



Appui à la Formation à la Recherche et
à l'Innovation pour le Développement
Intra-Afrique

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement supérieur et de Recherche scientifique

جامعة أبو بكر بلقايد – تلمسان

Université Abou Bekr Belkaïd – Tlemcen

كلية العلوم الطبيعية و الحياة و علوم الأرض و الكون

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, et des Sciences de la Terre et
de l'Univers

Département d'Écologie et d'environnement



MÉMOIRE

Présenté par:

CAMARA Mouhammad

En vue d'obtention du **Diplôme de MASTER**

En Écologie et environnement

Option : Écologie Végétale et Environnement

Thème

**Plantes indicatrice et phytoremédiation du sol pollué : nouvelle
approche de dépollution**

Soutenu le 30 Juin 2025, devant le Jury composé de

| | | | |
|---------------|---------------|-------------|--|
| Président | MERZOUK A. | Professeur | Université de Tlemcen |
| Encadrante | BOUALI W. | MCA | Université de Tlemcen |
| Examineur | AINADTABET M. | MCA | Université de Tlemcen |
| Co-encadrante | GHOMARI S. | Professeure | Ecole supérieure de l'Agronomie de Mostaganem (ESA) |

Année Universitaire : 2024 – 2025

REMERCIEMENTS

C'est avec un grand plaisir que je réserve ces lignes en signe de gratitude à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce modeste travail.

Avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers le projet « Appui à la Formation à la Recherche et à l'Innovation pour le Développement Intra-Afrique » (AFRIDI). Le projet AFRIDI, qui tire son nom de l'ancienne tribu Tunisienne qui a contribué à l'origine du terme « Afrique » et qui s'engage à harmoniser le système éducatif en vue de développer les compétences et expertises nécessaires pour promouvoir une croissance inclusive et un développement durable en Afrique.

Je tiens également à exprimer ma gratitude au personnel de l'AFRIDI à l'Université de Tlemcen, à notre coordinateur Monsieur le vice-recteur chargé des relations extérieures, Professeur Ali Hamza Chérif ; au Docteur BEHADADA Omar, à Madame ABI-AYAD Salima et Me Mourade BOUREK

À ma directrice de mémoire, Docteure BOUALI Waffa pour son engagement tout au long de ce travail et ma co-encadrante, Professeure GHOMARI Samia pour sa disponibilité et ses orientations, grand merci pour votre précieux soutien.

Au Docteur AINADTABET Moustapha, que je ne saurais assez remercier pour son assistance durant la réalisation de ce travail. Travailler avec lui a été un grand bénéfice.

Au Professeur MERZOUK Abdessamad, Directeur de laboratoire d'écologie de gestion des écosystèmes naturels (LECGEN), de m'avoir permis de travailler sur le site du Laboratoire de recherche de l'université de Tlemcen.

Au Docteur BABALI Brahim, mon responsable de Master qui a été toujours présent, qui m'a beaucoup assisté. Je ne saurais jamais assez le remercier, je lui témoigne parfaite reconnaissance.

Je tiens à remercier Madame BOUABDALLAH Nadia, responsable du laboratoire de pédologie, elle m'a été d'une très grande aide.

Mes remerciements au chef de département d'Écologie et Environnement Professeur HASSANI Faiçal, ainsi qu'à l'ensemble du corps professoral et administratif.

Au team AFRIDI : GUEYE Mahmadane, Zongo Nadia RamatouNoelli, IMA Souleymane, RAVELOSON Ricca. Merci les camarades...

À mes frères et sœurs : Souleymane Djibril « Djibson FBI », mon Ami Cheikh Ibrahim Baye NIASS « Gen Jones », Boubacar, Bintou « Douga », Aicha Diarra, Khady Bassine. Merci beaucoup...

À ma tante Seynabou JAWARA, que je ne saurais assez remercier et à toute ma famille.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Seynabou BA « Zeynab » depuis le DUT Agroécologie à mon mentor Gaoussou CONDÉ et au professeur Papa Ibrahima DIANÉ.

Un grand merci à mon Sensei Momar DIA, Cheikh Ahmed Tidiane DIAW, Alioune DIAW, Elhaji BADJI, Mouhammadou LY, Doudou C N DIOUF.

Mes remerciements aux camarades sanarois: Papa Katim LY, Mouhammadou Moustapha FAYE, Pape Tagouy NDAO, Ciré DIALLO, Mamadou DIALLO, Mame Moussé GUEYE, Mademba THIAM, Khadidiatou DIAGNE, Omar NDIAYE, Ndèye Yacine NDIAYE, Sandé CAMARA, Djiby KA, Amadou SALL, Mademba THIAM, Badara DIOP, Assane NDIAYE, Halima LAYE, Rokhaya DIENG Papa Khole FAYE.

Aux camarades : Ousmane Vincent DIONE, Abdou Maurice DIATTA, Abdoulaye NDIAYE Baboye, Samba BALDE, HABIBOU Souley Yacouba, Mansour Alkassim Sharif, Mor Kane DIOUF.

Grand merci : METHO Abdoul Aziz, Oumar MARR, Ameth FALL DIEYE, Moussa DRAMÉ, Issouf COULIBALY, Alseyni Nana CAMARA, Ahmed Zakaria, Elmoustapha Sidimohamed, Daka DAN, Mahamat Nour SeidAbdraman, Kaled Ismail SALEBAN, Kabir Umar Isah, Nsamba Mubarak, Gbrhome AMOUSSOU DEGLA, Liomba makambo Akim, au chef de bloc ABDERRAHIM Menni et à tous les camarades de la Rocade 4

Aux camardes de promo : MEZIANE Mohamed Abdelaziz, KIMNI Aymen, ABDERRAHIM Souhila, FELIH Fatima Zahra, GHEZRI Amira Meriem et EMBOUAZZA Souad.

Il n'est hélas pas possible d'évoquer ici, les noms de tous ceux qui, à des degrés divers ont contribué de près ou de loin, à la réalisation de ce travail, que tous ceux que nous avons nommés et ceux que nous n'avons pas nommés soient assurés de nos sentiments de sincère reconnaissance

DÉDICACE

À feu mon père, Elhadji Boubacar CAMARA, soldat de la vie, bâtisseur silencieux de mon avenir, dont les pas fermes et le regard droit m'ont appris le courage de faire face, la constance dans l'effort et la noblesse dans le devoir. Son départ laisse un vide immense, mais sa présence m'accompagne, invisible et indéfectible, dans chaque épreuve affrontée et chaque pas accompli avec dignité.

Je marche encore, porté par sa voix intérieure.

“On ne naît pas fort, on le devient en marchant dans l'ombre de ceux qui l'ont été avant nous.”

Mes respects Jambaar !

À mon frère, Michael Pa Kémo, parti bien trop tôt,

Que ton absence ne soit pas un vide, mais une présence profonde dans chaque souffle de courage, chaque regard tourné vers l'espérance.

Je m'incline devant vos mémoires, avec respect, amour et gratitude.

Que vos âmes reposent en paix, baignées de lumière et de sérénité.

À ma Maman, qui m'a toujours assisté, prodiguant de précieux conseils et m'exhortant à avancer.

Longue vie et solide santé.

المخلص

يمثل تلوث التربة بالمحروقات في الوقت الحاضر تهديداً بيئياً متزايداً. فهو لا يُفسد جودة الأراضي الزراعية والتنوع البيولوجي فحسب، بل يُعرض أيضاً صحة الإنسان للخطر. ومن ثم، فإن مكافحة تلوث التربة تفرض نفسها كرهان حاسم وأولوية ملحة. وفي هذا السياق، يبرز اللجوء إلى نبتة عباد الشمس (*Helianthus annuus*) كحل مبتكر ومستدام. وبفضل قدراتها اللافتة على تركيز وتحليل المحروقات، تُعدّ هذه النبتة حليلة حقيقية في عمليات إزالة التلوث.

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم مدى تحمل عباد الشمس للتلوث بالغازوال. تم إجراء أربعة اختبارات تلوث (0%، 2%، 5% و 10%) مع خمس مكررات، وتم تتبّع مؤشرات النمو خلال فترة التجربة. وقد تم وزن الكتلة الحيوية في نهاية التجربة لتقييم مؤشري التحمل والسمية النباتية.

تُبرز النتائج استجابة متفاوتة لعباد الشمس تجاه التدرّج في التلوث بالغازوال. فعند تركيز 2%، حافظت النبتة على نمو شبه طبيعي (انخفاض في الكتلة الحيوية $(0.24\%) <$ مصحوباً بمؤشر تحمل جذري مرتفع $(ITr = 90.9\%)$ ، مما يُبرز قابليتها للترشيح الجذري (rhizofiltration). وقد لوحظ حدّ حرج عند تركيز 5% من التلوث، يتميّز بوجود انفصال وظيفي بين الأجزاء النباتية: إذ أظهرت الجذور تحملاً معزراً $(+18.07\%)$ ، بينما عبّرت الأجزاء الهوائية عن حساسية متزايدة $(IPa = 54.43\%)$ ويشير هذا التباين إلى دور محتمل لهذه الأجزاء كمؤشرات حيوية مبكرة. أما عند تركيز أعلى من هذا الحد، وخاصة عند 10%، فإن السمية النباتية تصبح ملحوظة (انخفاض الكتلة الحيوية الهوائية بنسبة (75.95%) ، على الرغم من الحفاظ الجزئي على مقاومة الجذور. وتشير هذه الملاحظات إلى أن نبتة عباد الشمس ملائمة لاستراتيجيات المعالجة النباتية الموجهة نحو التلوثات المتوسطة $(\leq 5\%)$ ، غير أن المواقع ذات التلوث العالي $(>5\%)$ تتطلب اتخاذ تدابير تمهيدية.

الكلمات المفتاحية: تلوث التربة، المحروقات، المعالجة النباتية، تحمل التلوث، *Helianthus annuus*

RÉSUMÉ

La pollution des sols par les hydrocarbures représente aujourd'hui une menace environnementale grandissante. Elle détériore non seulement la qualité des terres agricoles et la biodiversité tout en mettant en péril la santé humaine. La lutte contre la pollution des sols s'impose ainsi comme un enjeu critique et une priorité. Dans ce contexte, le recours au tournesol (*Helianthus annuus*) émerge comme une solution innovante et durable. Grâce à ses remarquables capacités de concentration et de dégradation des hydrocarbures, cette plante se présente en véritable alliée de la dépollution.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la polluo-tolérance du tournesol au gasoil. Quatre tests de contamination (0%, 2%, 5% et 10%) avec cinq répétitions ont été réalisés et les paramètres de croissances ont été suivis durant l'expérience. La biomasse a été pesée à la fin de l'expérience pour évaluer les indices de tolérances et de phytotoxicité.

