

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
Faculté des sciences Biologique et des sciences Agronomique
Département de Biologie



Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Ecologie et Environnement
Spécialité : Biodiversité et Environnement

Thème

**Contribution à l'évaluation du risque d'un site pollué
par les carburants dans une station-service par
l'utilisation de tests biologiques**

Présenté par : ZAIMI Siham et ZEGROUR Nawel

Devant le jury :

Présidente : M^{me} SADOUDI-ALI AHMED D.

Professeur à l'UMMTO

Promotrice : M^{me} ALI AHMED S.

M.A.A à l'UMMTO

Examinatrice : M^{me} CHIBANE G.

M.A.A à l'UMMTO

Année Universitaire : 2021/2022

Remerciements

*Nous tenons à remercier sincèrement **Mme Ali Ahmed S.** Maitre-assistante au département de Biologie à l'UMMTO qui, en tant qu'encadreur, s'est toujours montrée à l'écoute et très disponible tout au long de la réalisation de ce mémoire, ainsi que pour l'inspiration, l'aide et le temps qu'elle a bien voulu nous consacrer et sans qui ce mémoire n'aurait jamais vu le jour.*

*Nos vifs remerciements vont également aux membres du jury, à la présidente **Mme Ali Ahmed-Sadoudi D.** professeur au département de biologie à l'UMMTO et à l'examinatrice **Mme CHIBANE G.** M.A.A au département de biologie à l'UMMTO pour l'intérêt qu'elles ont porté à notre recherche en acceptant d'examiner ce travail.*

*Nous tenons à remercier aussi, **Mme LANDRI G.** M.A.A au département de biologie à l'UMMTO pour son aide précieuse dans l'identification des vers de terre.*

Nos remerciements s'adressent aussi aux ingénieurs des laboratoires « pathologie des écosystèmes » et « communs » de la faculté des sciences biologique et agronomique de l'UMMTO pour leur aide dans la réalisation de la partie pratique de ce mémoire.

Nos remerciements s'adressent aussi au propriétaire de la station-service de Boukhalfa pour nous avoir laissé échantillonner au sein de son établissement et pour les informations qu'il nous a fournies.

Notre gratitude va aussi à tous ceux qui ont contribué à notre formation, particulièrement les enseignants du département de biologie et les ingénieurs de laboratoire pédagogiques.

Nous tenons à exprimer tout au fond de nos cœurs, nos remerciements à nos familles pour tous leurs encouragements, leur aide morale et financière, et à toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail et enfin à nos camarades de la promotion à qui nous souhaitons beaucoup de réussite.

Sommaire

Liste des abréviations**Liste des figures****Liste des tableaux****Introduction générale****Chapitre I : Synthèse bibliographique**

1. Pollution du sol.....	4
1.1.Principaux polluants du sol.....	4
1.2. Généralités sur les hydrocarbures.....	5
1.2.2. Carburants.....	5
1.3. Principales sources de contamination du sol par les hydrocarbures.....	7
1.4. Devenir des hydrocarbures dans le sol.....	9
1.5. Effets éco-toxicologique des hydrocarbures.....	13
2. Evaluation du risque écologique.....	14
2.1. Etapes de l'évaluation du risque.....	15
2.2. Types d'évaluation du risque écologique.....	18
2.2.1. Evaluation simplifié du risque écologique.....	18
3. Tests éco-toxicologiques et bio-essais.....	22

Chapitre II : Matériel et méthodes

1. Présentation du site d'étude.....	24
2. Matériel.....	27
3. Méthodes.....	28
3.1. Evaluation simplifiée du risque écologique.....	28
3.2. Tests éco-toxicologique et bio-essais.....	28
3.2.1. Préparation du sol.....	28
3.2.3. Evaluation des indicateurs de la qualité biologique du sol :.....	30

Chapitre III : Résultats et discussion

1. Résultats.....	34
1.1. Evaluation simplifié du risque écologique des sols contaminés aux carburants.....	34
1.2. Effets des hydrocarbures sur les paramètres biologiques du sol.....	35
1.2.1. Activité biologique globale.....	35

1.2.2. Activité de la catalase	36
1.2.3. Test de germination.....	37
1.2.4. Biomasse aérienne.....	39
1.2.5. Biomasse racinaire	40
1.2.6. Essai de toxicité sur les vers de terre	41
2. Discussion	43

Conclusion générale.....	46
---------------------------------	-----------

Références bibliographique

Liste des annexes

Liste des abréviations

- Qi : La quantité consommée de l'agent chimique considéré
- Qmax : La quantité consommée de l'agent chimique recensé
- HRS : Hazardous Ranking System
- SIRIS : Système d'Intégration des Risque par Interaction des Scores
- ESR : Evaluation simplifiée du risque
- BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
- HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
- HC : hydrocarbures
- GPL : Gaz de pétrole liquéfié
- NOEC : Dose sans effet observable
- CE10 : Concentration à effet pour 10% des individus de la population
- CE20 : Concentration à effet pour 20% des individus de la population
- CL50 : Concentration létale pour 50% des individus de la population
- PNEC : Predicted No Effect Concentration
- PEC : Predicted Environmental Concentration
- FS : Facteur de sécurité
- CSE : Concentration sans effet
- FDS : Fiche de données de sécurité

Liste des Figures

Figure 1 : Composition des carburants, essence (a) et gasoil (b)	7
Figure 2 : Source de contamination du sol dans une station-service	9
Figure 3 : Processus influençant le devenir des polluants dans le sol.....	10
Figure 4 : image satellite de la station-service	24
Figure 5 : Diagramme Ombrothermique de la station de Boukhalfa durant la période 2012 -2020....	25
Figure 6 : Climagramme d'Emberger pour la station de Boukhalfa.....	26
Figure 7 : Sol séché et tamisé au tamis à maille de 5 mm	29
Figure 8 : Protocole du test respirométrique.....	30
Figure 9 : Protocole de mesure de la catalase.....	31
Figure 10 : Test de germination des graines de maïs.....	32
Figure 11 : Test sur la croissance des graines de maïs.....	33
Figure 12 : Activité biologique globale des différents sols.....	36
Figure 13 : Activité de la catalase des différents sols.....	37
Figure 14 : Taux de germination des graines de maïs dans les différents sols.....	38
Figure 15 : Biomasse aérienne du maïs dans les différents sols.....	39
Figure 16 : Biomasse racinaire du maïs dans les différents sols.....	40
Figure 17 : Test de la croissance des vers de terre dans les différents sols.....	41
Figure 18 : Test de mortalité des vers de terre dans les différents sols.....	42

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les différentes familles des hydrocarbures.....	6
Tableau 2 : Biodégradabilité de quelques produits pétroliers.....	12
Tableau 3 : Classes de danger en fonction de l'étiquetage, des valeurs limite d'exposition et de la nature des agents chimique	19
Tableau 4 : Classe de quantité.....	20
Tableau 5 : Classes de fréquence d'utilisation.....	20
Tableau 6 : Classes d'exposition potentielles.....	21
Tableau 7 : Score du risque potentiel (Score HRP).....	22

Introduction

Le sol est une ressource naturelle qui supporte la croissance des plantes et assure ainsi la production primaire dont dépend directement la population humaine. Il joue un rôle dans l'apparition et le maintien de l'activité biologique et de la biodiversité à la surface de la planète. La contamination des sols due aux activités agricoles, industrielles et urbaines devient aujourd'hui un problème préoccupant, cela se traduit par des impacts négatifs sur les activités dépendant directement ou indirectement de la terre, mais aussi sur la santé humaine et les écosystèmes (Verdin et al., 2004).

Depuis la révolution industrielle, l'intensification des activités polluantes a contribué à la contamination des sols à l'échelle planétaire.

Les activités industrielles ne sont cependant pas seules en cause en matière de pollution des sols. Celles-ci peuvent également résulter de l'élimination de déchets urbains en décharges, de la fuite d'égouts, d'activités de PME (garages, stations-service, imprimeries, nettoyages à sec...) ou encore, de logements (usage de pesticides, fuite de citernes...) (Bruxelle environnement, 2015).

La pollution causée par les hydrocarbures pétroliers, principalement issus des stations-service (fuites des cuves de stockages, points de remplissages, les ilots de pompes...) sont une source importante et répandue dans l'espace (Colin, 2000). L'usage des hydrocarbures émet dans le sol des quantités importantes de substances dangereuses. Le sol étant le support indispensable aux animaux, aux végétaux terrestres et à l'Homme. Toute pollution de celui-ci induit un déséquilibre sur la flore, la faune et sur l'Homme lui-même (Koller, 2004).

Les pollutions localisées trouvent leurs origines dans des fuites ou débordements de réservoirs d'hydrocarbures, des déversements de substances polluantes sur ou dans le sol, des incidents survenus lors de transferts de matières dangereuses. Les pollutions diffuses sont générées le plus souvent par les retombées de poussières de contaminants. Un site est dit pollué lorsqu'on détecte dans son sol une substance non présente à l'état naturel, entraînant un risque inacceptable pour les cibles à protéger et pour un usage donné du site (Urbanisme et santé, 2012).

La connaissance des risques environnementaux liés à la production des hydrocarbures est impérative pour faire face aux pollutions engendrées par ces derniers. Parmi les pollutions les plus spectaculaires générées par déversement des fluides pétroliers tels que le pétrole brut, le gasoil, le fuel, l'essence et le kérosène, il y'a la pollution du sol, donc certains polluants qui

dérivent des activités pétrolières ont tendance à contaminer les sols dans les décharges ou les installations industrielles non contrôlées à l'occasion d'accidents de transport ou par le biais de rejets industriels (Lecomte, 1998).

Les motivations et les pratiques ont beaucoup évolué dans l'appréhension de ce problème, d'un côté il y'a quelques années, on parlait uniquement d'assainissement des sols, alors que la question dominante est aujourd'hui plus celle de la réutilisation des sites. De l'autre, nous sommes passés d'une approche chimique, basée sur la mesure des concentrations des polluants, à une approche basés sur l'évaluation des risques (Carnicer et Victoria, 2007). Et pour cela si l'étude de risque d'un site conclut à un risque non tolérable, une évaluation du risque doit être rédigée.

Pour qu'un sol pollué présente un risque il faut l'étudier ou bien l'évaluer par estimation du degré de danger présent dans ce dernier, une caractérisation d'exposition à un sol contaminé est une étape indispensable de l'évaluation du risque (Laure et al., 2003).

Gérer les risques consiste alors à identifier et à contrôler les risques présents sur le site pollué (Marc, 2001).

Les études faites auparavant sur les sols pollués aux hydrocarbures étaient basés sur la quantification des impacts et des effets de ces derniers sur les paramètres physico-chimiques (texture, densité, MO, pH, C, N, P, etc.) (Doran et Safley, 1997; Amiri, 2013; Henine et Hasnaoua, 2014). Actuellement, les études s'orientent vers une approche biologique plus apte à interpréter la qualité d'un sol (Bastida et al., 2008). C'est dans cette optique que s'inscrit notre étude.

L'objectif principal du présent travail est d'évaluer le risque écologique d'un site pollué par les hydrocarbures et d'estimer le degré de danger pour déterminer son niveau de gravité et évaluer les effets éco-toxicologiques des carburants sur différents paramètres biologiques du sol (l'activité enzymatique, la respiration microbienne ainsi que la survie et la croissance de la macrofaune), et aussi d'évaluer leur effet sur un végétal qui est indicateur de la contamination du sol.

Le présent mémoire est scindé en trois chapitres :

1- Le premier chapitre est consacré à une partie bibliographique relative au sol, aux hydrocarbures et à la pollution du sol par ces derniers, et les démarches pour une évaluation de risque des sols polluée par les carburants.

2- Le deuxième chapitre comporte la présentation de la station d'étude et l'évaluation simplifiée du risque ainsi que l'ensemble du matériel utilisé et les méthodes adoptées.

3- Le troisième chapitre contient les résultats de l'évaluation simplifiée du risque et les résultats obtenus au cours de notre expérience pour chaque paramètre, ainsi que leur discussion.

Le document se termine par une conclusion générale et quelques perspectives.

Synthèse bibliographique

Le sol est un milieu naturel pour la croissance et le développement des végétaux, il a la capacité de retenir divers polluants tel que les hydrocarbure, il fonctionne donc comme un absorbeur de pollution.

L'impact de la pollution par les hydrocarbures sur les milieux terrestres varie en fonction des propriétés, de l'état de matière dans lequel se trouvent ces polluants ainsi que les facteurs abiotique et biotique des milieux (Bocard, 2006)

Malgré le fait que les hydrocarbures représentent la principale source d'énergie dans le monde, ce sont les polluants les plus dangereux de par leur toxicité, leur persistance dans l'environnement.

1. Pollution du sol :

La dégradation des sols est la perte réelle ou potentielle de productivité ou utilité résultant de facteurs naturels ou anthropiques et se traduit principalement par une baisse de sa « qualité », se manifestant par une diminution de ses capacités productives et de ses capacités de régulation environnementale (Lal et al., 1997).

Un polluant du sol est tout facteur qui détériore la qualité, la texture et la teneur en minéraux du sol ou qui perturbe l'équilibre biologique des organismes du sol (Havugimana et al., 2017). L'Homme utilise le sol de plus en plus comme un puits de polluants cumulés au cours des temps. On distingue deux types de pollution de sol :

-Pollution diffuse : elle survient sur de grandes surfaces de sol, elle provient généralement d'épandage de produits solides ou liquides (l'utilisation d'engrais ou de pesticides en agriculture) ou de retombées atmosphériques (Barriuso et al., 1996).

-Pollution ponctuelle : elle se distingue par la présence ponctuelle dans les sols et sous-sols de substances dangereuses provenant généralement de déversements, de fuites ou de dépôts de déchets. Non confinés et en fortes concentrations, ces substances donnent naissance à des « sites localement contaminés » (Barriuso et al., 1996).

La pollution ponctuelle (ou directe) est une pollution qui provient donc d'un point unique et identifiable. Ce type de pollution est souvent le plus polluant à court terme.

La pollution dans les stations-service qui sont caractérisées par la présence locale d'une forte concentration d'hydrocarbures sont considérées comme source ponctuelle de contamination

des sols en raison des déversements d'hydrocarbure lors du remplissage des cuves de stockage, de fuite dans les réservoirs ou dans les canalisations entre les citernes et les ilots de pompage.

1.1. Principaux polluants du sol :

La pollution du sol se fait sous forme de rejets directs à partir des sites producteurs, ou bien par retombées aériennes après la dispersion des éléments toxiques dans l'atmosphère. La contamination des sols est due soit à l'activité agricole (pesticides, engrais, épandages de boues d'épuration) ou bien les déchets d'origine industrielle.

Les agents polluant présent dans le sol sont très divers, on y retrouve les métaux lourd qui deviennent toxique voir radioactif à partir d'un certain seuil, On trouve aussi des hydrocarbures, des huiles minérales (issues de combustible fossile).

La pollution du sol se traduit par des impacts négatifs sur les activités dépendant directement ou indirectement de la terre, mais aussi sur la santé humaine et les écosystèmes. On constate que 10 ans peuvent s'écouler entre un déversement d'un polluant dans le sol et son arrivée dans une nappe aquifère (Bertrand et al., 1972).

1.2. Généralités sur les hydrocarbures:

Les hydrocarbures sont des composés formés essentiellement d'atomes de carbone et d'hydrogène, de formule brute C_nH_m où (n) et (m) sont des entiers naturels. Les mélanges d'hydrocarbures sont composés principalement d'alcanes saturés non cycliques et cycliques, de composés aromatiques monocycliques (BTEX), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de certains composés polaires (résines et asphaltènes) et de métaux. Leur proportion varie selon l'origine de l'hydrocarbure et le raffinage des pétroles bruts (CEAEQ, 2015).

1.2.1. Classification des hydrocarbures :

Selon Colin (2000), Soltani (2004), les hydrocarbures sont classés en plusieurs familles selon leurs structures. On distingue trois grandes familles présentées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Les différentes familles d'hydrocarbures (Colin, 2000).

Famille	Sous-familles	Substances (liste non exhaustive)
les hydrocarbures saturés	Alcanes	Méthane Ethane Propane Butane et isobutane Pentanes Hexanes ...
	Cyclanes	Cyclopropane Cyclobutane Cyclopentane...
les hydrocarbures insaturés	Alcènes	Éthylène Propylène Butènes Butadiènes Isoprène...
	Cyclènes	Cyclopentène Cyclohexène...
	Alcynes	Acétylène Méthylcétyle...
Les hydrocarbures Aromatiques	Monocycliques (HAM :BTEX)	Benzène Toluène Ethylbenzène xylènes
	Polycycliques(HAP)	Naphtalène Anthracène Phénanthrène Pyrène...

1.2.2. Carburants :

Les carburants sont des mélanges combustibles, principalement constitués d'hydrocarbure (Lemière et al., 2001). Les carburants sont en général formés d'hydrocarbures aliphatiques, néanmoins on note souvent la présence d'hydrocarbures aromatiques. Il existe deux types de carburants, lourd et léger (Saada et al., 2005). Les carburants les plus fréquemment utilisés sont l'essence et le gasoil.

1.2.2.1. Essence :

D'après Marchal et al. (2003), les essences sont des liquides inflammable qui contiennent

environ 230 hydrocarbures différents (figure 1) dont le nombre d'atome de carbone est compris entre 4 et 10. La distillation des essence est effectuée à une température comprise entre 30-35° C à 180-200°C.

1.2.2.2. Gasoil :

La composition du gasoil diffère de celle de l'essence. Il contient 2000 à 4000 fractions d'hydrocarbures possédant entre 11 et 25 atomes de carbone (figure 1). L'intervalle de sa distillation est compris entre 180 et 380° C (Marchal et al., 2003).

