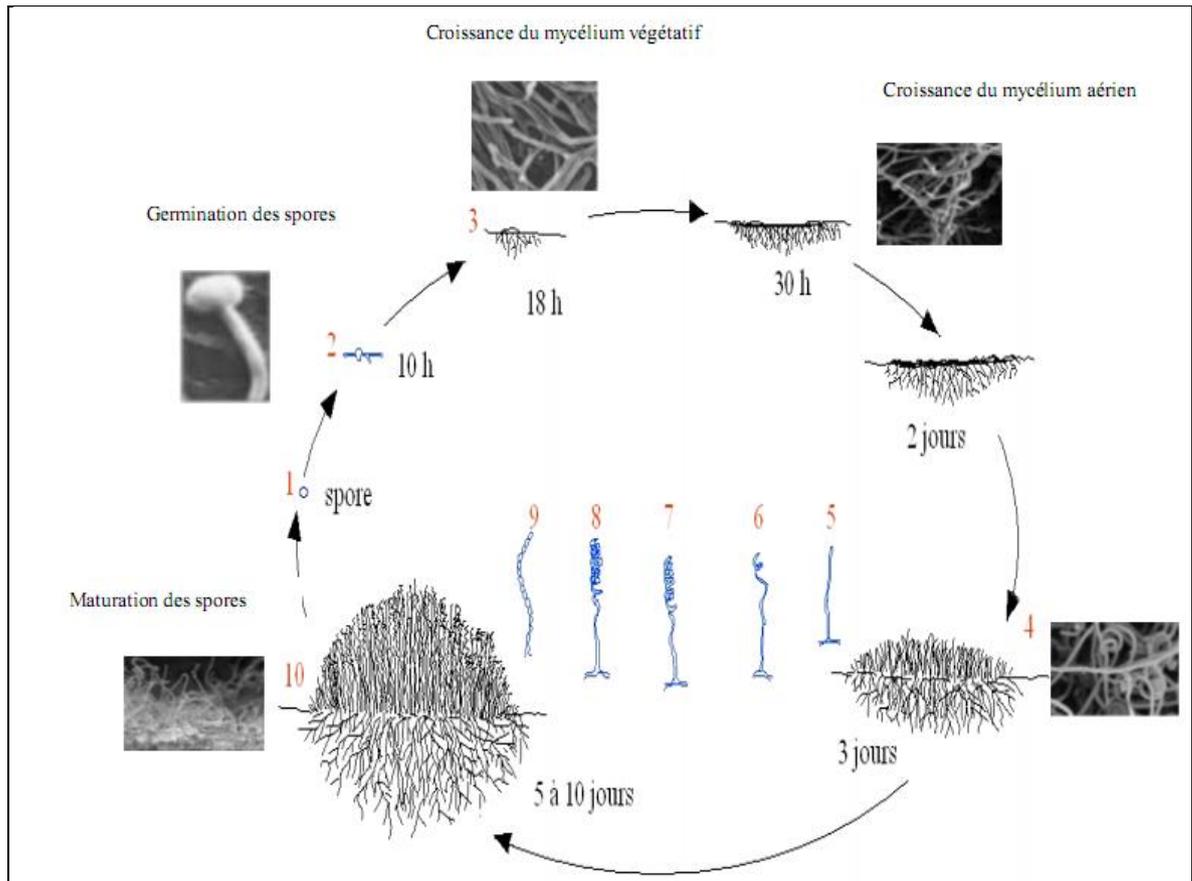


Figure N°04 : Cycle de développement des *Streptomyces* (Hopwood *et al.*, 1985).

3-7 Aspects de Culture

3-7-1 Milieux de culture

La composition d'un milieu de culture doit permettre la croissance bactérienne et doit donc tenir compte des besoins nutritifs des bactéries, les meilleurs milieux pour l'isolement des actinomycètes sont ceux contenant de l'amidon, le glycérol ou de la chitine comme source de carbone, la caséine l'asparagine ou l'arginine comme source d'azote organique (Hilali *et al.*, 2002).

Pour l'isolement des actinomycètes, les antibiotiques sont ajoutés dans les milieux sélectifs pour inhiber la croissance de certains germes indésirables. Les molécules les plus utilisées sont la nystatine, la cycloheximides, actidione, la piramicine, l'amphoterecine B, pour l'inhibition des champignons. La polymixine, la novobiocine, l'acide nalidixique, la colistine pour stopper les bactéries Gram négatives (Nonomura et hayakawa, 1988).

La température d'incubation de ces bactéries se fait généralement, à une température de 28°C ou 30°C qui favorise le développement des actinomycètes (Burman, 1973).

3-7-2 Aspect et forme des colonies

Les colonies formées par les actinomycètes sur des milieux solides présentent différents aspects macroscopiques qui peuvent être regroupés en trois types:

- **des colonies poudreuses** habituellement couvertes d'hyphes aériens fermement attachés au milieu.
- **des colonies pâteuses** rugueuses ou lisses qui peuvent être facilement détachées des milieux solides.
- **des colonies exemptes de mycélium** de substrat et se composent d'hyphes aériens attachés au milieu par des crampons.

3-8 Taxonomie des actinomycètes

Au début de la classification des actinomycètes, les seuls critères employés pour différencier les genres étaient purement d'ordre macro et micro-morphologiques.

Dans les années 60, la chimio-taxonomie basée sur l'analyse des constituants cellulaires en acides aminés (**Becker et al., 1964**) et en sucre a permis d'apporter de nombreuses clarifications et fut ainsi déterminante pour différencier plusieurs genres entre eux (**Lechevalier et Lechevalier, 1970**).

Par la suite, durant les années 70 et ce, jusqu'aux années 90, l'analyse des lipides membranaires fut d'un apport considérable et complémentaire aux précédentes études chimiques. Ainsi, nous pouvons citer l'analyse des acides mycoliques (**Mordarska et al., 1972**), des phospholipides (**Lechevalier et al., 1977**) et des ménaquinones (**Collins et Jones, 1981**). Les critères chimiques combinés aux critères morphologiques, se sont révélés très efficaces pour distinguer beaucoup de genres entre eux.

Entre 1971 et 1990, l'application de la taxonomie numérique aux actinomycètes, a permis d'apporter beaucoup de clarté dans la reconnaissance des espèces (**Goodfellow et al., 1990**). Pour cela de nombreux tests physiologiques sont utilisés.

A partir des années 80 et jusqu'à l'heure actuelle, l'application des techniques de la biologie moléculaire (séquençage de l'ARN ribosomique, hybridation DNA-DNA) dans la classification des actinomycètes a permis de tracer toute la phylogénie de ce groupe (**Stackbrandt et Kroppenstedt., 1987**) et à différencier clairement les espèces entre elles.

3- 9 Classification

Les actinomycètes sont classés dans le Règne des *Procaryotes*, le Domaine des Bacteria ou *Eubacteria*, le Phylum des *Actinobacteria* qui est vaste et très complexe, il constitue la classe des *Actinobacteria*, 5 Sous-Classe des *Actinobacteridae* qui sont divisés

en 14 sous ordres *Actinomycetales* (Prescott *et al.*, 2011) et 55 Familles. L'exemple de l'ordre des *Actinomycetales* regroupe à lui seul presque 45 familles et près de 290 genres (Goodfellow et Fiedler, 2010).

La Classe "Actinobacteria" :

Actuellement et selon la classification du "Taxonomic Outline of The Prokaryotes, Bergey's Manual of Systematic Bacteriology", seconde édition 2004 (Garrity *et al.*, 2004), le phylum *Actinobacteria* (bactéries à Gram positive, GC élevé) est constituée d'une seule classe dénommée également *Actinobacteria*. Celle-ci a été décrite par Stackebrandt *et al.* (1997).

Cette classe est divisée en cinq sous-classes (Figure N°05), chacune de ces sous-classes est constituée d'un ou de plusieurs ordres eux-mêmes constitués d'une ou de plusieurs familles. Dans la sous-classe des *Actinobacteridae*, l'ordre des *Actinomycetales* est subdivisé en 10 sous ordres *Actinomycineae*, *Micrococcineae*, *Micromonosporineae*, *Propionibacterineae*, *Pseudonocardineae*, *Streptomycineae*, *Streptosporangineae*, *Frankineae* et l'ordre des *Glycomycineae* (Stackebrandt et Schumann., 2000).

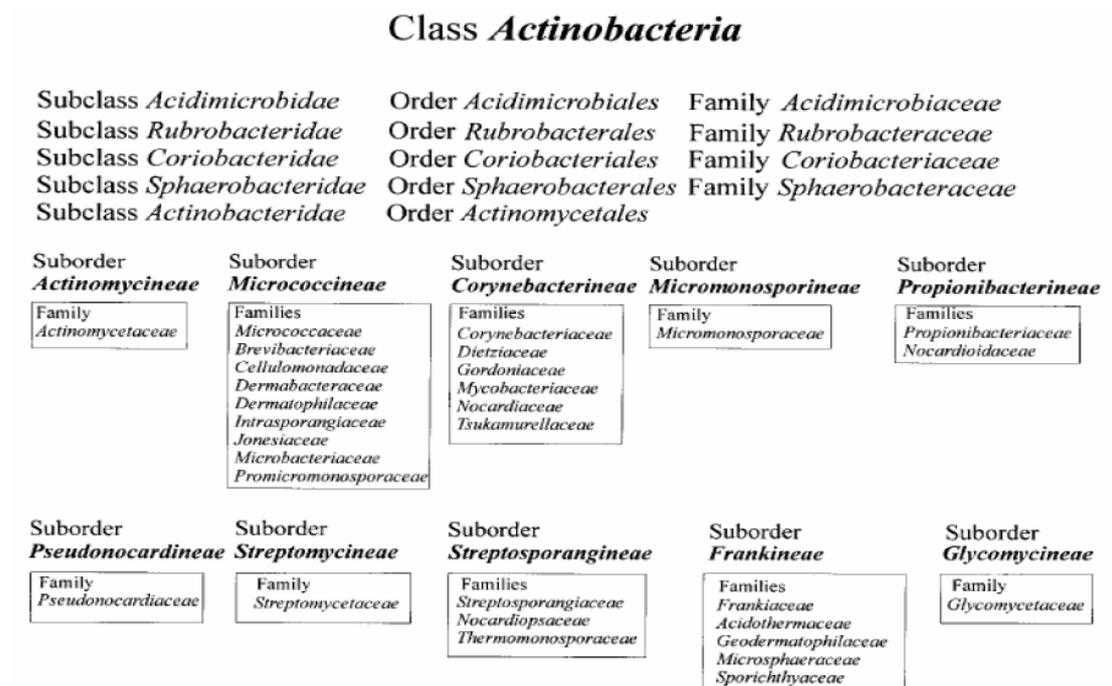


Figure N°05: Système de classification hiérarchique proposé de la classe *Actinobacteria* basé sur des analyses phylogénétiques des données de séquence ADNr 16S (Stackbrandt *et al.*, 1997).

3- 10 Identification des Actinomycètes

3-10-1 Identification morphologique

Les critères morphologiques sont énoncés dans les "*Bergey's Manual*" de 2010.

3-10-1-1 Identification macromorphologiques

Les caractères culturels contribuent parfois à différencier les groupes d'actinomycètes entre eux qui sont :

- La production ou non d'un mycélium aérien (MA).
- La présence d'un mycélium du substrat (MS) : ou le mycélium de certaines espèces croissent soit au sein ou à la surface de mycélium gélosé.
- La détermination de la couleur du MA et du MS ainsi que des pigments diffusibles dans le milieu de culture.

3-10-1-2 Identification micromorphologiques

- La fragmentation ou non du MS.
- La présence la forme et la taille de sporanges sur le MA (*Streptosporangium*, *Spirillospora*, etc.) ou sur le MS (*Actinoplanes*, *Dactylosporangium*).
- Le nombre de spores par sporange ainsi que la longueur des sporangiophores.
- La formation de spores sur le MA et/ou sur le MS, leur forme, leur taille et leur agencement: isolées (*Micromonospora*) par deux (*Microbispora*), par quatre (*Microtetraspore*) ou en chaînes (*Streptomyces*).
- Le mode de sporulation: spores portées par des sporophores (*Streptomyces*, *Actinomadura*) ou mycélium aérien se fragmentant de manière anarchique en spores (*Nocardiopsis*, *Amycolatopsis*).
- La présence de spores mobiles (*Spirillospora*) ou non mobiles (*Streptomyces*).
- L'ornementation de la surface des spores (lisses, rugueuses, épineuses ou chevelues).
- La formation de structures particulières: synnemata (*Actinosynnema*), faux sporanges (*Kibdelosporangium*) (**Kalatoskii et Agre, 1976**).

3-10-2 Identification chimique

La composition de la paroi des actinomycètes varie fortement d'un groupe à l'autre : On lui attribue une importance taxonomique considérable. On peut distinguer quatre types principaux de paroi sur la base de trois caractéristiques de la composition et de la structure de peptidoglycane: l'acide aminé en position 3 du térapeptide, la présence de glycine dans les ponts inter peptidiques le contenu en sucre du peptidoglycane. La composition phospholipidique des membranes cellulaires (**Prescott *et al.*, 2003**).

3-10-3 Identification génomique

- Le pourcentage en G+C de l'ADN
 - Les séquences de l'ADN r 16s
 - L'analyse par électrophorèse en champ pulsé après la digestion d'ADN par des enzymes de restriction
 - L'hybridation ADN-ADN ou ADN-ARN et sur la séquence de l'ARNr 16S.
- Le séquençage de l'ARNr 16S, constitue aussi un outil spécial pour déterminer le degré de relation entre souches, espèces et genres (**Larpen et Larpen., 1985**).

3- 11 Importance des actinomycètes

Les actinomycètes ont une grande importance, Ceci est dû à leur capacité de produire un nombre important des métabolites primaires ainsi que d'autres métabolites secondaires bioactifs (**Boudjelal, 2012**). Ce qui permet d'avoir un avantage d'être utilisées dans divers domaines.

➤ **En industrie**

Il existe une réelle demande au niveau industriel pour des enzymes d'origine microbienne afin d'améliorer certains procédés de fabrication et de cette raison certains actinomycètes sont utilisés pour la production d'une grande variété d'enzymes hydrolytiques telles que les protéases, les amylases, les xylanases, les cellulases, les lipases et les DNA ases. Les domaines d'application de ces enzymes sont très divers: industrie textile (décoloration de jeans), papeterie (procédé de blanchiment de la pâte à papier), dépollution (attaque des substances phénoliques) (**Boudjelal, 2012**). Ils produisent d'autre

métabolites secondaires majeurs comme les anti-tumoraux, les herbicides et les insecticides. (Boussaboua, 2005).

➤ **Dans le domaine de l'industrie alimentaire**

Certains actinomycètes sont utilisés aussi dans l'industrie alimentaire vues leurs vertus multiples. Les enzymes produites par ces bactéries sont couramment utilisées dans la production d'aliments fermentés et comme compléments alimentaires dans l'alimentation animale (Boudjelal, 2012). L'exemple des bifidobactéries sont proposées comme probiotiques sous diverse forme commerciales yaourts au *Bifidobacterium* (Boussaboua, 2005).

➤ **En médecine**

Les actinomycètes produisent la plupart des antibiotiques naturels. Bien que beaucoup : sont pathogènes chez l'homme, les animaux et certains végétaux en effet, plus de cinquante antibiotiques différents ont été détectés dans le genre de *Streptomyces*, y compris la streptomycine.

Récemment, de nouveaux objectifs ont été ajoutés au dépistage général: la recherche de nouvelles molécules actives contre le sida, l'immunosuppression, la maladie d'Alzheimer, le processus de vieillissement et certaines maladies tropicales; ces objectifs visent à la découverte de plusieurs médicaments (Parthasarathi *et al.*, 2011)

L'exemple de mycostope est un produit commercial synthétisé par *Streptomyces griseovirdis* K61 et *Streptomyces lydicus* WYEC 108, il est utilisé dans le traitement des maladies causées par *Phytium sp*, *Fusarium sp*, *Rhizoctonia sp*, et *Phytophthora sp*. (Rugthaworn *et al.*, 2007).

➤ **En génie génétique**

Une autre application biotechnologique potentiellement intéressante est le clonage dans les plantes des zones arides, de gènes structuraux et régulateurs responsables de la synthèse de solutés osmorégulateurs permettant d'augmenter le taux de tolérance de ces plantes aux sels dans les sols salés. Les premières tentatives sur le clonage de gènes pour les solutés biocompatibles en usine ont donné des résultats encourageants. Les plantes clonées ont acquis un caractère de résistance au sel et sont capables de croître en présence d'une forte salinité (Singh *et al.*, 2008).

➤ **Dans le domaine agricole**

Une importance pratique considérable. Puisque ils sont très largement distribués dans le sol ils peuvent dégrader un nombre et une variété énormes de composés organiques et ils sont extrêmement efficaces pour la minéralisation de la matière organique (lignine, cellulose, kératine ...), et la fertilisation de sol (**Prescote *et al.*, 2010**), grâce à la production de nombreuses enzymes lytiques extracellulaires comme par exemple les amylases, les xylanases, les lipases.

Les actinomycètes ont un rôle important dans le recyclage de la matière organique grâce à leur capacité de dégrader des substances très dures et incapables d'être décomposées par la plupart des bactéries non mycéliennes et les champignons: polymères complexes, polysaccharides, lignocelluloses, chitine.... (**Lechevalier, 1981**).

Leur pouvoir antagoniste prononcé leur confère un rôle dans la distribution écologique des microorganismes et dans la lutte biologique contre certains agents phytopathogènes du sol (**Goodfellow et Williams., 1983**). Certains antibiotiques sécrétés par les actinomycètes ont trouvé une application dans la lutte contre quelques maladies des plantes.

Récemment quelques souches *Actinomycétale* ont été observées pour dégrader l'un des pesticides les plus toxiques (**Cruz *et al.*, 2003**).

Matériel et méthodes

1 Description des échantillons

Les souches d'actinomycètes faisant l'objectif de cette étude ont été isolées de deux échantillons (**Figure N°06**) qui ont été aimablement fournies par le Professeur **Boudemagh A.**

- E1 : l'échantillon prélevé à partir du sol saharien de la région de Ouargla.
- E2 : l'échantillon prélevé à partir d'une sebkha de la région d'El-oued

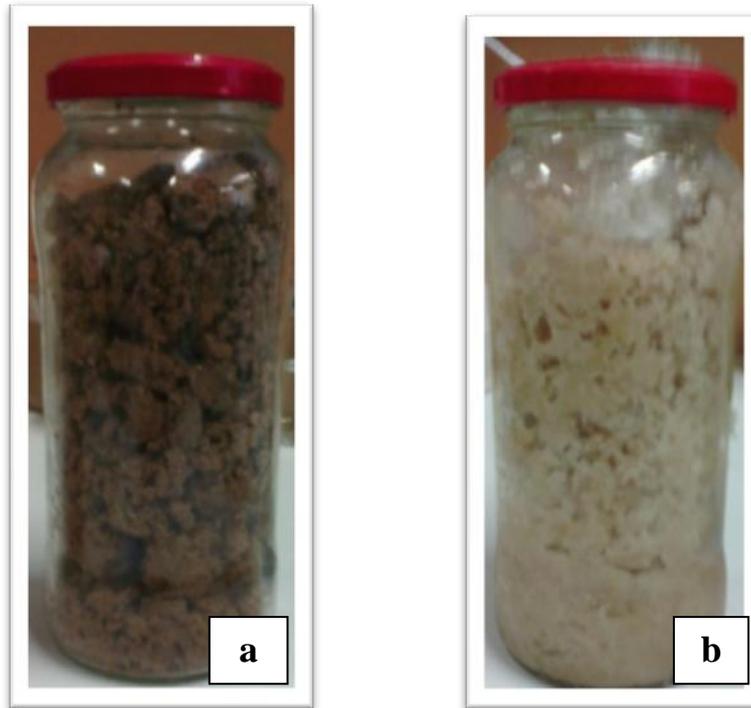


Figure N° 06: a) Echantillon de sol 'E1' ; b) Echantillon de la Sebkha 'E2'.