Les résultats mettent en évidence une réponse différenciée du tournesol aux gradients de contamination au gasoil. À 2 %, la plante conserve une croissance quasi-normale (réduction de biomasse < 0,24 %) accompagnée d'un indice de tolérance racinaire élevé (ITr = 90,9 %), soulignant son aptitude pour la rhizofiltration. Un seuil critique est observé à 5 % de contamination, marqué par une dissociation fonctionnelle entre les compartiments végétatifs : les racines présentent une tolérance renforcée (+18,07 %) tandis que les parties aériennes manifestent une sensibilité accrue (IPa = 54,43 %). Cette divergence indique leur rôle potentiel comme bioindicateurs précoces. Au-delà de ce seuil, notamment à 10 %, la phytotoxicité devient significative (réduction de biomasse aérienne de 75,95 %), malgré le maintien partiel de la résistance racinaire. Ces observations suggèrent que le tournesol est adapté à des stratégies de phytoremédiation ciblées pour des pollutions modérées ($\leq 5\%$), mais que des mesures préalables sont requises pour les sites à forte contamination ($> 5\%$).

Mots clés : *Helianthus annuus*, hydrocarbure, phytoremédiation, polluo-tolérance, Pollution des sols.

ABSTRACT

Soil pollution by hydrocarbons represents a growing environmental threat today. It not only deteriorates the quality of agricultural land and biodiversity while endangering human health. The fight against soil pollution is thus emerging as a critical issue and a priority. In this context, the use of sunflower (*Helianthus annuus*) emerges as an innovative and sustainable solution. Thanks to its remarkable capacities of concentration and degradation of hydrocarbons, this plant presents itself as a true ally of pollution control.

The objective of this study is to evaluate the pollution tolerance of sunflower to diesel oil. Four contamination tests (0%, 2%, 5% and 10%) with five repetitions were carried out and the growth parameters were monitored during the experiment. The biomass was weighed at the end of the experiment to evaluate the tolerance and phytotoxicity indices.

The results highlight a differentiated response of sunflower to diesel contamination gradients. At 2%, the plant retains almost normal growth (biomass reduction < 0.24%) accompanied by a high root tolerance index (ITr = 90.9%), highlighting its suitability for rhizofiltration. A critical threshold is observed at 5% contamination, marked by a functional dissociation between the vegetative compartments: the roots show an enhanced tolerance (+18.07%) while the aerial parts show an increased sensitivity (IPa = 54.43%). This discrepancy indicates their potential role as early bioindicators. Beyond this threshold, in particular at 10%, the phytotoxicity becomes significant (reduction of aerial biomass of 75.95%), despite the partial maintenance of the root resistance. These observations suggest that sunflower is adapted to targeted phytoremediation strategies for moderate pollution ($\leq 5\%$), but that preliminary measures are required for sites with high contamination ($> 5\%$).

Key words: *Helianthus annuus*, hydrocarbon, phytoremediation pollution tolerance, Soil pollution,

LISTE DES ABREVIATIONS

BTEX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène, Xylènes (groupe de composés organiques volatils).

C : Carbone

Ca : Calcium

CaCO₂ : Carbonate de calcium.

CE : Conductivité électrique

cm : Centimètre.

COV : Composés Organiques Volatils

CO₂ : Dioxyde de carbone.

ITOPF: International Tanker Owners Pollution Federation

KH : Constante de volatilité de Henry

°C : Degré Celsius

Fe : Fer

g/ml : Gramme par millilitre

H₂O : Eau

HAM : Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (polluants organiques persistants).

HCl : Acide chlorhydrique.

Hg : Mercure

IP : Indice de Phytotoxicité

IT : Indice de Tolérance

K : Potassium

KOC : Coefficient de partage carbone organique-eau

m : Mètre

m³ : Mètre cube

Mn : Manganèse.

mPa·s⁻¹ : Millipascal-seconde à la puissance -1

N : Azote

P : Poids (ou Phosphore).

Pa·m³·mol⁻¹ : Unité de la constante de Henry (KH)

pH : Potentiel hydrogène (mesure de l'acidité ou de la basicité)

SO₂ : Trioxyde de soufre

US-EPA : United States Environmental Protection Agency (agence américaine de protection de l'environnement).

USDA : United States Department of Agriculture (département américain de l'agriculture).

V : Volume

Zn : Zinc

µm : Micromètre

µmol/m²/s : Micromole par mètre carré par seconde

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1: Structure moléculaire d'un hydrocarbure « l'octane : C ₈ H ₁₈ » | 18 |
| Figure 2: Formation des hydrocarbures (ULaval, 2008)..... | 19 |
| Figure 3: Représentations des 16 HAP prioritaires retenus par l'US-EPA | 21 |
| Figure 4: Processus influençant le devenir des hydrocarbures dans le sol..... | 28 |
| Figure 5: Chaîne de transmission des polluants organiques chez les êtres vivants..... | 34 |
| Figure 6: Représentation schématique de diverses stratégies de phytoremédiation | 41 |
| Figure 7: Schéma de la phytoextraction (1), de la rhizodégradation (2), de la phytodégradation (3) et de la phytovolatilisation (4), tiré de la fiche sur la phytoremédiation | 41 |
| Figure 8: Illustration de la phytoextraction et des facteurs affectant son efficacité..... | 43 |
| Figure 9: Schéma simplifié d'un flux horizontal souterrain en zone humide construite utilisé pour le traitement des eaux usées (Taylor et Francis, 2018) | 44 |
| Figure 10: Caulophiltration et basofiltration | 45 |
| Figure 11: Mécanisme schématique de rhizoremédiation des polluants organiques dans les sols pollués | 48 |
| Figure 12: Caractéristiques climatiques et édaphiques d' <i>Helianthus annuus</i> | 51 |
| Figure 13: Principales phases de développement d' <i>Helianthus annuus</i> | 52 |
| Figure 14: Présentation du site d'étude | 57 |
| Figure 15: Les niveaux de contamination au gasoil..... | 62 |
| Figure 16: Dispositif expérimental..... | 63 |
| Figure 17: Identification des plantes de tournesol (Auteur, 2025)..... | 64 |
| Figure 18: Résultat des semis..... | 67 |
| Figure 19: Évolution de la hauteur selon la concentration en gasoil | 71 |
| Figure 20: Évolution de longueur entre-nœuds selon la concentration en gasoil | 72 |
| Figure 21: : Évolution du nombre de feuilles selon la concentration en gasoil | 73 |
| Figure 22: Projection des individus sur PC1 et PC2 | 78 |
| Figure 23: Cercle des corrélations..... | 79 |
| Figure 24: Méthode du coude pour choisir k | 80 |
| Figure 25: Classification des plantes par K-means (sur ACP)..... | 81 |
| Figure 26: Croissance journalière du tournesol..... | 85 |
| Figure 27: Impact de la concentration de gasoil sur la croissance journalière..... | 85 |
| Figure 28: Modélisation de la croissance journalière en fonction du gasoil..... | 86 |
| Figure 29: Diagramme en barres avec courbe de tendance polynomiale (degré 2) | 87 |

| | |
|--|----|
| Figure 30: Biomasse des plantes | 88 |
| Figure 31: Indice de tolérance des parties aériennes et racinaires | 89 |
| Figure 32: Indice de phytotoxicité des parties aériennes et racinaires | 90 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 1: Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers (Speight, 2014)..... | 19 |
| Tableau 2: Propriétés physico-chimiques du gasoil (Colombano et al., 2003)..... | 23 |
| Tableau 3: Biodégradabilité des produits pétroliers (Fattal, 2008). | 29 |
| Tableau 4: Association de quelques polluants aux mécanismes de phytoremédiation..... | 42 |
| Tableau 5: Quelques exemples d'études de phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures | 49 |
| Tableau 6: Synthèses de quelques travaux de recherche effectués en Algérie | 54 |
| Tableau 7: Synthèses de quelques travaux de recherche effectués dans le monde | 55 |
| Tableau 8: Principales familles d'hydrocarbures présentes dans l'Euro 3 | 60 |
| Tableau 9: Teneur réglementée de certains composants de l'Euro 3..... | 60 |
| Tableau 10: Échelle d'annotation proposée pour évaluer l'état des feuilles | 65 |
| Tableau 11: Valeurs des poids de terre fine, des éléments grossiers et de leurs pourcentages. | 67 |
| Tableau 12: Humidité résiduelle..... | 68 |
| Tableau 13: Pourcentage du calcaire dans les échantillons de sol | 68 |
| Tableau 14: Valeurs de pH des différents échantillons..... | 69 |
| Tableau 15: Composition granulométrique et texture | 69 |
| Tableau 16: Classification des couleurs de sol selon le Nuancier Munsell..... | 70 |
| Tableau 17: Résultats de corrélation entre les paramètres de croissance et concentration | 74 |
| Tableau 18: Interaction des variables explicatives jours et concentration | 82 |
| Tableau 19: Impact du couple temps-concentration sur la hauteur | 83 |

Table des matières

| | |
|---|----|
| المخلص | 1 |
| RÉSUMÉ..... | 2 |
| ABSTRACT | 3 |
| INTRODUCTION GENERALE..... | 12 |
| PARTIE THÉORIQUE..... | 15 |
| CHAPITRE I : POLLUTION DES SOLS ET HYDROCARBURES | 16 |
| 1. Essai de définitions..... | 16 |
| 2. Origine de la pollution des sols par les hydrocarbures..... | 17 |
| 3. Généralités sur les hydrocarbures..... | 18 |
| 4. Classification des hydrocarbures..... | 19 |
| 4.1. Hydrocarbures aliphatiques..... | 19 |
| 4.2. Hydrocarbures aromatiques..... | 20 |
| 4.3. Composés polaires..... | 21 |
| 4.4. Mélanges d'hydrocarbures (carburants)..... | 22 |
| 4.4.1. Essences | 22 |
| 4.4.2. Gazoles..... | 22 |
| 5. Propriétés physico-chimiques des hydrocarbures..... | 23 |
| 6. Transfert et disponibilité des hydrocarbures dans le sol..... | 25 |
| 6.1. Facteurs de disponibilité des hydrocarbures dans le sol..... | 25 |
| 6.2. Mécanismes de transfert des hydrocarbures dans le sol..... | 26 |
| 7. Dégradation des hydrocarbures | 28 |
| 7.1. Dégradation abiotique | 28 |
| 7.2. Dégradation biotique | 29 |
| 8. Effets écotoxicologiques des hydrocarbures | 30 |
| 8.1. Effets sur l'environnement et les êtres vivants..... | 30 |
| 8.2. Effets sur les propriétés biologique | 31 |
| 8.3. Effets sur la flore | 33 |
| 8.4. Effets sur l'Homme et les animaux | 33 |
| 9. Décontamination des sols pollués aux hydrocarbures..... | 34 |
| 9.1. Procédés physiques | 35 |
| 9.2. Procédés thermiques..... | 35 |
| 9.3. Procédés chimiques | 36 |
| 9.4. Procédés biologiques..... | 36 |
| CHAPITRE II : PHYTOREMÉDIATION | 38 |