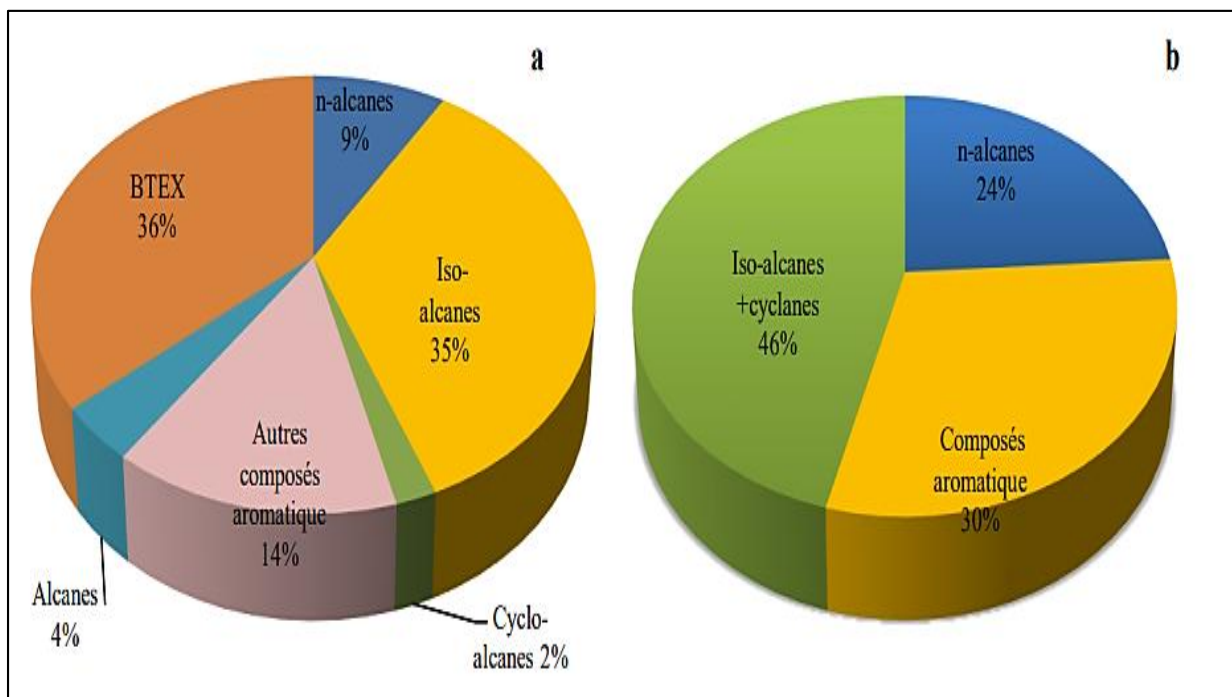


Figure 1 : Composition des carburants, essence (a) et gasoil (b) (Marchal et al., 2003).

1.3. Principales sources de contamination du sol par les hydrocarbures :

La plupart des contaminants organiques sont générés par l'activité humaine. Néanmoins, certains contaminants peuvent avoir une origine naturelle.

1.3.1. Sources naturelles :

Les sources naturelles des hydrocarbures sont les incendies de forêts (Barriuso et al., 1996), les éruptions volcaniques, ainsi que la production d'hydrocarbures par les végétaux supérieurs ou

par les algues. La production par ces végétaux est marquée par la prédominance des n-alcane. Certains hydrocarbures, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), peuvent avoir une origine naturelle (ex : sols des forêts de sapins ou de hêtres autour des lacs) (Lemière et al., 2001).

1.3.2. Sources anthropiques :

Les sources anthropiques sont principalement les activités des secteurs industrielles, urbaines et énergétiques tels que le processus de production et de dispersion de matières créosotées (chemins de fer), les industries des HC et associés (brai de goudron, asphalte et épandage de boues) (Whitacre et al., 2008 in Técher, 2011); les accidents de la route, la mise en décharge non contrôlée (Chaineau et al., 2000); les retombées atmosphériques dans les zones urbaines et industrielles ou leur périphéries (HC volatils, imbrulés de combustions diverses) (Bocard, 2006); fuites d'oléoducs et de cuves enterrées, industrielles (station-service par exemple) D'après Crepineau et al. (2003), au regard des quantités d'hydrocarbures contaminant les sols, leurs concentrations peuvent être importantes à proximité de la source émettrice, elles diminuent de manière exponentielle en s'éloignant de celle-ci.

1.3.3. Cas d'une station-service :

Les stations-service sont des installations destinées au stockage et au transfert des carburants tels que le diesel, l'essence, le GPL. Parmi ces carburants seuls l'essence et le diesel peuvent polluer le sol et/ou les eaux souterraines (Bofas, 2004).

Les stations-service sont une source de pollution du sol et sous-sol qui se décline en deux catégories (figure 2) : une pollution chronique qui se produit sur une longue période et étant due le plus souvent à la corrosion des cuves, et une pollution accidentelle due au déversement d'hydrocarbures lors du remplissage des cuves de stockages de la station (Patej, 2002).

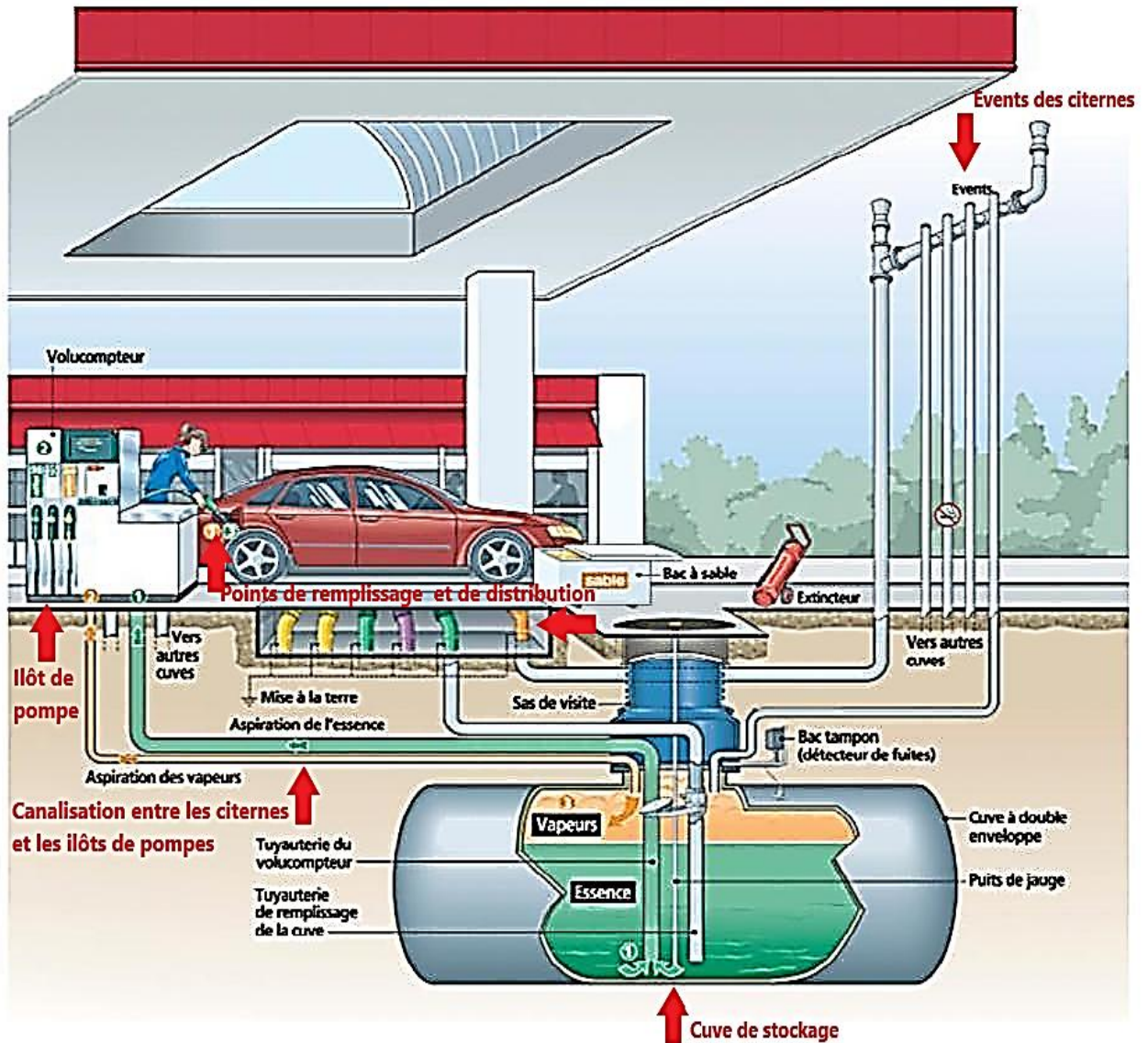


Figure 2: Sources de contamination du sol dans une station-service (Piedrafita, 2007 modifié).

1.4. Devenir des hydrocarbures dans le sol :

Selon Boudershem (2001), C'est par des processus physiques, chimiques et biologiques que les hydrocarbures vont pouvoir être transformés, déplacés ou éliminés après avoir été répandus dans le sol (figure 3).

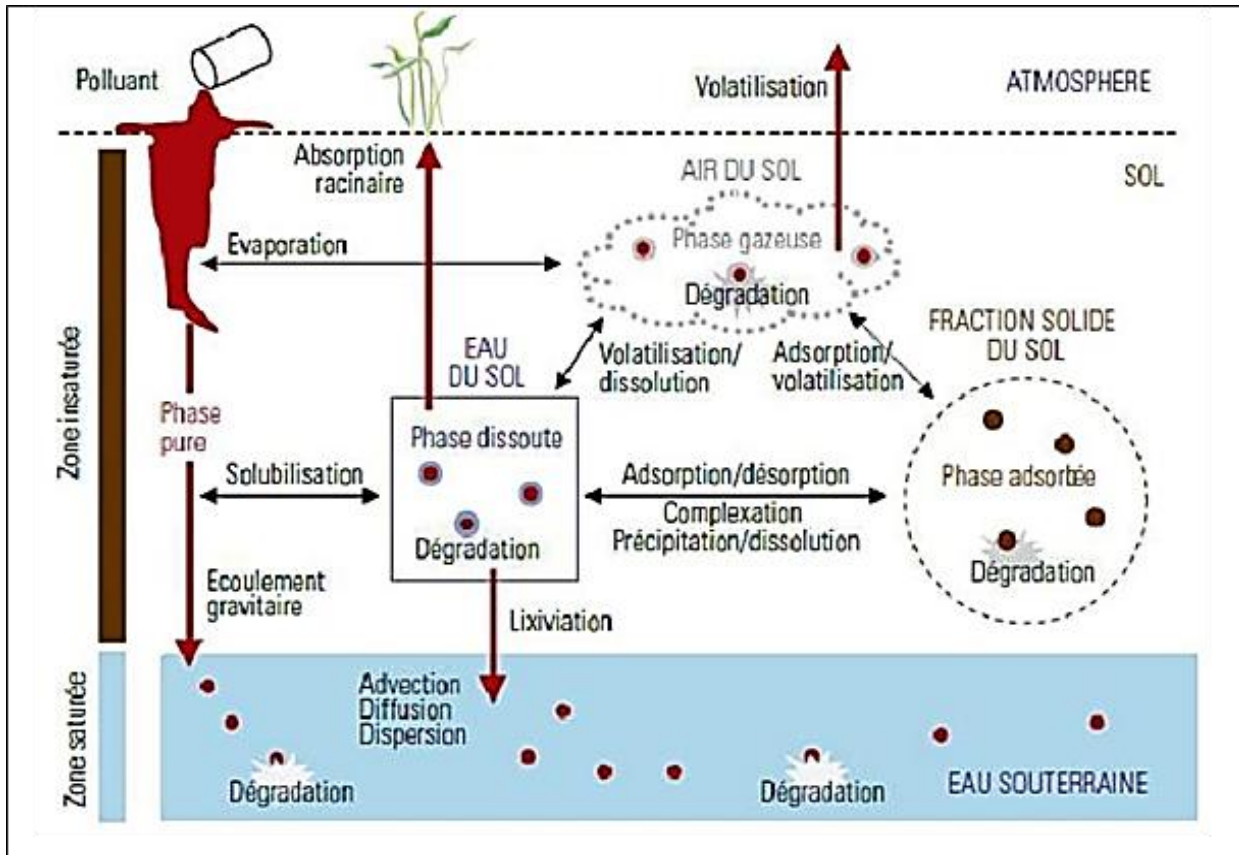


Figure 3 : Processus influençant le devenir des polluants dans le sol (Maes et al., 2007).

1.4.1. Volatilisation :

Elle dépend de la pression de vapeur de chaque composé (à partir d'une pression de vapeur supérieure à 133 Pa le produit est relativement volatil), et des propriétés du sol, plus l'humidité du sol est grande, plus la quantité de pores disponibles pour le passage des vapeurs est faible, le grand diamètre des pores favorise d'importants transferts de masse de vapeur vers l'atmosphère (Saada et al., 2005). Ce mécanisme dépend aussi de la constante de Henry (Hanna, 2004), lorsque celle-ci dépasse $100 \text{ Pa.m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$, les composés se volatilisent facilement.

1.4.2. Dissolution :

La solubilité détermine la propension de la substance à se dissoudre dans les eaux. Plus la solubilité est grande, plus la substance sera susceptible de se dissoudre dans les eaux souterraines et ont la capacité de migrer loin de la zone source (Gomez, 2010).

1.4.3. Sorption :

La sorption est un processus au cours duquel les solutés s'accumulent aux surfaces ou aux

interfaces (cas de l'adsorption) du sol ou se partage entre les interfaces (cas de la dissolution) (Gabet, 2004).

1.4.4. Dégradation :

C'est un processus essentiel dans la disparition d'un produit par sa transformation. Elle influe sur la persistance et les possibilités de contamination. Ces processus peuvent entraîner une dégradation totale du produit ou simplement former des produits intermédiaires de dégradation (Gendrault, 2004).

Il peut s'agir d'une dégradation abiotique (photolyse, réaction d'oxydo-réduction, hydrolyse) ou biotique (biodégradation).

1.4.4.1. Dégradation abiotique :

Elle réfère à trois processus principaux :

- L'hydrolyse est un processus de dégradation des molécules par l'action de l'eau sur un polluant dans les phases aqueuses des milieux, consécutive à la dissociation ionique de l'eau, il est fortement influencé par le pH et la température du sol (Hanna, 2004).

- La photolyse peut avoir lieu dans les sols en surface, elle dépend de la nature des HC et les conditions rédox et touche plus particulièrement les composés aromatiques que les composés aliphatiques tels que les composés ramifiés (Wilcke et al., 2000). C'est une décomposition chimique (oxydation) des HC sous l'effet de la lumière (rayonnement solaire et/ou ultraviolet), Après absorption de l'énergie, la molécule est déstabilisée et peut réagir généralement avec O₂ pour former une molécule oxydée (Lampi, 2005).

- Les réactions d'oxydo-réduction abiotiques peuvent avoir lieu dans les sols selon la nature du polluant et les conditions redox du milieu. Elles mettent en jeu des couples redox sans intervention biologique.

1.4.4.2. Dégradation biotique :

La biodégradation correspond à la décomposition de polluants organiques par des micro-organismes (bactérie, champignons ou algues). Les polluants sont alors convertis en dioxyde de carbone (lorsque la biodégradation est totale), en eau et en énergie pour constituer de la biomasse. Les hydrocarbures pétroliers sont des polluants organiques qui sont soumis à la

biodégradation dès que les micro-organismes capables de les utiliser se sont développés (Noel, 2014).

La biodégradation peut être définie comme étant l'ensemble des mécanismes de transformation des composés carbonés en différents sous-produits, par des microorganismes présents dans le sol, ces derniers s'en nourrissent et produisent des enzymes qui vont réagir avec les molécules d'HC pour les transformer en sous-produits plus simples, généralement le CO₂ et le H₂O lorsque la dégradation est complète (Rivière, 1998a).

D'après Chaineau et al. (1996), la dégradation de ces composés dépend de leur structure chimique et des facteurs environnementaux, tels que la température, l'humidité, l'oxygène disponible, le pH et la salinité (Stegmann et al., 2001). Plus la masse molaire ou le nombre de cycles augmente, plus la vitesse de biodégradation diminue (Saada et al., 2005). Les micro-organismes assurent une ou plusieurs modifications structurales du polluant (dégradation) qui ne sert pas de source d'énergie. La présence d'un co-substrat permettant la croissance est alors nécessaire. Différents types de micro-organismes peuvent intervenir successivement (notion de communauté dégradante) et la dégradation du polluant peut être complète dans ces conditions (Zhang et al., 2010).

Les taux de biodégradabilités des produits pétroliers mettant en évidence la différence de biodégradabilité selon le produit a été proposée par Fattal 2008 (Tableau 2).

Tableau 2 : Biodégradabilité de quelques produit pétrolier (Fattal, 2008)

Produits pétroliers	Biodégradabilité (%)
Essence	90-100
Kérosène	80-100
Gasoil	60-85
Pétrole brut	30-70

1.5. Effets éco-toxicologique des hydrocarbures :

Le type d'hydrocarbures, la durée du contact, la quantité déposée et surtout le niveau de toxicité influent sur l'importance de l'impact. Les hydrocarbures légers sont plus toxiques que les hydrocarbures lourds (Fattal, 2008).

La pollution par les hydrocarbures pose d'importants problèmes dans l'environnement vis-à-vis des microorganismes, des plantes, des animaux et de la santé humaine.

1.5.1. Effets sur le sol :

La présence des hydrocarbures au niveau d'un sol peut affecter ses propriétés physiques, chimiques, et biologiques.

1.5.1.1. Effets sur les propriétés physiques du sol :

D'après Rouquerol et al. (1987), les hydrocarbures enrobent les particules minérales du sol et assurent leur dispersion.

Cependant, Onojake et Osuji (2012) ont démontré que l'humidité et la capacité de rétention de l'eau sont considérablement réduites par les hydrocarbures ce qui entrave la circulation de l'air et de l'eau dans la matrice du sol et donc réduit l'infiltration de l'eau dans le sol.

1.5.1.2. Effets sur les propriétés chimiques du sol :

Selon Chaineau et al. (1996), les effets des hydrocarbures sur les propriétés chimiques du sol consistent généralement en :

- une augmentation de conductivité électrique entraînant l'inhibition de certaines plantes très sensibles à la présence des sels.
- une diminution de la teneur du sol en phosphore et une augmentation en carbone organique total.
- une élévation du pH du sol et de la teneur en potassium et en calcium.
- une augmentation de la concentration des éléments traces tels que Zn, Mn, Fe et Pb.

1.5.1.3. Effets sur les propriétés biologiques du sol :

Les effets des hydrocarbures sur l'activité biologique du sol dépendent de leur nature et de leur concentration dans le sol ainsi que des facteurs liés au milieu. D'après Duchaufour (2001), si les hydrocarbures sont incorporés au sol en quantité limitée (moins de 2% de la couche 0-15 cm) ils n'exercent pas d'action directe vis-à-vis des

microorganismes, mais ils exercent une action nocive indirecte.

L'imprégnation des sols en hydrocarbures a pour effet global une multiplication intense de la microflore, en particulier, les champignons, les bactéries et les levures (Rouquerol et al., 1987).