2 Prétraitement des échantillons

100 à 150 grammes des deux échantillons sont déposés sur un papier aluminium (**Figure N° 07**), et ils sont laissés sécher à l'air libre à la température ambiante pendant une semaine (**Saadoun et Gharaibeh, 2003**).



Figure N° 07: Le séchage des deux échantillons à l'air libre, **a** : pour l'échantillon du sol, **b** : pour l'échantillon de la sebkha.

3 Isolement

3-1 Sur milieu ISP 2

Dans cette partie deux isolements ont été effectués, le premier représente l'isolement sur milieu ISP2, le deuxième représente l'isolement sur milieu minimum de Vandermess additionné du pesticide (Deltaplan12.5 ULV) comme seule source de carbone et d'énergie. La préparation de la solution mère est effectuée après avoir mis 1g de chaque échantillon dans 9ml d'eau physiologique stérile (**Annexe 01**). Une série de dilutions décimales des deux échantillons (de 10^{-1} à 10^{-4}) sont réalisées. 0,1 ml de chaque dilution sontensemencés sur milieu ISP2 (**Annexe 01**) additionné de 100 $\mu\text{g/l}$ d'amphotéricine B pour inhiber la croissance des champignons filamenteux. La solution antifongique d'amphotéricine B est stérilisée par filtration sur membrane de type millipore (de 0,22 μm de porosité). Elle est ajoutée stérilement au milieu d'isolement refroidi à 45°C. Une fois les boites sontensemencées, elles sont incubées à 28 ± 2 °C. Des observations quotidiennes pendant une durée de 21 jours sont réalisées.

3-2 Sur milieu minimum

1g d'échantillon E1 (de sol) est dilué dans 9 ml d'eau distillée stérile puis agité à haute vitesse. A partir de cette solution mère 0,1 ml estensemencé en surface sur milieu minimum contenant l'insecticide Deltaplan12.5 ULV à une concentration de 1g/l. La solution du pesticide utilisée est préparée puis stérilisées par filtration sur membrane type millipore (de 0,22 μm de porosité). Elle est ajoutée stérilement au milieu minimum de

Vandermess refroidi à 45°C. Une fois les boîtes sont incubées à 28 ± 2 °C elles sont observées quotidiennement pendant une durée de 21 jours.

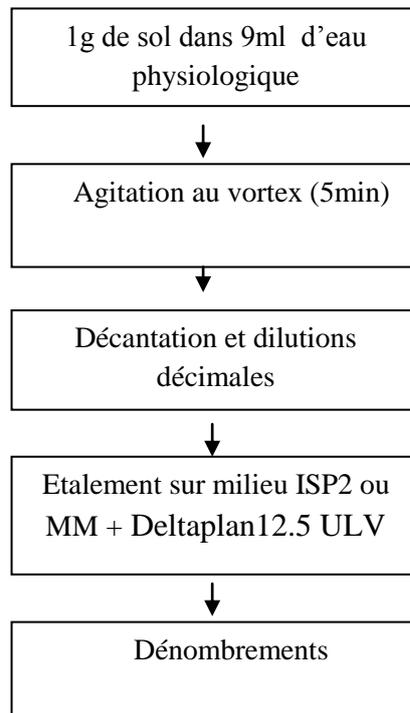


Figure N° 08: Etapes de l'isolement des actinomycètes du sol saharien et de la sebkha.

4 Caractères cultureux des isolats

4-1 l'aspect macroscopique

L'observation de l'aspect macroscopique des colonies permet d'effectuer une première caractérisation des actinomycètes. Selon (**Singleton, 1999**), les éléments d'identifications macroscopiques des actinomycètes sont:

- La forme des colonies : rondes, irrégulières,... etc.
- La taille des colonies par la mesure du diamètre.
- La chromogénèse: couleur de la colonie.
- L'élévation: convexe, concave, plate.
- L'opacité: opaque, translucide ou transparente.
- La surface: lisse, rugueuse, sèche, dentelée,... etc.

4-2 Aspect microscopique

L'observation microscopique consiste à observer les cellules bactériennes après une coloration au bleu de méthylène et après une coloration de Gram.

5 Purification des isolats

Toutes les colonies qui se rapprochent par leur aspect macroscopique aux actinomycètes sont repiquées par la méthode des stries sur le milieu ISP2 exempt d'antifongique. Cette dernière opération est répétée jusqu'à obtention de souches pures.

6 Conservation des actinomycètes

Les souches sont ensemencées sur milieu ISP2 en gélose inclinée, après incubation à une température de 28 °C pendant 21 jours, les souches sont conservées à 4°C. Un repiquage est réalisé tous les deux mois.

7 Mise en évidence de la capacité des actinomycètes à utiliser quelques pesticides comme seule source de carbone et d'énergie

7-1 Caractéristique des pesticides utilisés

Cinq herbicides et deux insecticides ont été fournis par des agriculteurs. D'après une enquête réalisée par nous même dans le CCLS d'El-Khroube, ce sont des pesticides largement utilisés en Algérie (**Figure N° 04**).

Tableau N°04: Liste des pesticides les plus distribués par le centre CCLS de Constantine.

EFFET	PRODUIT	Ute	Culture concernées	Dose hectare
ANTI -DICO	ZOOM	GR	BLES.ORGE	120 ,00
	GRANSTAR	GR	BLES.ORGE	12,5
	RAPID	GR	BLES.ORGE	12,5
	SEKATOR	LI	BLES	0,15
	LANCELOT	GR	BLES.ORGE	33,00
	DIALEN SUPER	LI	BLES	1,00
	AXIAL	LI	ORGE	1,00
	OSCAR	GR	BLES.ORGE	12,50
	MUSTANG	LI	BLES	0,60
ANTI-MONO	TOPIC	LI	BLES	0,90
	TRAXOS	LI	BLES	1,00
	BRUMBY	LI	BLES	0,75
	AKOPIC	LI	BLES	0,25
	RAVINOL	LI	BLES	0,75
DOUBLE ACTION	COSACK	LI	BLES	1,00
	PALLAS	LI	BLES	0,50
	APYROS	GR	BLES	26,60
	HUSSAR	LI	BLES	1,00
	FOCUS ULTRA	LI	L.SECS	1,00
	CHALLENGE	LI	L.SECS	2,50
SOLEVANT	GENAMIN	LI	BLES	0,50
	LI 700	LI	BLES	1,00
	HELIOSOL	LI	BLES	1,00
FONGICIDE	TIL T	LI	BLES	0,50
	FALCON	LI	BLES	0,80
	ARTEA	LI	BLES	0,50
	AMISTER XTRA	LI	BLES	0,50
	OPUS	LI	BLES	1,00
	PROSARO	LI	BLES	0,80
	PROPIVAP	LI	BLES	0,50
	TOLEDO	LI	BLES	1,00
	HORIZON	LI	BLES	1,00
INSECTICIDE	KARATE	LI	BLES	0,25

➤ **Granstar 75 OD**

Il s'agit d'un herbicide sélectif des céréales, Systémique, couramment utilisés afin d'obtenir un désherbage complet. Il Contient 75 % de Tribenuron Methyl de la famille chimique des Sulfonylurées (**Annexe 03**).

➤ **Mustang 360 SE**

Solutions de traitement phytosanitaire, destiné pour le contrôle des mauvaises herbes à feuilles larges dans les cultures de blé, il s'agit d'un Produits recommandés contre les adventices dicotylédones (**Annexe 03**).

➤ **Pallas 45 OD**

Est un herbicide utilisé pour le contrôle sélectif post-émergence de certaines mauvaises herbes, inhibe rapidement la croissance des mauvaises herbes sensibles (**Annexe 03**).

➤ **Cosack OD**

Produit phytosanitaire à effet herbicide, destiné pour le contrôle de mauvaise herbes des céréales, il est recommandé contre les dicotylédones, graminées (**Annexe 03**).

➤ **Fluazifop**

Herbicide de nombreuses graminées annuelles, très sélectif des dicotylédones, il est utiliser dans presque toutes les cultures de celles-ci (betterave, colza, tournesol, féverole, pois, lin..) et dans les vignes et vergers. Inhibiteurs de l'acétyl CoA carboxylase des mauvaises herbes (**Annexe 03**).

➤ **Cyrpa 25 EC**

Insecticide constitué de la matière active (la cypermethrine) de la famille des pyrétrinoïdes de synthèse agissant par contact et ingestion, à très faible dose sur un grand nombre d'insectes particulièrement les larves de l'lépidoptère, les coléoptères ..ect(**Annexe 03**).

➤ **Deltaplan 12.5 ULV**

Substance phytosanitaire à usage insecticide constitue la matière active de la deltaméthrine de la famille chimique des pyrétrinoïdes. Utilisée principalement comme répulsif pour les insectes en raison de ses propriétés neurotoxiques (**Annexe 03**).

8 Etude de la biodégradation des pesticides

L'étude de la dégradation des pesticides a été réalisée en testant six actinomycètes sélectionnés. Ces souches sont également testées sur différentes concentrations de chaque pesticide (0.5 g/l, 1 g/l, 3 g/l, 6 g/l, et 12 g/l) (**Benslama et Boulahrouf, 2013**).

Les pesticides sous forme liquide sont ajoutés au milieu minimum après filtration sur membrane de type millipore (de 0,22 µm de porosité). Les pesticides sous forme solide sont ajoutés au milieu minimum avant stérilisation par autoclavage. Les boîtes ainsi préparées sontensemencées par des stries, puis incubées à 28 °C pendant 10 jours. La croissance des actinomycètes est estimée nulle (-), faible (+), modérée (++) ou abondante (+++). Deux contrôles sont réalisés dans les mêmes conditions, l'un servant de contrôle positif (non inoculé), l'autre servant de contrôle négatif.

9 Pré-identification des isolats capable de dégrader les pesticides

La pré-identification des souches est réalisée sur la base des caractères cultureux, macro et microscopiques des isolats.

9-1 Caractères cultureux

Les isolats d'actinomycètes ont étéensemencés par stries sur différents milieux de culture (ISP2, GLM et GBA) (**annexe 1**), ensuite incubés à température 28°C. La croissance a été estimée. Les isolats qui ont affichés une bonne croissance en 4 jours sont considérés comme étant culture rapides. Les isolats qui ont une bonne croissance entre le 4^{ème} et le 7^{ème} jour d'incubation sont considérés comme des cultures modérées. Les isolats qui ne poussent que le 7^{ème} jour sont considérés comme des cultures lentes. La couleur mycélienne a également été surveillée. L'aspect macroscopique des colonies est observé tous les 7, 14 et 21 jours. comme le préconisent (**Oskay et al., 2004**).

9-2 Techniques des lamelles (Shirling et Gottlieb, 1966)

Cette technique permet d'apprécier la forme des mycélium aériens et de substrat. Elle consiste à insérer délicatement une lamelle stérile dans le milieu gélosé ISP2 de telle sorte qu'elle forme un angle de 45° avec la surface de celui-ci. Une goutte de l'inoculum est déposé contre la lamelle en contact avec le milieu. Après 14 jours d'incubation à 30°C, la lamelle est retirée soigneusement de la gélose, entraînant avec elle des mycéliums de substrat et aérien non dénaturés. Puis examinée au microscope optique (G X 40 et X 100).

Résultats et discussion

1 Isolement des actinobactéries

1-1 Dénombrement des colonies

Après 14 jours d'incubation, l'observation des colonies sur milieu ISP2 a révélé que la composition de la microflore est hétérogène. Les actinomycètes apparaissent et se développent lentement, elles sont repérées d'après leur aspect macroscopique caractéristique (**Figure N° 09**). Il apparaît que le nombre d'actinomycètes isolés à partir de l'échantillon E1 sur milieu ISP2 est supérieur à celui obtenu à partir de la sebkha ainsi que le milieu minimum contenant l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV à partir de l'échantillon E1. En effet, l'échantillon de sol de Ouargla nous a permis d'obtenir un nombre de 7 colonies actinomycétales, alors que l'échantillon de la sebkha offre seulement 2 actinomycètes. Ce même nombre est noté pour l'isolement effectué sur milieu minimum contenant 1g/l du Deltaplan (**Figure N° 10**).

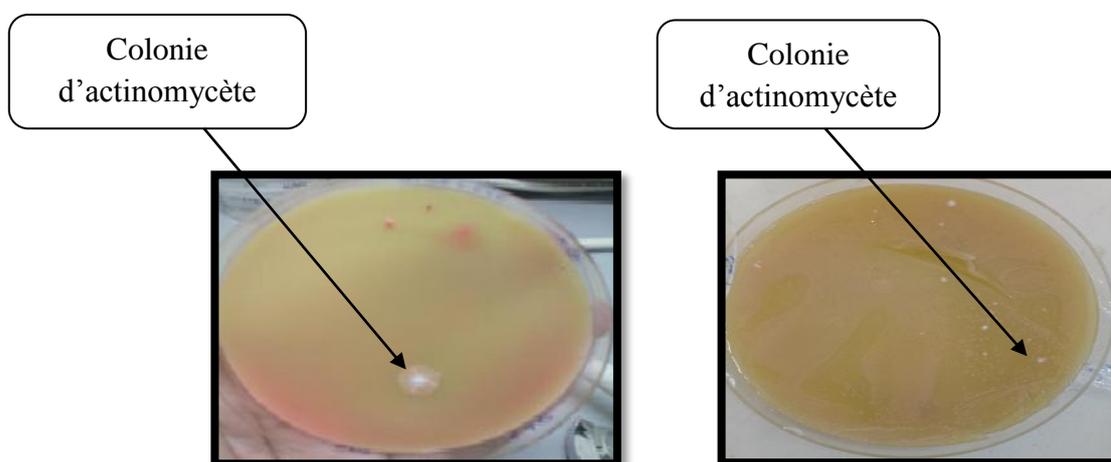


Figure N° 09 : Résultats de l'isolement à partir de l'échantillon E1 sur milieu ISP2.

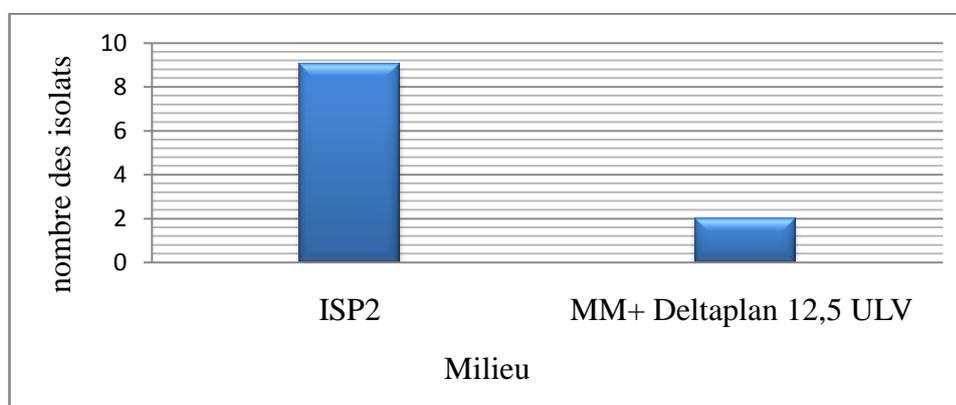


Figure N° 10 : Nombre des actinomycètes à partir des deux milieux d'isolement.

Les travaux d'isolements sélectifs des actinomycètes à partir des milieux extrêmes sahariens sont relativement rares (**Boudemagh, 2007**). Afin de faciliter l'isolement, Plusieurs techniques de prétraitement des échantillons du sol, ont été appliquées dans les différents programmes de screening des actinomycètes dans le sol (**Zhang, 2011**).

Dans notre travail nous avons utilisé un seul prétraitement physique qui est le séchage des échantillons à l'air libre pendant sept jours. Ce dernier a pour but la réduction de la flore bactérienne à croissance rapide qui empêche la croissance des actinobactéries qui ont un temps de génération plus long. Les travaux de **Fan et al., 2010**, indiquent qu'un séchage des échantillons du sol pendant 7 à 21 jours réduit considérablement le nombre des champignons ainsi que les bactéries.

Les résultats de l'isolement indiquent que seulement 11 actinomycètes ont été isolés à partir des deux échantillons. Ce faible nombre d'actinomycètes isolés peut-être expliqué par la pauvreté du sol saharien 'E1' ainsi que l'échantillon E2 en matière organique. Nos résultats sont conformes avec plusieurs travaux qui affirment que le nombre des actinomycètes est en corrélation positive avec le pourcentage de la matière organique (**George et al., 2010**). Ce résultat peut aussi être expliqué par le fait que notre échantillonnage est réalisé en hiver (Février). Selon les études antérieures, les actinomycètes représentent 20% de la flore microbienne du sol au printemps, alors qu'en automne cette densité dépasse les 30%, alors qu'en hiver, le pourcentage chut à 13%. Cet accroissement est lié à la disponibilité des aliments pour les germes (**Hiltner et Stromer In Loqman, 2009**).

Seulement deux colonies ont été isolées sur le milieu ISP2 à partir de l'échantillon de Sebka. Ceci peut être expliqué par l'absence de sel dans la composition du milieu d'isolement. Nous préconisons dans les travaux avenir, d'ajouter des concentrations de NaCl afin de comparer les résultats.

A partir du deuxième isolement effectué sur milieu minimum contenant 1g/l du Deltaplan 12.5 g/l, 2 colonies d'actinomycètes résistantes à cet insecticide ont été isolées.

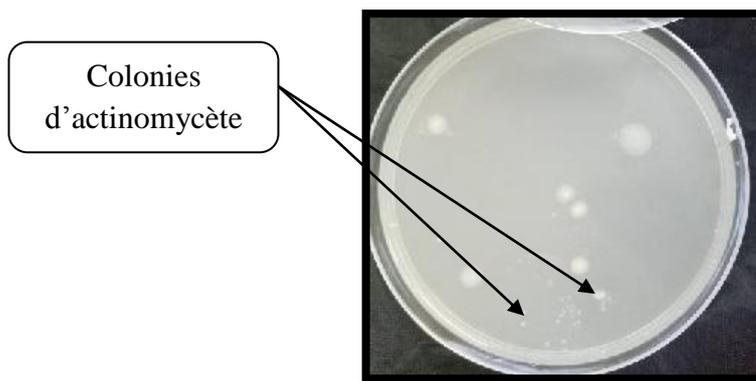


Figure N° 11: Résultat de l'isolement à partir de l'échantillon E1 sur milieu minimum additionné de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV (1 g/l).

Le nombre obtenu à partir de cet isolement est très faible par rapport à l'isolement effectué sur le milieu ISP2. Cette technique est d'après nous très avantageuse et permet d'une part d'éliminer la flore indésirable comme les bactéries Gram négatives et les champignons, qui ne dégradent pas les pesticides et d'autre part de récupérer seulement les actinomycètes qui tolèrent l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV. Nous recommandons l'usage de cette technique pour ce genre de recherche.

2- Caractères culturels des isolats

2-1- Observations macroscopiques

L'étude des caractères macroscopiques des actinobactéries est largement employée pour caractériser le groupe des actinomycètes et même dans certains cas les genres. Les six isolats bactériens retenus pour l'observation macroscopique ont été nommés comme suit:

- A1, A2 pour les souches isolées à partir de l'échantillon E1 sur milieu ISP2.
- B1, B2 pour les souches isolées à partir de l'échantillon E2 sur Milieu ISP2.
- C1, C2 pour les souches isolées à partir du milieu minimum + Deltaplan 12,5 ULV (1 g/l) (**Tableau N° 05**).

Ensuite chaque colonie est observée au microscope optique pour confirmer son appartenance aux actinomycètes (caractères micromorphologiques) puis repiquée sur le milieu ISP2 en vue de la purifier.

Tableau N° 05 : Caractères cultureux des colonies isolées sur milieu ISP2 et milieu minimum.