| | |
|--|----|
| 1. Définition..... | 38 |
| 2. Phytoremédiation vue comme une nouvelle approche | 39 |
| 3. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols | 39 |
| 4. Catégories de Phytoremédiation : principes et applications | 40 |
| 4.1. Phytoextraction..... | 42 |
| 4.2. Phytofiltration..... | 43 |
| 4.3. Phytostabilisation | 46 |
| 4.4. Phytovolatilisation..... | 46 |
| 4.5. Phytodégradation..... | 47 |
| 4.6. Rhizodégradation..... | 47 |
| 5. Critères de sélection des espèces végétales phytoremédiatrices..... | 48 |
| 6. <i>Helianthus annuus L.</i> | 50 |
| 7. Atouts et contraintes de la phytoremédiation | 52 |
| 8. Quelques travaux effectués sur la phytoremédiation des hydrocarbures..... | 53 |
| PARTIE EXPÉRIMENTALE..... | 56 |
| CHAPITRE III : MATÉRIEL ET MÉTHODES | 57 |
| 1. Présentation du site d'étude..... | 57 |
| 2. Matériel végétal..... | 58 |
| 3. Gasoil..... | 60 |
| 4. Protocole expérimental..... | 61 |
| 4.1. Analyses du sol..... | 61 |
| 4.2. Pollution du sol..... | 61 |
| 4.3. Dispositif expérimental | 62 |
| 4.4. Repiquage des plantes | 64 |
| 4.5. Suivi des paramètres de croissance des plantes..... | 65 |
| 4.6. Évaluation de la phytotoxicité du gasoil | 66 |
| 5. Traitement des données | 66 |
| CHAPITRE IV : RÉSULTATS ET DISCUSSION | 67 |
| 1. Taux de levée du tournesol et taux de survie lors de l'expérience | 67 |
| 2. Résultats des analyses du sol..... | 67 |
| 3. Étude de la croissance du tournesol..... | 70 |
| 4. Corrélation entre paramètres de croissance et concentrations | 74 |
| 5. Appréciation des feuilles | 76 |
| 6. Analyse en Composantes Principales (ACP) | 78 |
| 7. Classification K-means..... | 80 |
| 8. Classification des plantes par K-means (sur ACP)..... | 80 |

| | |
|--|-----|
| 9. Impact du gasoil sur la croissance du tournesol | 82 |
| 10. Évaluation de la phytotoxicité..... | 88 |
| 11. Discussion | 91 |
| CONCLUSION | 93 |
| RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 95 |
| Annexes..... | 101 |

INTRODUCTION GENERALE

La dépendance mondiale aux énergies fossiles, principalement le pétrole et le gaz, génère d'importants défis environnementaux. Les activités liées à leur extraction, transport, stockage et manipulation entraînent de graves déversements qui affectent aussi bien les sols que les milieux aquatiques, occasionnant des dégâts sanitaires, écologiques et environnementaux (Infante *et al.*, 2012 Harmens *et al.*, 2013 ; Nguemté, 2019). Parmi les produits dérivés du pétrole, nous avons les hydrocarbures qui causent beaucoup de problèmes environnementaux.

À l'échelle mondiale, la pollution par les hydrocarbures représente une menace écologique capitale avec environ 3,2 millions de sites contaminés. En Algérie, où l'économie repose à 95% sur les hydrocarbures, cette crise revêt une acuité particulière. On recense 12 000 sites industriels pollués, notamment dans les bassins pétroliers comme Hassi Messaoud, où les concentrations en hydrocarbures dépassent fréquemment 5 000 mg/kg de sol (Haj Thami et Hamdani, 2016). D'après Cei Halfaoui (2021), cette pollution est critique car les sites contaminés affectent les terres agricoles et les ressources en eau, exacerbant les risques de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire. De ce fait, il devient impératif de mettre en place des solutions adéquates pour le traitement ou la dépollution des milieux pollués par les hydrocarbures.

Plusieurs techniques, à la fois physiques, chimiques, thermiques et naturelles s'invitent au traitement des sols pollués par les hydrocarbures. Parmi cette panoplie de techniques, celles naturelles ou biologiques s'avèrent plus économes et plus respectueuses de l'environnement. Les techniques conventionnelles nécessitent de mobiliser des moyens colossaux (gros investissements et appareils sophistiqués); Chevrier (2013) estime le coût pour une excavation ou un lavage chimique à 500€/m³. Ces techniques traditionnelles sont écologiquement destructrices, elles génèrent une toxicité résiduelle et une stérilisation des sols.

Face aux limites des méthodes conventionnelles, une parmi les techniques biologiques, la phytoremédiation émerge comme une alternative moins chère et régénératrice.

Cette approche utilise des plantes capables de dégrader, d'absorber ou de stabiliser les polluants, tout en préservant la structure des sols et en restaurant la biodiversité.

Cette technique naturelle, qui repose sur des plantes adaptées aux conditions locales pour dégrader, absorber ou stabiliser les polluants tout en restaurant la biodiversité, présente des atouts majeurs (Njoku *et al.*, 1999). Dans ce contexte, le tournesol a été choisi pour son potentiel de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures.

Le tournesol (*Helianthus annuus*) est une espèce clé en phytoremédiation grâce à sa croissance rapide, sa forte biomasse racinaire et sa résistance aux hydrocarbures (jusqu'à 25 g·kg⁻¹ de sol contaminé). Il stimule la rhizodégradation microbienne, réduisant les hydrocarbures légers de 40 à 60 % en 90 jours et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) lourds de 30 % en 120 jours (Gerhardt *et al.*, 2009 ; Wu *et al.*, 2012).

À Tchernobyl en Ukraine, le tournesol est utilisé depuis 1996 pour extraire le Césium-137 (Cs-137) et le Strontium-90 (Sr-90) des sols radioactifs. Des essais ont montré que des cultivars adaptés pouvaient réduire ces polluants de 20 % à 50 % en deux cycles de culture (Duschenko *et al.*, 1999 ; Putyatina *et al.*, 2006). En Chine, l'ajout de biochar sur un ancien site militaire a favorisé la réduction de 50 % des HAP légers et de 25 % des HAP lourds en quatre mois (Liu *et al.*, 2016).

Cependant, la réussite de cette technique repose sur la connaissance précise des seuils de tolérance de cette plante face à la contamination par les hydrocarbures, en particulier le gasoil. La question centrale de cette étude est de déterminer à quelle(s) concentration(s) de gasoil le tournesol présente des signes de stress, conduisant à un ralentissement notable de sa croissance et de son développement.

Pour répondre à cette problématique, l'étude se donne pour objectif principal d'évaluer la polluo-tolérance du tournesol en suivant sa croissance lorsqu'il est exposé à différents niveaux de contamination et d'évaluer à la fin de l'expérience ses indices de tolérances ainsi que de phytotoxicité afin de caractériser la résilience du tournesol. Tout ceci nous permet de déterminer le seuil critique au-delà duquel sa croissance est significativement affectée.

Cette étude est ainsi organisée autour de deux parties :

- Une partie théorique réservée à la revue bibliographique, constituée du premier chapitre « Pollution des sols et hydrocarbures » et du deuxième chapitre « Phytoremédiation » ;

- et une partie expérimentale, constitué du troisième chapitre « Matériels et méthodes » et du quatrième chapitre « Résultats et discussion ».

PARTIE THÉORIQUE

CHAPITRE I : POLLUTION DES SOLS ET HYDROCARBURES

1. Essai de définitions

Différentes définitions d'un sol pollué sont présentes dans la littérature. On parle de « contamination » des sols lorsqu'il y'a des apports anthropiques considérables mais sans effets apparent sur l'environnement (Juste, 1998). En revanche le terme « pollution » est plus approprié lorsque des apports liés à des activités humaines ont des effets négatifs visible sur l'environnement.

Selon Ramade (1993), le contaminant est un polluant présent à des quantités décelables dans l'environnement. Alors que pour Rivière (1998), le polluant est un élément dangereux susceptible de présenter un risque pour les milieux et les organismes vivants.

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),

À travers ces définitions, les termes « polluant » et « contaminant » sont la plupart du temps synonymes. Autrement la pollution et la contamination sont deux concepts similaires qui sont parfois utilisés de manière interchangeable. Toutefois, des subtilités les distinguent. De manière générale, la contamination peut être considérée comme la présence d'une substance naturellement absente du milieu ou en concentration supérieure aux teneurs de fond naturelles, tandis que la pollution est un type de contamination qui cause ou peut causer des effets biologiques négatifs (Chapman, 2007). Les différents acteurs du domaine de la remédiation des sols dégradés ne font pas toujours de distinction entre les deux termes.

Ainsi la pollution est l'introduction de contaminants dans l'environnement et peut également être définie comme un changement indésirable des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'air, de l'eau et du sol qui affecte l'activité de tous les organismes (Toccalino et Norman, 2006 ; Havugimana *et al.*, 2017). Les polluants peuvent être des solides, des liquides ou des gaz nocifs produits à des concentrations plus élevés que leurs concentrations habituelles et qui réduisent la qualité de notre environnement (Manisalidis *et al.*, 2020).

- **Type de pollution du sol**

La pollution des sols peut être *locale* ou *diffuse*, selon son étendue et son origine. La pollution locale résulte de concentrations élevées de polluants sur des zones restreintes, souvent causées par des déversements, fuites ou dépôts mal gérés (Barriuso *et al.*, 1996; Rivière, 1998).

À l'inverse, la pollution diffuse affecte de vastes superficies de manière homogène, notamment par l'usage d'engrais, de pesticides ou les retombées atmosphériques (Baize, 1997; Carnicer et Victoria, 2007). Ces sites uniformément contaminés demandent une approche d'évaluation distincte (Hunsaker *et al.*, 1990; Suter *et al.*, 2000).

Enfin, chaque type peut être d'origine accidentelle (événement ponctuel) ou *chronique* (exposition prolongée, ex. lixiviation ou conduites endommagées).

2. Origine de la pollution des sols par les hydrocarbures

Les hydrocarbures, résultant de la décomposition prolongée d'organismes enfouis, constituent une ressource énergétique clé depuis la révolution industrielle (Mathieu, 2008). Ils représentent 65 à 95 % de la composition des pétroles bruts et dominent les polluants organiques des sols en raison de leur usage intensif (Neff *et al.*, 1979; Koller, 2004). Bien qu'économiquement cruciaux (Chakraborty et Coates, 2004), ils posent d'importants défis environnementaux. Les principales sources de contamination comprennent les activités pétrolières (extraction, raffinage), les industries lourdes (aluminerie, sidérurgie) et des actions quotidiennes telles que le transport ou le chauffage, auxquelles s'ajoutent les combustions incomplètes (Krein et Schorer, 2000 ; Hill et Ghoshal, 2002 ; Boufiane, 2015). La contamination des sols peut être ponctuelle (70 % des cas) ou diffuse, souvent liée aux dépôts atmosphériques de HAP (Colin, 2000; Girard *et al.*, 2005).

3. Généralités sur les hydrocarbures

De formule brute C_nH_m , où n et m sont 2 entiers naturels ; les hydrocarbures sont essentiellement constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène (Girard *et al.*, 2005).