1.5.2. Effets sur le végétal :

Le concept « phytotoxicité » désigne l'effet de réduire le développement de certains végétaux. Elle se manifeste par une inhibition de la germination des graines et/ou celle de la croissance végétative et du rendement (Chaîneau et al., 1996).

Le contact entre les hydrocarbures et la surface foliaires des végétaux va entraîner des dégâts qui vont dépendre de la nature du produit lui-même et de sa concentration (Bergue et Mérienne, 1986).

1.5.3. Effets sur la faune du sol :

Les sols contaminés par les HC présentent un danger lors du contact direct avec l'animal ou lors de leur transfert dans la chaîne alimentaire qui est un phénomène de bioaccumulation avec le piégeage par les végétaux et les animaux des polluants ou de leur produits de dégradation jusqu'à des teneurs atteignant les seuils de toxicité (Zhang et al., 2010). Les effets écotoxiques de la pollution par les carburants se traduisent par des altérations biologiques tant aux niveaux moléculaires que populationnels. L'augmentation de l'activité des microbes anaérobies suite à un déversement des HC (gasoil) augmente le stress pour les organismes vivants et les animaux du sol tels que les vers de terre (Andreoni et al., 2004 ; Alrumman et al., 2015) , les nématodes (*Rhabditis spp. et Xiphinema spp.*) , les arthropodes (Hamdi et al., 2007), contrairement aux collemboles et aux gastéropodes qui ont un fort caractère d'adaptation vis à vis de ces substances, et qui sont souvent utilisés comme bioindicateurs (Bachelier, 1978 ; Amireche, 2014).

2. Evaluation du risque écologique :

L'évaluation du risque est l'opération systématique qui décrit et quantifie les risques associés à des produits dangereux, des opérations, des actions ou des événements. Le besoin de ce type d'outils d'aide à la décision est pourtant immense dans nombreux domaines (étude d'impact des installations industrielles, gestion des sites pollués et des friches urbaines, conception des infrastructures de transports, gestion durable des aménagements urbains,...). Face à ces besoins, quelques pays ont travaillé au développement de premières approches. Dans ces pays,

l'élaboration puis l'optimisation de ces dernières ont mobilisé de nombreux acteurs, agissant tant au sein des agences gouvernementales, qu'au sein du monde universitaires (Yves, 2012).

2.1. Etapes de l'évaluation du risque :

2.1.1. Formulation du problème :

Cette étape située en amont des étapes de l'évaluation à proprement parlé, comprend notamment l'élaboration d'un modèle conceptuel visant à une représentation de l'écosystème récepteur et de son fonctionnement, mais aussi du scénario global dans lequel s'inscrit. Le modèle conceptuel qui en résulte est donc un modèle de type spatio-temporel (Yves, 2012). C'est une méthode utilisée pour cerner le danger présent dans un site et en déterminer les causes et les caractéristiques (Allison, 2012).

2.1.2. Identification du danger :

C'est l'étape initiale qui permet d'identifier les traceurs de risques.

Cette étape du processus vise à cerner les dangers susceptibles de toucher la zone visée par l'évaluation des risques. Pour y arriver, il faut étudier systématiquement tous les dangers et leurs causes afin de déterminer s'ils constituent une menace pour la région concernée. Les dangers peuvent survenir de différentes manières et entraîner des dommages en tout genre, d'où l'importance de connaître toutes les causes et vulnérabilités potentiellement responsables d'un danger et, ultimement, d'une situation d'urgence (Allison, 2012).

Le but de cette étape est d'identifier les trois facteurs qui le composent : source, vecteur et cible, ainsi que de caractériser les dangers potentiels de la source d'émission de polluants du scénario étudié (Donguy et Perrodin, 2006).

2.1.3. Evaluation des expositions :

L'évaluation des expositions nécessite d'une part, de déterminer les concentrations environnementales, suite à l'étude des transferts entre les sources de pollution et les écosystèmes cibles et d'autre part, sur la base de ces dernières, de caractériser l'exposition réelle des organismes (Yves, 2012).

2.1.4. Evaluation des effets :

Selon Boillot (2008), elle aboutit à l'acquisition de différentes valeurs d'effets éco-

toxicologiques (NOEC, CE10, CE20, CL50.....). Les difficultés à résoudre et les domaines de recherche pour cette étape concernant en particulier la prise en compte des effets combinés des substances, la définition des modèles d'extrapolation, la réalisation et l'interprétation des essais multi-espèces (microcosmes et mésocosmes) ainsi que l'évaluation de la bioaccumulation dans les chaînes alimentaire et de ses effets (Yves, 2012).

Deux grands types d'approches peuvent être envisagés au cours de cette étape :

- ✓ **L'approche substance** : le but est de déterminer la PNEC pour chaque traceur, en regard de l'organisme cible le plus sensible. On obtient en premier lieu les données toxicologiques (CSE) de chaque organisme cible via les bases de données internationales. A ces données exprimées généralement en mg/l ou mg/kg sont appliquées un facteur de sécurité pour obtenir la PNEC de la substance (Yves, 2012).

Cette approche nécessite :

- Connaissance préalable de la PEC pour chaque substance (en mg/l par exemple), après calcul des ratios de dilution.
- Pour chaque couple [substance, organisme], connaissance des données écotoxicologiques: (NOEC,...) issues des bases de données.
- Pour chaque couple [substance, organisme], calcul de la PNEC en divisant la CSE par un Facteur de Sécurité FS.
- Pour chaque substance, calcul du quotient $R = PEC/PNEC$.

Le résultat est une PNEC par substance, exprimée généralement en mg/l ou mg/kg, suivi d'un quotient R par substance. C'est au final le quotient R le plus défavorable qui est pris en compte pour estimer le risque.

- ✓ **L'approche bio-essais** : regroupe l'ensemble des méthodes d'analyse qui mettent en œuvre des organismes ou des communautés pour mesurer leurs réactions aux polluants présent dans l'environnement, ils peuvent être appliqués au laboratoire ou sur le terrain(in-situ et ex-situ).

Le terme « approche bio-essais » a été retenu, car bien que les bio-essais puissent être effectués au niveau de l'approche substance, dans cette dernière on fait surtout référence à des bases de données internationales.

Par convention, l'approche bio-essais sous-tend la réalisation de bio-essais (ou bio-tests)

mono spécifiques ou plurispécifiques (microcosme), avec exposition à une matrice complexe de substances qui simule plus ou moins le biotope de l'écosystème cible.

Dans cette approche, il s'agit d'exposer chaque organisme cible directement à une gamme de dilutions d'une matrice complexe (effluent, percolats de sédiment...) contenant un mélange des différentes substances potentiellement toxiques (Yves, 2012).

L'approche bio-essais mono spécifique se fait en suivant les étapes :

- Sélection d'une matrice de substances (effluent, percolats...)
- Etablissement d'une gamme de dilutions de la matrice.
- Réalisation des bio-essais pour chaque espèce.
- Prise en compte de la CSE la plus sensible.
- Obtention de la PNEC en % après division de la CSE la plus sensible par un facteur de sécurité.
- Calcul du quotient $R = PEC/PNEC$.

L'approche bio-essais microcosme se fait comme suit :

- Mise en place d'un microcosme pour chaque dilution de la gamme de dilution.
- Réalisation des bio-essais pour chaque espèce.
- Prise en compte de la CSE la plus sensible.
- Obtention de la PNEC en % après division de la CSE la plus sensible par un facteur de sécurité.
- Calcul du quotient $R = PEC/PNEC$.

2.1.5. Caractérisation du risque :

Connaissant le niveau d'exposition des organismes de l'écosystème cible aux substances dangereuses (PEC) et la sensibilité de ces organismes aux substances en question (PNEC), on peut à ce stade évaluer le risque par la méthode du quotient (Donguy et Perrodin, 2006). Sur le plan international, on recense plusieurs types d'approches pour caractériser les risques écologiques (US EPA, 1998). Les plus connues sont, d'une part, la formulation d'un « indice de risque », et d'autre part, l'estimation d'une probabilité d'apparition d'un effet. Les méthodes à « indice de risque » sont basées sur le calcul du quotient entre les concentrations d'exposition et les doses maximales admissibles, ce qui correspond à une évaluation semi-quantitative du risque. Dans les méthodes probabilistes, on considère les distributions statistiques des

concentrations d'exposition et des concentrations sans effet pour fournir une estimation quantitative du risque. Le choix de ces approches dépend notamment de l'objectif initial de l'évaluation.

Au niveau de cette étape finale, les besoins de recherche concernent essentiellement :

- La nécessité de calibrer, de tester la sensibilité puis de valider le modèle global d'évaluation des risques.
- La nécessité d'améliorer l'estimation de l'incertitude sur le résultat, qui s'avère toujours difficile, surtout avec l'approche par le quotient de risque (Yves, 2012).

2.2. Types d'évaluation du risque écologique :

2.2.1. Evaluation simplifiée du risque écologique :

Un agent est considéré comme dangereux s'il est capable d'engendrer un dommage sur la santé et l'environnement. À partir de la caractérisation des risques et de leur estimation (c'est-à-dire leur classement relatif), l'évaluation du risque doit permettre d'aboutir à la classification du site et à l'établissement de priorités d'actions.

2.2.1.1. Etapes de l'évaluation simplifiée du risque écologique :

L'ERS est en général réalisé en utilisant des systèmes de score dont la finalité est de calculer un score du risque potentiel. Cette évaluation se base sur les propriétés des substances (SIRIS) et celles du milieu (HRS).

✓ Classes de danger :

La classe de danger est déterminée à partir des informations mentionnées sur l'étiquetage et/ou dans la fiche de données de sécurité (FDS). Lorsqu'il y a plusieurs phrases de risque, la phrase de risque correspondant au danger le plus élevé sera sélectionnée (Tableau 3).

Tableau 3 : Classes de danger en fonction de l'étiquetage, des valeurs limite d'exposition et de la nature des agents chimique (Crozier, 2021).

Classe	Phrases de risque/combinaisons	Pictogramme	VLEP	Nature de l'agent chimique
1	Aucune	Aucun	>100mg/m ³	
2	• R36, R37, R38, R36/37, R36/38, R36/37/38, R37/38, R66	XI Irritant	100>V>10mg/m ³	Fer, ciment, matériaux composites...
3	• R20, R21, R22, R20/21, R20/22, R20/21/22, R21/22, R33, R40 • R68/20, R68/21, R68/22, R68/20/21, R68/20/22, R68/21/22, R68/20/21/22, R42, R43, R42/43, R48/20, R48/21, R48/22, R48/20/21, R48/20/22, R48/21/22, R48/20/21/22 , R62, R63, R64, R65, R67, R68	Xn Nocif	10>V>1mg/m ³	Fibre céramique , peintures au plomb , huiles d'usinage...
4	• R15/29, R23, R24, R25, R29 •R31, R23/24, R23/25, R23/24/25, R24/25, R34 •R39/23, R39/24, R39/25, •R39/23/24, R39/23/25, •R39/24/25, R39/23/24/25 • R41, R45, R46, R48, R49, • R48/23, R48/24, R48/25, R48/23/24, R48/23/25, R48/24/25, R48/23/24/25, R60, R61	T Toxique	1>v>0.1mg/m ³	Plomb métallique, amiante, fonderie et affinage du plomb, goudrons, mercure ; essence (carburants)...
5	•R26, R27, R28, R32, R26/27, R26/28, R26/27/28, R27/28, • R35, R39, R39/26, R39/27, •R39/28, R39/26/27, R39/26/28 •R39/27/28, R39/26/27/28	T ⁺ Très toxique	>0.1mg/m ³	Benzène...

✓ **Classes de quantité :**

Pour déterminer les classes de quantité, il est indispensable de déterminer en premier lieu, le référentiel temporel de consommation approprié : quotidien, hebdomadaire, mensuel, annuel...etc.

La détermination des classes de quantité s'effectue, sur la base du référentiel temporel utilisé, en prenant la quantité consommée (Q_i) de l'agent chimique considéré rapportée à la quantité consommée (Q_{max}) de l'agent chimique recensé à l'inventaire avec la quantité la plus importante (Tableau 4)

Tableau 4 : Classes de quantité (Crozier, 2021).

Classe de quantité	Q_i/Q_{max}
1	< 1 %
2	entre 1 % et 5 %
3	entre 5 % et 12 %
4	entre 12 % et 33 %
5	entre 33 % et 100 %

✓ **Classes de fréquence d'utilisation :**

La classe de fréquence d'utilisation d'un produit chimique est déterminée grâce au référentiel temporel identique à la détermination de la classe de quantité (tableau 5).

Tableau 5 : Classes de fréquence d'utilisation (Crozier, 2021).

Utilisation	Occasionnelle	Intermittente	Fréquente	Permanente
Jour	< 30 minutes	> 30 - 120 min	2 - 6 heures	> 6 heures
Semaine	< 2 heures	2 - 8 heures	1 - 3 jours	> 3 jours
Mois	< 1 jour	1 - 6 jours	6 - 15 jours	> 15 jours
Année	< 15 jours	15 jours - 2 mois	2 - 5 mois	> 5 mois
Classe	1	2	3	4
→	0 : l'agent chimique n'a pas été utilisé depuis au moins un an, l'agent chimique n'est plus utilisé			

✓ **Classe d'exposition potentielle :**

Le potentiel d'exposition résulte de la combinaison des classes de quantité et fréquence pour un agent chimique et uniquement de la fréquence pour les agents chimiques issus de la transformation de matériaux. Globalement, plus la quantité et la fréquence d'utilisation d'un agent chimique sont élevées, plus la probabilité d'exposition est importante.

Les agents chimiques non utilisés depuis au moins un an se voient attribuer un score nul. Les classes d'exposition potentielle sont déterminées à l'aide du tableau 6.

Tableau 6 : Classes d'exposition potentielles (Crozier, 2021).

Classe de quantité						
5	0	4	5	5	5	
4	0	3	4	4	5	
3	0	3	3	3	4	
2	0	2	2	2	2	
1	0	1	1	1	1	
	0	1	2	3	4	Classe de fréquence

✓ **Détermination du score du risque potentiel (Score HRP) :**

Le risque potentiel résulte de la combinaison des classes de danger et de potentiel d'exposition. Il traduit la probabilité d'observer un risque compte tenu des conditions générales d'utilisation (quantité, fréquence) d'un agent chimique dangereux.

Les valeurs proviennent de la formule suivante :

$$R=3^{E-1} \times 10^{D-1}$$

R=Risque potentiel

E=exposition potentiel

D=Danger

La détermination du score risque potentiel est menée à l'aide du tableau 7.

Une fois le score HRP calculé, une priorité peut être donnée en fonction de celui-ci. Pour un score supérieur ou égal à 10000, la priorité sera forte. Pour un score situé entre 100 et 10000, il

s'agira d'une priorité moyenne. Et enfin, une priorité faible sera accordée à un score HRP inférieur à 100.

Tableau 7 : Score du risque potentiel (Score HRP) (Crozier, 2021).

Classe de d'exposition potentielle						
5	100	1000	10000	100000	1000000	
4	30	300	3000	30000	300000	
3	10	100	1000	10000	100000	
2	3	30	300	3000	30000	
1	1	10	100	1000	10000	
	1	2	3	4	5	Classe de danger

Les Systèmes de score tels que Hazardous System (HRS), Système d'Intégration des Risque par Interaction des Scores (SIRIS) sont utilisés pour :

- classer les produits chimiques en fonction de leur toxicité.
- évaluer le risque écologique (ESR).
- hiérarchiser les sites pollués.
- Définir les priorités de décontamination.

2.2.2. Tests éco-toxicologiques et bio-essais :

Les tests éco-toxicologiques et les bio-essais sont utilisés dans le but de compléter une démarche d'évaluation simplifiée du risque ayant révélé une importante priorité de décontamination du site pollué. Ceci se fait dans le cadre de l'évaluation détaillée du risque.

Les tests d'éco-toxicité sont réalisés sur un sol qu'on contamine artificiellement avec différentes concentrations du polluant.

Les bio-essais sont des essais de laboratoire qui utilisent les milieux pollués eux-mêmes, ou des extraits de ces milieux. Ils consistent à exposer un modèle vivant à une substance (dans un pot, récipient...) en conditions contrôlées pendant une durée déterminée et à observer un effet de

cette substance sur le vivant (mortalité, croissance, reproduction...). Il est préférable d'utiliser des batteries de tests (plusieurs espèces) au lieu de tester une seule espèce (Rivière, 1998).

Matériel et méthodes

L'étude expérimentale entreprise dans ce mémoire est effectuée sur des sols non contaminés et contaminés par des rejets d'essence et de gasoil prélevés au niveau d'une station-service. Afin d'évaluer le risque écologique et l'effet de ces carburants sur les propriétés biologiques du sol, des expériences ont été entreprises au laboratoire « Pathologie des écosystèmes » de la faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou.

1. Présentation du site d'étude :

1.1. Description et localisation du site :

La station-service se situe à 5 Km à l'ouest du chef-lieu de la commune Tizi Ouzou, sur la route nationale n°12, reliant Alger à Tizi Ouzou. Elle a été créée en Février 2002 et s'étale sur une superficie de 10000m² (figure 4).

La station possède une grande capacité de stockage des carburants (essence sans plomb et gasoil) qui se font dans des cuves souterraines au nombre de cinq allant de 20 à 50m³, chacune reliée à un système d'évents, permettant l'échappement des gaz.