Milieu de culture	Echantillon	Isolats	Observation macroscopique de colonies
ISP2	E1	A1	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: moyenne • Couleur: blanche • Aspect: bombé, muqueux. • Forme: circulaire. • Contour: régulier.
		A2	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: petite • Couleur: rose • Aspect: muqueux • Forme: ronde, lisse • Contour: régulier
	E2	B1	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: grande • Couleur: rose • Aspect: sec • Forme: circulaire • Contour: irrégulier
		B2	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: moyenne • Couleur: jaune. • Aspect: crémeux. • Forme: lisse. • Contour: irrégulier.
MM+ Deltaplan 12.5 ULV 1 g/l	E1	C1	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: petite • Couleur: blanche brillante • Aspect: poudreux • Forme : bombées, lisse. , • Contour : régulier
		C2	<ul style="list-style-type: none"> • Taille: petite • Couleur: blanche • Aspect: poudreux. • Forme: plissée. • Contour: irrégulier

2-2 Observations microscopiques

Les résultats de l'observation microscopique des souches de références testées sont présentés dans **les figures N°12,13.**

➤ **Coloration au bleu de méthylène**

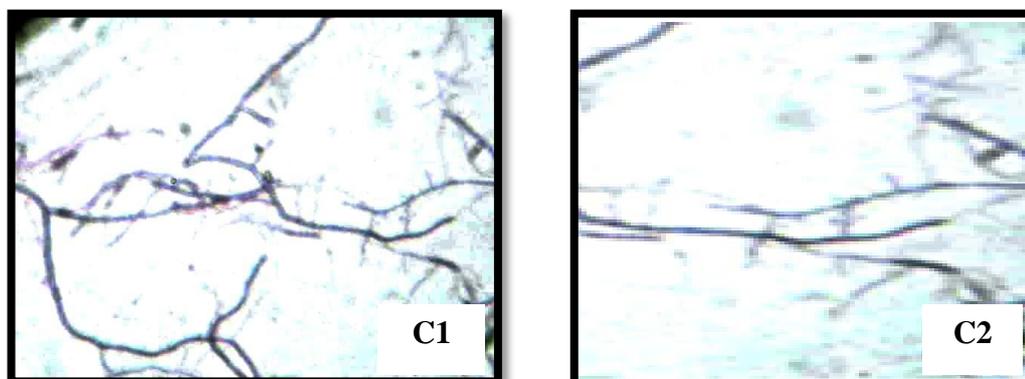


Figure N° 12: Aspect microscopique des isolats C1 et C2 après coloration au bleu de méthylène (GX40).

Les deux souches C1 et C2 qui ont été observées après coloration au bleu de méthylène ont présentées un aspect filamenteux plus ou moins ramifiée (**Figure N° 12**).

➤ **Coloration de Gram**

D'après nos résultats l'observation microscopique après coloration de Gram a révélé que parmi les 11 colonies obtenues, toutes les colonies sont à Gram positif. Les deux isolats nommé C1 et C2 sont les seules qui présentent un aspect mycélien (**Figure N° 13**). Le reste présente un aspect de bacilles à Gram positif qui nous semble sous microscope optique, le résultat de la fragmentation des mycéliums. Cette caractéristique est très connue chez certains genres appartenant aux actinobactéries.

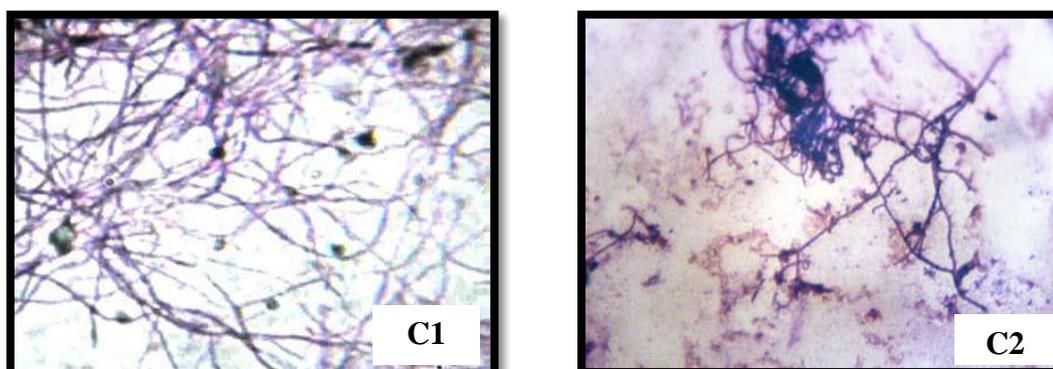


Figure N° 13: Aspect microscopique des isolats C1 et C2 après coloration de Gram (GX100).

3 Etude de la tolérance des souches d'actinomycètes à différentes concentrations des pesticides

La capacité de croissance des six isolats d'actinomycètes sélectionnés a été mise en évidence sur le milieu minimum de Vendermess additionné des différents pesticides comme seule source de carbone et d'énergie. La capacité des isolats à biodégrader les pesticides se traduit par une croissance bactérienne positive par comparaison avec un témoin. Dans le cas inverse, l'absence de croissance bactérienne indique que l'isolat ne peut pas biodégrader le pesticide testé. Les résultats obtenus sont rassemblés dans les Tableaux ci dessous.

Tableau N° 06: Résultat de la biodégradation de l'herbicide Granstar 75 DF par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM + isolat (Témoin -)	Granstar 75 DF				
			0,5g/l	1g/ l	3g/ l	6g/ l	12g/ l
A1	-	+	++	++	++	++	+
A2	-	-	++	++	++	++	-
B1	-	-	++	++	++	++	+
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	+	++	+++	+++	+++
C2	-	-	+	++	++	++	+++

Plusieurs genres et espèces de la famille des actinomycètes sont impliqués dans la biodégradation des pesticides, parmi eux les herbicides et les insecticides. L'étude de cette dégradation dépend de plusieurs paramètres: la composition, la structure des produits utilisés ainsi que les propriétés des bactéries testées.

La tolérance d'une souche microbienne à un herbicide, n'est pas toujours un indice de sa capacité de le dégrader, en effet (Singh *et al.*, 1999) ont rapportés que le champignon blanc *Trametes hirsutus* accumule l'herbicide Lindane sans le dégrader. Dans notre travail nous avons testés la dégradation des pesticides en utilisant différentes concentrations afin de déterminer la concentration inhibitrice de la croissance et afin de s'assurer qu'il ne s'agit pas seulement d'une accumulation du produit.

Après 7 jours d'incubation, l'absence de la croissance sur milieu minimum additionné d'un pesticide donné servant comme un témoin positif est expliqué par l'absence des contaminants dans le pesticide utilisé.

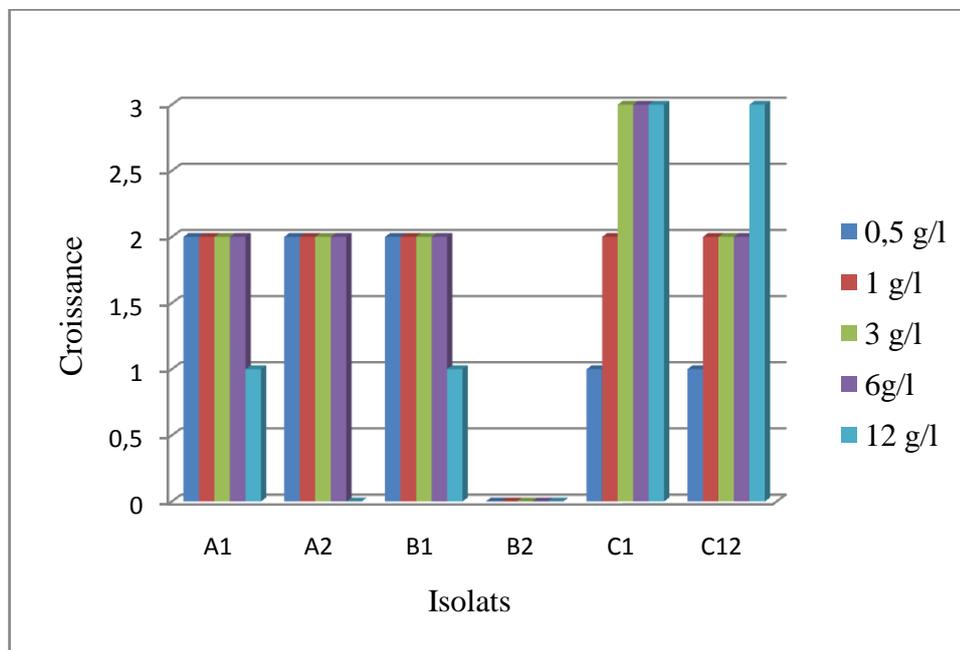


Figure N° 14: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Granstar 75 DF.

Pour le milieu minimum utilisé comme témoin négatif, trois souches (A1, B2 et C1) ont présentées une croissance (**Figure N° 23**). Ce résultat peut s'expliquer par le fait que ces isolats possèdent encore dans leurs vésicules de réserves des sources de carbone leur permettant de pousser sur le milieu minimum. C'est pour cela que dans plusieurs travaux des croissances successives sur le milieu minimum doivent être réalisées avant de commencer le test de biodégradation.

Les résultats obtenus montrent que parmi les souches testées 83,33% présente une croissance sur le Granstar 75 DF comme unique source de carbone et d'énergie (**Tableau N° 06**). Pour les souches C1 et C2, on observe que la dégradation de Granstar est relativement croissante avec les concentrations testées (**Figure N° 22**). Pour les souches A1, A2, B1 la croissance est modérée dans toutes les concentrations à l'exception de la dernière concentration (12 g/l). La souche A1 et B1 présente une faible croissance, alors que la souche A2 leur croissance est achevée. Ces résultats expliquent que le Granstar 75 DF est biodégradable par la majorité des souches. Ce qui montre que la matière active de

ce dernier à savoir le tribenuron- methyl est facilement biodégradable par nos isolats d'actinomycètes.

L'intolérance à ce pesticide est observée chez la souche B2, qui ne présente aucune croissance sur toutes les concentrations testées.

Tableau N° 07: Résultat de la biodégradation de l'herbicide Mustang 360 par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM+ isolat (Témoin -)	Mustang 360 SE				
			0,5g/l	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	+	+	+	-	-
A2	-	-	+	+	+	-	-
B1	-	-	+	+	+	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	++	+	+	-	-
C2	-	-	++	+	+	-	-

Comme on peut le voir dans le (**tableau N° 07**), la dégradation de l'herbicide Mustang 360 SE représente 83.33%. Le Mustang est dégradé par les mêmes souches (A1, A2, B1, C1, C2) qui dégradent le Granstar 75 DF. Cette dégradation est observée dans les trois premières concentrations pour toutes les souches à l'exception de la souche B2 (**Figure N° 25**). Pour les deux dernières concentrations, aucune croissance n'a été observée.

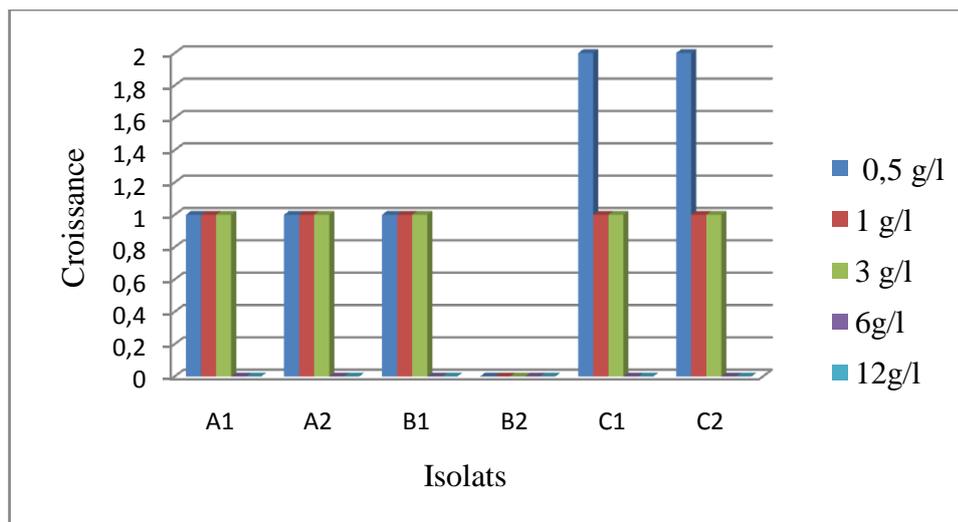


Figure N° 15: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Mustang 360 SE.

Nous constatons que la concentration 6 g/l représente la concentration minimal inhibitrice sur nos actinomycètes (**Figure N° 15**). Nos résultats son en corrélation avec plusieurs travaux qui affirme la toxicité des pesticides sur les microorganismes du sol. En effet Selon (**Columa, 1977 ; Barriuso et al., 1996**) les pesticides peuvent être toxiques pour les microorganismes du sol. Dans ce cas, l'activité microbienne est ralentie et on assiste à une sélection de microorganismes résistants aux pesticides ou pouvant l'utiliser comme source de carbone. Cela se traduit par des réajustements microbiens pouvant être associés à des modifications de caractéristiques physiologiques de la microflore des sols et à une diminution de la diversité des microorganismes.

Tableau N°08: Résultat de la biodégradation de l'herbicide Pallas 45 OD par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM + isolat (Témoin -)	Pallas 45 OD				
			0,5g /	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-
B1	-	-	-	-	-	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	+	++	++	-	-
C2	-	-	+	++	++	-	-

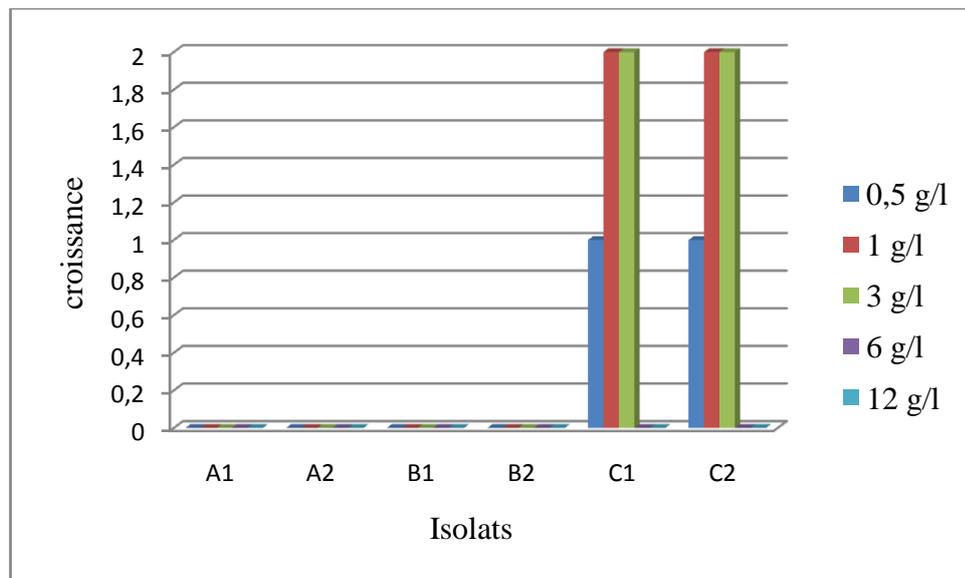


Figure N° 16: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Pallas 450D.

Tableau N° 09: Résultat de la biodégradation de l'herbicide Cossack OD par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM + isolat (Témoin -)	Cossack OD				
			0,5g/l	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-
B1	-	-	-	-	-	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	++	++	++	++	++
C2	-	-	++	++	++	++	++

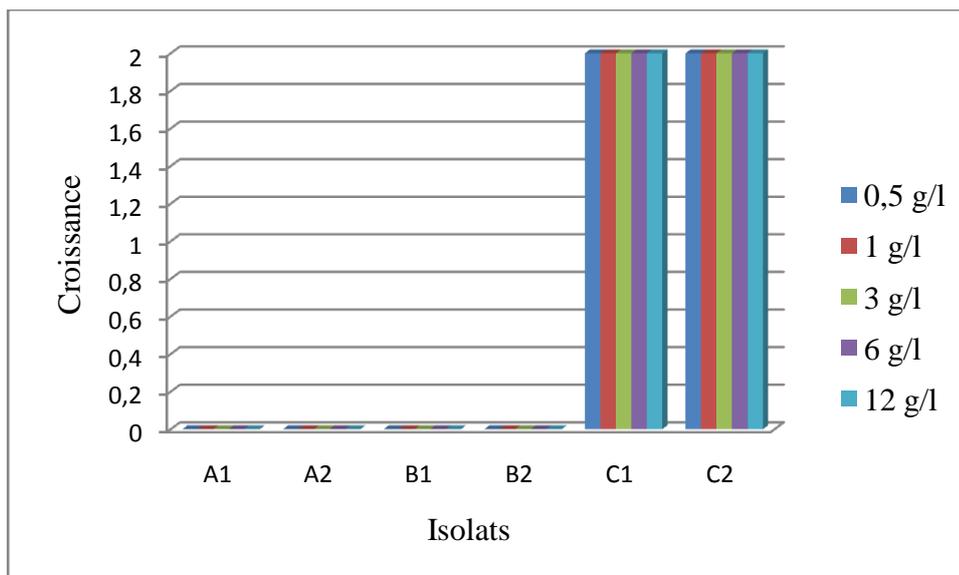


Figure N° 17: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'herbicide Cossack OD.

Les isolats C1 et C2 sont les seuls isolats qui peuvent se développer sur le Pallas 45 OD et le Cossack OD comme seule source de carbone et d'énergie. Pour l'herbicide Pallas 45 OD, la croissance est faible dans la concentration 0,5 g/l. Elle est modérée dans les concentrations 1 g/l et 3 g/l (**Figure N° 16**). Une intolérance est observée dans les deux fortes concentrations. Pour le cossack OD, ces deux souches poussent très bien dans toutes les concentrations testées. Cette croissance peut expliquer la capacité de ces isolats à produire des enzymes extracellulaires responsable de la dégradation de ces deux herbicides. Ces pesticides ont des compositions complexes. Le Pallas 45 OD est composé de deux matières actives (pyroxsulam+cloquintocet-mexyl). Le Cossack est composé de trois matières différentes (Iodosulfuron-Methyl-Sodium + Mesosulfuron-Methyl+ Mefenpyr-Diethyl). Ce type de formulations rend ces herbicides très difficiles à dégrader par un microorganisme. L'emploi de souches très performantes ou l'usage de consortium microbien est nécessaire pour pouvoir dégrader ce genre de formulation de pesticides. Nos résultats sont prometteurs car nos deux souches C1 et C2 sont très performantes et peuvent être utilisées à elles seules, pour dégrader le Pallas 45 OD et le Cossack OD.

Tableau N° 10: résultat de la biodégradation de l’herbicide Fluazifop par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM + isolat (Témoin -)	Fluazifop				
			0,5g/l	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-
B1	-	-	-	-	-	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	+	-	-	-	-
C2	-	-	++	++	-	-	-

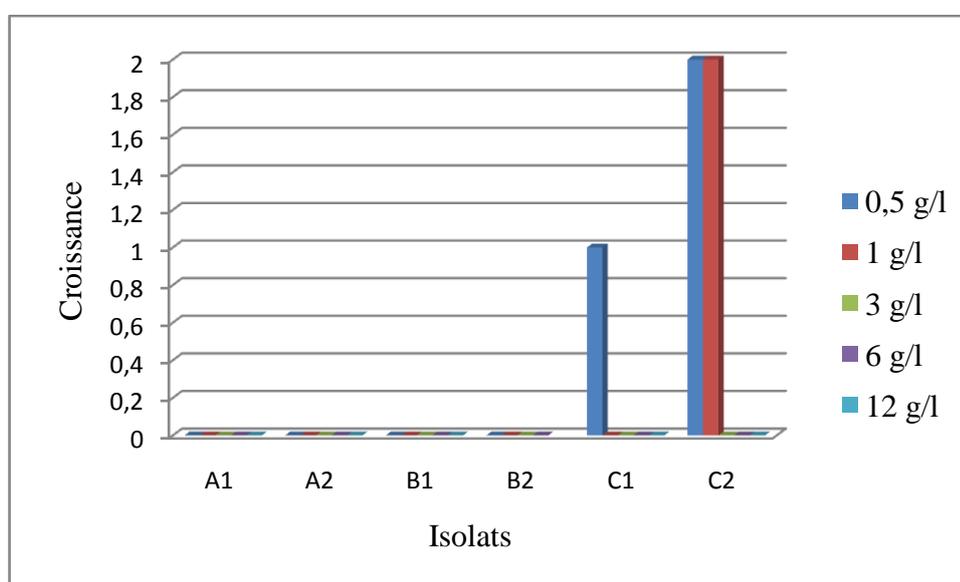


Figure N° 18: Croissance des isolats dans les différentes concentrations testées de l’herbicide Fluazifop.