D'après Picot et Montando (2013), il s'agit de groupe de produits chimiques organiques de structure très variée, constitué essentiellement de carbone et d'hydrogène (Picot et Montando, 2013) ; donc un composé binaire pur constitué d'atomes de carbones tétravalents et d'hydrogène monovalents. Ils contiennent tous une chaîne carbonée et ont des atomes d'hydrogène liés à la chaîne (Fig. 1), ils sont pour la plupart combustibles (Benguenab, 2022).

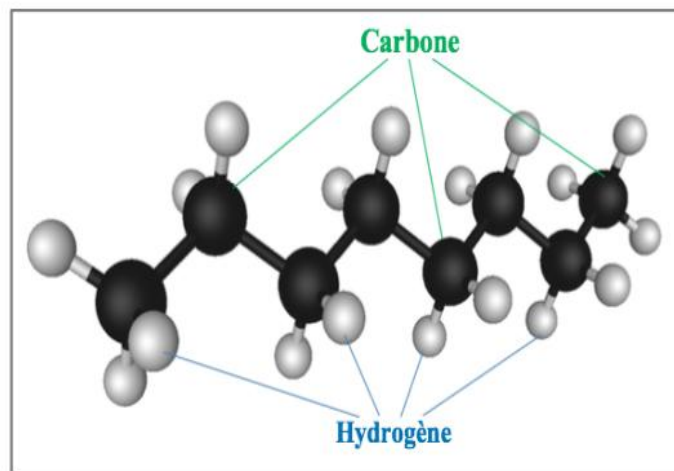


Figure 1: Structure moléculaire d'un hydrocarbure « l'octane : C_8H_{18} »

(Nguemté, 2019)

Par ailleurs, ils peuvent aussi contenir d'autres éléments minoritaires qui sont des atomes de soufre, d'azote et d'oxygène (Fattal, 2008).

Le terme « hydrocarbure » désigne les composés organiques présents dans divers matériaux géologiques, notamment le pétrole, le bitume, le charbon et leurs dérivés (Liu, Wang, Chen, *et al.*, 2023). Dans un sens plus large, ce terme est communément utilisé pour désigner des produits émanant du pétrole brut ; mélange hétérogène de composés chimiques contenant du carbone, de l'hydrogène, avec parfois, des atomes d'oxygènes, d'azote et de soufre (Gassi, 1998; Diagne et Talhi, 1999) (Tableau 01).

Tableau 1: Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers (Speight, 2014).

| Éléments | Pourcentage |
|-----------|-------------|
| Carbone | 83% - 87% |
| Hydrogène | 10% - 14% |
| Azote | 0.1% - 02% |
| Oxygène | 0.05% - 06% |
| Soufre | 0.05% - 06% |
| Métaux | < 0.1% |

Cependant la majorité des hydrocarbures que l'on trouve naturellement se trouvent dans le pétrole brut, où la matière organique décomposée fournit une abondance de carbone et d'hydrogène qui, lorsqu'ils sont liés, peuvent se regrouper en chaînes qui semblent sans fin (Sparkman *et al.*, 2011). En fait, les huiles ou pétrole brute se forment lors de la dégradation de la matière organique sous l'effet de l'augmentation de la température et la pression à profondeur moyenne (Pimsee, 2014).

En fait, lors de la dégradation de la matière organique (Fig. 2) sous l'effet de l'augmentation de la température et de la pression, à profondeur moyenne (température moyenne) les huiles ou pétrole brut sont formés (Pimsee, 2014).

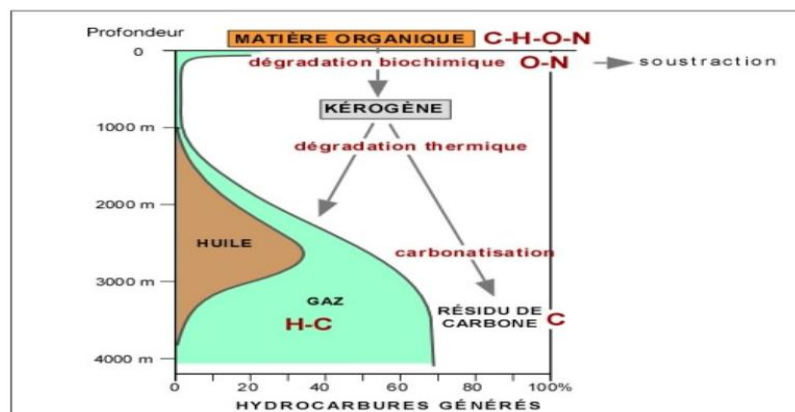


Figure 2: Formation des hydrocarbures (ULaval, 2008)

4. Classification des hydrocarbures

4.1. Hydrocarbures aliphatiques

Les hydrocarbures aliphatiques, abondants dans les gisements pétroliers et gaziers, présentent des structures moléculaires linéaires ou cycliques (Varjani, 2017).

Étant non polaires et hydrophobes, leur faible polarité limite leur solubilité et réactivité en eau à température ambiante (Pandolfo *et al.*, 2023). Ces composés constituent la base des combustibles fossiles comme le gaz naturel et l'essence (Wade, 1991; Rocher et Moilleron, 2000). Ils se divisent en deux grandes catégories : saturés et insaturés.

✓ **Hydrocarbures saturés**, composés sans liaisons multiples, incluant les alcanes (C_nH_{2n+2}) et cycloalcanes (C_nH_{2n}), réputés pour leur stabilité chimique et leur inertie (Druart *et al.*, 2013 ; Geo, 2018). Les cyclanes constituent 40 à 50 % des pétroles bruts et sont cruciaux dans la production de polymères (Marchand et Kantin, 1995).

Les hydrocarbures naphthéniques, bien que moins toxiques que les alcanes, ont une persistance environnementale plus élevée (Fattal, 2008).

✓ **Hydrocarbures insaturés**, comprenant les alcènes (C_nH_{2n}) et les alcynes (C_nH_{2n-2}), ces composés possèdent des doubles ou triples liaisons, les rendant très réactifs (Oultaf, 2015). Ils participent à des réactions fondamentales telles que l'halogénéation et la polymérisation (Geo, 2018), jouant un rôle central dans de nombreuses transformations chimiques.

4.2. Hydrocarbures aromatiques

Les hydrocarbures aromatiques, exclusivement insaturés, comprennent deux grandes familles : les monocycliques (HAM), comme les BTEX, et les polycycliques (HAP), composés de plusieurs noyaux condensés (Zeng et Vista, 1997). Les HAP, présents à hauteur de 15 à 40 % dans les pétroles bruts, sont divisés en légers (2-3 cycles) et lourds (4-6 cycles). Certains présentent une solubilité aqueuse favorisant leur dispersion dans l'environnement (Pimsee, 2014). Reconnus pour leur *toxicité*, leur *persistance* et leur *bioaccumulation*, les HAP comme le benzo(a)pyrène sont cancérigènes (Fattal, 2008 ; Alaidaroos, 2023) et figurent parmi les polluants prioritaires de l'US-EPA (Dupuy, 2014). Issus de la combustion incomplète de matières organiques, leur présence généralisée et leurs risques écotoxicologiques justifient un encadrement réglementaire strict (Gruyer *et al.*, 2015).

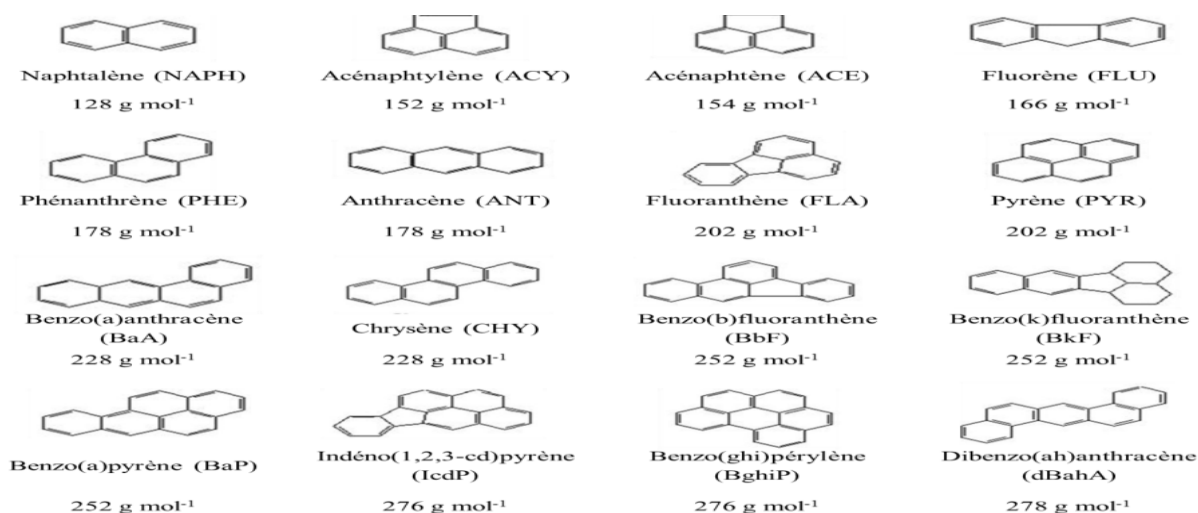


Figure 3: Représentations des 16 HAP prioritaires retenus par l'US-EPA

(Dupuy, 2014)

4.3. Composés polaires

Les composés polaires, incluant les résines et les asphaltènes, représentent les fractions les plus lourdes des hydrocarbures.

- **Résines** : Petites molécules contenant des hétéroatomes (oxygène, azote) sous forme d'aldéhydes, cétones ou acides (Bocard, 2006). Leur forte polarité favorise leur solubilité dans l'eau, augmentant leur biodisponibilité et leur toxicité pour les organismes aquatiques (Melbye *et al.*, 2009). Elles sont persistantes dans les environnements littoraux, où elles forment des goudrons résiduels (Fattal, 2008).
- **Asphaltènes** : Molécules polycycliques à haut poids moléculaire, insolubles dans les n-alcanes mais solubles dans les solvants aromatiques (Marchand, 1998). Ils contiennent divers hétéroatomes (soufre, oxygène, azote) et métaux traces (nickel, vanadium), influençant les propriétés du pétrole brut malgré leur faible concentration. Leur capacité à former des dépôts solides pose des défis pour l'exploitation et le raffinage (Fattal, 2008). Leur structure chimique complexe et leur rôle dans la stabilisation des émulsions pétrolières en font des éléments clés pour comprendre la dynamique du pétrole brut (Tharanivasan *et al.*, 2012 ; Gruyer *et al.*, 2015).

4.4.Mélanges d'hydrocarbures (carburants)

Les carburants comme l'essence et le gasoil sont des mélanges complexes d'hydrocarbures pétroliers, dont la composition varie selon l'origine du pétrole brut et les conditions de raffinage (Piedrafita et Carnicer, 2007). Des additifs en faible quantité sont intégrés pour améliorer leurs propriétés, incluant des produits antidétonants, antioxydants, antigels, substituts du plomb et colorants (Muck, 2007).