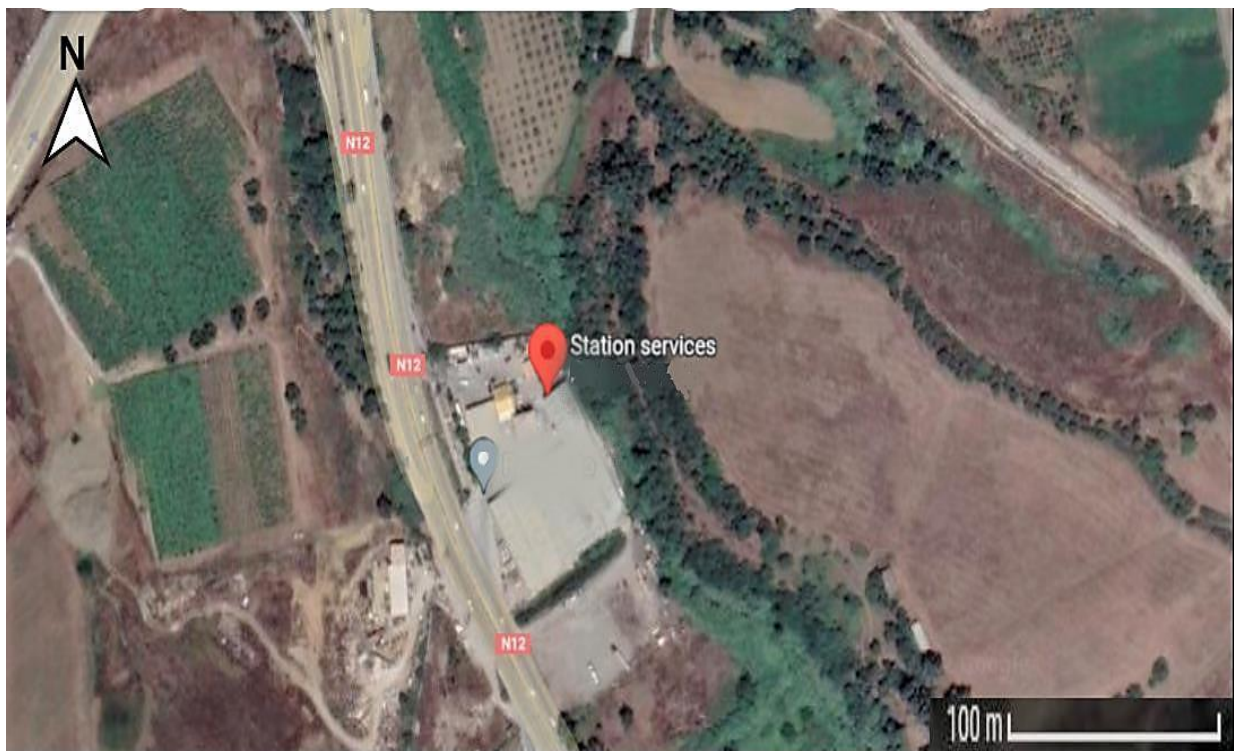


Figure 4 : image satellite de la station-service (Google Earth, 2022)

1.2. Synthèse climatique :

Afin de déterminer les caractéristiques climatiques de la région d'étude nous nous sommes basés sur les données climatiques qui ont été fournies par (l'office national de la météo de Tizi Ouzou) pour une période de 09 ans (2012-2020).

1.2.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson :

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1953) permet la mise en évidence des périodes sèches au cours d'une année hydrologique selon la relation : $P < 2T$.
 P : précipitations moyennes mensuelles en mm T : températures moyennes mensuelles en °C

A partir des données pluviométrique et thermique, nous pouvons tracer le diagramme ombrothermique, qui est un graphique sur lequel la durée et l'intensité de la période sèche se trouvent matérialisées par la surface de croisement, ou la courbe thermique passe au-dessus de la courbe ombrique (figure 5).

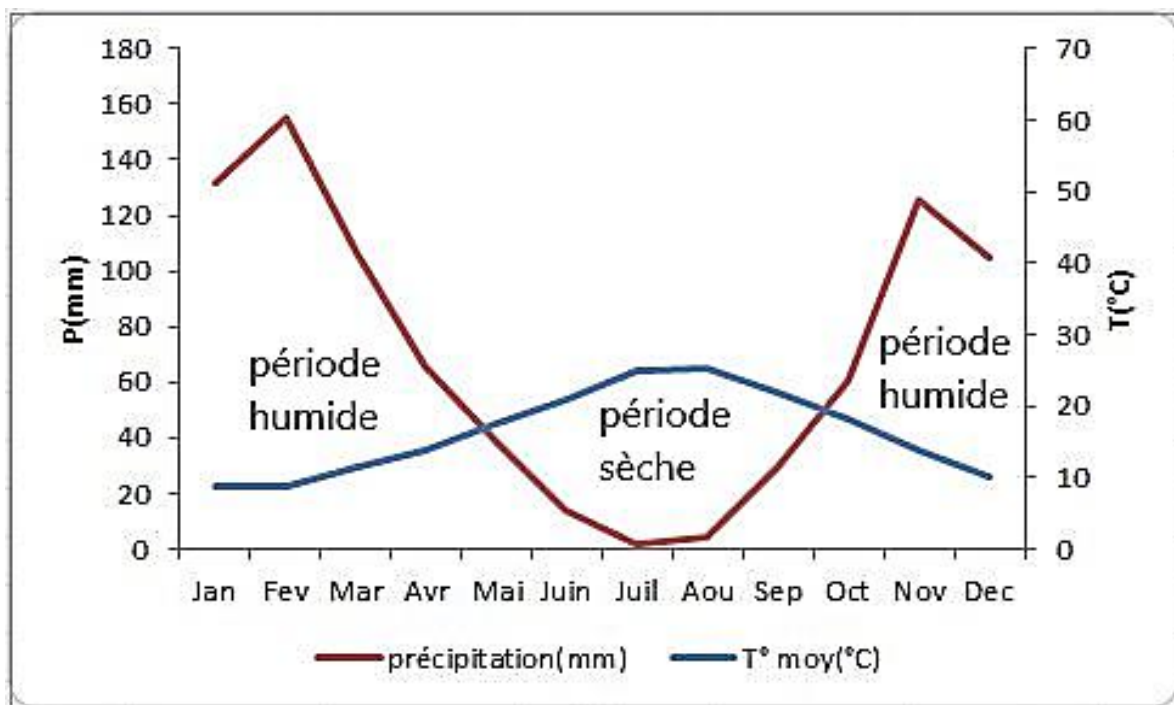


Figure 5 : Diagramme ombrothermique de la station de Boukhalifa durant la période 2012 - 2020.

Ce diagramme permet de distinguer globalement au sein d'une même année, deux périodes : une période sèche, qui s'étale de Mai à septembre et une période humide qui s'étale d'Octobre à Mai.

1.2.2. Détermination du bioclimat de la station d'étude (climagramme d'Emberger) :

Pour caractériser un bioclimat, Emberger (1952) a établi un quotient représenté par le rapport entre les précipitations moyennes annuelles et les températures moyennes. Le quotient est exprimé selon la formule de Stewart (1996) : $Q_2 = 3,43 (P/M-m)$.

Q₂ : Le quotient pluviométrique d'Emberger.

P : Moyenne des précipitations des années prises en considération, exprimé en mm.

M : Moyenne des températures maximales du mois le plus chaud, exprimé en °C.

m : Moyenne des températures minimales du mois le plus froid, exprimé en °C.

La station se situe dans l'étage bioclimatique Subhumide à hiver tempéré (figure 6).

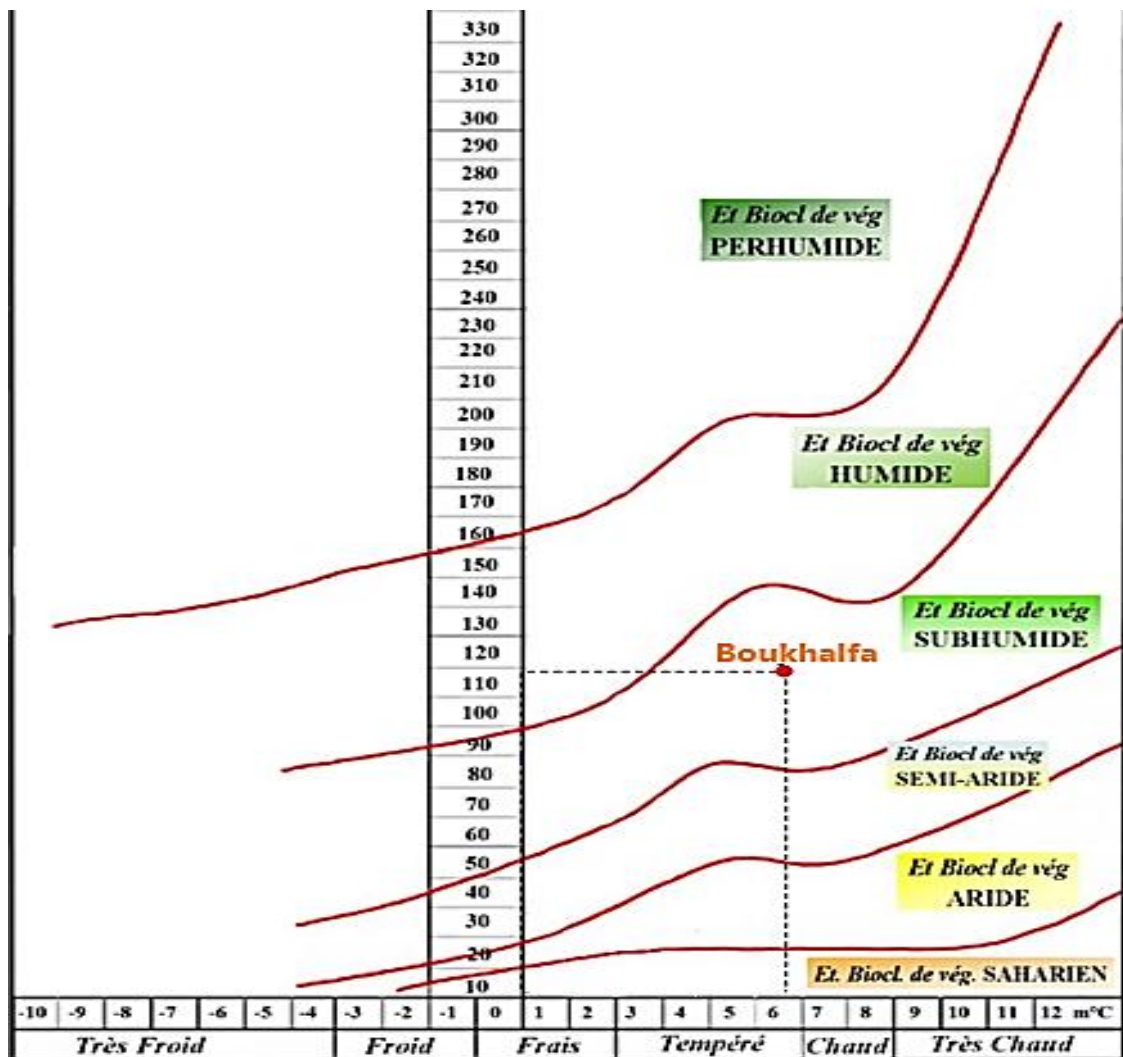


Figure 6 : Climagramme d'Emberger pour la station de Boukhalfa.

2. Matériel :

2.1. Sol :

L'étude expérimentale a été réalisée sur un sol prélevé dans une station-service à Boukhalfa. Les deux échantillons de sol (contaminé et non contaminé) ont été prélevés le 02/03/2022 sur la couche superficielle du sol (0-25cm).

-Le sol contaminé a été prélevé sous les événements permettant l'évacuation de l'air chargé de vapeur d'hydrocarbures lors du remplissage des cuves de stockage, là où la végétation ne poussait pas ce qui indique une forte toxicité.

-Le sol non contaminé a été prélevé à une distance d'environ cinq mètres du premier prélèvement où poussait la végétation.

2.2. Le maïs (*Zea mays*) :

C'est une plante herbacée annuelle tropicale de la famille des Poacées (Graminées), largement cultivée comme céréale.

D'après Chaineau et al. (1996), le maïs est considéré comme une espèce sensible à la pollution par les hydrocarbures.

2.3. Les vers de terre :

Les vers de terre sont des organismes essentiels au sol, ils ont un rôle important dans la structuration, l'aération du sol et dans la minéralisation et la décomposition de la matière organique.

Le choix s'est porté sur le genre *Eisenia* en raison de sa sensibilité aux hydrocarbures ce qui fait de lui un bon indicateur de la qualité du sol et un bon candidat pour les essais de toxicité aiguë (ISO, 2012).

2.4. Les carburants :

Les carburants utilisés dans l'étude expérimentale sont l'essence sans plomb et le gasoil provenant de la station-service de Boukhalfa dans le but de contaminer le sol.

3. Méthodes :

La partie expérimentale consiste à faire une évaluation simplifiée du risque pour estimer le danger lié à la substance et déterminer la priorité de décontamination du site. Dans le cas où l'évaluation simplifiée du risque révèle la présence d'une forte pollution, on complète notre démarche par des tests supplémentaires (tests éco-toxicologique et les bio-essais).

Les tests éco-toxicologique ont été menés sur un sol contaminé artificiellement au laboratoire avec différentes concentrations. Les bio-essais sont réalisés sur le sol contaminé du site. Les différents sols (contaminés artificiellement et contaminé du site) seront soumis aux mêmes analyses.

L'objectif de cette démarche est de situer le sol contaminé du site par rapport aux sols contaminés à différentes concentrations, ce qui va aider à infirmer ou confirmer la conclusion de l'ESR.

3.1. Evaluation simplifiée du risque écologique :

L'évaluation simplifiée du risque est réalisé selon les étapes citées dans le premier chapitre (2.2.1.1).

Elle consiste à déterminer la classe de danger, la classe de quantité, la classe de fréquence d'utilisation, la classe d'exposition potentielle et enfin le score du risque potentiel qui détermine la priorité de décontamination du site.

3.2. Tests éco-toxicologique et bio-essais :

Des tests éco-toxicologique sont réalisé sur le sol contaminé artificiellement à différentes concentration, des bio-essais sont mené sur le sol contaminé du site, Ils seront ensuite soumis aux même analyse (respirométrie, activité de la catalase, croissance et viabilité des vers des terre, croissance et germination du maïs).

3.2.1. Préparation du sol :

Les deux sols échantillonnés sont sécher puis tamisé à l'aide d'un tamis à mailles de 5mm (figure7).

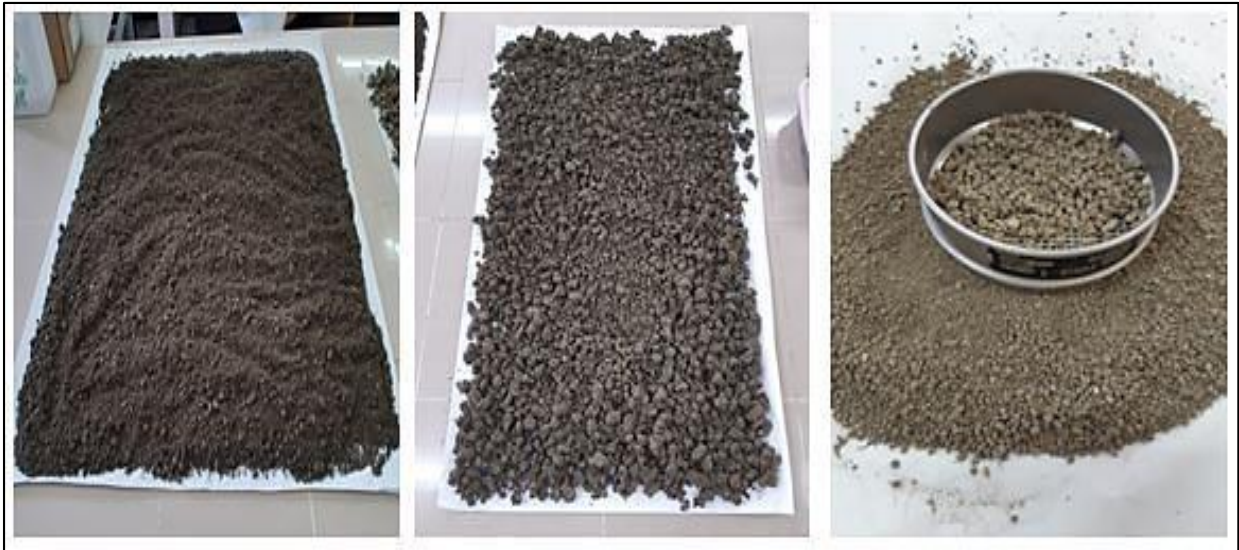


Figure 7 : Sols séché et tamisé au tamis à maille de 5 mm

Le sol non contaminé a été réparti en quatre lot, l'un d'entre eux est resté comme témoin (0%) et les trois autres ont été contaminés avec un mélange de carburants (essence sans plomb + gasoil) avec différentes concentrations (1% , 3% et 5%).

Lot 1 : Constitué d'un sol contaminé à 0% par les carburants.

Lot 2 : Constitué d'un sol contaminé à 1% par les carburants.

Lot 3 : Constitué d'un sol contaminé à 3% par les carburants.

Lot 4 : Constitué d'un sol contaminé à 5% par les carburants.

Lot 5 : Constitué d'un sol contaminé du site par les carburants.

3.2.2. Contamination du sol par les carburants :

Les concentrations utilisées pour contaminer le sol ont été calculées selon la quantité moyenne de carburant distribuée chaque jour dans la station-service de Boukhalfa.

-pour le gasoil la quantité moyenne (Q_i) est de 3000 Litres/jour.

-pour l'essence sans plomb la quantité moyenne (Q_i) est de 8000 Litres/jour.

$$Q_i(\text{gasoil})/Q_i(\text{essence})=3000/8000=3,75\text{Litre}$$

pour contaminer 100g de sol à 1% il nous faut 1 ml de carburants (essence + gasoil)

Donc pour contaminer 100 g de sol à 1%il nous faut 0,26ml d'essence + 0,74ml de gasoil.

-pour contaminer100g de sol à 3% on utilise 0,78 ml d'essence+ 2,22ml de gasoil.

-pour contaminer 100g de sol à 5% on utilise 1,3ml d'essence+3,7ml de gasoil.

On multiplie le volume des carburants selon la quantité de sol nécessaire.

3.2.3. Evaluation des indicateurs de la qualité biologique du sol :

3.2.3.1. Activité biologique globale :

L'activité biologique globale a été décrite par Dommerges (1968) pour déterminer l'activité biologique globale des sols. Elle a été évaluée par le test respirométrique. Dans des flacons de 250 ml on introduit un échantillon de sol (50 g), dans lequel on place 2 tubes à hémolyse, l'un contenant 3ml d'eau pour éviter le dessèchement du sol et l'autre 5 ml de NaOH à 0,5N pour fixer le CO₂ dégagé par les microorganismes. Pour chaque sol, 3 répétitions ont été réalisées. Les flacons sont ensuite placés dans l'incubateur durant 7 jours à 28°C. Après incubation, la soude contenue dans les tubes est titré par l'acide sulfurique dilué (H₂SO₄) à 0,25N, en ajoutant une goutte de phénophtaléine. La fin de la titration est marquée par la disparition de la couleur rose violacée (figure 8).