Le tableau montre que le pourcentage de la dégradation de l’herbicide Fluazifop est de 33.33% (**Tableau N° 10**). Les isolats C1 et C2, sont les seules qui résistent à ce pesticide. Ces deux actinomycètes poussent uniquement sur des concentrations faibles de ce produit chimique. La croissance est achevée après une concentration de 0.5g/l pour la souche C1 et après 1 g/l pour la souche C2 (**Figure N° 24**) cela indique que les concentrations les plus élevés ne sont pas tolérées par nos isolats d’actinomycètes de ce fait elles ne peuvent pas dégrader ce pesticide (**Figure N° 18**). Nous pouvons expliquer la croissance de ces deux bactéries sur les faibles concentrations par une simple accumulation de l’herbicide. Dans des travaux antérieurs, il semblerait que la matière active (fluazifop-P-butyle) de ce

pesticide est hydrolysable plus rapide en milieu alcalin qu'en milieu acide. Les demi-vies de cette matière varient de >120 jours à pH 4 à 0,2 jour à pH 9 (**Site web 3**).

Tableau N° 11: Résultat de la biodégradation de l'insecticide Cyrpa 25 EC par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM + isolat (Témoin -)	Cyrpa 25 EC				
			0,5g/l	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-
B1	-	-	-	-	-	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	+	-	-	-	-
C2	-	-	-	-	-	-	-

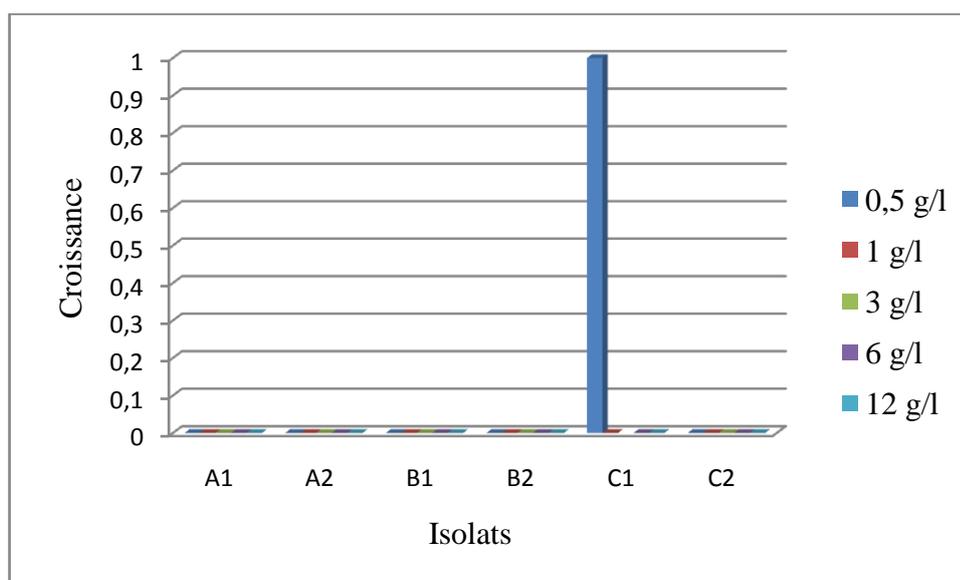


Figure N° 19: Croissance des isolats dans les différentes concentrations testées de l'insecticide Cyrpa 25 EC.

(Giri *et al.*, 2005) ont trouvés que le genre *Streptomyces* ainsi que le genre *Micromonospora* ont la capacité de dégrader la cyperméthine. D'après nos résultats obtenu sur la dégradation de l'insecticides Cyrpa 25 EC (**Tableau N° 11**), l'isolat C1 été le seul capable d'utiliser ce dernier à une concentration de 0,5g/l. Ce résultat indique que ce pesticide n'est pas bien dégradé par nos isolats d'actinomycètes (**Figure N° 19**).

Tableau N° 12: Résultat de la biodégradation de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV par les isolats dans les différentes concentrations.

Les isolats	MM+ pesticide (Témoin +)	MM+ isolat (Témoin -)	Deltaplan 12.5 ULV				
			0,5g/l	1g/l	3g/l	6g/l	12g/l
A1	-	+	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-
B1	-	-	-	-	-	-	-
B2	-	+	-	-	-	-	-
C1	-	+	+	+	-	-	-
C2	-	-	+	+	-	-	-

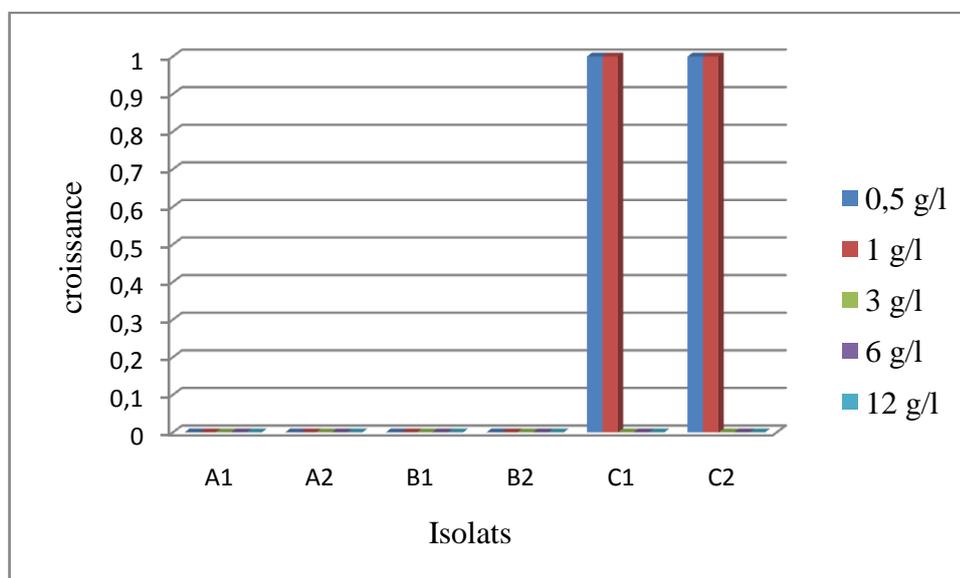


Figure N° 20: Croissance des isolats dans les différentes concentrations de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV.

Les résultats de la dégradation de l'insecticide Deltaplan12.5 ULV est différents à celle obtenues de l'insecticide Cyrpa 25 EC. En effet, la souche C1 peut croitre dans les deux concentrations minimales de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV (**Tableau N°12**), contrairement aux deuxième pesticide qui présente une croissance seulement pour la première concentration a noté que la souche C2 présente ainsi une croissance dans les concentrations 0.5g/l et 1g/l. Cela indique que ces isolats utilisent le Deltaplan 12.5 ULV comme source de carbone et d'énergie grâce à des enzymes spécifiques. L'augmentation

de la concentration plus de 1g/l change la physiologie de ces souches ce qui inhibe leur croissance et montre une intolérance a ce pesticide par nos isolats (**Figure N° 20**).

À partir de ces résultats, on peut constater que l'herbicide Granstar 75 DF est le plus dégradé presque pour toutes les concentrations testé, suivis par l'herbicide Mustang 360 SE qui présente une dégradation sauf pour les trois premières concentrations. Le Cossak OD, le Pallas 45OD, le Deltaplan 12.5ULV, l'herbicide Fluazifop sont dégradés mais à des concentrations variables. L'insecticide cyrpa 25EC qui est le moins biodégradable.

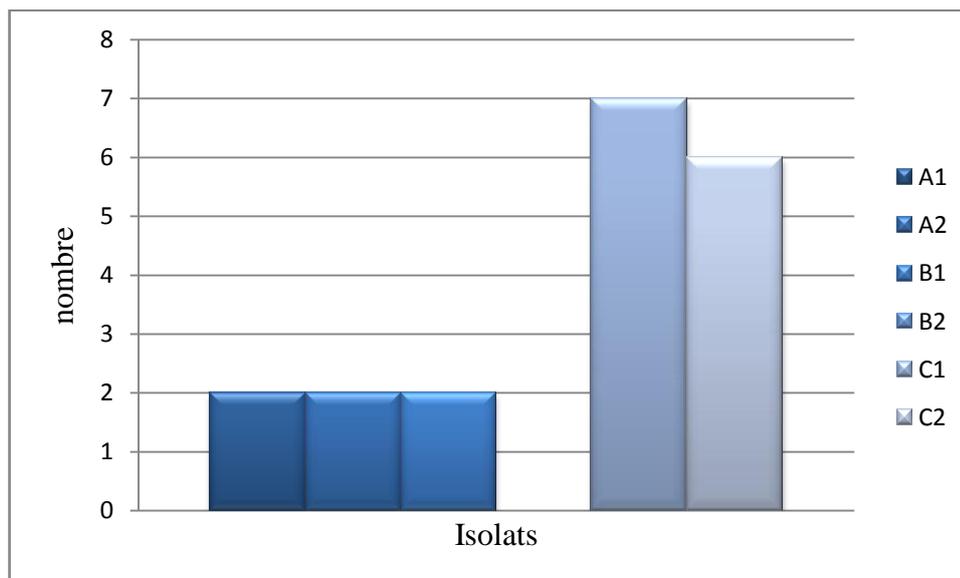


Figure N° 21: Le nombre des pesticides dégradés par chaque isolat d'actinomycète testé.

Il est à noter que les souches (C1 et C2) sont les seules qui ont montrées une aptitude à biodégrader presque tous les pesticides testés dans cette étude (**Figure N° 21**). Ces deux actinomycètes méritent d'après nous une attention particulière car nous avons là, deux candidats très prometteurs qui peuvent être utilisé dans la bioremédiation des sols pollués par ces pesticides.



Figure N° 22 : Résultat positif de la biodégradation du Granstar 75 DF a une concentration de 0.5g/l par les isolats C1 et C2.

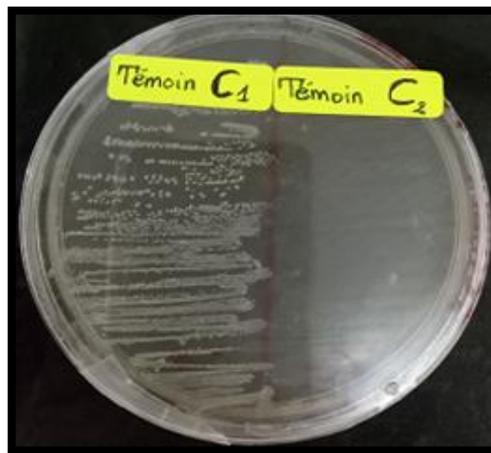


Figure N° 23: Résultat positif de l'isolat C1 et résultat négatif de l'isolat C2 sur le milieu minimum de Vandermess.

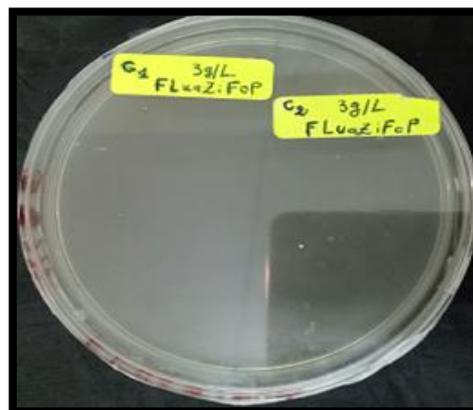


Figure N° 24: Résultat négatif de la biodégradation de Fluazifop à une concentration de 3g/l par les isolats C1 et C2.

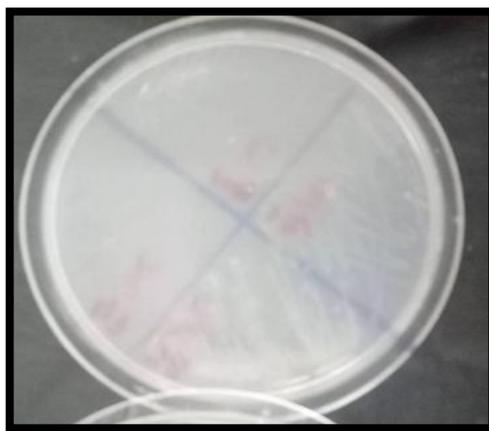


Figure N°25 : Résultat positif de la dégradation de Mustang 360 SE à une concentration de 0.5g/l par les isolats A1, A2, B1.

4 Identification présomptive des souches actives d'actinomycètes

Parmi les 6 isolats testées nous avons choisi les isolats C1 et C2 afin de leurs réaliser une pré-identification.

4-1 Caractères cultureux

Il est important de signaler l'importance de l'utilisation de plusieurs milieux de culture dans l'étude morphologique, puisque l'observation des chaînes de spores ne s'effectue que sur les milieux donnant une bonne croissance (maturation complète) (Aouar, 2006).

Les colonies C1 et C2 apparaissent après 1 à 2 jours d'incubation. Elles ont une croissance rapide sur tous les milieux ISP2, GBA et GLM (Figure N° 26). Cependant, la croissance est abondante avec formation d'un mycélium de substrat surmonté d'un mycélium aérien (Tableau N° 13). Les isolats C1 et C2 présentent des caractéristiques culturelles différentes.

- Sur milieu ISP2

Dans les premiers jours d'incubation, la souche C1 développe un mycélium primaire de couleur blanc alors que la souche C2 développe un mycélium primaire de couleur verte. Après une semaine les deux souches C1 et C2 apparaissent colorées avec un mycélium secondaire qui porte une couleur (gris et beige) respectivement. Au 14ème jour, les deux souches donnent des colonies poudreuses de couleur blanchâtre ou mélangée avec d'autres couleurs (gris, beige). Cet aspect est particulier pour les souches développant un mycélium aérien. Au 21ème jour d'incubation, les deux souches apparaissent pigmentées, c'est la maturation des cultures. Après maturation, les deux souches (C1 et C2) apparaissent

colorée presque dans tous les milieux. Cette coloration est probablement due à la production de pigments.

Tableau N° 13: La couleur du mycélium aérien et le mycélium du substrat des deux isolats actifs C1 et C2.

Milieu	ISP2		GLM		GBA	
	MS	MA	MS	MA	MS	MA
Souche C1	Blanc	Gris	Blanc	Gris	Blanc	Jaune
SoucheC2	Vert	Beige	Beige	Gris	Blanc	Marron foncé

- **Sur milieu GLM**

Les mêmes caractères cultureux de la souche C1 sur milieu ISP2 sont observé sur le milieu GLM la différence est seulement dans l'absence de pigmentation. Concernant la souche C2 la couleur du mycélium primaire est beige dans les 2 premiers jours avec des contours blancs après 7 jours d'incubation cette souche produits un mycélium secondaire de couleur grise.

- **Sur milieu GBA**

La morphologie de la souche C1 est représenté par l'apparition d'un mycélium primaire de couleur blanche, après quatre jours d'incubation le changement de la couleur vire vers le jaune et montre que le mycélium secondaire est produit. Les pigments diffusibles sont remarquables lors de la maturation (jaune et marron). La souche C2 possède un mycélium primaire blanc et un mycélium secondaire de couleur marron foncé.

La morphologie de la souche C1 et C2 peut être est rapproche des *Streptomyces* et genre apparentés. La couleur des colonies est dans les temps (gris, beige) respectivement. Ce qui nous permet de la classée dans la série grise pour l'isolat C1 et beige pour l'isolat C2 proposée par **Shirling et Gottlieb** de *l'international Streptomyces Project* (ISP).

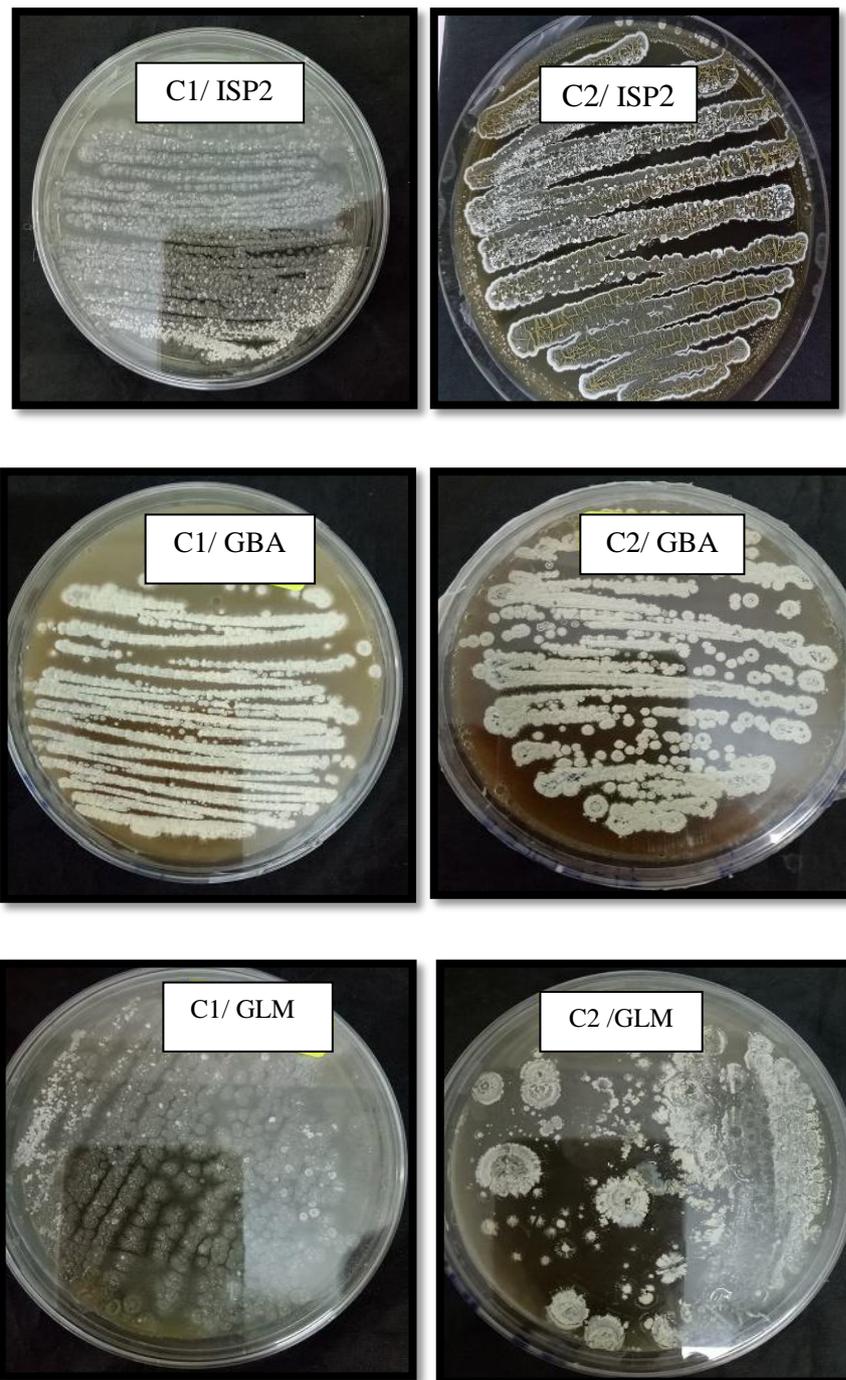


Figure N°26: Résultat de la croissance des isolats C1 et C2 sur milieux (ISP2, GLM, GBA).