4.4.1. Essences

L'essence est un liquide incolore à l'odeur caractéristique, pouvant présenter une coloration jaune (Piedrafita et Carnicer, 2007). Elle possède une forte densité énergétique, avec un nombre de carbones compris entre 4 et 10 (Marchal *et al.*, 2003). Sa composition comprend environ 230 hydrocarbures différents, répartis en cinq classes principales : 36 % de BTEX, 35 % d'iso-alcanes, 14 % de composés aromatiques, 9 % de n-alcanes, 4 % d'alcènes et 2 % de cycloalcanes (Marchal *et al.*, 2003). La distillation de l'essence s'effectue entre 30 et 200 °C, avec une densité moyenne de 0,72 à 0,77 et un rapport H/C variant entre 1,7 et 1,9 (Saada *et al.*, 2005).

4.4.2. Gazoles

Étant l'un des principaux produits de distillation du pétrole brute, les gazoles sont des mélanges complexes qui se composent principalement d'hydrocarbures aliphatiques (Nwinyiet *al.*, 2014) ; ils ne contiennent pas d'alcènes (Saada *et al.*, 2006). Selon Adam et Duncan (1999), ces mélanges complexes d'hydrocarbure sont constitués par les alcanes à faible poids moléculaire et les HAP. D'ailleurs, ils sont composés de 46% d'isoalcanes etcycloalcanes, 30% de composés aromatiques et 24% de n-alcanes (Marchal *et al.*, 2003).

Les gazoles contiennent 2000 à 4000 fractions d'hydrocarbures qui ne peuvent être totalement séparées que par chromatographie en phase gazeuse (Marchal *et al.*, 2003). Leur nombre d'atome de carbone variant entre 11 et 25 ; selon Colombano *et al* (2014), ils sont très peu solubles dans l'eau, leur température d'ébullition se situe entre 170 et 390 °C (Tableau 02). Les gazoles sont distillés à des températures comprises entre 180 et 380°C et ont une densité de 0.82 à 0.86 (Saada *et al.*, 2005).

Tableau 2: Propriétés physico-chimiques du gasoil (Colombano *et al.*, 2003).

| Température d'ébullition | Solubilité dans l'eau | Masse volumique à 15°C | Limites d'explosivité dans l'air | Pression de vapeur saturante |
|--------------------------|-----------------------|--|---|------------------------------|
| 170-390 °C | Très peu soluble | 0.82-0.89g/cm ³ (820-890g/l) | Inférieure : 1%vol Supérieure : 6%vol | 1Pa à 20°C |

Dans leur composition, on trouve également des éléments tels que : le soufre, l'azote et l'oxygène en faibles concentrations sans oublier les métaux comme le plomb, le nickel, le sodium, le calcium, le cuivre et l'uranium (Posthuma, 1970 ; Bona *et al.*, 2011).

5. Propriétés physico-chimiques des hydrocarbures

Les hydrocarbures se caractérisent par diverses propriétés physico-chimiques dont les plus couramment utilisées sont la viscosité, le point d'écoulement, la densité, la solubilité, le point d'éclair et la tension interfaciale. En effet, il est important de prendre connaissance de ces propriétés physico-chimiques des hydrocarbures déversés pour bien mener l'opération de dépollution ou décontamination (Fattal, 2008).

- **Viscosité**

La viscosité mesure la résistance à l'écoulement d'un fluide et influence son infiltration et sa circulation dans le sol. Une viscosité faible accélère le déplacement des hydrocarbures ou polluants, tandis qu'une viscosité élevée le ralentit (Lemière *et al.*, 2001). Elle affecte directement la perméabilité des matériaux poreux et régule l'écoulement en phase à travers les zones saturées et non saturées (Colin, 2000). La viscosité des hydrocarbures dépend de leur composition : plus ils contiennent de composés légers, plus leur viscosité est faible, tandis qu'une proportion élevée d'asphaltènes l'augmente. Par exemple, les pétroles légers comme l'essence et le diesel ont des viscosités respectives de 0,5 et 2,0 mPa.s⁻¹ à 15 °C.

- **Point d'écoulement**

C'est la température à laquelle un produit commence à s'écouler. Dans le des hydrocarbures, le produit devient semi-solide et ne coule plus en dessous de cette température. Plus la température baisse, plus les paraffines forment des structures cristallines qui en compromettent l'écoulement (ITOPF, 2012). Cette propriété est fortement liée à la viscosité. Ainsi, plus le contenu en paraffines est faible, comme dans le cas des mazouts intermédiaires et lourds, plus les hydrocarbures seront caractérisés par un point d'écoulement élevé.

- **Densité**

La densité d'un hydrocarbure, définie comme sa masse par unité de volume, détermine sa flottabilité dans l'eau. Les hydrocarbures ayant une densité entre 0,7 et 0,99 g/ml à 15 °C flottent généralement sur l'eau (Fingas, 2012). Dans la nappe phréatique, un hydrocarbure plus dense que l'eau peut s'accumuler au contact du substratum de l'aquifère, tandis qu'un hydrocarbure moins dense forme une galette flottante en surface (Colin, 2000). Cependant, la densité diminue lors de processus d'altération, notamment par évaporation des fractions légères, variations de température et interactions avec des particules (Radović *et al.*, 2012).

- **Solubilité**

Désignant la capacité d'une substance à se dissoudre dans l'eau, la solubilité indique la tendance d'une substance à la mobilisation par lessivage lors d'épisodes pluvieux, par ruissellement ou inondation. Elle détermine l'existence, l'extension et la composition des panaches de contamination dissoute (Colin, 2000).

Les hydrocarbures sont entraînés par les eaux dans le sol, ils sont faiblement solubles dans l'eau, mais ceux qui sont solubles sont les plus dangereux pour l'environnement (Chaineau *et al.*, 2000). L'importance de cette solubilité chez les hydrocarbures est confirmée par Fingas (2012), une fois solubilisés, certains hydrocarbures même à très faible concentration peuvent se révéler toxiques pour les organismes aquatiques. Les composés aromatiques légers sont en principe les hydrocarbures pétroliers les plus solubles.

- **Point d'éclair**

Le point d'éclair ou point d'inflammabilité est défini comme la plus basse température à laquelle les fractions d'hydrocarbures s'enflamment lorsqu'elles sont soumises à une étincelle. Il s'agit de la température à partir de laquelle un produit dégage suffisamment de vapeur pour former un mélange inflammable avec l'air au contact d'une étincelle ou d'une flamme. Fraîchement déversés plusieurs hydrocarbures sont susceptibles de s'enflammer tant que les composés volatils ne se sont pas évaporés et dispersés dans l'atmosphère (Fingas, 2012). Selon le règlement sur les matières dangereuses du Québec, un liquide est considéré comme inflammable lorsque son point d'éclair est inférieur à 61°C comme la majorité des pétroles bruts, l'essence, le diesel. Par exemple, le mazout a un point d'éclair aux alentours de 55°C tandis que certaines essences ont des points d'éclair -4°C (Fattal, 2008).

- **Tension interfaciale**

C'est la force d'attraction ou de répulsion qui s'exerce à l'interface entre l'eau et les hydrocarbures. La tension interfaciale a tendance à diminuer lorsque la température augmente. Elle peut être prise en compte avec la viscosité pour évaluer la vitesse de propagation des hydrocarbures sur l'eau. Plus les hydrocarbures se répandront facilement sur l'eau, plus la tension interfaciale sera considérée comme faible (Fingas, 2012).

6. Transfert et disponibilité des hydrocarbures dans le sol

6.1. Facteurs de disponibilité des hydrocarbures dans le sol

La disponibilité des polluants dans le sol dépend de leur *mobilité*, de leurs *propriétés physico-chimiques* et de l'aptitude du sol à les freiner via adsorption, réaction ou précipitation (Maerten *et al.*, 2012).

Ils peuvent se dissoudre dans l'eau, s'équilibrer avec la phase gazeuse ou s'adsorber sur les particules solides. Les composés hydrophobes, fortement liés à la matière organique, sont peu mobiles et peu absorbés par les plantes (Jouannin, 2004).

L'adsorption est influencée par la lipophilie des substances, le taux de matière organique, la teneur en argile et le poids moléculaire (Scriban, 1999 ; Saada *et al.*, 2005). Le coefficient de partage sol-eau (KOC), indicateur clé du devenir des polluants, augmente avec l'hydrophobie et le carbone organique du sol (Nguyen *et al.*, 2005). Enfin, la répartition des polluants entre phases solide, liquide et gazeuse varie selon le pH, l'oxydo-réduction et la constante d'Henry (H), qui régule leur volatilisation ou solubilité (Maerten *et al.*, 2012).

6.2.Mécanismes de transfert des hydrocarbures dans le sol

Le déplacement des hydrocarbures dans le sol dépend de divers paramètres : teneur en eau, végétation, température, texture du sol, viscosité et composition du polluant (Koller, 2004). Après un déversement, ils s'étalent puis s'infiltrent jusqu'à un seuil de saturation appelé rétention primaire (Bergue et Mérienne, 1985).

L'infiltration est accélérée dans les sols secs et poreux, mais freinée ou étalée dans les sols argileux saturés (Nguemté, 2019). La profondeur atteinte, influencée par les forces capillaires, détermine le risque de contamination des nappes, tandis que le niveau piézométrique agit sur la mobilité des hydrocarbures libres. Enfin, des processus comme l'absorption, l'adsorption, la désorption et la diffusion régissent leur comportement en tant que polluants organiques (Semple *et al.*, 2003).

- **Volatilisation**

La volatilisation des hydrocarbures concerne surtout les composés légers à forte mobilité, facilitant leur passage du sol vers l'atmosphère et contribuant à la pollution de l'air (Neff *et al.*, 2000 ; Soltani, 2004 ; Koller, 2004). Elle dépend de paramètres comme *la* pression de vapeur, *la* constante de Henry, *la* densité de vapeur et les conditions climatiques (vent, humidité, température). Une pression de vapeur > 133 Pa et une constante de Henry $> 100 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ favorisent ce transfert (Saada *et al.*, 2005). Les sols sableux, plus poreux, facilitent cette volatilisation, contrairement aux sols argileux. L'humidité du sol peut la freiner en bloquant les pores avec de l'eau. Enfin, les hydrocarbures dont la densité de vapeur est inférieure à celle de l'air sont plus susceptibles de se volatiliser (Saada *et al.*, 2005).

- **Solubilisation**

La solubilisation des hydrocarbures, généralement faible, conditionne leur comportement environnemental. Elle dépend de leur *masse moléculaire* (les composés légers étant plus solubles) et de leur *polarité* (Mattei, 1995). Ainsi, les hydrocarbures aromatiques à faible nombre de carbone présentent une solubilité relative, contrairement aux composés lourds, quasi-insolubles (Bertrand et Mille, 1989). Une solubilité élevée favorise la migration vers les eaux souterraines, la dispersion et la biodégradation microbienne (Bergue et Mérienne, 1986 ; Saada *et al.*, 2005), mais complique leur élimination. Ces polluants peuvent être absorbés par les organismes vivants, contaminant la faune, la flore et la chaîne alimentaire (Chocat, 2004).