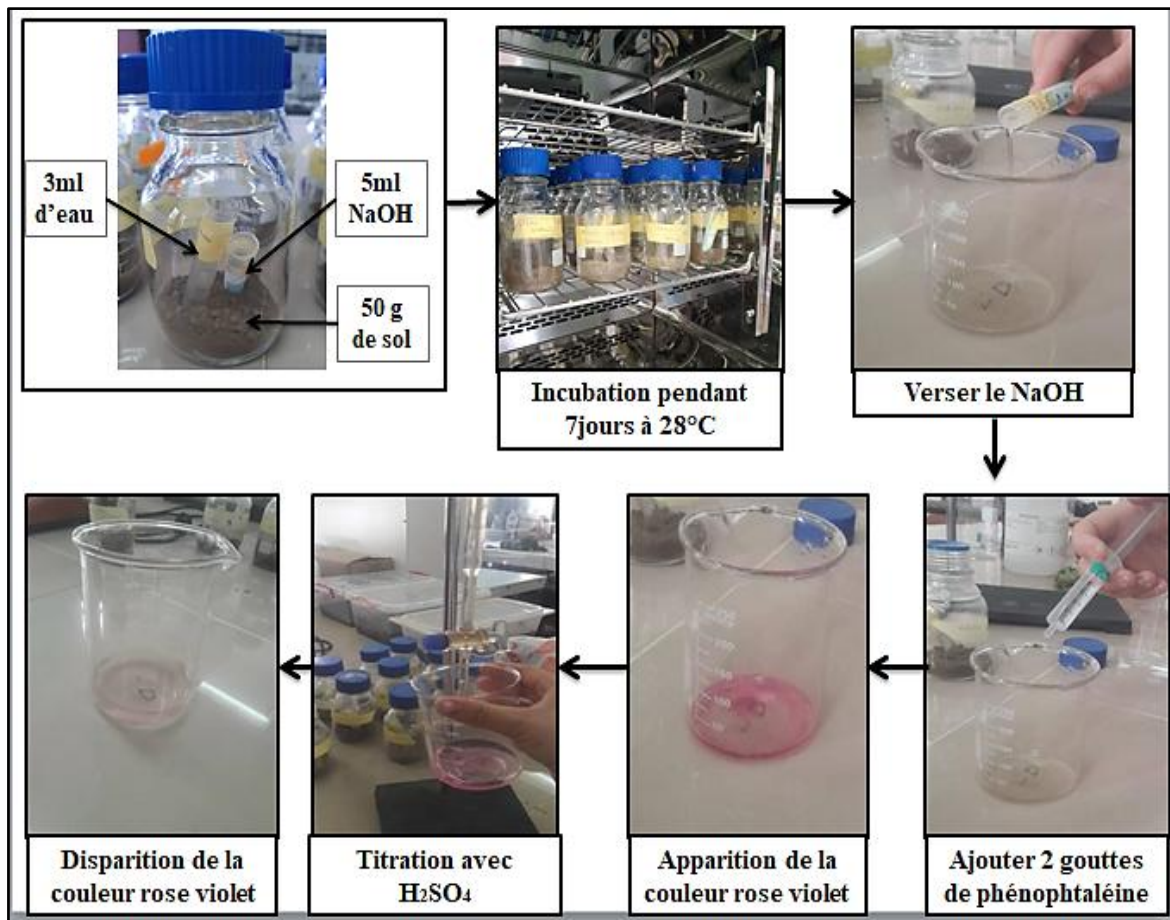


Figure 8 : Protocole du test respirométrique.

3.2.3.2. Activité de la catalase :

La catalase est une enzyme ayant la propriété de décomposer le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) avec dégagement d'oxygène, elle indique la qualité du milieu. La méthode de détermination utilisée est celle de Guan (1986), qui consiste à ajouter 2,5 ml de H_2O_2 à 0,3%, 20 ml de tampon phosphate (pH 7) à une prise d'essai de 5g de sol. Le mélange réactionnel est incubé à $25^\circ C$ pendant 20min. Pour arrêter la réaction, 2,5ml de H_2SO_4 à 3mol.l^{-1} ont été ajoutés à la solution obtenue après incubation suivi de la filtration du mélange en le faisant passer à travers un papier filtre. Titrer 15 ml du filtrat par une solution de $KMnO_4$ de $0,02\text{ mol.l}^{-1}$ jusqu'à l'apparition d'une couleur rose clair (figure 9). Le nombre de moles de H_2O_2 a été utilisé pour quantifier cette activité.

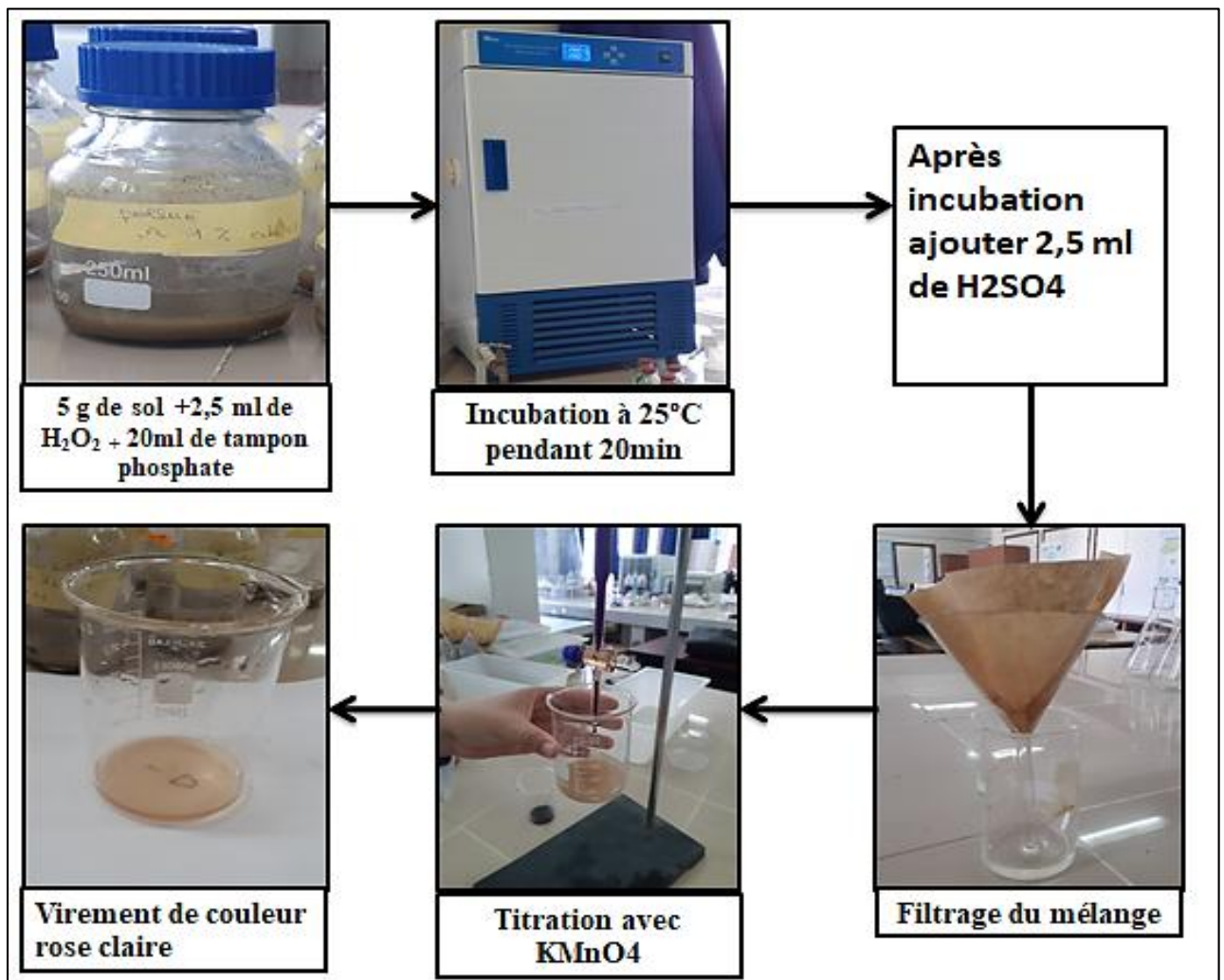


Figure 9 : Protocole de mesure de la catalase.

3.2.3.3. Test de germination des graines :

Il permet d'évaluer l'impact et l'effet des différentes concentrations des carburants contenus dans le sol sur la germination des graines de maïs.

Ce test consiste à semer dans les différents échantillons du sol 40 graines de maïs dans des boîtes de Pétri contenant chacune 100 g de sol. Trois répétitions ont été effectuées pour les différents échantillons, les boîtes sont laissées pendant une semaine à température ambiante avec un arrosage régulier (figure 10)



Figure 10 : Test de germination des graines de maïs.

Au bout d'une semaine, les graines germées sont dénombrées et le taux de germination est calculé comme suit :

$$\text{Taux de germination}(\%) = \frac{\text{nombre de graines germées}}{\text{nombre de graines semées}} \times 100$$

3.2.3.4. Evaluation des effets des carburants sur la croissance des plants de maïs :

Elle se fait par la mesure d'indicateurs de croissance qui sont la biomasse aérienne et la biomasse racinaire.

Six semaines après le semis d'une graine de maïs dans un pot contenant 200 g de sol (figure 11), nous avons pesé la partie aérienne et la partie racinaire des plants, de chaque sol, à l'état sec. La partie aérienne étant séparée de la partie racinaire et séchée à l'air libre jusqu'à poids constant.



Figure 11 : Test de croissance du maïs.

3.2.3.5. Essai de toxicité sur les vers de terre :

Cet essai consiste à introduire deux individus de vers de terre adultes du genre *Eisenia* d'une masse comprise entre 0,30g et 0,45g dans des pots contenant 500g de sol. Ces vers sont mis en contact avec les différents sols. 3 répétitions ont été effectuées pour chaque sol.

Le but de cette analyse est de mesurer la croissance et déterminer le taux de mortalité des vers de terre au bout de 14 jours d'exposition.

3.2.4. Analyse statistique des données :

Les résultats obtenus ont été soumis à une analyse statistique effectuée à l'aide du logiciel R.4.0.3.

Les résultats sont soumis à une analyse de la variance à un facteur (contamination) lorsque la normalité et l'égalité des variances sont vérifiées, suivi du test de Newman-Keuls pour le classement des moyennes en groupes homogènes lorsque l'anova révèle une différence significative.

Dans le cas où la normalité et/ou l'égalité des variances ne sont pas vérifiées, on applique le test de Kruskal-Wallis suivi du test post-hoc de Kruskal-Wallis pour classer les moyennes en groupes homogènes dans le cas où il y'a une différence significative.

Résultats et discussion

1. Résultats :

L'objectif de notre travail est d'évaluer le risque écologique d'un site pollué pour déterminer son niveau de gravité et évaluer les effets éco-toxicologique des carburants sur les différentes propriétés biologiques du sol.

1.1. Evaluation simplifié du risque écologique des sols contaminés aux carburants :

Elle consiste à déterminer : la classe de danger, la classe de quantités, la classe de fréquence d'utilisation, la classe d'exposition potentielle et le risque potentiel.

1.1.1. Détermination des classes de quantités :

Gasoil :

$$Q_i/Q_{\max} * 100$$

Q_i : quantité moyenne par jour (litre/jour)

Q_{\max} : quantité maximal par jour (litre/jour)

$$30000/60000 * 100 = 50\%$$

Le gasoil est dans la classe [5] de quantité.

Essence sans plomb :

$$Q_i/Q_{\max} * 100$$

Q_i : quantité moyenne par jours (litre/jour)

Q_{\max} : quantité maximal par jours (litre/jour)

$$8000/13000 * 100 = 61.53 \%$$

L'essence est dans la classe [5] de quantité.

1.1.2. Détermination des classes de fréquence d'utilisation :

Gasoil

Il est utilisé chaque jours et en permanence donc il est dans la classe [4] de fréquence d'utilisation.

Essence sans plomb

Il est utilisé chaque jours et en permanence donc il est dans la classe [4] de fréquence d'utilisation.

1.1.3. Détermination des classes d'exposition potentielle :

Elle est obtenue en combinant la classe de quantité avec la classe de fréquence d'utilisation.

Gasoil

Il est dans la classe [5] de quantité et dans la classe [4] de fréquence d'utilisation, donc il sera dans la classe [5] d'exposition potentielle.

Essence sans plomb

Il est dans la classe [5] de quantité et dans la classe [4] de fréquence d'utilisation, donc il sera dans la classe [5] d'exposition potentielle

1.1.4. Détermination du score du risque potentiel :

Le risque potentiel est calculé selon la formule suivante :

$$R=3^{E-1} * 10^{D-1}$$

Gasoil

E=5 et D=5

$$R=3^{5-1} * 10^{5-1}$$

$$R=810000$$

Donc le risque potentiel est 810000

Essence sans plomb

E=5 et D=5

$$R=3^{5-1} * 10^{5-1}$$

$$R=810000$$

Donc le risque potentiel est 810000

D'après la grille décisionnelle, la priorité de décontamination du site est forte.

1.2. Effets des hydrocarbures sur les paramètres biologiques du sol :

Dans le but de confirmé ou d'infirmer les résultats obtenue dans l'évaluation simplifié du risque nous avons réalisé des tests éco-toxicologique et bio-essais pour situer le sol contaminé du site par rapport aux autres sols.

1.2.1. Activité biologique globale :

La figure 12 représente les résultats de la respirométrie dans les différents sols ,elle est exprimé en quantité de carbone du CO₂ dégagé.

L'activité biologique est plus intense dans le sol contaminé à 5% (0,037mg) suivi par le sol contaminé à 3% (0,0322 mg), la valeur la moins élevé a été obtenue dans le sol non contaminé (0,0245 mg).

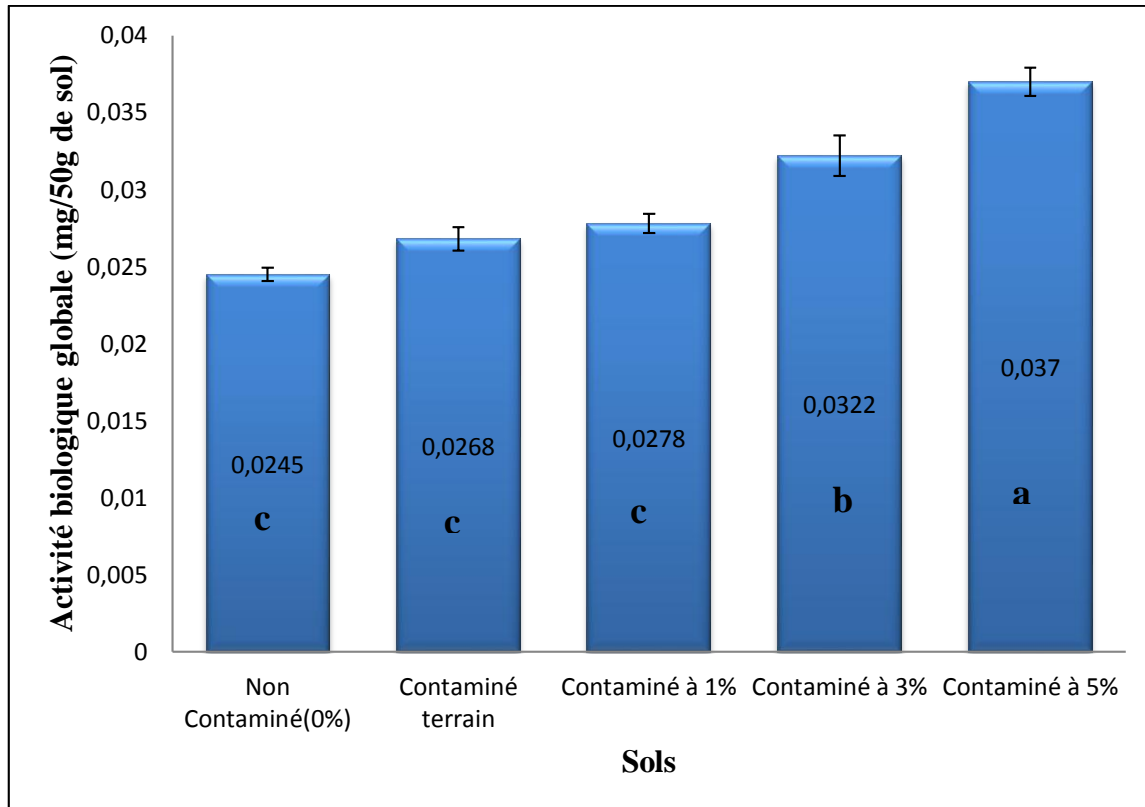


Figure 12 : Activité biologique globale des différents sols.

L'analyse de ces données par le test de l'anova à un facteur (annexe II) a révélé une différence très hautement significative entre l'activité biologique globale mesurée dans les différents sols ($p\text{-value}=3,476.10^{-5}$), cela signifie que les différentes concentrations de carburants ont eu un effet très hautement significatif sur l'activité des microorganismes.

Le test de Newman-Keuls (annexe III) a classé les sols en 3 groupes homogènes. Le sol contaminé à 5% est classé dans le groupe « a », le sol contaminé à 3% dans le groupe « b », et enfin le sol contaminé à 1%, non contaminé et contaminé terrain dans le groupe « c ».

1.2.2. Activité de la catalase :

Les résultats de l'activité de la catalase mesurée dans les différents sols sont illustrés dans la figure 13.

Les valeurs de l'activité de cette enzyme sont plus élevées dans le sol contaminé à 5% (1,856ml) et contaminé à 3% (1,477 ml). Des valeurs moins élevées ont été obtenues dans le sol non contaminé et celui du terrain et contaminé à 1% avec des volumes catalysés de 0,152 ; 0,266 et 0,455 ml respectivement.