3-2 Technique des lamelles

Les observations de l'étude microscopique sont rassemblées dans la (Figure N° 27). Après 7 jours d'incubation, les lamelles retirées de la gélose sont déposées sur une lame, puis observées au microscope optique. Il apparaît que les deux souches développent un mycélium de substrat ainsi qu'un mycélium aérien.

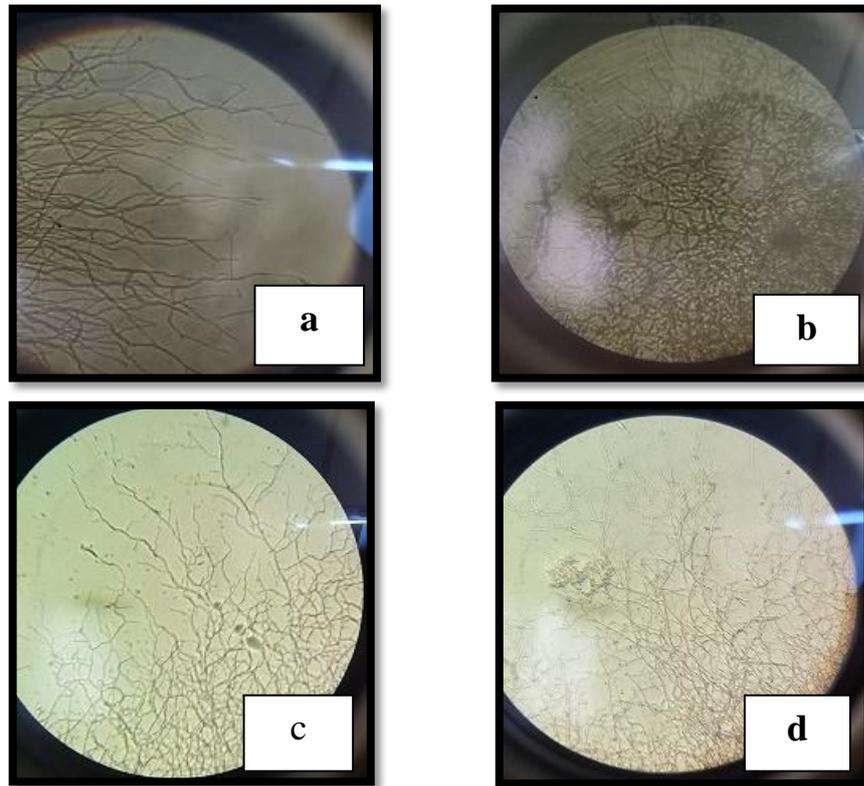


Figure N° 27: Observation microscopique des isolats C1 et C2 grandissement X 100 (technique des lamelles). **a** : mycélium de substrat de la souche C2, **b** : mycélium aérien avec les chaînes de spores de la souche C2, **c** : mycélium de substrat de la souche C1 , **d**: mycélium aérien de la souche C1.

- **Pour la souche C1**

Le mycélium du substrat se présente sous forme de longs filaments, très ramifiés, non fragmentés, très fines, non sporulés. Le mycélium aérien épais est constitué de filaments ramifiés. Les endospores, les sclérotés, les sporanges et les synnemas n'ont pas été observés. Cette souche est rattachée au genre *Streptomyces* décrit par **Waksman et Henrici (1943)**.

- **Pour la souche C2**

L'observation du mycélium du substrat montre de longs filaments, ramifiés dépourvus de septums. Le mycélium aérien est épais, plus foncé, et constitué de filaments ramifiés en chaînes de spores droites. Les spores sont en bâtonnets et non mobiles. Les endospores, les sclérotés, les sporanges et les synnemata n'ont pas été observés. Ces caractères permettent de rapprocher cette souche au genre *Streptomyces* (**Annexe 02**).

Conclusion

Dans ce présent travail, l'isolement à partir de deux échantillons de sol Saharien prélevé de la région de Ouargla et celui d'une sebkha d'El- Oued ont permis d'obtenir 11 souches actinomycétales. Parmi ces isolats, six ont été sélectionnés pour tester leur aptitude à biodégrader cinq herbicides et deux insecticides parmi les plus utilisés en Algérie. Les testes de biodégradation ont été effectués sur un milieu minimum complètement exempt de source de carbone, additionné de chaque pesticide et dans différentes concentrations (0.5 g/l, 1 g/l, 3 g/l, 6 g/l, 12 g/l).

L'ensemble des résultats obtenus pour les six isolats donne un aperçu général sur le potentiel de ces souches à dégrader ces produits toxiques et montrent que 83.33% des actinomycètes sélectionnés ont dégradés le Granstar 75DF dans presque toutes les concentrations testées. Le même pourcentage a été noté pour la dégradation de l'herbicide Mustang 360 SE et ce pour les concentrations de 0.5 g/l, 1 g/l et 3 g/l. Un pourcentage de 33,33% des isolats ont dégradés les herbicides suivants Pallas 45 OD, Cossack OD et Flouazifop. Ainsi que l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV. Tandis que 16.66% seulement d'entre eux ont pu dégrader l'insecticide Cyrpa 25 EC qui reste le pesticide le moins dégradé. Dans nos résultats il apparaît également que deux isolats d'actinomycètes (C1 et C2), isolés à partir du sol sont les seuls qui ont montrés une aptitude à dégrader la totalité des pesticides testés à l'exception de l'insecticide cyrpa 25 EC qui a été dégradé seulement par la souche C1. Ces deux bactéries seules ou préparées en consortium, peuvent être d'excellents agents de bioremédiation de sol désertiques agricole pollués par ces pesticides.

L'étude de quelques caractères macroscopiques et microscopiques, nous ont permis de rapprocher les deux souches actives au genre *Streptomyces*.

Les perspectives qui découlent de ce travail sont nombreuses. Ceci encourage la poursuite des études pour l'identification moléculaire des espèces performantes, l'utilisation sur terrain des souches actives dans la bioremédiation des sols Sahariens contaminés par ces pesticides et l'étude de la cinétique de dégradation des pesticides par ces souches soit seules ou en consortium.

Références

Bibliographiques

A

- **ACTA, (2004).** Index phytosanitaire. ACTA, 40^{ème} édition, association de coordination. Technique agricole.
- **Aissaoui A., (2013).** Evaluation du niveau de contamination des eaux de barrage de hummam Grouz de la région de Oued Atmania (wilaya de Mila) par les activités agricoles, mémoire de magistère, P: 26-28-29.
- **Ali T.M., Abdelbagi, A.O., et Elsheikh, E. A. M., (2008).** Microbial degradation of endosulfan and lindane by endogenous soil microorganisms. *The First African Congress in Pesticides and Toxicology Sciencies, 8-11 Nov. 2008.*
- **Allister K.A., L Ee R., et Trevors J.T., (1996).** Biodegradation 7 : 1-40.
- **Amadou D., (2013).** Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Seeegal), Thèse de doctorat de l'Université du Littoral Côte d'Opale, P: 29, 31,
- **Amine L., (2009).** Danger sur la santé : Des pesticides dans vos assiettes, le Quotidien d'Oran publié le 31/03/2009.
- **Aouar L., (2006).** Mise en évidence des actinomycètes aérobies pathogènes impliqués dans les infections traitées au service des maladies infectieuses du CHU de Constantine. Etude des caractéristiques culturelles des souches isolées et purifiées. Diplôme de Magister, Université Mentouri Constantine. P: 101.

B

- **Bahanti M., Teneja A., (2007).** Contamination of vegetables of different seasons with organophosphorus pesticides and related health risk assessment" in northern India, *chemosphere*, 69: P: 63-68.
- **Balakrishnan M., Lawrance A. R., Nambali V. V., Ramalingam K., (2013).** Novel marine *Actinobacteria* from emerald Andaman & Nicobar Islands: a prospective source for industrial and pharmaceutical by products.
- **Bajaj A., Pathak A., Mudiam M. R., et al., (2010).** Isolation and characterization of a *Pseudomonas* sp. strain IITR01 capable of degrading a-endosulfan and endosulfan sulfate. *JAppl Microbiol Dec*; 109(6):2135e43.
- **Balthazor T. M., et Hallas L. E., (1986).** Glyphosate-degrading Microorganisms from industrial activated sludge. *Appl Environ Microbiol* 51:432–434.

- **Barik S., Wahid P. A., Ramakrishnan C., et Sethunathan N., (1979).** A change in degradation pathway of parathion in natural ecosystems. *JE environ Qual* 7:346–351.
- **Bastos A. C., et Magan N., (2009).** *Tremetes versicolor*: Potential for atrazine bioremediation in calcareous clay soil, under low water availability conditions. *Int. Biodeterior Biodegradation*. 63: 389-394.
- **Barriuso E., (2004).** Evaluation des risques environnementaux des pesticides. INRA Editions, Paris, P: 123.
- **Becker B., Lechevalier M. P., Gordon R. E., et Lechevalier H. A., (1964).** Rapid differentiation between *Nocardia* and *Streptomyces* by paper chromatography of whole-cell hydrolysates. *Appl. Microbiol.*, 12. P: 421-423.
- **Beigel C., Di Pietro L., (1999).** «Transport of triticoconazole in homogeneous soil columns: Influence of non equilibrium sorption,» *Soil Science Society of American Journal*, vol. P: 63. 1077–1086,
- **Beltran J., Hernandez F., Lopez F. J., Morell I., (2001).** Study of sorption processes of selected pesticides on soils and ceramic porous cups used for soil solution sampling. *International journal of environmental analytical chemistry* 58, P: 287-303.
- **Benimeli C. S., Amoroso M. J., Chaile A.P., et Castro G.R., (2003).** Isolation of four aquatic streptomycetes strains capable of growth on organochlorine pesticides. *Bioresour Technol.* 89: 133-138
- **Benimeli C. S., Castro G., Chaile A., et Amoroso M. J., (2007).** Lindane uptake and degradation by aquatic *Streptomyces sp.* Strain M7. *Int Biodeter. Biodegradation*. 59: 148-155.
- **Benslama O., et Boulahrouf A., (2013).** Isolation and characterization of glyphosate-degrading bacteria from different soils of Algeria, *Afr. J. Microbiol. Res. Vol. 7(49), P: 5587-5595.*
- **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (1989).** 8th Williams S.T., Sharpe M.E. and Holt J.G. eds). Vol, 4. Williams and Wilkins Co. Baltimore.
- **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, (2010).** ET Goodfellow, M.; Kämpfer P., Busse H.J., Trujillo M.E., et Whitman W.B. (Eds.). Vol, 5.P: 1750 .The *Actinobacteria*. Heidelberg: Springer.

- **Bernan V. S., Greenstein M. et Maiese W. M. (1997).** Marine microorganisms as a source of new natural products. *Adv. Appl. Microbiol*, 43. P: 57–90.
- **Bhadbhade B. J., Dhakephalkar P. K., Sarnik S. S., et Kanekar P. P., (2002).** Plasmid-associated biodegradation of an organophosphorus pesticide, monocrotophos, by *Pseudomonas mendocina*. *Biotechnol Lett* 24: 647–650.
- **Bhalerao T. S., et Puranik P.R., (2007).** “Biodegradation of organ-ochlorine pesticide, endosulfan, by a fungal soil isolate, *Aspergillus niger*,” *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol. 59, no.4, P: 315 –321.
- **Bolaños P. P., Padilla-Sánchez J. A., Garrido-Frenich A., Romero G. R., et Martínez-Vidal J. L., (2012).** «Evaluation of soil contamination in intensive agricultural areas by pesticides and organic pollutants: south-eastern Spain as a case study, » *J Environ Monit*, vol. 14, n°4, P: 1182-9.
- **Bordjiba O., Steiman R., Kadri M., Semadi A., Guiraud P., (2001).** Removal of herbicides from liquid media by fungi isolated from a contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 2001; 30(2): 418-426. DOI: 10.2134/jeq2001.302418xVol.
- **Bouchonnet S., (2017).** Dégradation photochimique de fongicides en surface de fruits et légumes ; conséquences environnementales et agroalimentaire, accueil équipes l'école polytechnique.
- **Boudemagh A., (2007).** Isolement à partir des sols Sahariens, de bactéries actinomycétales productrices de molécules antifongiques, identification moléculaire de souches actives. Thèse doc en microbiologie appliqué: Université Mentouri Constantine. P: 23, 28, 62.
- **Boudjelal B. F., (2012).** Taxonomie et antagonisme des actinomycètes halophiles d'origine saharienne et caractérisation des composés bioactifs sécrétés par *Actinoalloteichus* sp. AH97. Thèse doctorat en microbiologie appliqué en Sciences Agronomiques, El-Harrach Alger. P: 12, 26, 31- 35.
- **Boussaboua H., (2005).** Element de microbiologie générale ,2ieme édition, Constantine ,179. Dépôt légal N 2991C. P : 173.
- **Brajesh K., Singh et Allan W., (2006).** Microbial degradation of organophosphorus compounds, *Environmental Sciences*, Macaulay Institute, Craigiebuckler, Aberdeen, Volume 30, Issue 3, May 2006 ,P : 428–471.
- **Briceno G., Fuentes M.S., Jorquera M.A., Palma G., Amoroso M. J., et Diez M.C., (2012).** Chlorpyrifos biodegradation and 3, 5, 6-trichloro-2-pyridinol

production by actinobacterias isolated from soil. *Int. Biodeter. Biodegradation*. 73: 1-7.

- **Bride M. J., Ensign J. C., (1986)** Effects of intracellular trehalose content on *Streptomyces griseus* spores. *J. Bacteriol.* 169, P: 4995-5001.
- **Buyanovsky G. A., Pieczonka G. J., Wagner G. H., Fairchild M. A., (1988)** Degradation of captan under laboratory conditions. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 689-695.

C

- **Caceres T.P., Megharaj M., et Naidu R., (2008)** Biodegradation of The pesticide fenamiphos by ten diferents pecies of green algae and *Cyanobacteria*. *Current Microbiology*, vol.57, no. 6, P: 643– 646.
- **Calvet R., Barriuso E., Benoit B., Bedos C., Charnay K., et Coquet Y., (2005).** Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales, Paris: Editions France Agricoles, P: 637, 255, 25, 272.
- **Camacho-Pérez B., Ríos-Leal. E., Rinderknecht-Seijas. N., et Poggi-Varaldo. H. M., (2012).** Enzymes impliquées dans la biodégradation de l'hexachlorocyclohexane. Une mini-revue *Journal of Environmental Management*, 95: 5306-5318
- **Castillo M., Felis N., Aragon P., Cuesta G., and Sabater C., (2006).** Biodegradation of the herbicide diuron by Streptomyces isolated from soil. *Int. Biodeter. Biodegradation* 58: 196-202
- **Chacko C. I., Lockwood J. L., et Zabik M., (1966).** Chlorinated hydrocarbon pesticides: degradation by microbes, *Science*, 154, 893.
- **Chargaff E., Vischer E., Doniger R., Green C. A., et Misani F., (1949).** The composition of the des oxypentose nucleic acids of thymus and spleen. *J. Biol. Chem*, 177. P: 405-416.
- **Chauhan A., Singh J., (2015).** Biodegradation of DDT. *J Textile Sci Eng* 5: 183. doi: 10. 4172/ 2165-8064. 1000183.
- **Chougale V. V., et Deshmukh A. M., (2007).** Biodegradation of carbofuran pesticide by saline soil actinomycetes. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences*, vol. 9, no.4, P: 1057–1061.
- **Columa, (1977).** Les herbicides et le sol. *ACTA*, P: 143.

- **Colombini M.P., Fuoco S., Giannarelli L., Pospisil L., Truskova R.,(1998).** Protonation and degradation reactions of triazine herbicides. *Microchemical journal*.59, P: 239-245.
- **Cross T., (1982).** Actinomycètes a continuing source of new metabolites. *Development in industrial Microbiology*. 23. P: 1-8.
- **Craven C., Hoy S., (2005).** Pesticides persistence and bound residues in soil-regulatory significance, *Environmental pollution* vol 133: P: 5-9.
- **Cruz S., Lino C., et Silveira., (2003).** MI "Evaluation des résidus de pesticides organochlorés dans le sérum humain d'une population urbaine et de deux populations rurales du Portugal". *Science of the Total Environment*. P: 317, 35.
- **Cyon M., Wojcik M., et Piotrowska-Seget Z., (2009).** Biodegradation of the organophosphorus insecticide diazinon by *Serratia sp.* and *Pseudomonas sp.* and their use in bioremediation of contaminated soil. 76, P : 494-501.

D

- **De Schrijver A., et De Mot R., (1999).** Degradation of pesticides by actinomycetes. *Crit.Rev. Microbiol.* 25: P: 85-119.
- **Deshpande N. M., Dhakephalkar P. K., et Kanekar P. P., (2001).** Plasmid-mediated dimethoate degradation in *Pseudomonas aeruginosa* MCMB-427. *Lett Appl Microbiol* 33:275–279.
- **Devaut, (2007).** Approche, spatio-temporelle de la contamination par les herbicides de prélevée du biotope de la Garonne Moyenne, thèse, institue natonnalpolytechnique de Toulouse, P: 24-17.
- **Doddamani H.P., et ninnekar H. Z., (2001).** *Curr. Microbiol.* 43 : 69-73

E

- **Elsaid O.E.G., Abdelbagi A.O., et Elsheikh E.A.E., (2009).** Effect of Fertilizers (Activators) in Enhancing the Microbial Degradation of Endosulfan in Soil. *Res. J. Environ. Toxicol.* P: 1-10.
- **Eisenhauer N., et al., (2009).** No interactive effects of pesticides and plant diversity on soil microbial biomass and respiration, *Applied Soil Ecology*, 42(1): P: 31-36.

- **El Bakouri H., (2006).** Développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impact sur les eaux par l'utilisation des substances organiques naturelles. Thèse de doctorat université Abdelmalk Essadi, Facultés des sciences et techniques, Tanger, P: 200.
- **El Mrabet K., Charlet P., (2008).** Les pesticides. Laboratoire National de métrologie et d'Essai 'LNE', Janvier 2008. France.
- **Ensing J.C., (1992).** Introduction to the actinomycetes. pp. 811-815. In: A. Ballows, H.C., Truper, M., Dworkin, W., Harder and K.H., Schleifer [Eds.]. The prokaryotes. A handbook on the biology of bacteria: ecophysiology, isolation, identification, application. Springer-Verlag. New York.

F

- **Fan I., Zheng J., Yang X., (2010).** The effect of natural air-dry time on actinomycetes Isolation from sample soil. *Journal of Hainan Medical University.*
- **Faostat, (2014).** Algérie. URL: <http://faostat.fao.org>.
- **Fournier J., Vedove A.D., et Morin C., (2002).** formulation des produits phytosanitaires. In pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture.
- **Fuentes, M.S., C.S., Benimili S.A., Cuozzo et Amoroso M.J., (2010).** Isolation of pesticide- degrading actinomycetes from a contaminated site: Bacterial growth, removal and dechlorination of organochlorine pesticides. *Int. Biodeter. Biodegradation.* 64.P: 434-441.

G

- **Garrity G. M., Bell J. A., et Lilburn T. G., (2004).** Taxonomic Outline of the Procaryotes, Bergey's Manual of Systemetic Bacteriology, Second Edition .Release 5.0, Springer-Verlag, New Tork. [http://dx.doi.org/10.1007/bergeyso utline200310](http://dx.doi.org/10.1007/bergeyso%20utline200310) .
- **George M., George G., Hatha M. A. A., (2010).** Diversity and antibacterial activity of Actinomycètes from wetland soil. *The South Pacific Journal of Natural and Applied Sciences.*28. P: 52-57.
- **Giri B., Giang P. H., Kumari R., Prasad R., Varma A., (2005).** Microbial Diversity in Soils. Buscot F, Varma A, editors. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- **Goodfellow M., et O'donnell A. G., (1989).** Search and discovery of industrially-significant actinomycetes. Proceeding of the 44th Symposium on Society for General Microbiology,(SCGM'89). Cambridge University Press, Cambridge: 343383.