- **Diffusion**

La diffusion, mécanisme de transfert sous le contrôle du gradient de concentration, constitue un processus majeur de séquestration des composés organiques à l'intérieur des particules du sol (Semple *et al.*, 2003). La cinétique de diffusion est généralement lente, limitant le transfert. L'élément peut diffuser dans les différentes particules du sol et dans la porosité formée entre les particules solides. Une fois piégés, les composés organiques s'adsorbent sur les parois. La séquestration et le transfert limité des polluants réduisent leur disponibilité pour les micro-organismes et les racines des plantes, compromettant ainsi leur biodégradation et leur absorption (Dupuy, 2014).

- **Absorption**

L'absorption caractérise le transfert d'une substance chimique de l'extérieur vers l'intérieur d'une phase solide, liquide ou gazeuse (Dupuy, 2014). Elle intervient quand les particules poreuses du sol permettent au soluté sa diffusion intra particulaire, puis sa sorption sur les surfaces intérieures des particules (Jouannin, 2004).

- **Adsorption**

L'adsorption désigne l'adhérence des hydrocarbures aux composants solides du sol via des liaisons faibles, en particulier à la matière organique et aux minéraux argileux. Ce processus dépend de la maturité de la matière organique, de la granulométrie ($< 2 \mu\text{m}$), de l'hydrophobicité des composés et des propriétés du sol, notamment son humidité qui peut réduire la fixation (Koller, 2004 ; Saada *et al.*, 2005).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présentent une forte affinité pour la matière organique mature (Murphy *et al.*, 1990).

La désorption, plus lente, libère ces composés en solution aqueuse mais reste partielle, notamment en cas de vieillissement, où une part non désorbée augmente avec le temps (Dupuy, 2014). Ces mécanismes déterminent la rétention ou la mobilité des hydrocarbures dans le sol. (Fig.4)

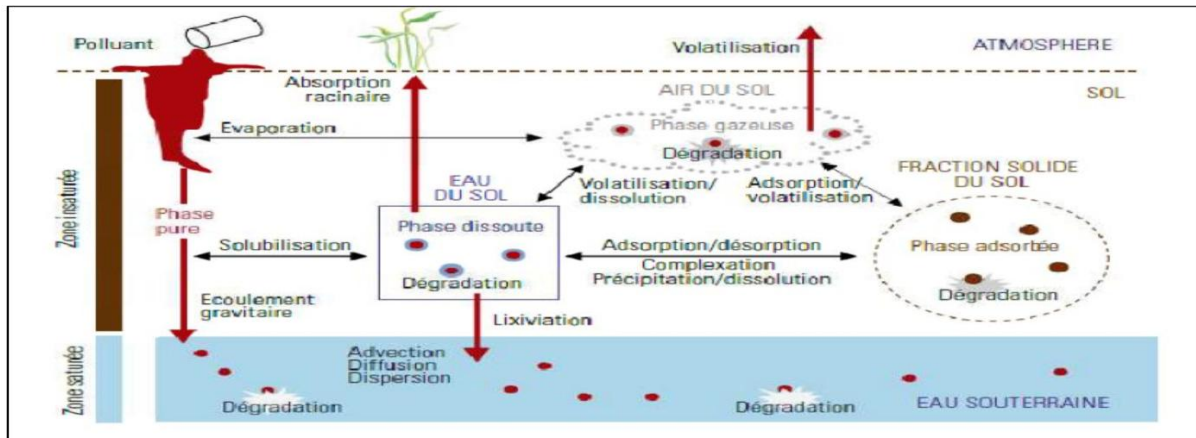


Figure 4: Processus influençant le devenir des hydrocarbures dans le sol

(Maes *et al.*, 2007).

7. Dégradation des hydrocarbures

Désignant la transformation de la molécule de base, la dégradation des hydrocarbures peut être biotique (biodégradation) ou abiotique (photolyse, réaction d'oxydo-réduction, hydrolyse).

7.1. Dégradation abiotique

La dégradation abiotique peut être physique ou chimique ; les réactions de photo-oxydation physiques, d'oxydoréductions et d'hydrolyse chimique sont les trois processus principaux de cette dégradation (Saada *et al.*, 2005).

➤ **La photolyse** est la décomposition chimique (oxydation) de substances sous l'action de la lumière, provoquant des pertes de chaînes aliphatiques. Elle n'a évidemment lieu qu'en surface des milieux d'exposition (sols, eaux et végétaux) (Nowak *et al.*, 2003).

- **Les réactions d’oxydo-réduction** se produisent dans les sols et l’eau en fonction des caractéristiques du polluant et des conditions redox du milieu. Elles impliquent des couples redox sans intervention biologique et sont généralement catalysées par des constituants inorganiques. Ce mécanisme joue un rôle significatif dans la réduction des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le sol (Laurent *et al.*, 2005).
- **L’hydrolyse**, s’agissant de l’action de l’eau sur un polluant (ou hydrocarbure), consécutive à la dissociation ionique de l’eau ; a lieu dans les phases aqueuses des milieux (Nowak *et al.*, 2003).

7.2.Dégradation biotique

La biodégradation des hydrocarbures est un processus clé de dépollution, assuré principalement par des bactéries et champignons capables de transformer ces composés en sous-produits moins nocifs (Vogel et Ballerini, 2001 ; Saada *et al.*, 2005 ; Sikandar *et al.*, 2015). Appelée activité hydrocarbonoclaste, elle repose sur l'utilisation des hydrocarbures comme source de nutriments (Fattal, 2008), et s’avère particulièrement efficace pour les molécules à faible nombre d’atomes de carbone (Saada *et al.*, 2005).

Elle s’opère en conditions aérobies, produisant H₂O et CO₂ via une succession de réactions métaboliques avec apport d’oxygène et de nutriments (Rivière, 1998 ; Colin, 2000), ou en conditions anaérobies, où les bactéries utilisent des accepteurs d’électrons comme le SO₃, générant du méthane ou de l’acide sulfhydrique (Colin, 2000). Les hydrocarbures présentent des taux de biodégradabilité variables selon leur nature, notamment les produits pétroliers (Tableau 03)

Tableau 3: Biodégradabilité des produits pétroliers (Fattal, 2008).

| Produits pétroliers | Biodégradabilité |
|----------------------|------------------|
| Essence | 90 – 100% |
| Kérosène | 80 – 100% |
| Gasols | 60 – 85% |
| Fiouls lourds | 10 – 20% |
| Lubrifiants | < 50% |
| Asphaltes et bitumes | Négligeable |
| Pétrole brut | 30 – 70% |

Étant des composés de mêmes classes d'hydrocarbures, les gasoils et les essences présentent des degrés de biodégradabilité différents. Ceci s'explique par le fait que les gasoils soient constitués majoritairement d'hydrocarbures plus lourds (iso-alcanes et alcanes ramifiés) tandis que les essences sont majoritairement constituées de BTEX et autres aromatiques légers (Marchal *et al.*, 2003). En règle générale, plus la masse molaire ou le nombre de cycle augmente, plus la vitesse de biodégradation diminue (Saada *et al.*, 2005).

8. Effets écotoxicologiques des hydrocarbures

Le sol, essentiel aux écosystèmes terrestres et à l'Homme, est gravement affecté par la pollution aux hydrocarbures, des contaminants organiques dangereux et omniprésents. Ces hydrocarbures perturbent l'environnement en impactant les micro-organismes, les plantes, les animaux et la santé humaine (Koller, 2004). L'ampleur des effets dépend du type d'hydrocarbures, de leur durée de contact, de leur quantité et de leur toxicité. Les hydrocarbures légers, généralement plus toxiques et abondants que les hydrocarbures lourds, représentent un risque environnemental majeur (Fattal, 2008).

8.1.Effets sur l'environnement et les êtres vivants

La pollution par les hydrocarbures engendre des impacts majeurs, allant de catastrophes écologiques à des contaminations locales. Ces composés se dispersent dans l'environnement via l'air ou les eaux souterraines (Fattal, 2008), les accidents de transport constituant une source fréquente de déversements graves (Bouderhem et Khelil, 2017). En tant que COV, ils participent à la formation de l'ozone troposphérique par réactions photochimiques.

Les HAM et surtout les HAP sont particulièrement toxiques pour les organismes aquatiques et terrestres (Liu *et al.*, 2015). Leur dangerosité dépend de leur *biodisponibilité*, car leur faible solubilité dans les sols favorise leur adsorption sur la matière organique et leur migration vers les micro-agrégats, réduisant leur accessibilité aux organismes vivants (Alexander, 2000). Les effets écotoxiques des HAP se manifestent à plusieurs niveaux biologiques, affectant microbes (Maliszewska-Kordybachet *al.*, 2007 ; Chiapusioet *al.*, 2007), protozoaires (Sverdrup *et al.*, 2002), faune édaphique (Eomet *al.*, 2007) et flore (Técher, 2011).

- **Effets sur les propriétés physiques du sol**

Les hydrocarbures influencent les propriétés physiques du sol en perturbant sa structure. Leur présence, en particulier celle des fractions lourdes comme les résines et asphaltènes, enrobe les particules minérales, empêchant leur liaison et favorisant ainsi la dispersion (Rouquerol *et al.*, 1987), ce qui peut mener au colmatage et à la dégradation de la structure du sol (Rivière, 1998). Bien que cette modification reste modérée (Diagne et Talhi, 1999), elle entraîne une augmentation de la rétention en eau (Degranges *et al.*, 1977) et de l'humidité, qui peut être supérieure de 2 % dans les sols contaminés (Bergue et Mérienne, 1986), tout en réduisant la mouillabilité.

- **Effets sur les propriétés chimiques du sol**

La présence des hydrocarbures modifie les propriétés chimiques du sol, provoquant une diminution du pH et de la teneur en potassium (K), calcium (Ca), phosphore (P) et azote (N), entraînant une légère acidification (2 à 3/10), principalement due à l'oxydation des n-alcanes et des noyaux aromatiques (Degranges *et al.*, 1977; Chaineau *et al.*, 1996; Bergue et Mérienne, 1986). La baisse en N et P réduit la biodégradation (Rivière, 1998).

Cependant, les hydrocarbures favorisent une prolifération importante de la microflore adaptée (Degranges *et al.*, 1977 ; Rouquerol *et al.*, 1987). Ils augmentent également la teneur en matière organique et en soufre (Bergue et Mérienne, 1986; Ramade, 1992 ; Abdul-Ameer Ali, 2019). La conductivité électrique (CE) s'accroît, ce qui peut inhiber les plantes sensibles aux sels, tout en favorisant une hausse des éléments traces tels que le manganèse (Mn), le zinc (Zn) et le fer (Fe) dans le sol (Degranges *et al.*, 1977).

8.2.Effets sur les propriétés biologique

- **Effets sur les microorganismes du sol**

Les effets biologiques des hydrocarbures dans le sol dépendent de leur nature, concentration et des conditions environnementales. À faibles doses (<2 %), ils peuvent stimuler la croissance de microorganismes (bactéries, champignons, levures) dès le 54^e jour après pollution (Oudot, 1975 ; Rouquerol *et al.*, 1987), mais enrichissent les composés humiques en lipides hydrophobes, peu biodégradables (Duchaufour, 2001).