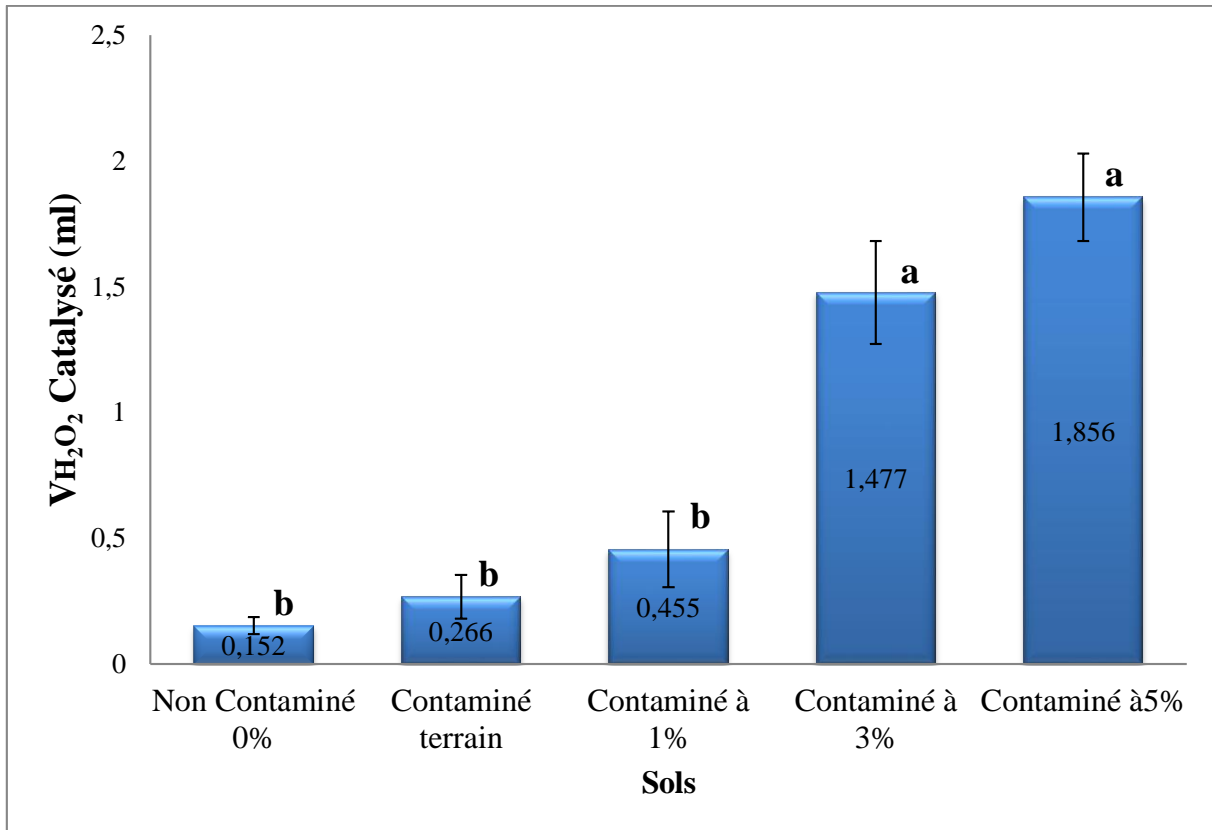


Figure 13 : Activité de la catalase des différents sols.

Le test de Kruskal-Wallis (annexe IV) révèle que la contamination avec différentes concentrations de carburants a un effet significatif sur l'activité enzymatique de la catalase (p -value=0,01878).

Le test post-hoc de Kruskal-Wallis (annexe V) a classé les sols en 2 groupes homogènes. Le sol contaminé à 3% et le sol contaminé à 5% sont classés dans le groupe « a ». Le sol non contaminé, contaminé terrain et contaminé à 1% sont classés dans le groupe « b ».

1.2.3. Test de germination :

Pour l'évaluation de la phytotoxicité des carburants, nous avons calculé le taux de germination qui est un indicateur fiable de la qualité biologique du sol.

Les résultats du test de germination des graines de maïs obtenus à partir des différents sols sont représentés dans la figure 14.

Le taux de germination est différent d'un sol à un autre, le taux le plus élevé étant obtenu dans le sol non contaminé (91,16%) suivi par le contaminé à 1% avec un taux de 89,16%, suivi par celui enregistré dans le sol contaminé terrain avec 73,33%.

Le taux le plus faible est enregistré dans le sol contaminé à 5% avec un taux de 30%.

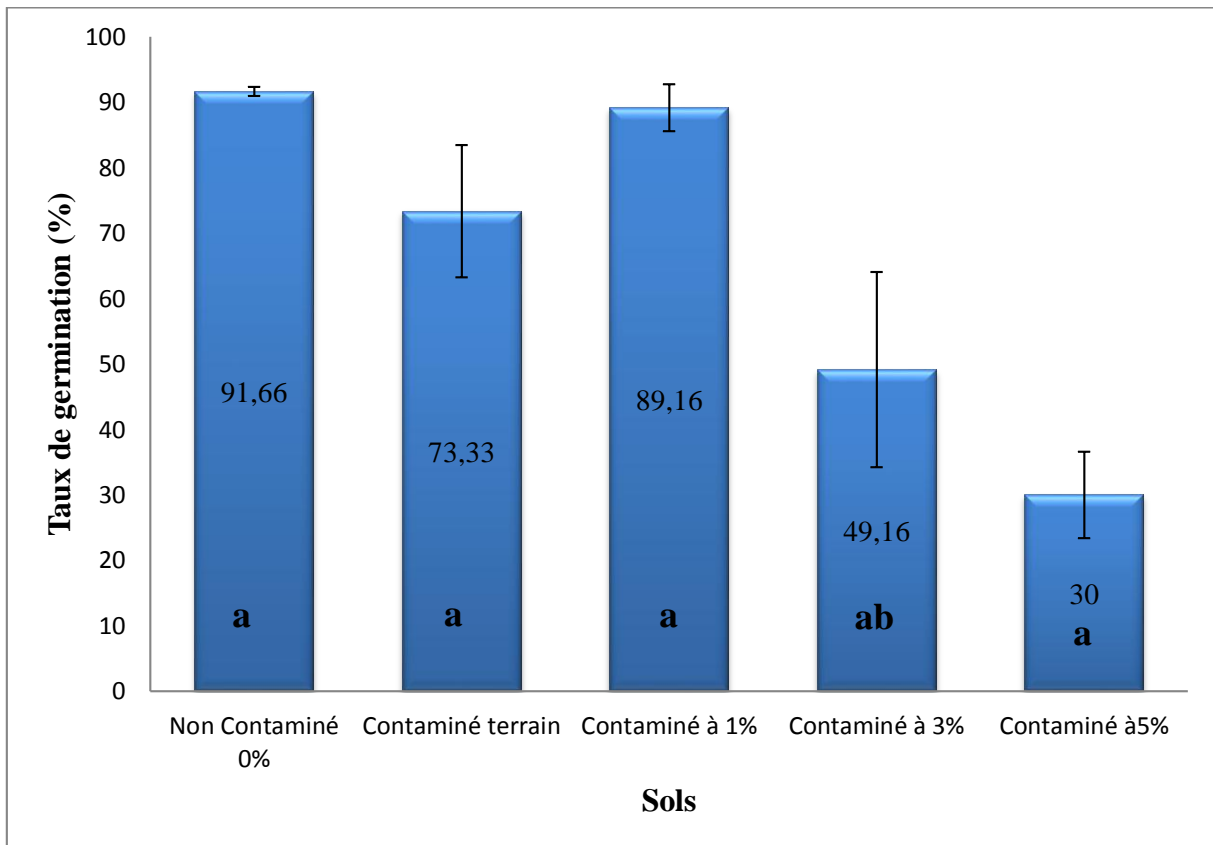


Figure 14 : Taux de germination des graines de maïs dans les différents sols.

Le Test de Kruskal-Wallis (annexe IV) révèle que les différentes concentrations de carburants ont un effet significatif sur la germination des graines de maïs (p -value=0,04786).

Le test post-hoc de kruskal-wallis (annexe V) a classés les sols en 3 groupes homogènes (a, ab, b). Le sol non contaminé, contaminé terrain et contaminé à 1% sont classés dans le groupe « a », le contaminé à 3% est classé dans le groupe « ab » et le contaminé à 5% dans le groupe « b ».

1.2.4. Biomasse aérienne des plants de maïs :

La figure 15 illustre la biomasse aérienne du maïs dans les différents sols. Les résultats montrent que la biomasse est plus importante dans le sol non contaminé, contaminé terrain et contaminé à 1%.

Le maïs présente une biomasse aérienne de 0,07066g dans le sol contaminé à 3% et 0,06347g dans le sol contaminé à 5%.

Le taux d'inhibition de la biomasse aérienne augmente avec l'augmentation de la concentration des carburants.

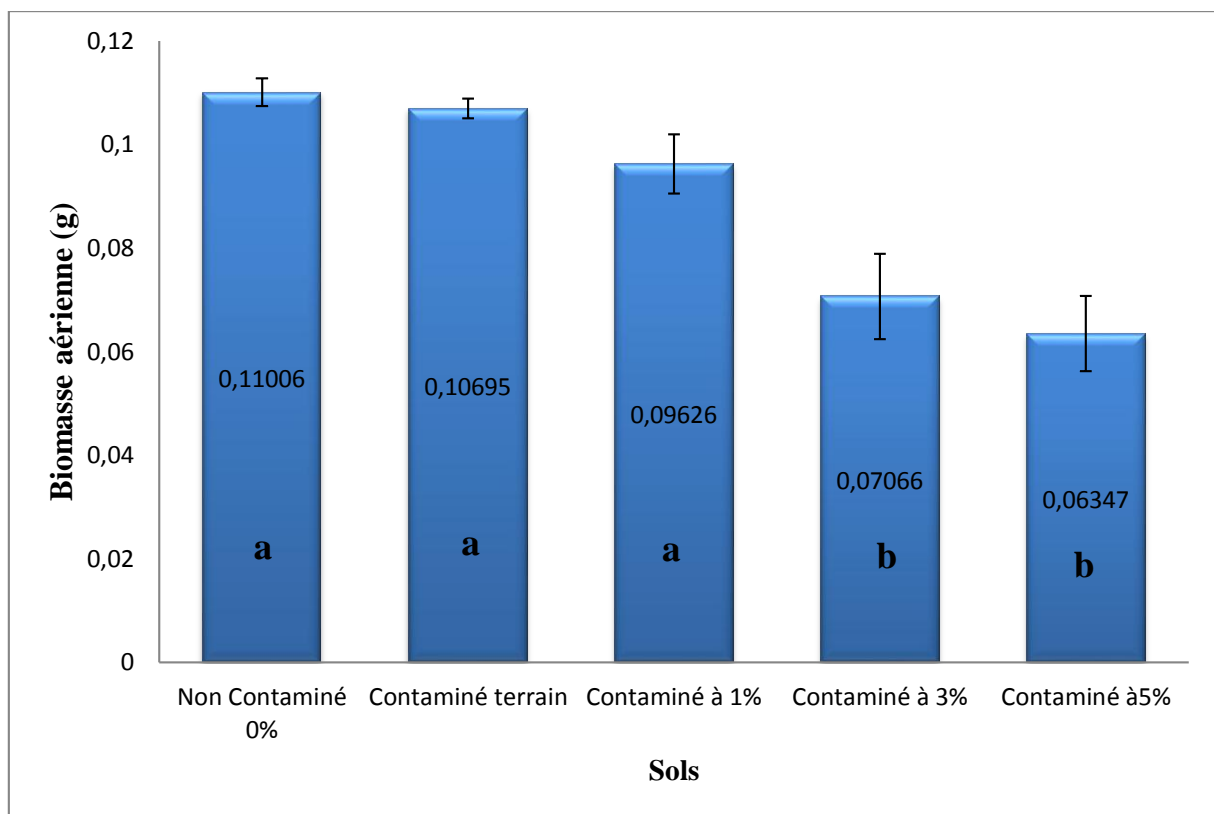


Figure 15 : Biomasse aérienne du maïs dans les différents sols.

L'analyse de ces données par le test de l'anova à un facteur (annexe II) a révélé que les différentes concentrations de carburants ont un effet hautement significatif sur la biomasse aérienne du maïs (p-value=0,001263).

Le test de Newman-Keuls (annexe III) a classé les sols en 2 groupes homogènes. Le sol contaminé à 1%, non contaminé et contaminé terrain sont classée dans le groupe « a », le sol contaminé à 5% et à 3% dans le groupe « b ».

1.2.5. Biomasse racinaire du maïs :

La biomasse racinaire du maïs mesurés dans les différents sols est représentés dans la figure16.

D'après les résultats la valeur la plus élevée est enregistrée dans le sol non contaminé (0,01667 g) suivi par le contaminé terrain (0,01609 g) puis celui contaminé à 1% (0,0101 g). Les valeurs les plus faibles ont été enregistrées dans le sol contaminé à 3 % (0,01002g) et contaminé à 5 % (0,00747 g).

On remarque que la biomasse racinaire augmente avec la diminution de la concentration des carburants.

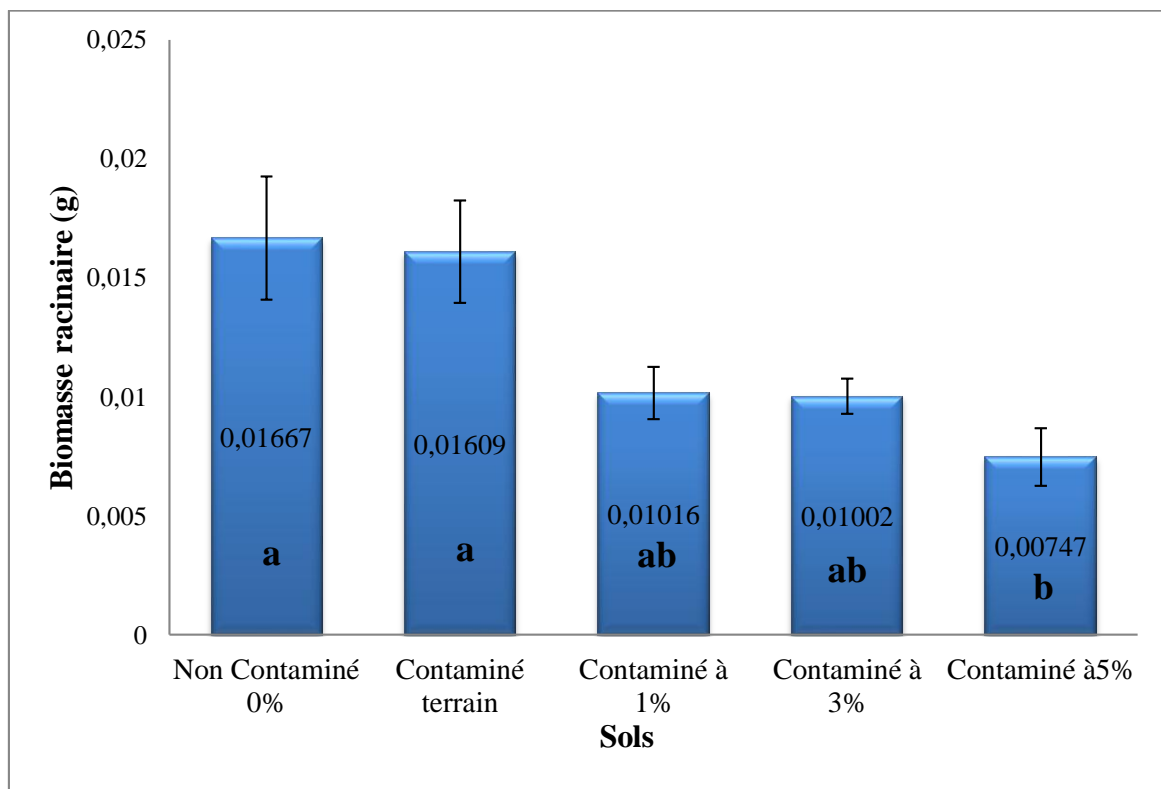


Figure 16 : Biomasse racinaire du maïs dans les différents sols.

L'anova à un facteur (annexe II) a révélé que les différentes concentrations de carburants ont un effet significatif sur la biomasse racinaire du maïs (p-value=0.02853).

Le test de Newman-Keuls (annexe III) a classé les sols en 3 groupes homogènes. Le sol non contaminé et contaminé terrain sont classée dans le groupe « a », le sol contaminé à 1% et à 3% dans le groupe « ab » et enfin le contaminé à 5% dans le groupe « b ».

1.2.6. Essai de toxicité sur les vers de terre :

1.2.6.1. Croissance des vers de terre :

La figure 17 représente la différence entre le poids initial et final des vers de terre.

Au bout de 14 jours d'exposition on remarque une diminution du poids des vers de terre présent dans la majorité des sols.

Cette diminution est plus importante dans le sol contaminé à 3% (0.18 g) suivi par le sol contaminé à 1% (0.145 g) puis par le contaminé terrain (0.13 g) et enfin par le non contaminé (0.12 g).

Dans le sol contaminé à 5% les vers de terre n'ont pas survécu d'où la valeur nulle du poids.

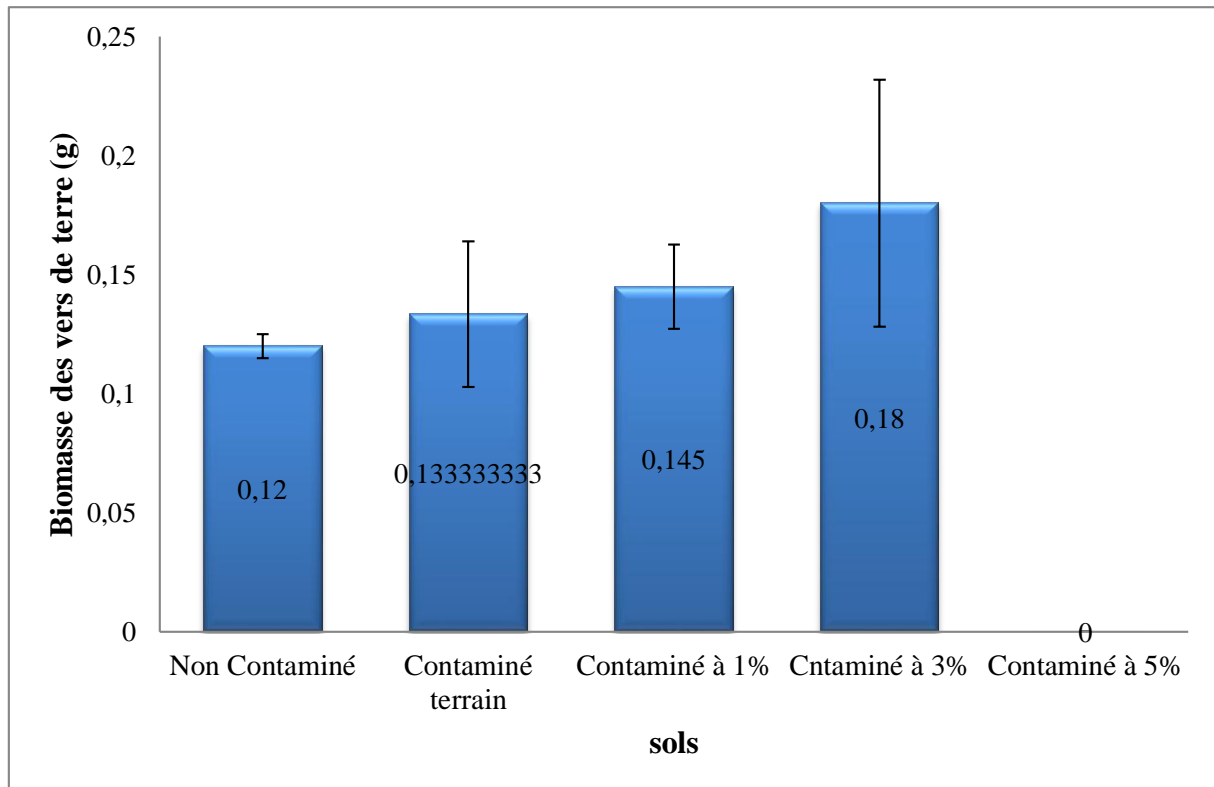


Figure 17 : Test de la croissance des vers de terre dans les différents sols.