- **Goodfellow M., et Williams S.T., (1983).** Ecology of Actinomycetes. *Ann. Rev. Microbiol.*37. P: 189,139-216.
- **Goodfellow M., Stanton L. J., Simpson K. E., et Minnikin D. E., (1990).** Numerical and chemical classification of Actinoplanes and some related actinomycètes. *Gen. Microbiol*, 136. P: 19-36.
- **Goodfellow M., et Fiedler H. P., (2010).** A guide to successful bioprospecting: informed by actinobacterial systematic. *Antonie Leeuwenhoek*. P: 98, 119-142.
- **Goswami S., Singh D K., (2009)** Biodegradation of alpha and bet aendo-sulfan in broth medium and soil microcosm by bacterial strain Bordetella sp. B9. *Biodegradation* Apr; 20 (2):199 e207.
- **Gottlieb D., (1973).** General considerations and implications of the actinomycetes. *In: Actinomycetales: characteristics and practical importance.* Sykes G., Skinner F.A., Eds., Academic Press, New York. P: 1-10.
- **Groth J., Vettermann R., Schuctze B., Schumann P., et Saiz-Jimenz C., (1999).** Actinomycetes in Karstic caves of northern Spain (Altamira and Tito Bustillo), *J. microbiol. Meth*, 36. P: 115-122.
- **Gupta A., Kaushik, C.P., et Kaushik A., (2000).** Dégradation de l'hexachlorocyclohexane (HCH; a, b, g et d) par *Bacillus circulans* et *Bacillus brevis* isolé dans un sol contaminé par HCH. *Biologie du sol et biochimie*, 2000, 32: 1803-1805.

H

- **Harwood C. S., et Gibson J., (1988).** Anaerobic and aerobic metabolism of diverse aromatic compounds by the photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas palustris*. *Appl Environ Microbiol* 54:712–717.
- **Hayes V. E. A., Ternan N. G., et Mc Mullan G., (2000).** Organophosphate metabolism by amoderately halophilic bacterial isolate. *FEMS Microbiol Lett* 186:171–175.
- **Hercegovà A., dÖmÖtÖrova M., et Matisovà E. J., Chrom A., (2007).** 1153 54-73.
- **Hilali L., Khatabi A., Nassrallah N., Malki A., et finance C., (2002).** Isolement des nouvelles souches actinomycétales productrices de substances antifongiques à partir du milieu naturel marocain. *Revue .Biol .Biotech* 2. P: 49-53.

- **Hildebrandt A., Lacorte S., et Barceló D., (2009).** «Occurrence and Fate of Organochlorinated Pesticides and PAH in Agricultural Soils from the Ebro River Basin» *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 57, n 2, P: 247-255.
- **Hooper S. W., Locher H. H., Cook A. M., et Leisinger T., (1990).** Genetic and functional analysis of the 4-toluene sulfonate pathway of *Comamonas (Pseudomonas) testosteroni* T-2. *Annu Meet Am Soc Microbiol Anaheim California*.
- **Hopwood D. A., Bibbm J., Chater k. F., Kieser T., Bruton C.J., Kieser H. M., Lydiate D. J., Smith C. P., Ward J. M., et Schrepf H., (1985).** Genetic Manipulation of *streptomyces*: A Laboratory Manual. John Innes Foundation, Norwich, United Kingdom.
- **Horne I., Harcourt R. L., Sutherland T. D., Russell R. J., et Oakeshott J. G., (2002a).** Isolation of a *Pseudomonas monteilli* strain with a novel phosphotriesterase. *FEMS Microbiol Lett* 206: 51–55.
- **Huiling F., Yanfei W., Yanyan Z., Mingzhi L., Fangyuan W., Jianrong C., Lixin Z., Zhiheng L., Linxian D., (2014).** Research Progress on the *Actinomyces arthrobacter* *Advances in Microbiology*, 2014, 4, 747-753.
- **Hundt K., Wagner M., Becher D., Hammer E., et Schauer F., (1998).** Effect of selected environmental factors on degradation and mineralization of biarylcompounds by the bacterium *Ralstonia picketti* in soil and compost. *Chemosphere*. 36, P: 2321-2335.
- **Hussain A., Rafique A. M., Iqbal Z., Chaudhry J. A., (2001).** Impact of heavy repeated longterm pesticides applications on soil propertities in a cotton agroecosystem. In: "Impact of longterm pesticides usage on soil properties using radiotracer techniques". Proceeding offinalresearch coordination meeting. Organized by the Joint FAO/IAEA Division of NuclearTechniques in Food and Agriculture and held in Hangzhou, Zhejiang,China, 24-28 May 1999, P: 141-15.

I

- **IFEN, (2002).** Les pesticides dans les eaux Bilan annuel 2002. Etudes et Travaux 36. P: 25.
- **INVS, (2013).** Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement, institut de ville Le sanitaire P: 20.

- **Isenring R., (2010).** Les pesticides et la perte de la biodiversité. Pesticide Action Network Europ. P: 15.

J

- **Jayabarath J. S., Asma M. R., Giridhar S., Shyam S., et Arulmurugan R., (2010).** Biodegradation of carbofuran pesticide by saline soil actinomycetes. *Int. J. Biot. Biochem.* 6: 187-192.
- **Jayashree R., Vasudevan N., 2007** Effect of Tween 80 added to the soil On the degradation of endosulfan by *Pseudomonas aeruginosa*. *Int J Environ Sci Tech Spring*; 4 (2): 203 e10.
- **Jiang J., Yang B., Fan F., et al., (2012).** Method for using alfa lfa-Organophosphorus pesticide degradation bacteria to jointly renovate organophosphorus pesticide contaminated soil. Fam-Ing Zhuanli Shenqing, CN102755991B.

K

- **Kalia A., Gosal S. K., (2011).** Effect of pesticide application on soil microorganisms. *Archives of Agronomy and Soil Science.* 2011; 57: 569-596.
- **Kalakoutskii L. V., et Agre N. S., (1976).** Comparative aspects of development and differentiation in actinomycetes. *Bacteriol. Rev.* 40 (2), P: 469–524.
- **Kanekar P.P., Bhadbhade B., Deshpande M.N., et Sarnaik S.S., (2004).** Biodegradation of organophosphorous pesticides. Indian National Science Academy, 2004, 70: 57-70.
- **Kedar B., Rokade et Gajanan V., Mali (2013).** Biodegradation Of Chlorpyrifos By *Pseudomonas desmolyticum* Ncim 2112 *Int J Pharm Bio Sci* 2013 Apr; 4(2): (B) 609 – 616
- **Kertesz M. A., Cook A. M., et Leisinger T., (1994).** Microbial metabolism of sulfur and phosphorus-containing xenobiotics. *FEMS Microbiol Rev* 15:195–215.
- **Kesraoui A. A., (2008).** Dégradation des pesticides chlortoluron, carbofurane et bentazone en milieu aqueux par les procédés d'oxydation avancée. Thèse de doctorat: Géomatériaux: Universités Paris- Est et Tunis El Manar. P: 167.

- **Keulen G. V., Jonkers H. M., Cloesson D. L. D., et Woston H. A. B., (2003).** Differentiation and anaerobiosis in standing liquid cultures of *Streptomyces coelicolor*. *J. Bacteriol.* 185 (4), P: 1455-1458.
- **Khanna M., Solanki R., et Lal R., (2011).** Selective isolation of rare actinomycetes producing novel antimicrobial compounds. *International Journal of Advanced Biotechnology and Research.* 2. N°3. P: 357-375.
- **Kitouni M., (2007).** Isolement de bactéries actinomycétales productrices d'antibiotiques à partir d'écosystème extrême. Identification moléculaire des souches actives et caractérisation préliminaire des substances élaborées. Thèse de doctorat d'état en Microbiologie appliquée. Université des frères Mentouri Constantine. P: 14-15.
- **Klimek M., Lejck B., Kafarski P., et Forlani G., (2001).** Metabolism of the phosphonate herbicide glyphosate by a non-nitrate- utilising strain of *Penicillium chrysogenum*. *Pest Mang Sci* 57: 815–821.
- **kokare C. R., Mahadik K. R., Kadam S. S., et Chopade B. A., (2004).** Isolation, characterization and antimicrobial activity of marine halophilic Actinopolyspora species AH1 from the west coast of India. *Curr. sci* 86. P: 593-597.
- **Krieger M. S., Pillar F., Ostrander J. A., (2000).** Effect of temperature and moisture on the degradation and sportion of floralsulam and 5 hydroxyflorasulam in soil. *Journal of agricultural and food chemistry.* 48, P: 4757-4766.
- **Krzysko L. T., Stroff W., Kubs K. S., korupa M. Wieczorek P., Lejca k. B., et Kafarski P., (1997).** The ability of soil borne fungi to Degrade organophosphonate carbon-to-phosphorus bonds. *Appl Environ Microbiol* 48:549–552.
- **Kucharski J., Tomkie I. M., Bacmaga M., Borowi k. A., Wyszowska J., (2016).** Enzyme activity and microorganism's diversity in soil contaminated with the herbicide Boreal 58WG. *J Environ Sci Health B*51 (7). P: 446–454.
- **Kuritz T., Bocanera L. V., et Rivera N. S., (1997) J. Bacteriol.** 179: 3368-3370.
- **Kurz M., (2008).** Compatible solute influence on nucleic acids: many questions but few, answers. *Sali. Syst.* 4, P: 6.
- **Kye C. M., Reukaradhya M., Islam K., et al., (2009).** Biodegradation of chlorpyrifos by lactic acid bacteria during kimchi fermentation, *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, vol. 57, no.5, P: 1882–1889.

L

- **Larpent J. P., et Larpent G. M., (1985).** Eléments De Microbiologie. Hermann. Paris : P : 264.
- **Larpent J. P., Etsanglier J. J., (1989).** Biotechnologie des antibiotiques. Masson. Paris. P: 35-55.
- **Lasey J., (1997).** Actinomycètes in composts. *Ann. Agric. Environ. Med.* 4. P: 113-121.
- **Lechevalier M. P., De Bievre C., et Lechevalier H. A., (1977).** Chemotaxonomy of aerobic Actinomycètes: phospholipid composition. *Biochem. Syst. Ecol*; 5: P: 249 - 260.
- **Lechevallier M. P., (1981).** Ecological associations involving Actinomycetes. In: Actinomycètes. Schaal and Pulverer (Eds.). Zbl Bakt. suppl., 11, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart-New-York. P: 4159-166.
- **Lechevalier M. P., et Lechevalier H., (1985).** Biology of Actinomycetes not belonging to genus *Streptomyces* in: Biology of industrial microorganisms. The Benjamin Cummings Publishing Company, Inc: P: 315-316.
- **Leminor L., Veron M., (1989).** Bacteriologie médicale. 2^{ème} edition. P: 335-349.
- **Lipok J., Dombrovska L., Wieczorek P., et Kafarski P., (2003).** The Ability of fungi isolated from stored carrotseeds to degrade organophosphonate herbicides. Pesticide in Air, Plant, Soil and water System (De IRe AAM, Capri E, Padovani L & Trevisan M, eds), Proceeding of the XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy.
- **Lin Q. S., S.H. Chen M. Y., Hu M. R., UI Haq I., Yang et Li H., (2011).** Biodegradation of Cypermethrin by a newly isolated actinomycetes HU-S-01 from wastewater sludge. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 8: 45-56.
- **Li H., Liang W., Wu X., et Liu Y., (2004).** Research on biodegradation of organophosphorus insecticide by a novel psychrotrophic bacterium SA-8," *Zhongshan Daxue Xuebao, Ziran Kexueban*, vol. 43, no .3, P: 131–132.
- **Li D. K., et Rutherford K. W., (2005).** Insitu anaerobic-aerobic process for the biodegradation of chlorinated pesticides in soil: insitu and on-site bioremediation," in Proceedings of the 8th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium, Baltimore, Md, USA.

- **Lio M., et Xie X., (2009).** “Application of *Enterobacter aerogenes* indegrading pyrethroid pesticide residue, and preparation with *Enerobacter aerogenes*,” Faming Zhuanli Shenqing, CN102021135A, 2009.
- **Lipok J., Dombrovska I., Wieczorek P., et al., (2003).** “heability of Fungi isolated from stored carrot seeds to degrade organophos-phonate herbicides,” in Pesticide in Air, Plant, Soil and Water System, Proceedings of the 12 th Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, June 4–6, 2003, P: 575–580, La Goliardica Pavese, 2003.
- **Liu C. M., Mclean P. A., Sookdeo C. C., et Cannon F. C., (1991).** Degradation of the herbicide glyphosate by members of the family Rhizobiaceae. *Appl Environ Microbiol* 57:1799–1804.
- **Liu Z., Yang C., et Ch L., Qiao, (2007).** Biodegradation of p-nitrophenol and 4-chlorophenolby *Stenotrophomonas* sp,” *FEMS Microbiology Letters*, vol. 277, no. 2, P: 150–156.
- **Loos M. A., Bollag J. M., et Alexander, M., (1967).** Phenoxyacetate herbicide detoxication by bacterial enzymes, *J. Agric. Food Chem.*, 15, 858.
- **Loqman S., (2009).** La lutte biologique contre la pourriture grise de la vigne: Isolement, caractérisation de souches de bactéries Actinomycétales antagonistes à partir des sols rhizosphériques de vignes saines sauvages d'origine marocaine. Thèse doc: Université De Reims Champagne-Ardenne Ecole Doctorale Sciences Exactes et Biologie. P: 2, 253.
- **Louchahi M. R., (2015).** Enquête sur les conditions d’utilisation des pesticides en agriculture dans la région centre de l’algérois et la perception des agriculteurs des risques associés à leur utilisation, Ecole des Productions Végétales et des Ressources Génétiques ED-APVRG, P:8-9.

M

- **Maloney S. E., Maule A., et Smith A. R. W., (1988).** Microbial Transformation of the Pyrethroid Insecticides: Permethrin, Deltamethrin, Fastac, Fenvalerate, and Fluvalinate. *Appl Environ Microbiol*, vol.54 (11), 2874-2876.
- **Megharaj M., Singh N., Kookana R. S., Naidu R., et Sethunathan N., (2003).** Hydrolysis of fenamiphos and its oxidation products by a soil bacterium in pure culture, soil and water. *Appl Microbiol Biotechnol* 61:52–256.

- **Mendoza J. C., Perea Y., et Salvador J. A., (2011).** Bacterial biodegradation of permethrin and cypermethrin pesticides in a culture assemblage, *Avances en Ciéncias Ingenieria*, vol. 2, no.3, P: 45–55.
- **Meriem W., Aziz H. S., et Tawakkol W., (2014).** Biodegradation of Malathion by *Pseudomonas* Spp. and *Bacillus* Spp. Isolated from polluted sites in Egypt *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, 14 (9): 855-862, 2014.
- **Meyer A., Chrisman J., Costa Moreira J., Koifman S., (2003).** *Environ. Res.*, 93: P: 264-271.
- **Mider P., Peng S., et Fliessbach A., (2002).** Effets des produits phytosanitaires sur les micro-organismes du sol. *VBB-Bulletin*, 6: P: 6-7.
- **Mills W.B., Porcella D.B., Unger M.J., Gherini S.A., Summers K.V., Mok L., (1985).** Water quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants. Washington DC.
- **Mincer, T. L., Jensen P. R., Kauffman C. A. et Fenical W., (2002).** Widespread and persistent populations of a major new marine actinomycete taxon in ocean sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 68. P: 5005-5011.
- **Miyadoh S., Tsuchizaki N., Ishikawa J., et Hotta K., (2002).** "Digital Atlas of Actinomycetes". The Society of Actinomycetes. Tokyo Japan.
- **Mougin C., Pericaud C., Malosse C., Laugero C., Ashter M., (1999).** Biotransformation of the insecticide lindane by the white rot basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. *Pept Sci*, 4.
- **Mulbry W. W., (1992).** The arylalkylphosphatase –encoding gene *adp B* from *Nocardia* sp. Strain B-1: cloning, sequencing and expression in *Escherichia coli*. *Gene* 121:149–153.
- **Murugesan A.G., Jeyasanthi T., Maheswari S., (2010)** Isolation and characterization of cypermethrin utilizing bacteria from Brinjal cultivated soil. *African Journal of Microbiology Research* 4: 10-13.

N

- **Nagata Y., Futamura A., Miyauchi K., et Takagi M., (1999).** *J. Bacteriol.* 181: 5409-5413.

- **Nagpal V., Srinivasan M. C., et Paknikar K. M., (2008).** Biodegradation of hexachlorocyclohexane (Lindane) by a non-white rot fungus *conidiobolus* 03-1-56 isolated from litter. *Indian Journal of Microbiology*, vol. 48, no. 1, P: 134–141.
- **Nelson L. M., (1982).** Biologically induced hydrolysis of parathion in soil: isolation of hydrolyzing bacteria. *Soil Biol Biochem* 14: P: 223–229.

O

- **Obojska A., Lejczak B., et Kubrak M., (1999).** Degradation of phosphonates by *Streptomyces* isolates. *Appl Microbiol Biotechnol* 51:872–876.
- **Ortega S.N., Nitschke M., Mouad A. M., et al., (2011).** Isolation of Brazilian marine fungi capable of growing on DDD pesticide, *Biodegradation*, vol. 22, no.1, P: 43–50, 2011.
- **Osada H., (1998).** Bioprobes for investigating mammalian cell cycle control. *J. Antibiot.* 51. P: 973-981.
- **Osman A.G., Kalinin V.A., Emtsev V.T., et Bikov K.V., (2005).** Effect of New Broad Spectrum Fungicide Amistar on Soil Microorganisms in Field Conditions. *J. Sci. Tech.* 6: 207-213.
- **Ouyang Z. C., Wang Y. H., Li X. N., et al., (2008).** Test of pesticide degradability by *Sphingomonas yanoi* kuyae XJstrain, *Huanan Nongye Daxue Xuebao*, vol.29, no.2, P: 47–49.

P

- **Pan X., Lin D., Zheng D., Zhang Q., Yin Y., Cai L., Fang H., et Yu Y., (2016).** Biodegradation of DDT by *Stenotrophomonas* sp. DDT-1: Characterization and genome functional analysis *Sci. Rep.* 6, 21332; doi: 10.1038/srep21332.
- **Parekh N. R., Walker A., Roberts S. J., et Welch S. J., (1994).** Rapid degradation of the triazinone herbicide metamitron by a *Rhodococcus* sp. isolated from treated soil, *J. Appl Bacteriol.*, 77, 467.
- **Park I. S., et Hausinger R. P., (1995).** Requirement of carbon dioxide for in vitro assembly of the urease nickel metallocentre. *Science* 267:1156–1158.
- **Parthasarathi S., Kim C. J., Lee J. C., Sathya S., Manikandan M. T., et Balakrishnan K., (2011).** Taxonomic characterization and UV/VIS analysis of antagonistic marine actinomycete isolated from South Pacific Coast of Philippines. *Int. J. Med. Res.*, 1. P: 99-105.

- **Pelmont J., (2005).** biodégradations et métabolismes les bactéries pour les technologies de l'environnement EDP sciences, 624-627
- **Peng X., Zhang J. S., Li Y. Y., Li W., Xu G. M., et Yan Y. C., (2008).** Biodegradation of insecticide carbofuran by *Paracoccus* sp. YM3. *Journal of Environmental Science and Health B*, vol.43, no .7, P: 588–594.
- **Pike R., et Amrhein N., (1988).** Isolation and characterization of a mutant of *Arthrobacter* sp.strain GLP-1which utilizes the herbicide glyphosate as its sole source of phosphorus and nitrogen. *Appl Environ Microbiol* 54:2868–2870.
- **Pipke R., Amrhein N., Jacob G. S., Kishore G. M., et Schaefer J., (1987),** Metabolism of glyphosate in an *Arthrobacter* sp.GLP-1. *Eur J Biochem* 165:267–273.
- **Pirouz T., Karbasian M. A., Goodfellow M., (1999).** Isolation of some aerobic actinomycetesspecies from the soil of Zahedan County, South-East of Iran. *Irn J Med Sci*, 24.P: 65–67.
- **Pogell B. M., (1995).** Bioremediation of pesticides and herbicides by Streptomyces. 38-46. in: M., Moo Young, W.A., Anderson and A.M., Chakrabarty [eds.]. *Environental Biotechnology: principales and Applications*. Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- **Prescott L. M., Harley J. P., et Klein D. A., (2003).** Microbiologie 2eme édition française, Paris, P: 546 .3ieme édition 2011.P : 590-591.
- **Prescott L. M., Harley J. P., Klein D. A., (2010).** Microbiologie. De Boeck : Bruxelles. 2eme edition. P: 1088.