À l'inverse, des concentrations plus élevées réduisent l'activité enzymatique, altèrent la diversité microbienne (Alrummanet *et al.*, 2015 ; Sakshi *et al.*, 2019) et perturbent le cycle de l'azote (Li *et al.*, 2021). À partir de 4,75 g/kg, une inhibition bactérienne marquée est observée (Demuysère, 2011). Les composés à faible masse moléculaire, solubles et lipophiles, sont particulièrement toxiques du fait de leur effet sur les membranes cellulaires (Morgan *et al.*, 1989 ; Colin, 2000), entraînant un déséquilibre écologique notable (Girard *et al.*, 2005).

- **Effets sur la biomasse microbienne**

La contamination aux hydrocarbures, notamment le pétrole brut et le diesel, inhibe la croissance de la biomasse microbienne (Rouquerollet *et al.*, 1987). Les sols moyennement ou fortement pollués subissent une diminution de leur biomasse, bien qu'elle puisse rester supérieure à celle des sols non contaminés grâce à l'adaptation de certaines populations microbiennes (Dawson *et al.*, 2007). Toutefois, cette baisse peut être compensée par l'ajout d'amendements organiques, qui stimulent la biomasse microbienne. Les traitements biologiques améliorent ainsi la récupération des sols contaminés et constituent une approche prometteuse pour leur restauration (Demuysère, 2011).

- **Effets sur la respiration microbienne**

La présence d'hydrocarbures stimule la respiration microbienne, qui peut augmenter avec des concentrations faibles ou élevées, en raison de la résistance de certains microorganismes capables de dégrader ces composés.

L'ajout d'amendements organiques et de fertilisants lors d'une bioremédiation favorise cette respiration microbienne en stimulant la croissance des populations grâce aux substrats ajoutés (Margesin *et al.*, 2000a ; Tejada *et al.*, 2008). Cependant, les traitements biologiques ne provoquent pas toujours une augmentation significative de la respiration dans les sols contaminés par les hydrocarbures (Dawson *et al.*, 2007).

- **Effets sur l'activité enzymatique**

La réduction de l'activité enzymatique dans les sols pollués aux hydrocarbures témoigne de leur toxicité sur les microorganismes, cet indicateur étant plus sensible que d'autres paramètres microbiens (Li *et al.*, 2007). L'impact des hydrocarbures dépend de leur concentration, composition, des propriétés du sol et de la durée d'exposition.

L'application d'amendements organiques ou la bioremédiation peuvent cependant stimuler l'activité enzymatique. Une bioremédiation sur des sols peu et moyennement contaminés améliore significativement les potentiels enzymatiques (Demuysère, 2011). L'ajout d'amendements organiques favorise aussi les propriétés biologiques du sol, augmentant la biomasse microbienne et l'activité enzymatique (Tejada *et al.*, 2008).

8.3.Effets sur la flore

Les hydrocarbures présents dans le sol affectent directement les végétaux par absorption racinaire, diffusion gazeuse ou dépôts atmosphériques (Colin, 2000 ; Rivière, 1998), entraînant une *phytotoxicité* marquée par inhibition de la germination, brûlures, nécroses et altération des tissus (Bergue et Mérienne, 1986 ; Koller, 2004; Ouvrard *et al.*, 2014). Les composés volatils réduisent le développement racinaire, perturbent les membranes cellulaires et diminuent photosynthèse et transpiration (Beker, 1970 ; Ould Rabah, 2012 ; Dupuy, 2014). Les BTX, en particulier, détériorent les tissus végétaux et bloquent les échanges physiologiques (Henner *et al.*, 1997). À forte dose, les hydrocarbures peuvent causer la mort des plantes et empêcher leur recolonisation (Rivière, 1998 ; Njoku *et al.*, 2009).

Certaines espèces, néanmoins, développent des mécanismes de détoxification en métabolisant les polluants ou en les neutralisant via le glutathion (Coleman *et al.*, 1997). Par ailleurs, des traitements biologiques peuvent atténuer ces effets toxiques et favoriser la régénération (Demuysère, 2011).

8.4.Effets sur l'Homme et les animaux

Une fois libérés dans l'environnement, les hydrocarbures peuvent s'intégrer aux réseaux trophiques par *bioaccumulation* et *bioamplification*, exposant les organismes à des effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques via l'inhalation, l'ingestion ou le contact cutané (Qiu *et al.*, 1997 ; Mekhalif, 2009 ; Harmens *et al.*, 2013). Certains se transforment en époxydes toxiques capables d'altérer l'ADN, induisant mutations et malformations (Nguemté, 2019).

Les HAP comme les benzo[a]anthracènes et benzopyrènes, surtout lorsqu'ils sont substitués, présentent une toxicité accrue (Ramade, 1992). Les HAM tels que le benzène, le styrène ou le phénol provoquent respectivement des troubles neurologiques, génito-urinaires et hépatorénaux (Colin, 2000).

Les alcanes peuvent engendrer des brûlures gastriques, l'éthylène des troubles visuels et cardiovasculaires (Picot et Montandon, 2013), tandis que l'hexane, bien qu'aliphatique, affecte le système nerveux (Battaz, 2009).

Enfin, l'exposition prolongée accroît les risques, comme observé lors des nettoyages de sites pollués, où des symptômes tels que troubles du sommeil et douleurs corporelles ont été rapportés (Fattal, 2008).

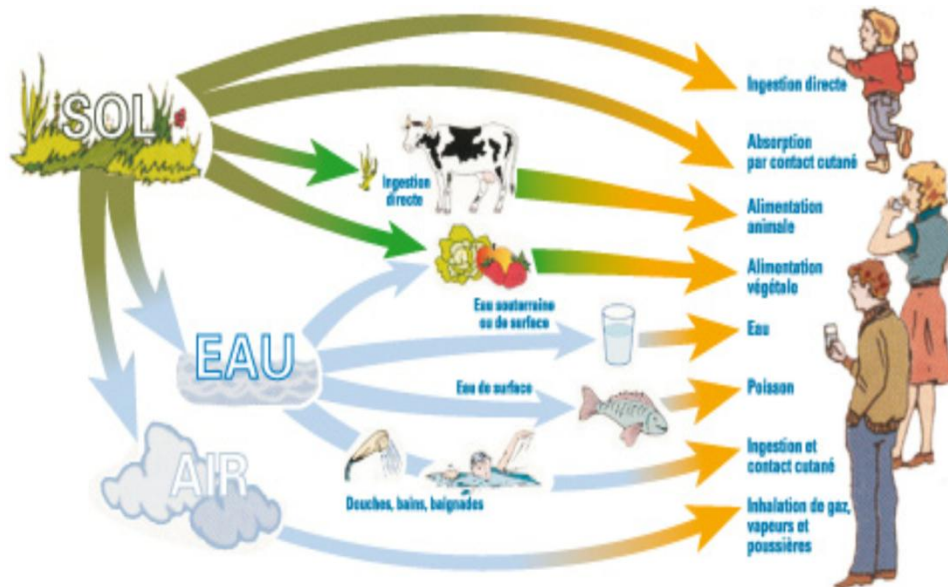


Figure 5: Chaîne de transmission des polluants organiques chez les êtres vivants

(Harmens *et al.*, 2013)

9. Décontamination des sols pollués aux hydrocarbures

La décontamination vise à épurer les sols et nappes phréatiques pollués, les rendant de nouveau utilisables pour les activités humaines (Koller, 2009). Elle réduit la pollution par évaporation des fractions légères et dégradation bactérienne, cette dernière pouvant éliminer jusqu'à 75 voire 100 % des hydrocarbures avec une bonne aération et un apport de fertilisants (Bergue et Mérienne, 1985). Les techniques de dépollution comprennent des procédés physiques, chimiques, thermiques et biologiques, appliqués ex situ (excavation et traitement hors site/sur site) ou in situ (sans excavation) (Técher, 2011). Le choix de la méthode dépend du type de polluant, de ses propriétés (volatilité, adsorbabilité, polarité), des conditions locales et de l'ampleur de la pollution.

Les contraintes administratives et économiques exigent aussi un diagnostic préalable pour orienter les actions de réhabilitation (Bouderhem et Khelil, 2017).

9.1.Procédés physiques

Les traitements physiques de la pollution environnementale reposent sur l'usage de fluides (eau, gaz) pour transporter, extraire ou immobiliser les polluants (Colombano *et al.*, 2010). Ils visent à confiner les contaminants ou à leur appliquer une énergie (thermique, mécanique, électrique) pour favoriser leur dégradation ou extraction (Simonnot et Croze, 2008).

Parmi les techniques disponibles, stabilisation, incinération, désorption thermique, pompage, volatilisation ; le lavage des sols est la méthode la plus répandue : il consiste à solubiliser les polluants dans un solvant pour les extraire plus facilement (Pavel et Gavrilescu, 2008). Les procédés d'extraction et de confinement complètent souvent cette approche afin de freiner la migration des polluants (Scriban, 1999).

- **Procédés physiques par piégeage**

Ces techniques ne font qu'immobiliser les polluants en les confinant ou en les stabilisant. Il s'agit d'isoler la source de pollution à l'aide de matériaux argileux et / ou synthétique. Ces derniers sont utilisés en couverture, en parois verticales et horizontales, en injections dans le sol ou encapsulation (Colin, 2000). Ces matériaux ou substances fixatrices introduit-e-s dans les sols n'altèrent rien leurs propriétés et leur fertilité (Colin, 2000 ; Girard *et al.*, 2005).

- **Procédés physiques par évacuation (excavation)**

Reposant sur l'extraction des polluants du sol, l'excavation est la méthode la plus simple à mettre en œuvre et qui permet de supprimer rapidement une source de pollution locale. Généralement, les terres excavées sont acheminées vers un centre de traitement spécialisé (Come et Ducreux, 2001) ; précisément ces sols contaminés extraits vont être stockés sous contrôle, lavés, concentrés ou dépollués. Ces méthodes sont applicables de façon préliminaire à une méthode de traitement complémentaire (Girard *et al.*, 2005)

9.2.Procédés thermiques

Les traitements thermiques sont largement utilisés pour éliminer les polluants organiques en les transformant majoritairement en CO₂ et H₂O (Benfardia et Chenine, 2014).

Bien qu'inefficaces sur les métaux, ils sont courants en décontamination (Koller, 2009), notamment via l'incinération, la désorption thermique (250–500 °C) et la pyrolyse, sur site ou hors site (Lecomte, 1998). Les sols très pollués sont souvent incinérés à plus de 1000 °C.

Ces méthodes assurent une dépollution élevée des HAP (jusqu'à 99 %) mais impliquent un coût énergétique élevé et peuvent stériliser les sols, limitant leur réutilisation (Gérard *et al.*, 2005 ; Ouvrard *et al.*, 2014 ; Soleimani et Jaber, 2014).