Le Test de Kruskal-Walis (annexe IV) révèle que les différentes concentrations de carburants n'ont pas d'effet sur la croissance des vers de terre (p-value=0.2551).

1.2.6.2. Taux de mortalité des vers de terre :

Les résultats du test de mortalité des vers de terre obtenus à partir des différents sols sont représentés dans la figure 18.

Après 14 jours d'exposition on remarque que le taux de mortalité est plus élevé dans le sol contaminé à 5% suivi par le contaminé à 3% et le contaminé à 1%, contrairement au sol non contaminé et contaminé terrain où il ne y 'a pas eu de mortalité.

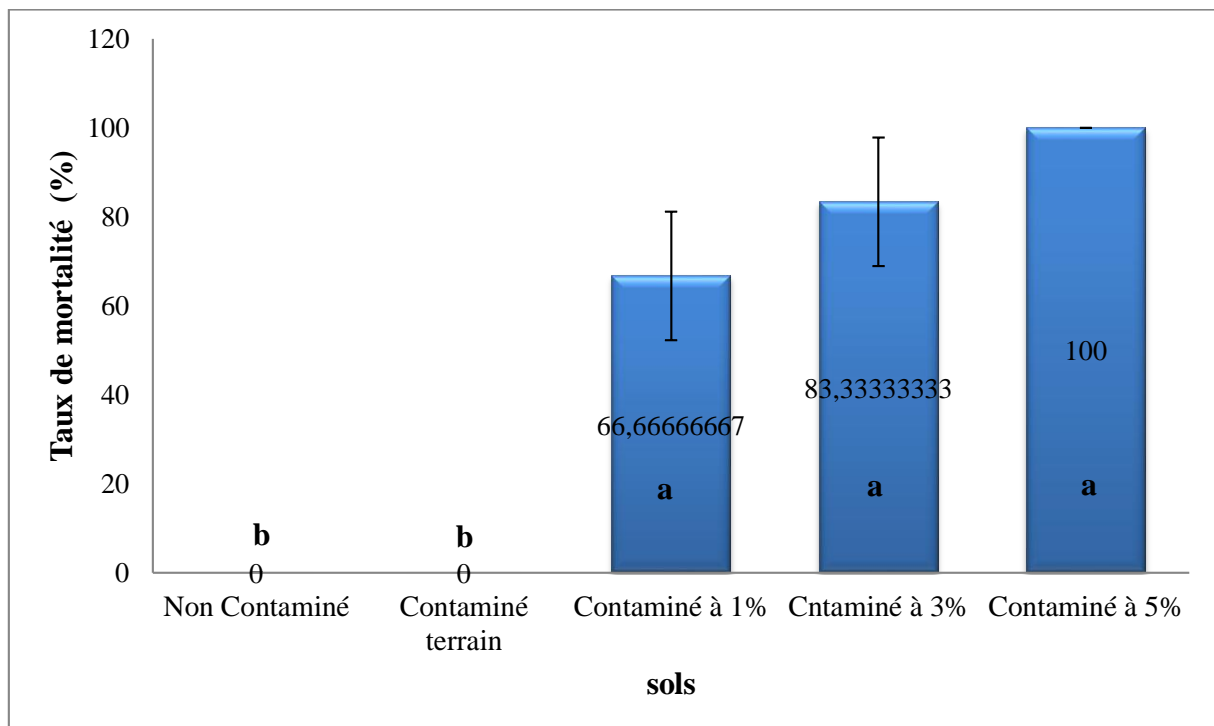


Figure 18 : Test de mortalité des vers de terre dans les différents sols.

Le test de Kruskal-Wallis (annexe IV.4) révèle que les différentes concentrations de carburants ont eu un effet significatif sur la mortalité des vers de terre dans les différents sols (p-value=0.01433).

Le test post-hoc de Kruskal-Wallis (annexe V.3) a classé les sols en 2 groupes homogènes (a,b). Le sol contaminé à 1%, contaminé à 3% et celui contaminé à 5% sont classé dans le groupe « a » ; le sol non contaminé et contaminé terrain sont classé dans le groupe « b ».

2. Discussion :

Les résultats de l'évaluation simplifiée du risque du sol étudié ont révélé une forte priorité de décontamination du site.

Plusieurs études confirment qu'une contamination par l'essence et le gasoil provoque une augmentation significative de tous les paramètres biologiques tels que la biomasse microbienne, la respiration microbienne et l'activité enzymatique (Margesin et al., 2001 ; Tejada et al., 2008).

La respiration du sol reflète l'activité de la plupart des micro-organismes du sol. D'après Prosser (1997), la respiration est la plus commune et ancienne mesure indirecte de l'activité microbienne globale dans les sols.

D'après les résultats de l'activité biologique, la production de CO₂ est très hautement significative dans les différents sols, cela signifie que les différentes concentrations de carburants ont un effet très hautement significatif sur l'activité des microorganismes.

Ces résultats peuvent être expliqués par la solubilité des hydrocarbures qui sont éventuellement le facteur essentiel influençant leur biodisponibilité, d'où une plus grande production de CO₂ dans le sol contaminé par rapport au sol non contaminé.

Nos résultats sont les mêmes que ceux obtenus par Dommergues et Mangenot (1970), Chaineau et al. (1996), Duchaufour (2001), ils ont trouvé une très grande diversité de bactéries et de champignons pouvant s'adapter à la pollution par les hydrocarbures car ceux-ci deviennent à leur tour une nouvelle source de carbone dans le sol. Ces microorganismes doivent développer un certain nombre d'adaptations pour pouvoir utiliser de tels substrats.

Par ailleurs, les résultats obtenus dans l'activité de la catalase révèlent une différence significative, ces résultats sont plus élevés dans les sols contaminés que dans le sol témoin. La contamination avec différentes concentrations de carburants a un effet significatif sur l'activité enzymatique de la catalase, ce qui nous montre qu'ils sont affectés par la présence des carburants et que les microorganismes indigènes utilisent les polluants comme substrats. Cette enzyme semble être stimulée par la présence de carburants.

Selon plusieurs auteurs (Wyszkowska et al., 2006 ; Dindar et al., 2015), lorsque les polluants sont utilisés comme substrats, ils peuvent avoir une action positive sur l'activité microbienne en favorisant une production d'enzymes plus élevée.

Gianfreda et al. (2005) confirment que la contamination par les hydrocarbures affaiblit ou bien inhibe les activités enzymatiques du sol et que l'étendue de cet effet croît significativement avec l'augmentation du niveau de la pollution.

Les hydrocarbures résiduels dans les sols contaminés artificiellement avec différentes concentrations ont un effet significatif sur la germination du maïs, nous avons constaté une phytotoxicité des carburants et une inhibition de la germination des graines de maïs. Cette baisse serait probablement due à la toxicité de ces derniers vis-à-vis de l'embryon. Elle peut être causée également par la diminution de la mouillabilité des graines à cause de la présence de d'hydrocarbures. Koller (2004) note que l'inhibition de la germination est corrélée essentiellement avec l'hydrophobie des hydrocarbures qui peuvent entrer dans les graines, empêcher et/ ou réduire les réactions métaboliques de l'embryon ainsi que les échanges d'eau et de gaz pouvant entraîner la mort de l'embryon.

Nos résultats concernant la croissance des plants de maïs (biomasse racinaire et biomasse aérienne) présentent une différence significative et cela pourrait être expliqué par le fait que les racines soient en contact direct avec les polluants. Cette hypothèse est étayée par les résultats d'Adam et Duncan (2002) et Parus et al. (2017) qui rapportent que lors d'un déversement de carburants dans le sol et en particulier le gasoil, ces derniers ne migrent pas à travers les profils du sol en raison de leurs propriétés hydrophobes mais ils seront maintenus à la surface du sol et dans la zone d'enracinement de la plupart des espèces végétales. Les contraintes physiques induites par le carburant empêchant ou réduisant le transfert d'eau et d'oxygène à la graine. Par conséquent, l'oxygène ne serait pas capable de diffuser aux racines des plantes cela conduit à des changements dans le potentiel redox de la zone racinaire.

Selon Njoku et al. (2009), la pollution aux hydrocarbures entraîne une faible perméabilité et une faible infiltration d'eau dans le sol. Ces conditions peuvent entraîner l'accumulation de l'eau sur la surface du sol et une sécheresse artificielle dans la couche de sous-sol de sol. Cela peut entraîner des difficultés pour les racines d'absorber de l'eau et des nutriments ainsi qu'une croissance des racines de plus en plus profondément dans les couches souterraines du sol.

La biomasse aérienne et racinaire représente un critère important de l'effet toxique des hydrocarbures au niveau des sols contaminés. D'après les résultats de la biomasse végétale du maïs, nous avons remarqué qu'il y avait un effet toxique des carburants sur la biomasse aérienne et racinaire

Nos résultats concernant la biomasse aérienne des sols contaminés artificiellement concordent également avec ceux obtenus par Chibane (2013); Kessi (2014); Ammar et Nafil (2014), qui eux aussi ont constaté une diminution de la biomasse aérienne sous l'influence des hydrocarbures.

Après 14 jours d'exposition, les résultats du test de toxicité sur les vers de terre révèlent une augmentation du taux de mortalité dans les sols contaminés artificiellement jusqu'à atteindre les 100% dans le sol contaminé à 5% et une absence de mortalité dans les sols non contaminés et contaminés du site.

Concernant la croissance des vers de terre, nous avons observé une diminution de leur poids dans les sols contaminés, ce qui nous indique que la concentration des carburants influe sur leurs poids.

Les carburants ont un impact négatif sur le poids des vers de terre; Selon (Bamgbose et al., 2020) l'exposition des vers de terre aux carburants cause une perte de poids, donc les hydrocarbures provoquent un effet dépressif sur le poids des vers de terre dans le temps et augmentent leur mortalité. Cette toxicité augmente avec l'augmentation des concentrations, ceci a été confirmé par le travail de Ghides et Imarazene (2017).

Conclusion

Le présent travail avait pour objectif principal l'évaluation du risque écologique d'un sol pollué aux carburants dans une station-service. Nous avons réalisé une évaluation simplifiée du risque dont on a décelé un fort risque potentiel qui nécessite d'être approfondies par l'application des tests éco-toxicologique et des bio-essais pour évaluer l'effet de ces carburants sur les différents paramètres biologique du sol dans le but de confirmer ou d'infirmer les résultats obtenus dans l'ESR.

À la lumière des résultats obtenus dans les différents sols contaminés par les carburants (essence sans plomb et gasoil), nous pouvons conclure que l'action de ces carburants se traduit par une modification remarquable des paramètres biologiques du sol.

Concernant l'activité biologique du sol, elle a été évalué par le test respirométrique qui a révélé une augmentation du dégagement du CO₂ dans le sol contaminé à 5% , ce qui signifie que les microorganismes sont aptes à se multiplier dans le sol fortement pollué, et que la quantité de CO₂ augmente avec l'augmentation de la dose des carburants. On conclue alors que ces populations indigènes utilisent les carburants comme source d'énergie.

L'activité enzymatique est plus importante dans le sol avec une pollution plus accentué, donc l'augmentation de la dose de pollution augmente la production d'enzymes produites par les microorganismes du sol en réponse au stress polluant.

Un effet dépressif a été décelé sur la germination et la croissance du maïs, ce qui indique que les fortes concentrations de carburants sont phytotoxiques pour cette espèce et confirme la sensibilité de celle-ci à ces contaminants. Les effets des carburants se traduisent par une diminution du rendement du végétal (diminution des biomasses aérienne et racinaire).

Le taux de mortalité des vers de terre était plus élevé pour les expositions à la concentration la plus élevée de carburants (5%), Il en est de même pour leur biomasse après 14 jours d'exposition.

Les résultats obtenus ont clairement montré que les effets des carburants sont néfastes sur les propriétés biologique du sol et que l'évaluation simplifiée du risque du sol s'avère être un paramètre très utile pour l'estimation du niveau de danger des carburants sur le sol.

Les résultats des tests d'écotoxicité et des bio-essais ont montré qu'il n'y avait pas de différence entre le sol contaminé du site et le sol non contaminé (témoin). Le niveau de risque pour les

organismes vivants n'est pas élevé dans le sol du site. Le résultat de l'évaluation simplifiée du risque n'est pas confirmé : ce site ne présente pas une forte priorité de décontamination.

Il serait intéressant, dans les études futures :

D'étudier les corrélations entre les paramètres physico-chimiques et biologiques afin de mieux comprendre les modifications de ces derniers suite à une contamination aux carburants.

De réaliser d'autres essais dans d'autres stations-service pour confirmer les résultats obtenus dans cet essai et afin d'évaluer le degré de danger ou bien le risque que ce type de pollution peut provoquer au niveau du sol.

D'installer des réseaux d'assainissement pour l'évacuation des rejets des stations-service afin d'éviter leur déversement dans les sols.

Références bibliographiques

[A]

Adam G., Duncan H., 2002. Influence of Diesel Fuel on Seed Germination. *Environmental Pollution*. Vol. 120. pp: 363-370.

Allison J., Stuart Date., 2012. Identification des dangers et évaluation des risques pour la province de l'Ontario. 225p.

Alrumman S.A., Standing D.B., Paton G.I., 2015. Effect of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity. *Journal of King Saud University-Science*. Vol 27. pp: 31-41.

Amireche L., 2014. Etude de la pédofaune selon un gradient de pollution par les hydrocarbures. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 33p.

Amiri N., 2013. Effets des hydrocarbures sur quelques propriétés des sols et essai de décontamination biologique. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 45p.

Ammar O., Nafil K., 2014. Effet des carburants (essence normale, essence super et gasoil) sur la croissance de la fève (*Vicia faba L*) et sur la production des polyphénols. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 30p.

Andreoni V., Cavalca L., Rao M.A., Nocerino G., Barnasconi S., Dell'Amico E., Colombo S., Gianfreda L., 2004. Bacterial communities and enzyme activities of PAHs polluted soils. *Chemosphere*. Vol 57. pp: 401-412.

[B]

Bachelier G., 1978. La faune du sol son écologie et son action .Ed.O.R.S.T.O.M. 335p.

Bamgbose I. A., Anderson T. A., 2020. Ecotoxicity of three plant-based biodiesels and diesel using. *Eisenia fetida*. *Environmental Pollution*. 260, 133965.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et gestion des sols*. Vol. 3. N° 4. pp: 279-296.

Bastida F., Zsomnay A., Hernandez T., Garcia C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: *A biological perspective*. *Geoderma*. Vol. 147 .N°3. pp: 159-171.

Bergue J.M., Mérienne D., 1986. La pollution des sols par les hydrocarbures .Bull, liaison labo P. et ch.-146.pp : 57-66.

Bertrand A. R., Briant J., Castela A., Degobert P., Gatellier C., Masson M., Oudin J.L. et Pottier J., 1972. Prevention et lutte contre la pollution au cours des opérations de forage et de production en mer.*Oil and Gas Energy Booksellersince.*

Blanchi M., Marthy D., Bertrand J.C., Caumette P., Gauthier M., 1989. Les microorganismes du domaine océanique. EDIT Masson. 447p.

Bocard C., 2006. Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures. Enjeux environnementaux et traitement des pollutions. Edition Technip. Paris. 297p.

Bofas, Directive BOFAS., 2004. Assainissement des sols des stations-service en Belgique. 153p.

Boillot C., 2008. Evaluation des risques sanitaires écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques : contribution à l'amélioration de la phase « caractérisation des effets » : Thèse présentée devant l'institut National des sciences appliquées de Lyon pour obtenir le doctorat. Ecole doctorale de chimie de Lyon (chimie, procédés, environnement). 299p.

Boudehem A., 2011. Utilisation des souches bactériennes telluriques autochtones dans la biodetection et la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Mémoire Magister de l'université de Kasdi Merbah Ouargla. 91p.

Bruxelle environnement, 2015. «Gestion des risques environnementaux ».Document interne.7p.

[C]

Carnicer P et Victoria M., 2007. La pollution ponctuelle des sols: le cas de station-service dans la région de Bruxelles-capitale. Mémoire, diplôme d'étude spécialisé en gestion de l'environnement. Université libre de Bruxelles. 154p.

Cécile Noel. , 2014. Suivi de la biodégradation des hydrocarbures par le couplage des mesures géophysiques électriques du sol (polarisation provoquée) et des analyses des gaz (concentration du CO₂ et isotopie du carbone).Thèse de doctorat .Université d'Orléans. Spécialité sciences de la terre et de l'Atmosphère. 257p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2015. Hydrocarbures pétroliers : caractéristiques, devenir et criminalistique environnementale. 41p.

Chaineau C.H., Morel J.L., Oudot J., 1996. Land treatment of oil based drill Cuttings in an agricultural soil. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 25. N° 4. pp: 858-867.

Chaineau C.H., Morel J.L., Oudot J., 2000. Biodegradation of fuel oil Hydrocarbons in the rhizosphere of maize. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 29. pp: 568-5.

Chibane G., 2013. Caractérisation des hydrocarbures extraits de sols dépollués par la technique de phytoremédiation. Thèse de magister en biologie. UMMTO. 72p.

Colin F., 2000. Pollution localisée des sols et des sous-sols par les hydrocarbures et les solvants chlorés. Rapport n°44. Edition. Tec&Doc. Paris. 417p.

Crepineau C., Rychen G., Feidt C., Le roux Y., Lichtfouse E., Laurent F., 2003. Contamination of pastures by polycyclicaromatic hydrocarbons (pahs) in the vicinity of a highway. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. Vol 51. N° 16. pp: 481-485.

[D]

Dindar E., Sagban O., Baskaya H. S., 2015. Variations of soil enzyme activities in petroleum-hydrocarbons contaminated soil. *Journal international biodeterioration & biodegradation*. Vol 105. pp: 268-27574.