Q

- **Quinn J. P., Peden J. M. M., et Dick R. E., (1989).** Carbon-phosphorus bond cleavage by gram-positive and gram-negatives soil bacteria. *Appl Microbiol Biotechnol* 31:283–287.

R

- **Rangaswamy V., et Venkateswaralu K., (1992).** Degradation of selected insecticides by bacteria isolated from soil. *Bull Environ Contam Toxicol* 49:797–804.
- **Rani N. L., et Lalitha-kumari D., (1994).** Degradation of methyl parathion by *Pseudomonas putida*. *Can J Microbiol* 4: 1000–1004.

- **Reponen T. A., Gazenko S. V., Grinshpun S. A., Willeke K., et Cole E. C., (1998).** Characteristics of Airborne Actinomycete Spores. *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (10). P: 3807-3812.
- **Rosenberg A., et Alexander M., (1979).** Microbial cleavage of various organophosphorus insecticides. *Appl Environ Microbiol* 37: 886–891.
- **Rugthaworn P. U., Dillokkunanant S., Sangchote N., Piadang , Kitprechavanich V., (2007).** A search and improvement of actinomycetes strains for biological control of plant pathogens. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)*. 41. P: 248-254.

S

- **Saadoun I., et Gharaibeh, (2003).** The *Streptomyces flora* of Badia region of Jordan and its potential as a source of antibiotics active against antibiotic-resistant bacteria. *J. Arid Environ.* 53. P : 365-371.
- **Sabaou N., Hacène H., Bennadji A., Bennadji H., et Bounaga N., (1992).** Distribution quantitative et qualitative des actinomycètes dans les horizons de sol de surface et profonds d'une palmeraie algérienne. *Can. J. Microbiol.*, 38, P: 1066-1073.
- **Sana R., Marion D. L., Fabrice M. L., Christophe C., Emilie R.F., David R., Cooper J. F., et Lise B., (2015).** Isolement et caractérisation de *Bradyrhizobium sp.* SR1 dégradant deux herbicides β -tricétones, 45^e congrès du Groupe Français des Pesticides, 27-29 mai 2015, Versailles. *Environ Sci Pollut Res* In DOI 10.1007/s11356-015-4544-1.
- **Sasikala c., Jiwal S., Rout P., et RamyaM., (2012).** Biodegradation of chlorpyrifos by bacterial consortium isolated from agriculture soil. *World j. Microbiol. Biotechnol.* 28: 1301- 1308.
- **Sarkar S., Seenivasan S., Premkumar R., (2009)** Biodegradation of propiconazole by *Pseudomonas putida* isolated from tea rhizosphere *PLANT SOIL ENVIRON.*, 55, (5): 196-201.
- **Schiavon M., perrier C.G., Portal J.M., (1995).** La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, et at et origine, *Agronomie*, vol 15 : P: 157-170.
- **Scott C. C. L., et Finnerty W. R., (1976).** A comparative analysis of the ultrastructure of hydrocarbon- oxidizing microorganisms. *J. Gen. Microbiol*, 94. P : 342-350.

- **Serdar C. M., Gibson D. T., Munnecke D. M., et Lancaster J. H., (1982).** Plasmid involvement in parathion hydrolysis by *Pseudomonas diminuta*. *Appl Environ Microbiol* 44:246–249
- **Sethunathan N. et Yoshida T., (1973).** A Flavobacterium that degrades diazinon and parathion. *Can J Microbiol* 19:873–875.
- **Sette, L., Mendonca Alves da Costa L., Marciolo A., et Manfio G., (2004).** Biodegradation of alachlor by soil streptomycetes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 64: 712-717.
- **Sharmila M. Ramanand K., et Sethunathan N., (1989).** Effect of yeast Extract on the degradation of organophosphorus insecticides By soil enrichment and bacterial cultures. *Can J Microbiol* 35: 1105–1110.
- **Shelton D. R., et Somich C. J., (1988).** Isolation and characterization of coumaphos-metabolising bacteria from cattle dip. *Appl Environ Microbiol* 54: 2566–2571.
- **Shunpeng L., et Mingxing Z., (2006).** Spingomonas strain for degrading chlorophenothane pesticide residue and bacteria agent containing this strain. Faming Zhuanli Shenqing Gongkai Shuomingshu.
- **Silini S., (2012).** Contribution à l'étude de la biodégradation de la méthyléthylcétone en réacteur batch par les actinomycètes isolés à partir des boues activées de la station d'épuration d'El-Atmania. Thèse de Magister en écologie option: Gestion des déchets: évaluation et solution environnementales .Université des frères Mentouri Constantine. P: 101.
- **Singh B. K., Kuhad R. C., Singh A., Lal. R., et Tripathi K. K., (1999).** Biochemical and molecular basis of pesticide degradation by microorganisms. *Crit Rev Biotechnol* 19:197–225
- **Singh B. K., Kuhad R.C., (2000).** Degradation of the insecticide lindane (γ HCH) by whiterot fungi *Cyathus bulleri* and *Phanerochaete sordida*. *Pest Manag Sci* 2000. 56:142–146.
- **Singh B. K., Kuhad R. C., Singh A., Tripathi K. K., et Ghosh P. K., (2000).** Microbial degradation of the pesticide lindane (g- hexachlorocyclohex ane). *Adv Appl Microbiol* 47:269–298.

- **Singh S., et Singh D. K., (2003).** Utilization of monocrotophos as phosphorus source by *Pseudomonas aeruginosa* F10B and *Clavibacter michiganense* subsp. *Insidiosum* SBL11. *Can J Microbiol* 49:101–109
- **Singh B. K., Walker A., Alun J., Morgan W., Wright D. J., (2004).** Biodegradation of Chlorpyrifos by Enterobacter Strain B-14 and Its Use in Bioremediation of Contaminated Soils.2004, *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 4855–4863.
- **Singh B. K., et Walker A., (2006).** Microbial degradation of organophosphorus compounds. Federation of European Microbiological Societies, 2006, 30: 428-471.
- **Singh A. K., Ansari M. W., Pareek A., et Singla-Pareek S. L., (2008).** Raising salinity tolerant rice: recent progress and future perspectives. *Physiol. Mol. Biol. Plants*, 14. P: 137-154.
- **Singleton P., (1999).** Bactériologie, *Edition Duonod 4^{eme} édition Paris.* P: 415.
- **Slaoui M., Ouhssine M., Berny E., et Elyachioui M., (2007).** Biodegradation of the carbofuran by a fungus isolated from treated soil. *African Journal of Biotechnology*, vol. 6, no.4, P: 419–423.
- **Smaoui S., (2010).** Purification et Caractérisation de Biomolécules à partir de microorganismes nouvellement isolés et identifiés. En vue de l'obtention du doctorat. Toulouse. P : 22.
- **Somara S., et Siddavattam D., (1995).** Plasmid mediated organophosphate pesticide degradation by *Flavobacterium balustinum*. *Biochem Mol Biol Int* 36:627–631.
- **Stackebrandt E., Rainey F. A., et Ward-Rainey N. L., (1997).** Proposal for a new hierarchic classification system, Actinobacteria classis nov. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 47 P: 479-491.
- **Stackebrandt E., et Schumann P., (2000).** Description of Bogoriella ceafam. Nov. *Dermacocaceae* fam. Nov, *Rarobacteraceae* fam. Nov. and *Sanguibacterceae* fam. Nov. and emandation of some families of the suborder *Micromcoccineae*. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 50. P: 1279-1285.
- **Subramanian G., Sekar S., et Sampooram S., (1994).** Biodegradation and utilization of organophosphorus pesticides by cyanobacteria. *Int Biodeterior Biodegr* 33: 129–143.

T

- **Tallur P. N., Megadi V. B., et Ninnekar H. Z., (2008).** Biodegradation Of Cypermethrin by *Micrococcus* sp.strain CPN1. *Biodegradation*, vol.19, no.1, P: 77–82.
- **Tamura T., Zhiheng L., Yamei Z., et Hanato K., (2000).** *Actinoalloteichus cyanogriseus* gen. nov. sp. nov. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 50, P: 1035-1040.
- **Tiquia S. M., (2005).** Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *J Appl Microbiol.* 2005; 89: 816–828.
- **Thirupl L., Johsen K. et Winding A., (2001).** Succession of indigenous *Pseudomonas spp.* and *Actinomycetes* on barley roots affected by the antagonistic strain *Pseudomonas fluorecens DR54* and the fungicide imazalil. *Appl. Env. Microbiol.* 67 (3), P: 1147-1153.
- **Tissut M., Delval P. P., Mamarot J., Ravanel P., (2006).** Plantes, herbicides et désherbage. *Acta*, P: 635.
- **Tolbot H. W., Johnson L. M., et Munneck D. M., (1984).** Glyphosate utilization by *Pseudomonas sp.* and *Alcaligenes sp.* isolated from environmental sources. *Curr Microbiol* 10:255–259.
- **Tomlin C., (2000).** The Pesticide Manual.12 the dn. BCPC Publications, Surrey,UK.
- **Topp E., Xun L.Y., et Orser C.S., (1992).** *Appl. Environ. Microbiol.* 58: 502-506.
- **Topp E., (2001).** A comparison of three atrazine-degrading bacteria for soil bioremediation boils. *Fertil* 33: 529-534.

U

- **UIPP, (2009).** Rapport d'activité <http://www.uipp.org/v ar/uipp/storage /original/aplication/ c501ecdf65f1-fa5c7669dbf212580.pdf> .
- **UIPP, (2011).** L'utilité des produits phytopharmaceutiques. Union des industries de la protection des plantes P: 6.
- **UITA, (2004).** Manuel de formation sur les pesticides, Extrait adapté du document « Health, Safety and Environment: a series of Trade Union Education P : 44,45,100. Manuals for Agricultural Workers » de ILO/UITA.

V

- **Vancov T., Jury K., et Van Zwieten L., (2005).** Atrazine degradation by encapsulated *Rhodococcus erythropolis* N186/21. *J. Appl. Microbiol.* 99:767-775.
- **Veena B., Megadi, Preeti N., Tallur, Sikandar I., Mulla., et Harichandra Z., Ninnekar (2010)** Bacterial Degradation of Fungicide Captan, *J. Agric. Food Chem.* 2010, 58, 12863–12868 DOI:10.1021/jf1030339.

W

- **Wang W. J., Li X. H., Wang X. L., Cao X. F. L., Wang J. C., Liu X. F., Xu X. B., et. Jiang X., (2008).** «Contamination of soils with organochlorine pesticides in urban parks in Beijing, China, » *Chemosphere*, vol. 70, n°9, P: 1660-1668.
- **Waksman S. A., et Henrici A. T., (1943).** The nomenclature and classification of the actinomycetes. *J. Bacteriol.*, 46. P: 337-341.
- **Walker A., Roberts S. J., (1993).** Degradation, Biodegradation and Enhanced Biodegradation. Proc. 9 the Symp. Pesticide Chemistry: The chemistry, mobility and degradation of xenobiotics, Piacenza, Italy.
- **WHO, (1992).** «Our Planet, Our Health; Report of the WHO Commission on Health and Environment, » WHO, Geneva, Switzerland.
- **Williams S. T., Goodfellow M., Anderson G., Wellington E. M. H., Sneath P. H. A., Sackin M. J., (1983).** Numerical classification of *Streptomyces* and related genera. *J. Gen. Microbiol.* 129. P: 1743-1813.

Y

- **Yamamura H., Shimizu A., Nakagawa Y., Hamada M., Otaguro M., Tamura T., et Hayakawa M., (2012).** *Actinoplanes rishiriensis* sp. nov., a novel motile actinomycete isolated by rehydration and centrifugation method. *J. Antibiot (Tokyo)*. Vol 6. N°: 5. P: 249-53.
- **Yang L., Zhao Y., Zhang B., Yang C., et Zhang X., (2005).** Isolation and characterization of a chlorpyrifos and 3, 5, 6-trichloro-2-pyridinol degrading bacterium. *FEMS Microbiol. Lett.* 251: 67-73.
- **Yassin A. F., Galinski E. A., Wohlfarth A., Jahnke K. D., Schaal K. P., et Trüper H. G., (1993).** A new actinomycete species *Nocardopsis lucentensis* sp. nov. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 43.P: 266-271.

- **Yin L., Li X., Liu Y., Zhang D., Zhang S., et Luo X., (2012).** Biodegradation of cypermethrin by *Rhodopseudomonas palustris* GJ-22 isolated from activated sludge, *Fresenius Environmental Bulletin A*, vol. 21, no. 2, P: 397–405, 2012.
- **Yu Y. L., Fang H., Wang X., Wu, X. M., Shan M., et Yu J.Q., (2006).** Characterization of a fungal strain capable of degrading chlorpyrifos and its use in de toxification of the insecticide on vegetables. *Biodegradation*, vol.17, no.5, P: 487–494.

Z

- **Zboinska E., Maliszewska I., Lejczak B., et Kafarski P., (1992).** Degradation of organophosphonates by *Penicillium citrinum*. *Lett Appl Microbiol* 15:269–272.
- **Zeinat K., Nashwa A. H., et Ibrahim M., (2008).** Biodegradation and detoxification of malathion by of bacillus thuringiensis MOS-5, *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, vol.2, no.3, P: 724–732.
- **Zhang J., (2011).** Improvement of an Isolation Medium for Actinomycetes. *Modern Applied Science*. Vol. 5 (2). P: 124-215.
- **Zouaghi A., (2007).** Optimisation de la production de l'Oxy-tétracycline par *Streptomyces rimosus*. Diplôme National d'Ingénieur. Université 7 Novembre de Carthage. P : 12
- **Site web 1:** H.A. LECHEVALIER, « ACTINOMYCÈTES », Encyclopædia Universalis [en ligne], consulté le 04 mars 2017. URL:<http://www.universalis.fr/encyclopedie/actinomycetes/>.
- **Site web2:** (<http://www.nih.go.jp/saj/DigitalAtlas>).
- **Site web 3:** <http://www.sagepesticides.gc.ca/Recherche/resultats.aspx?Search=matiere &ID =119>.

Annexes

Annexe 1

Composition des milieux de culture et solutions utilisées

Milieu ISP 2	
Extrait de levure	4 g
Extrait de malt	10 g
Glucose	4 g
Agar	20 g
Eau distillée	1000 ml
pH = 7,3	

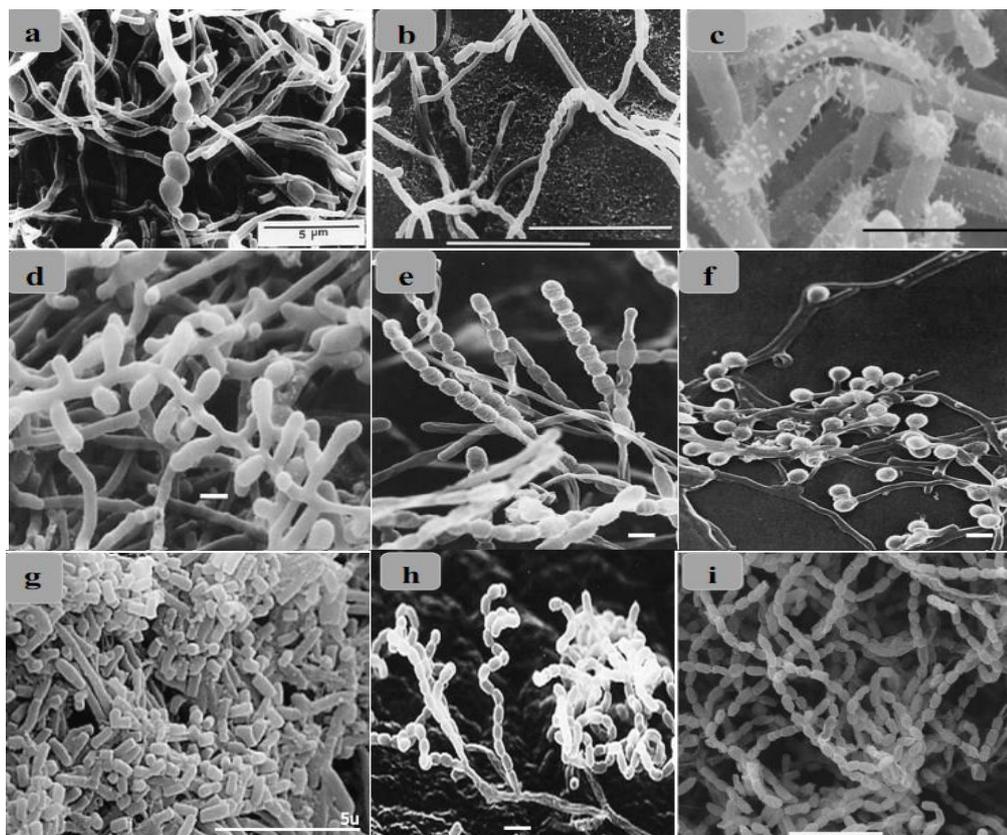
Milieu GLM	
Extrait de levure	3 g
Extrait de malt	3 g
Glucose	10 g
Peptone	5 g
Agar	20 g
Eau distillée	1000 ml
pH = 7,2	

Milieu GBA	
Glycérol	20 g
Amidon soluble	20 g
Peptone	10 g
Extrait de viande	5 g
CaCO₃	3 g
Agar	20 g
Eau distillée	1000 ml
pH = 7	

Milieu minimum: (Vandermess, 1996)	
KNO₃	13, 76 g/l
KH₂PO₄	1, 78 g/l
Na₂HPO₄, 2H₂O	4, 66 g/l
Na₂SO₄	9, 68 g/l
EDTA	10 mg/l
FeSO₄, 7H₂O	5 mg/l
MnCl₂, 4H₂O	1, 22 mg/l
ZnSO₄, 7H₂O	0, 25 mg/l
CuSO₄, 5H₂O	0, 2 mg/l
CuSO₄, 5H₂O	0, 2 mg/l
CaCl₂, 2H₂O	1 mg/l
Na₂MoO₄, H₂O	0, 2 mg/l
pH = 7	

Eau physiologique	
NaCl	9 g
Eau distillée	1000 ml

Annexe 2



Micromorphologie de quelques espèces d'actinomycètes appartenant à différents genres.

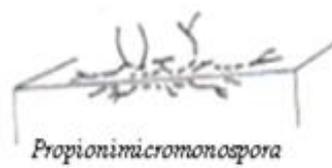
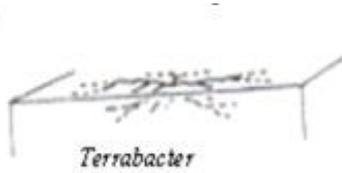
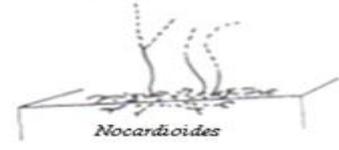
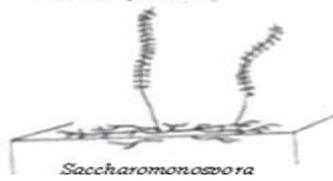
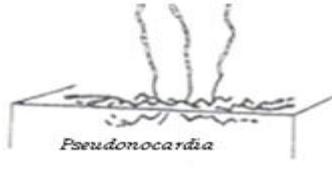
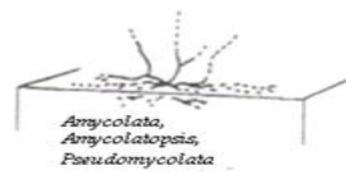
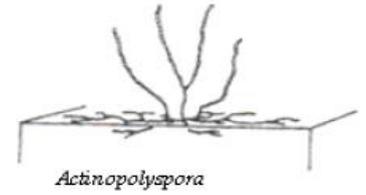
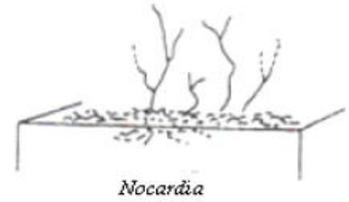
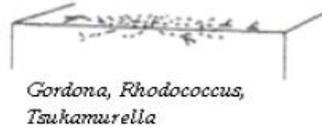
Les observations ont été effectuées au microscope électronique à balayage.