Dommergues Y., 1968. Principes de méthodologie en microbiologie du sol. Nouveaux documents pour une étude intégrée en écologie du sol. Edt Centre National de la Recherche Scientifique. pp : 13-30.

Dommergues Y., Mangenot F., 1970. Ecologie microbienne du sol. Edition Masson. Paris. 796p.

Donguy G., perrodin Y., 2006. Guide méthodologique d'évaluation des risques écologiques liés aux aménagements urbains et aux infrastructures de transport. Laboratoire des sciences de l'environnement. Université de lyon . 66p.

Doran J.W., Safley M., 1997. Defining and Assessing Soil Health and Sustainable Productivity. *Biological Indicators of Soil Health*. C.E. Pankhurst, B.M. Doubeet V.V.S.R. Gupta. United Kingdom, Cab international. pp: 1-28.

Duchaufour P., 2001. Introduction à la science du sol: sol, végétation et environnement. 6^{ème} Edition DUNOD.Paris, 331p.

[F]

Fattal P., 2008. Pollution des côtes par les hydrocarbures. *Presse Universitaire de Rennes* , pp395.

Franennec J.P., LeprinceP., Trembouse P., Favennec J.P., 1998. Le raffinage de pétrole : pétrole brute- produits pétroliers-schéma de fabrication. Edition Technip. Tome 1.512p.

[G]

Gabet S., 2004. Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatique Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique .Thèse de doctorat de l'université de LIMOGES. Laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement .Spécialité chimie et microbiologie de l'eau. 186p.

Gendraul S.D., 2004. Etude d'un traitement combiné bio-physico-chimique pour la décontamination des eaux polluées en atrazine. Thèse de doctorat à l'institut national des sciences appliquées de Lyon. Spécialité science et technique du déchet. 252p.

Ghides N .,Imarazen R., 2017. Contribution à l'étude de l'effet des hydrocarbures (gasoil, essence super) sur la croissance des vers de terre et les caractéristiques du sol. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 39p.

Gianfreda L., Rao M.A., Piotrowska A., palumbo G., 2005. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations: intensive agricultural practices and organic pollution. *Science of the total environnement*. Vol 34. pp: 265-279.

Gomez D., 2010. Etude approfondie de l'influence de la nature chimique fine des polluants hydrocarbures sur le calcul du risque sanitaire .Mémoire d'ingénieur. Ecole des hautes études en santé publique.74p.

Guan S.Y., 1986. Soil enzymes and research methods in Chinese. *China Agricultural Science Press*. pp: 274–323.

[H]

Hamdi H., Benzarti S., Manusadzianas L., Aoyama I., Jedidi N., 2007. Bioaugmentation and biostimulation effects on PAH dissipation and soil ecotoxicity under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 39. N°8. pp: 191- 199.

Hanna K., 2004. Etude de faisabilité de l'utilisation de molécules —cage| dans la dépollution des sols. Solubilisation et extraction de polluants organiques par les cyclodextrines. Thèse du Doctorat. Ecole doctorale : Ecole doctorale : Chimie de Lyon. 277p.

Havugimana E., Bhople, B. S., Kumar A., Byiringiro E., Mugabo, J. P., Kumar A., 2017. Soil pollution—major sources and types of soil pollutants. *Environmental science and engineering. Soil pollution and phytoremediation, .vol 11*.pp : 53-86.

Hennine O., Hasnaoua A., 2014. Effets des hydrocarbures sur les propriétés physico-chimique du sols e essaie de phytoremediation.Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie.U.M.M.T.O. 35p.

[I]

International Organisation for Standardization (ISO 11268-1), 2012. Soil quality-Effects of pollutant on earthworms-Part 1: *Determination of acute toxicity to Eiseniafetida/Eiseniaandrei*. 7p.

[K]

Kessi L.,2014. Contribution à la phytoremédiation de sol des borbiers de Hassi Massaoud.Mémoire de Master. UMMTO. 45p.

Koller E., 2004. Traitement des pollutions industrielles.Eau. Air. Déchets. Sols. Boues. Edt Dunod, Paris. *Série Environnement et sécurité*. L'usine nouvelle. 424p.

[L]

Lal R., Wagner A., Greenland D.J., Quine T., Billing D.W., Evans R.,Giller K.,1997. *Degradation and resilience of soils. Philosophical transactions-Royal Society of London. Biological sciences 352(1356)*. pp: 997-1010.

Lampi M., 2005. Environmental photoinduced toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Occurence and toxicity of photomodified PAHs and predictive modeling of photoinduced toxicity.Thèse de doctorat. Université Waterloo Ontario de Canada. 128p.

Laure M., Corinne H., Zbigniew P., Laurence R., 2003. Caractérisation des flux de gaz émis par un sol pollué: INERIS (institut national de l'environnement industriel et des risques): *Revue francophone d'écologie industrielle* N°32-4° trimestre. 19p.

Lecomte P., 1998. Les sites pollués, traitement des sols et des eaux souterraines 2 ème édition Lavoisier TEC & DOC. 204p.

Lemiere B., Seguin J. J., Le guern C., Guyonnet D., Baranger PH., Darmendrail D., Conil P., 2001. Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. BRGM/RP-50662-FR.103p.

[M]

Maes E., Schadeck S., Brahy V., 2007. Sol 5 – La contamination locale des sols. pp :500- 519, in Chapitre [11]- Les sols et l'environnement terrestre.

Crozier Maillys, 2021. Prévention du risque chimique en ateliers de carrosserie : application à la base navale de Toulon. Sciences pharmaceutiques. 136p.

Marc F., 2001. Méthode d'évaluation des risques agrégés: application au choix des investissements de renouvellement d'installations. Thèse doctoral: *institut national polytechnique de Toulouse*. Spécialité: systèmes industriels. 195p.

Marchal R., Penet S., Solano-Serena F., Vandecasteele J.P., 2003. Gasoline and diesel oil biodegradation. *Oil & gas science and technology-Rev IFP*. Vol 58(4) .pp: 441-448.

Margesin R., Schinner F., 2001. Bioremediation (Natural Attenuation and Biostimulation) of Diesel-Oil-Contaminated Soil in an Alpine Glacier Skiing Area. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol 67. N° 7. pp: 3127-3133.

[N]

Njoku K L., Akinola M O., Oboh B O., 2009. Phytoremediation of crude oil contaminated soil: The effect of growth of *Glycine max* on the physico-chemistry and crude oil contents of soil. *Nature and Science*. Vol 7. N°10. pp: 79-87.

[O]

Onojake M.C., Osuji L.C., 2012. Assesment of the physio chemical properties of hydrocarbon contaminated soil. *Archives of Applied Science Research*.Vol 4. pp: 48-58.

[P]

Parus A., Szulc P., Zbyszek Z., 2017. Effect of petroleum derivatives contaminated soil on germination and early growth of chosen plants. Poznan University of Technology, *Institue of Chemical Technology and Engineering*.*ResearchGate*.Vol 11. pp: 60-632.

PATEJ S., 2002. Etude de scenarios dangereux en stations-service. Rapport final d'INERIS DRA 40862. 38p.

[R]

Rivière J.L., 1998 a. Evaluation du risque écologique des sols pollués. Edition Lavoisier Tec et Doc. Paris. 230p.

Rouquerol T., Amir H., Amir A ., 1987. Effets de l'épandage de résidus pétroliers de raffinerie sur l'évolution de la matière organique. L'activité de la densité microbienne d'un sol agricole. *Revue d'écologie et de biologie du sol* .Vol 24. N° 2. pp : 137-156.

[S]

Saada A.,Nowak C.,Coquereau N ., 2005. Etats de connaissance sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures.Rapport intermédiaire : Résultats de la phase 1.Rapport BRGM/RP53739-FR. 107p.

Soltani M.,2004 .Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse de doctorat de l'université Paris 6 , spécialité chimie analytique. 284p.

Stegmann R. Brunner G. Calmano W. Matz G., 2001. Treatment of contaminated soil, fundamentals analysis applications. Edition Springer .Germany. 658p.

[T]

Técher D., 2011. Réhabilitation de sols pollués par des HAP grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *Miscanthus x giganteus*. Thèse du doctorat. Université Paul Verlaine de Metz. 314p.

Tejeda M., Gonzalez J.L., Hernandez M.T., Garcia C., 2008. Application of different organic amendments in a gasoline contaminated soil (Effect on soil microbial properties) *.BioresourceTechnology*. Vol 8. N°99. pp: 2872-2880.

[U]

US EPA. "Guidelines for ecological risk assessment", 1998. Washington, Dc : Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Agency,.EPA/630/R-95/002F. 114p.

Urbanisme et santé, 2012. La problématique des sites et sols pollués dans vos projets d'aménagements. Agence régionale de santé, îles de France. 2012. 8p.

[V]

Verdin A., Lounès-Hadj Sahraoui A., et Durand R., 2004. Les agents de la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures polycyclique aromatiques. N° 36. 4^e trimestre. 37p.

[W]

Wilcke W., Amelung W., Martius C., Garcia M.V.B., Zech W., 2000. Biological Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Amazonian Rain Forest. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol 163. N° 1. pp: 27-30.

Wyszkowska J., Kucharski J., Polish J., 2006. Application of the activity of soil enzymes in the evaluation of soil contamination by diesel oil. *Polish Journal of environmental studies*. Vol 15. N°3. pp: 501-506.

[Y]

Yves p., 2012. Evaluation des risques écologiques : développements prioritaires et recherches concomitantes. *VertigO –la Revue électronique en sciences de l'environnement*. 9p.

[Z]

Zhang B., Deng H., Wang H.L., Yin R., Hallett P.D., Griffiths B.S., Daniell T.J., 2010.
Does microbial habitat or community structure drive the functional stability of microbes to stresses following re-vegetation of a severely degraded soil?. *Soil Biology and Biochemistry*.
Vol 42. N°5. pp: 850-859.

Annexes

Annexe I : Résultats de tous les paramètres**I.1-Activité biologique globale :**

Sol	Quantité de C (mg)	Moyenne des répétitions (mg)
Non Contaminé (0%)	25,5	24,5
	24	
	24	
Contaminé terrain	28,2	26,8
	25,2	
	27	
Contaminé à 1%	28,8	27,8
	26,4	
	28,2	
Contaminé à 3%	31,5	32,2
	35,1	
	30	
Contaminé à 5%	35,4	37
	39	
	36,6	

I.2.Activité de la catalase :

Sol	V _{H₂O₂} Catalysé (ml)	Moyenne des répétitions (ml)
Non Contaminé (0%)	0,228	0,152
	0,114	
	0,114	
Contaminé terrain	0,114	0,265
	0,455	
	0,228	
Contaminé à 1%	0,228	0,455
	0,341	
	0,796	
Contaminé à 3%	1,137	1,477
	1,932	
	1,364	
Contaminé à 5%	2,16	1,856
	1,478	
	1,932	

I.3. Test de germination des graines de maïs :

Sols	Non contaminé (0%)			Contaminé terrain			Contaminé à 1%			Contaminé à 3%			Contaminé à 5%		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Répétition															
Taux de Germination (%)	92.5	90	92.5	70	55	95	85	85	97.5	62.5	15	70	40	35	15
Moyenne des répétitions (%)	91.66			73.33			89.16			49.16			30		

I.4. Biomasse aérienne du maïs :

Sol	Biomasse aérienne (g)	Moyenne des répétitions (g)
Non Contaminé (0%)	0,1098	0,11006
	0,1048	
	0,1156	
Contaminé terrain	0,1091	0,10695
	0,1048	
	0,1125	
Contaminé à 1%	0,0839	0,09626
	0,0984	
	0,1065	
Contaminé à 3%	0,08904	0,07066
	0,06585	
	0,05711	
Contaminé à 5%	0,07962	0,06347
	0,0596	
	0,0512	

I.5. Biomasse racinaire du maïs :

Sol	Biomasse racinaire (g)	Moyenne des répétitions (g)
Non Contaminé (0%)	0,01135	0,01667
	0,01696	
	0,0217	
Contaminé terrain	0,0131	0,01609
	0,02101	
	0,01416	
Contaminé à 1%	0,0083	0,0101
	0,0096	
	0,0126	
Contaminé à 3%	0,00834	0,01002
	0,01053	
	0,0112	
Contaminé à 5%	0,00912	0,00747
	0,008594	
	0,0047	

I.6. Test d'écotoxicité des vers de terre :**I.6.1. Croissance des vers de terre :**

sols	Poids avant exposition(g)	Poids après exposition(g)	La différence de poids(g)	Moyenne des répétitions(g)
Non Contaminé (0%)	0.37	0.26	0.11	0.12
	0.36	0.23	0.13	
	0.37	0.25	0.12	
Contaminé terrain	0.37	0.29	0.08	0.13
	0.38	0.18	0.2	
	0.35	0.23	0.12	
Contaminé à 1%	0.30	0.18	0.12	0.145
	0.39	0.22	0.17	
	0.35	0	0	
Contaminé à 3%	0.42	0.24	0.18	0.18
	0.38	0	0	
	0.44	0	0	
Contaminé à 5%	0.32	0	0	0
	0.30	0	0	
	0.45	0	0	

I.6.2.Taux de mortalité :

sols	Taux de mortalité (%)	Moyenne du taux de mortalité (%)
Non Contaminé (0%)	0	0
	0	
	0	
Contaminé terrain	0	0
	0	
	0	
Contaminé à 1%	50	66.66
	50	
	100	
Contaminé à 3%	50	83.33
	100	
	100	
Contaminé à 5%	100	100
	100	
	100	

Annexe II : Test de l'anova**II.1.Activité biologique globale :**

```

> reg.aov1=lm(activbio~sol)
> anova(reg.aov1)
Analysis of Variance Table

Response: activbio
      Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
sol      4 295.78   73.944  24.947 3.476e-05 ***
Residuals 10  29.64    2.964
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

II.2.Biomasse aérienne :

```

> reg.aovi=lm(BA~sol)
> anova(reg.aovi)
Analysis of Variance Table

Response: BA
      Df    Sum Sq   Mean Sq F value    Pr(>F)
sol     4 0.0056182 0.00140454   10.63 0.001263 **
Residuals 10 0.0013213 0.00013213
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

II.3.Biomasse racinaire :

```

> reg.aovi=lm(BR~sol)
> anova(reg.aovi)
Analysis of Variance Table

Response: BR
      Df    Sum Sq   Mean Sq F value    Pr(>F)
sol     4 0.00019884 4.9709e-05   4.2698 0.02853 *
Residuals 10 0.00011642 1.1642e-05
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Annexe III : Test de Newman-Keuls**III.1.Activité biologique globale :**

```

$groups
  activbio groups
C5      37.0      a
C3      32.2      b
C1      27.8      c
CT      26.8      c
C0      24.5      c

```

III.2.Biomasse aérienne :

```

$groups
  BA groups
C0 0.11006667 a
CT 0.10880000 a
C1 0.09626667 a
C3 0.07066667 b
C5 0.06347333 b

```

III.2.Biomasse racinaire :

\$groups	BR	groups
C0	0.016670000	a
CT	0.016090000	a
C1	0.010166667	ab
C3	0.010023333	ab
C5	0.007471333	b

Annexe IV : Test de Kruskal-Wallis

IV.1.Activité de la catalase :

```
> kruskal.test(cata~sol)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data:  cata by sol
Kruskal-Wallis chi-squared = 11.815, df = 4, p-value = 0.01878
```

IV.2.Test de germination :

```
> kruskal.test(germi~sol)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data:  germi by sol
Kruskal-Wallis chi-squared = 9.5935, df = 4, p-value = 0.04786
```

IV.3.Croissance des vers de terre :

```
> kruskal.test(croissance~sol)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data:  croissance by sol
Kruskal-Wallis chi-squared = 5.3295, df = 4, p-value = 0.2551
```

IV.4. Test de mortalité des vers de terre :

```
> kruskal.test(mortalité~sol)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data: mortalité by sol
Kruskal-Wallis chi-squared = 12.444, df = 4, p-value = 0.01433
```

Annexe V: Test post-hoc de Kruskal-Wallis

V.1. Activité de la catalase :

```
$groups
      cata groups
C5 1.8566667      a
C3 1.4776667      a
C1 0.4550000      b
CT 0.2656667      b
C0 0.1520000      b
```

V.2. Test de germination :

```
$groups
      germi groups
C0 91.66667      a
C1 89.16667      a
CT 73.33333      a
C3 49.16667      ab
C5 30.00000      b
```

V.3. Taux de mortalité des vers de terre :

```
$groups
      mortalité groups
C5 100.00000     a
C3  83.33333     a
C1  66.66667     a
C0   0.00000     b
CT   0.00000     b
```

Résumé

Le présent travail a pour objectifs d'évaluer le risque écologique d'un site pollué par les carburants (cas d'une station-service).

Les résultats de l'ESR ont révélé un fort risque potentiel qui nécessite d'être complété par des tests éco-toxicologique pour le sol contaminé artificiellement et des bio-essais pour le sol contaminé du site. Ces différents sols seront ensuite soumis au même analyse (test résiprométrique, activité enzymatique, croissance...) dans le but d'évaluer l'effet des carburants sur les propriétés biologiques du sol puis déterminé à l'aide des test statistique le groupe homogène auquel appartient le sol contaminé du site pour pouvoir aboutir à la confirmation ou à l'infirmerie des résultats de l'ESR.

Les résultats des tests éco-toxicologique et des bio-essais montrent que les différentes concentrations de carburants ont un impact négatif sur les propriétés biologique du sol et que le sol contaminé du site appartient au même groupe que le sol non contaminé (témoin). Ceci indique que le niveau de risque déterminé par l'ESR n'a pas été confirmé.

Les mots clés : carburants, tests éco-toxicologiques, bio-essais, évaluation du risque écologique.

Abstract

This work aims to assess the ecological risk of a site polluted by fuels (case of a gas station).

The results of the Simplified Risk Assessment revealed a high potential risk which needs to be completed by eco-toxicological tests in the artificially contaminated soils and bio-assays in the contaminated soil of the site. These different soils have been subjected to the same analysis (resiprometric test, enzymatic activity, growth, etc.) in order to assess the effect of fuels on the biological properties of the soil and then determine using statistical tests the homogeneous group to which belongs the contaminated soil of the site in order to be able to confirm or invalidate the results of the SRA.

The results of the eco-toxicological tests and the bio-assays showed that the different concentrations of fuels have a negative impact on the biological properties of the soil and that the contaminated soil of the site belongs to the same group as the uncontaminated soil (control). This indicates that the high risk level determined by the SRA are not confirmed.

The Key words: fuels, eco-toxicological tests, bio-assays, ecological risk assessment.