- a. *Saccharopolyspora interjecta* SANK 60983 (Miyadoh *et al.*, 2002) Bar, 5 µm.
- b. *Nocardiosis lucentensis* ATCC 51300 (Yassin *et al.*, 1993). Bar, 1 µm.
- c. *Pseudonocardia spinosa* KCTC 9991T (Miyadoh *et al.*, 2002) Bar, 2 µm.
- d. *Saccharomonospora viridis* IFO 12207 (Miyadoh *et al.*, 2002). Bar, 1 µm.
- e. *Microtetraspora roseola* JCM 3323 (Miyadoh *et al.*, 2002). Bar, 1 µm.
- f. *Micromonospora sp.* SF2259 (Miyadoh *et al.*, 2002). Bar, 1 µm.
- g. *Glycomyces rutgersensis* NRRL B-16106 (Miyadoh *et al.*, 2002). Bar, 5 µm.
- h. *Streptomyces sp.* SF2587 (Miyadoh *et al.*, 2002). Bar, 1 µm

Groupe 20



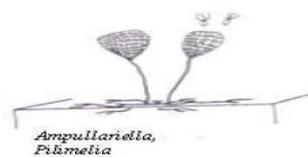
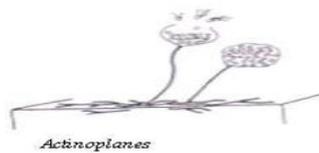
Groupe 22

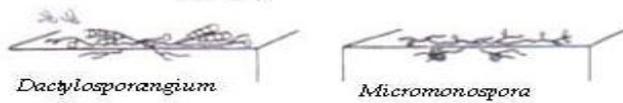


Groupe 23

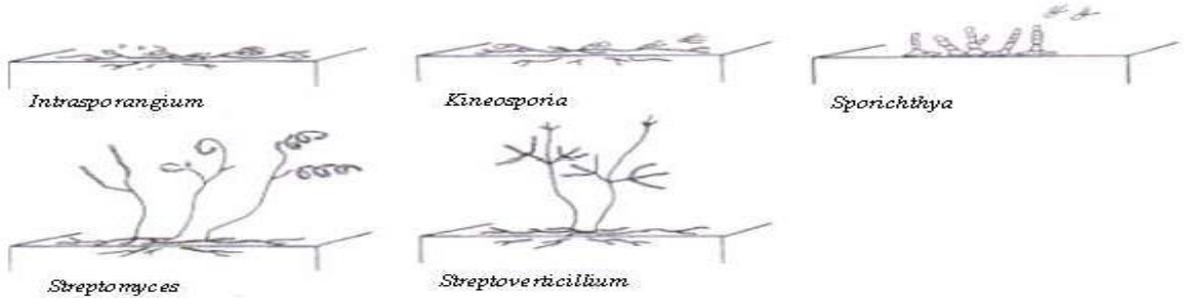


Groupe 24

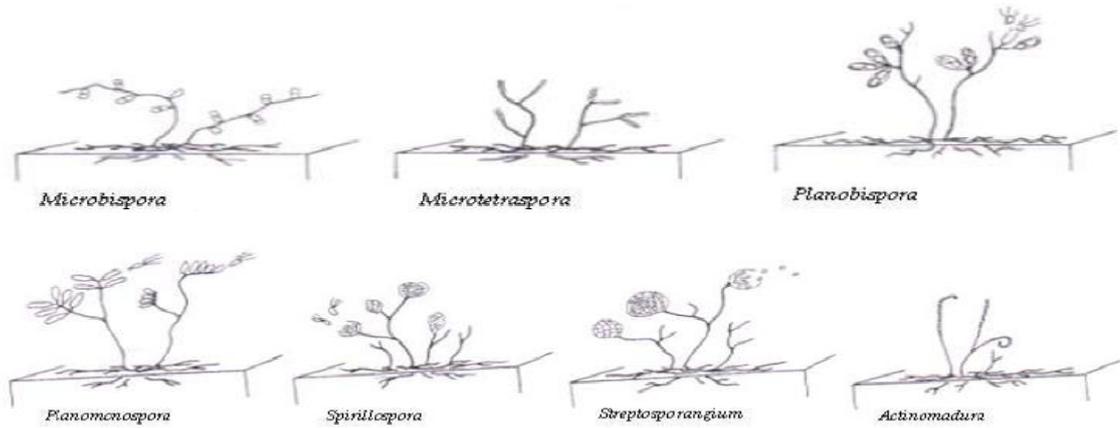




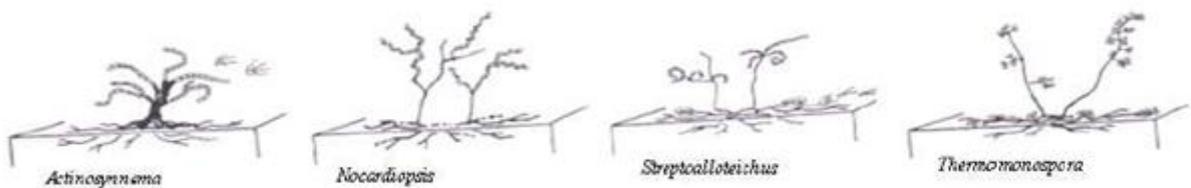
Groupe 25



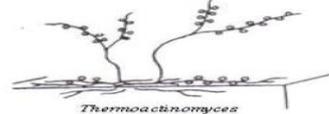
Groupe 26



Groupe 27



Groupe 28

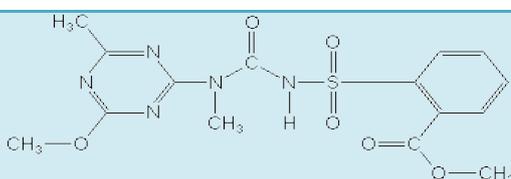


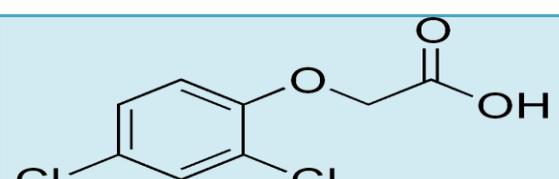
Groupe 29

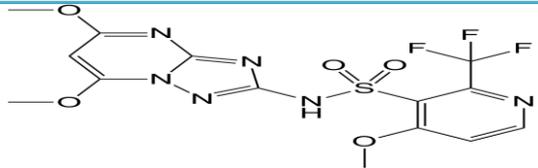


Schémas représentatifs des mycéliums aériens et de substrat de quelques genres d'actinomycètes (Bergey's Manual, 1989)

Annexe 3

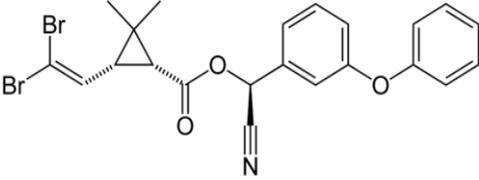
Identification du produit	GRANSTAR 75 DF
Usage	Herbicide
Formulation	DF
Matière active	TRIBENURON METHYL
Concentration	750 G/L
Déprédation	Adventices dicotylédones
Culture	Céréales
Dose d'utilisation	12 g/Ha
Etat physique	Solide
Formule chimique	 <p>The chemical structure of Tribenuron Methyl is shown. It consists of a 1,3,5-triazine ring with a methyl group (H₃C) at position 4 and a methoxy group (CH₃-O) at position 6. At position 2, there is a methylamino group (-N(CH₃)-). At position 3, there is a carbonyl group (-C(=O)-) which is part of a methanone chain (-C(=O)-N(H)-S(=O)(=O)-) attached to a benzene ring. The benzene ring also has a methoxycarbonyl group (-C(=O)-O-CH₃) at the para position relative to the sulfonamide group.</p>

Identification du produit	MUSTANG 360 SE
Usage	Herbicide
Formulation	SL
Matière active	FLORASULAM + 2,4 D
Concentration	6,25 G/L + 300 G/L
Déprédation	Adventices dicotylédones
Culture	Blé
Dose d'utilisation	0,6 L/Ha
Etat physique	Liquide
Formule chimique du 2,4 D	 <p>The chemical structure of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid is shown. It features a benzene ring with chlorine atoms (Cl) at the 2 and 4 positions. At the 1 position, there is an ether linkage (-O-) to a methylene group (-CH₂-), which is further attached to a carboxylic acid group (-COOH).</p>

Identification du produit	PALLAS 45 OD
Usage	Herbicide
Formulation	OD
Matière active	PYROXSULAM + CLOQUINTOCET-MEXYL
Concentration	45 G/L + 90 G/L
Déprédation	Adventices
Culture	des Blés
Dose d'utilisation	0,5 L/Ha
Formule chimique du PYROXSULAM	 <p>The image shows the chemical structure of Pyroxsulam. It consists of a pyrazolo[1,5-a]pyrimidin-2-ylidene-1H-imidazole-4-carboxamide core. The pyrazolo ring has two methoxy groups (-OCH3) at the 5 and 7 positions. The imidazole ring has a trifluoromethyl group (-CF3) at the 2 position and a methoxy group (-OCH3) at the 4 position. The pyrimidin ring has a trifluoromethyl group (-CF3) at the 6 position and a methoxy group (-OCH3) at the 8 position. The 4-position of the imidazole ring is linked to a sulfonamide group (-SO2NH2).</p>

Identification du produit	FLOUAZIFOP
Usage	Herbicide
Formulation	EC
Matière active	FLUAZIFOP-P-BUTYL
Concentration	12,5%
Déprédation	Adventices graminées
Culture	Cultures maraîchères
Dose d'utilisation	1 L/Ha
Etat physique	Liquide

Identification du produit	COSSACK OD
Usage	Herbicides
Matière active	Iodosulfuron-méthyl-sodium + Mesosulfuron-méthyl + Mefenpyr-diéthyl
Concentration	7,5 G/L + 7,5 G/L + 22,5 G/L
Déprédation	Dicotylédones / graminées Annuelle
Culture	Céréales
Dose d'utilisation	1 L/Ha
Etat physique	Liquide

Identification du produit	DELTAPLAN 12.5 ULV
Usage	Insecticide
Formulation	ULV
Matière active	DELTA METHRINE
Concentration	12,5 G/L
Déprédation	Lutte Anti-Acridienne
Dose d'utilisation	0,6-1 L/Ha
Etat physique	Liquide
Formule chimique	

Identification du produit	CYRPA 25 EC
Usage	Insecticide
Formulation	EC
Matiere active	CYPERMETHRINE
Concentration	250 G/L
Depredation	- Aleurodes/Noctuelles - Pucerons /Psylle - Teigne
Culture	- Cultures maraîchères sous serre - Arbres fruitiers - Pomme de terre
Dose d'utilisation	- 12-20 ml/hl - 10 ml/hl - 12 ml/hl
Etat physique	Liquide

Table des matières

Table des matières

I- Liste des abréviations

II- Liste des tableaux

III- Liste des figures

Introduction générale 1

Revue bibliographique

1 Effets néfastes des pesticides et comportement dans l'environnement.....	3
1-1 Historique.....	3
1-2 Définition des pesticides.....	4
1-3 Composition des pesticides.....	5
1-4 formulation des pesticides.....	5
1-4-1 Les pesticides formulés sous forme solide.....	5
1-4-2 Les pesticides formulés sous forme liquide.....	5
1-5 Le marché des pesticides.....	6
1-5-1 Le marché mondial.....	6
1-5-2 le marché en Algérie.....	6
1-6 Domaines d'utilisation des pesticides.....	7
1-6-1 Classification des pesticides.....	7
1-6-2 Le premier système de classification.....	7
1-6-3 Le deuxième système de classification.....	7
1-7 Mode d'action des pesticides.....	8
1-7-1 Les herbicides.....	8
1-7-2 Les insecticides.....	9
1-7-3 Les fongicides.....	9
1-9 Effets des pesticides	9
1-9-1 Effet sur la contamination des eaux et la faune aquatique.....	9
1-9-2 Effet des pesticides sur les sols.....	10
1-9-3 Effet des pesticides sur la microflore du sol.....	10
1-9-4 Effets des pesticides sur les plantes visées.....	10
1-9-5 Effets des pesticides sur la faune sauvage.....	11

1-9-6	Effets des pesticides sur les humains.....	11
1-9-7	Effets des pesticides sur la biodiversité.....	11
1-9-8	Effets sur les aliments.....	12
1-10	Comportement des pesticides dans l'environnement.....	12
1-10-1	La rétention.....	13
1-10-2	Dégradation des pesticides.....	13
1-10-2-1	La dégradation abiotique.....	14
1-10-2-2	La dégradation biotique des pesticides.....	14
1-10-3	Transfert des pesticides.....	15
1-10-3-1	Transfert des pesticides vers les eaux souterraines.....	15
1-10-3-2	Transfert des pesticides vers l'atmosphère.....	16
1-11	Problème de Persistance des pesticides.....	16
2	Microorganismes acteurs de la biodégradation des pesticides	
2-1	Introduction.....	18
2-2	la Biodégradation des pesticides par les actinomycètes.....	18
2-2-1	<i>Streptomyces</i> sp.....	19
2-2-2	<i>Arthrobacter</i> sp.....	20
2-2-3	<i>Nocardioides</i> sp.....	20
2-2-4	<i>Flavobacterium</i> sp.....	20
2-2-5	<i>Rhodococcus</i> sp.....	21
2-2-6	<i>Nocardia</i> sp.....	21
2-2-7	<i>Micromonospora</i> sp.....	21
2-2-8	<i>Mycobacterium</i> sp.....	21
2-3	Autres bactéries et champignons impliquées dans la dégradation des pesticides...	22
2-3-1	Les insecticides.....	22
2-3-1-1	Les composés organophosphorés.....	22
2-3-1-2	Les composés chlorés.....	24
2-3-1-3	Les Carbamates.....	25
2-3-1-4	Les cyperméthrines.....	26
2-3-1-5	Le fenvalérate.....	26
2-3-2	Herbicides.....	26
2-3-2-1	l'atrazine.....	26
2-3-2-2	la métribuzine.....	27
2-3-2-3	Le Glyphosate.....	27

2-3-2-4 La Sulcotrione et la Mésotrione.....	28
2-3-3 Les fongicides.....	28
2-3-3-1 Le captan.....	28
2-3-3-2 Triazole propiconazole.....	28
2-3-3-3 Le PCP.....	29
3- Les actinobactéries	
3-1 Historique.....	30
3-2 Morphologie.....	31
3-3 Organisation cellulaire des actinomycètes.....	32
3-3-1 La composition chimique de la paroi.....	32
3-3-1-1 Acides aminés.....	32
3-3-1-2 Glucides.....	32
3-3-1-3 Acides gras.....	32
3-3-2 Génétique et structure de l'ADN.....	33
3-4 Ecologie.....	33
3-5 Physiologie et métabolisme.....	35
3-5-1 Température.....	35
3-5-2 pH.....	35
3-5-3 Le type respiratoire.....	35
3-5-4 Type trophique.....	36
3-6 Cycle de développement (<i>Streptomyces</i>).....	36
3-7 Aspects de Culture.....	37
3-7-1 Milieux de culture.....	37
3-7-2 Aspect et forme des colonies.....	38
3-8 Taxonomie des actinomycètes.....	38
3-9 Classification.....	38
3-10 Identification des Actinomycètes.....	40
3-10-1 Identification morphologique.....	40
3-10-1-1 Identification macromorphologiques.....	40
3-10-1-2 Identification micromorphologiques.....	40
3-10-2 Identification chimique.....	41
3-10-3 Identification génomique.....	41
3-11 Importance des actinomycètes.....	41

Matériel et méthodes	
1- Description des échantillons.....	44
2- Prétraitement des échantillons.....	44
3- Isolement.....	45
3-1 Sur milieu ISP2.....	45
3-2 Sur milieu minimum.....	45
4- Caractères cultureux des isolats.....	46
4-1 l'aspect macroscopique.....	46
4-2 Aspect microscopique.....	46
5- Purification des isolats.....	47
6- Conservation des actinomycètes.....	47
7- Mise en évidence de la capacité des actinomycètes à utiliser quelques pesticides.....	47
comme seule source de carbone et d'énergie.....	47
7-1 Caractéristique des pesticides utilisés.....	47
8- Etude de la biodégradation des pesticides.....	50
9- Pré-identification des isolats capable de dégrader les pesticides.....	50
9-1 Caractères cultureux.....	50
9-2 techniques des lamelles.....	50
Résultats et discussion	
1- Isolement des actinobactéries.....	51
1-1 Dénombrement des colonies.....	51
2- Caractères cultureux des isolats.....	53
2-1 Observations macroscopiques.....	53
2-2 Observations microscopiques.....	54
3- Etude de la tolérance des souches d'actinomycètes à différentes concentrations des pesticides.....	56
4- Identification présomptive des souches actives d'actinomycètes.....	67
4-1 Caractères cultureux.....	67
4-2 Technique des lamelles.....	69
Conclusion et perspective	71
Références bibliographiques	72
Annexes	

Présenté par Achoub Ahlem
Saadoune Ibtissem

Date de la soutenance: 20 /06/2017

**Biodégradation des pesticides et recherche d'actinobactéries d'origine Saharienne
présentant ces aptitudes métaboliques.**

Mémoire de fin de cycle pour l'obtention du diplôme de Master en Microbiologie
Spécialité : Microbiologie Générale et Biologie Moléculaire des Microorganismes

Résumé :

A partir de deux écosystèmes Saharien (sol de Ouargla et une sebkha dans la région d'El-oued), 11 actinobactéries ont été isolées sur 2 milieux d'isolement l'ISP2 et un milieu minimum (le milieu de vandermess), contenant 1 g/L de l'insecticide Deltaplan 12.5 ULV. 6 souches ont été sélectionnées et testées pour leur capacité à dégrader 5 herbicides (le Mustang 360 SE, le Granstar 75 DF, le Pallas 45 OD, le Cossack OD et le Flouazifop) et 2 insecticides (le Deltaplan 12.5 ULV et le Cyrpa 25 EC). Ces pesticides sont les plus utilisés en Algérie selon une enquête réalisée au centre CCLS de Constantine. Des concentrations de (0,5, 1, 3, 6 et 12 g/l) de chaque pesticide ont été additionné au milieu minimum, afin de déterminer la concentration maximale tolérée par nos isolats. Les résultats montrent que le Granstar 75 DF est l'herbicide le plus dégradé par nos actinobactéries. Le Cyrpa 25 EC est cependant, le moins biodégradable. Deux isolats d'actinomycètes dénommés C1 et C2, sont les seuls qui ont montrés une aptitude à dégrader les 7 pesticides à l'exception de Cyrpa 25 EC qui est dégradé seulement par la souche C1. Selon les critères morphologiques ces deux isolats sont rapprochés au genre *Streptomyces*. Ces deux souches actives peuvent être utilisées pour la bioremédiation des sols agricoles arides, pollués par ces pesticides.

Mots clés : Actinomycètes, biodégradation, herbicides, insecticides, bioremédiation.

Laboratoire de recherche : Laboratoire de Génie Microbiologique et Application / laboratoire de Zoologie Faculté des Science de la Nature et la Vie. Université des Frères Mentouri Constantine.

Jury d'évaluation :

Président du jury : HAMIDECHI A. (Professeur - UFM Constantine).

Rapporteur : BOUDEMAGH A. (Professeur - UFM Constantine).

Examineur : KITOUNI M. (Professeur – UFM Constantine).