9.3. Procédés chimiques

Les traitements chimiques utilisent des solvants, acides ou électrolyses pour éliminer ou transformer les polluants en composés moins toxiques et plus biodégradables (Lecomte, 1998 ; Colombano *et al.*, 2010). Ils reposent sur divers mécanismes, comme l'oxydation-réduction, l'adsorption-désorption, l'ajustement du pH et l'échange d'ions, nécessitant un réactif adapté en fonction du type de pollution (Colin, 2000 ; Hanna, 2004). Ces procédés peuvent être appliqués in situ ou ex situ après excavation, leur efficacité dépendant de la mobilisation des contaminants en phase liquide ou du maintien des sols sous forme de boues (Bouderhem et Khelil, 2017). Parmi les technologies majeures figurent l'oxydation chimique, l'extraction chimique, le lavage des sols in situ et la réduction chimique, cette dernière étant particulièrement efficace contre la pollution aux hydrocarbures (Dufresne, 2013).

9.4. Procédés biologiques

Les méthodes physiques, chimiques et thermiques de dépollution sont coûteuses, énergivores et peuvent altérer la biodiversité, compliquant la re-végétalisation des sols (Colombano *et al.*, 2010). En alternative, les techniques biologiques curatives, plus respectueuses de l'environnement et économiques, sont privilégiées pour préserver les propriétés du sol (Origo *et al.*, 2012 ; Vaziri *et al.*, 2013).

Les procédés biologiques mobilisent des micro-organismes (bactéries, champignons) et des végétaux (plantes, arbres) pour dégrader, stabiliser ou extraire les polluants via absorption et transformation (Colin, 2000). On distingue le métabolisme, où les polluants sont utilisés comme source d'énergie, et le co-métabolisme, où ils sont dégradés sans favoriser la croissance bactérienne (Dufresne, 2013).

Les principales méthodes biologiques sont la bioremédiation, qui exploite des microorganismes tels que *Novocardia*, *Rhodococcus* et *Pseudomonas* (Rahman *et al.*, 2003; Verdin *et al.*, 2004 ; Girard *et al.*, 2005), et la phytoremédiation, qui utilise les plantes en interaction avec des microorganismes pour stabiliser ou transformer les hydrocarbures (Shahsavari *et al.*, 2013).

Une variante, la mycoremédiation, repose sur des champignons mycorhiziens pour restaurer les sites contaminés, bien que leur absence limite son efficacité dans certaines zones minières (Dalpé, 2005; Quoreshi, 2008).

CHAPITRE II : PHYTOREMÉDIATION

Nouvelle approche dans la dépollution des sols contaminés par divers polluants, la phytoremédiation suscite un intérêt grandissant. Si l'on dispose actuellement de technologies valables pour le traitement des eaux et des sols, en revanche, les fortes interactions avec la matrice organo-minérale rendent difficile l'extraction ou l'inactivation des polluants des sols à partir des technologies disponibles, sans altérer les propriétés du milieu. Ainsi, vu leur capacité à agir sur les polluants des sols, les plantes sont considérées avec un regard nouveau. Utilisant le soleil comme source d'énergie, dotée d'un système racinaire « prospecteur » et ayant un impact modéré sur les propriétés intrinsèques du sol, leur utilisation dans le traitement des sols pollués constitue une excellente alternative.

1. Définition

La phytoremédiation, issue des termes grecs *phyto* (plante) et latins *remedium* (corriger un méfait), désigne la remédiation biologique des contaminants environnementaux via l'action des végétaux et des microorganismes associés (Salt *et al.*, 1995 ; Bert et Deram, 1999).

Elle regroupe des techniques exploitant les plantes pour bloquer, extraire, accumuler, stabiliser, transformer ou détruire les polluants organiques et inorganiques, tels que les métaux lourds et les radioéléments (Cunningham *et al.*, 1995; Dechamp et Meerts, 2003). Contrairement aux procédés chimiques, cette approche non destructrice préserve l'état naturel du sol sans impact négatif sur sa fertilité, permettant l'exploitation des végétaux cultivés (Lecomte, 1998).

La phytoremédiation représente une alternative écologique, paysagère et financière aux méthodes conventionnelles de dépollution des terrains contaminés (Origoet *al.*, 2012). Également appelée agro-remédiation, botano-rémédiation ou remédiation végétative, elle constitue une technologie verte prometteuse pour l'assainissement durable des sols, eaux et parfois de l'air.

2. Phytoremédiation vue comme une nouvelle approche

L'utilisation des plantes pour la réhabilitation environnementale remonte à plus de 3 000 ans, notamment pour le traitement des eaux (Salt *et al.*, 1995). La première application documentée de la phytoremédiation sur un site minier date des années 1970 (Barceló et Poschenrieder, 2003).

Depuis les années 1990, cette approche a gagné en popularité auprès des agences et industries en raison de son coût réduit, représentant environ un dixième de celui des techniques conventionnelles (Glass, 1999).

Des recherches approfondissent ses applications (Efe et Okpali, 2012 ; Al-Mansoori *et al.*, 2015; Petrová *et al.*, 2017), notamment pour la décontamination des grands sites pollués, dont la réhabilitation par des moyens traditionnels serait économiquement prohibitive (Garbisu et Alkorta, 2003). Ces techniques coûtent 10 à 100 fois moins cher que les méthodes physico-chimiques (Illović *et al.*, 2012), et leur application in situ améliore le rapport coût/efficacité tout en réduisant les risques d'exposition aux polluants (Pilon-Smits, 2005).

En parallèle, la phytoremédiation gagne en popularité auprès du grand public, qui privilégie des solutions écologiques et durables pour la gestion environnementale (Hou et Al-Tabbaa, 2014).

3. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols

La phytoremédiation est efficace pour la dégradation des contaminants organiques mais reste limitée pour les polluants inorganiques, qui ne peuvent être que concentrés, déplacés ou immobilisés en raison de leur non-biodégradabilité (Susarla *et al.*, 2002). Les plantes absorbent, accumulent et détoxifient les polluants du sol via divers processus physiques, chimiques et biologiques, exploitant les propriétés de différentes espèces végétales adaptées aux sites pollués (Majeti *et al.*, 2009; Messou *et al.*, 2013).

Ce procédé repose sur les interactions entre plantes, sol et microorganismes, permettant soit l'absorption et la métabolisation des contaminants, soit leur stockage ou immobilisation pour limiter leur dissémination.

Les polluants peuvent être retenus dans les racines, tiges ou feuilles et transformés en composés moins toxiques grâce à l'action des microorganismes rhizosphériques (Vaziri *et al.*, 2013). Certains peuvent être convertis en gaz moins nocifs via évapotranspiration ou adhérer aux racines par adsorption (Nguemté, 2019).

Chaque type de pollution (déchets enfouis, panache de pollution, pollution diffuse ou localisée) nécessite une approche spécifique, impliquant une interaction adaptée entre végétaux et microorganismes selon le type de polluant (métaux, hydrocarbures, composés organiques volatils) et l'élément contaminé (sol ou eau) (Tuháčková *et al.*, 2001). L'efficacité dépend de l'espèce végétale, la fertilité du sol, la présence de microorganismes et le métabolisme des plantes (Vaziri *et al.*, 2013).

La biodisponibilité des polluants joue également un rôle clé : une faible biodisponibilité favorise la phytostabilisation, tandis qu'une biodisponibilité élevée permet la phytoextraction et leur élimination du sol (Saraswat et Rai, 2009).

4. Catégories de Phytoremédiation : principes et applications

La phytoremédiation regroupe diverses stratégies permettant aux plantes de décontaminer les sols, les boues, les sédiments et les eaux usées. Selon le type de contaminant, les conditions du site, le niveau de dépollution nécessaire et les espèces végétales utilisées, cette technologie se décline en plusieurs catégories : la phytoextraction, la phytofiltration, la phytostabilisation, la phytovolatilisation et la phytodégradation. Chaque approche repose sur un mécanisme spécifique visant à éliminer ou stabiliser les polluants organiques et inorganiques présents dans les milieux contaminés, qu'il s'agisse de sols, de boues, de sédiments, d'eaux souterraines, d'eaux de surface ou d'eaux usées (Raskin *et al.*, 1997; Alcorta *et al.*, 2004). Ces différentes techniques exploitent les capacités des plantes à absorber, stocker, transformer ou limiter la mobilité des contaminants afin de réduire leur impact environnemental et sanitaire. Voir les mécanismes détaillés de la phytoremédiation (Fig. 6 et Fig. 7) ainsi que les polluants associés (Tableau 03).

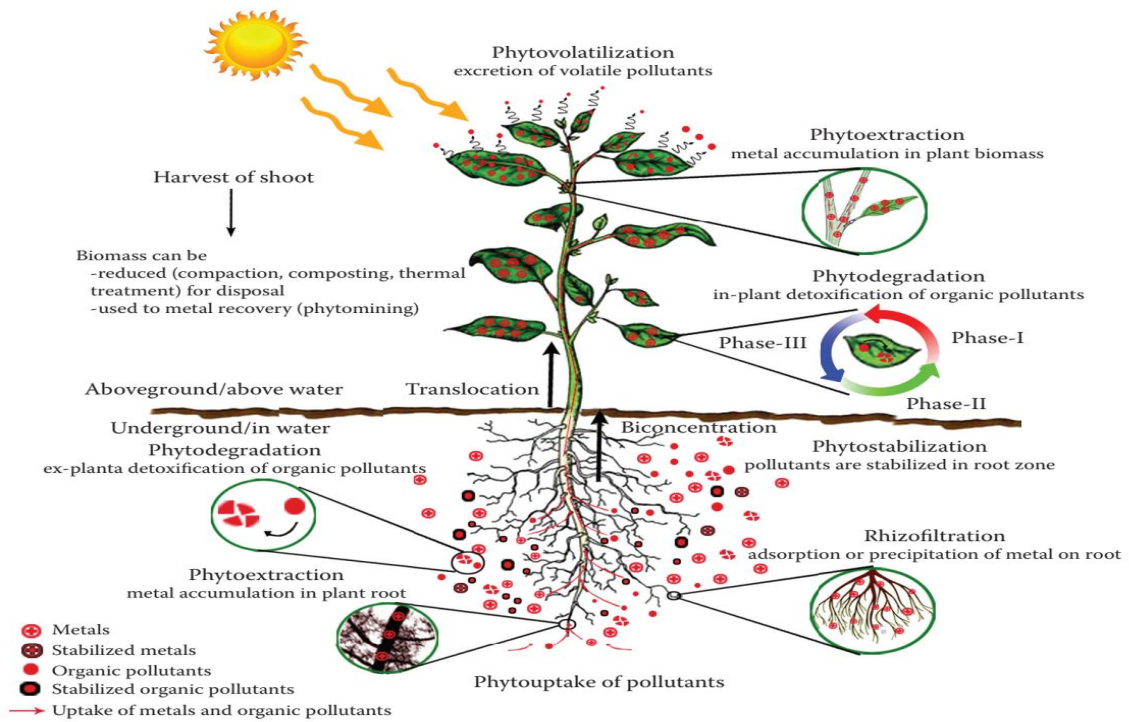


Figure 6: Représentation schématique de diverses stratégies de phytoremédiation

(Taylor et Francis, 2018)

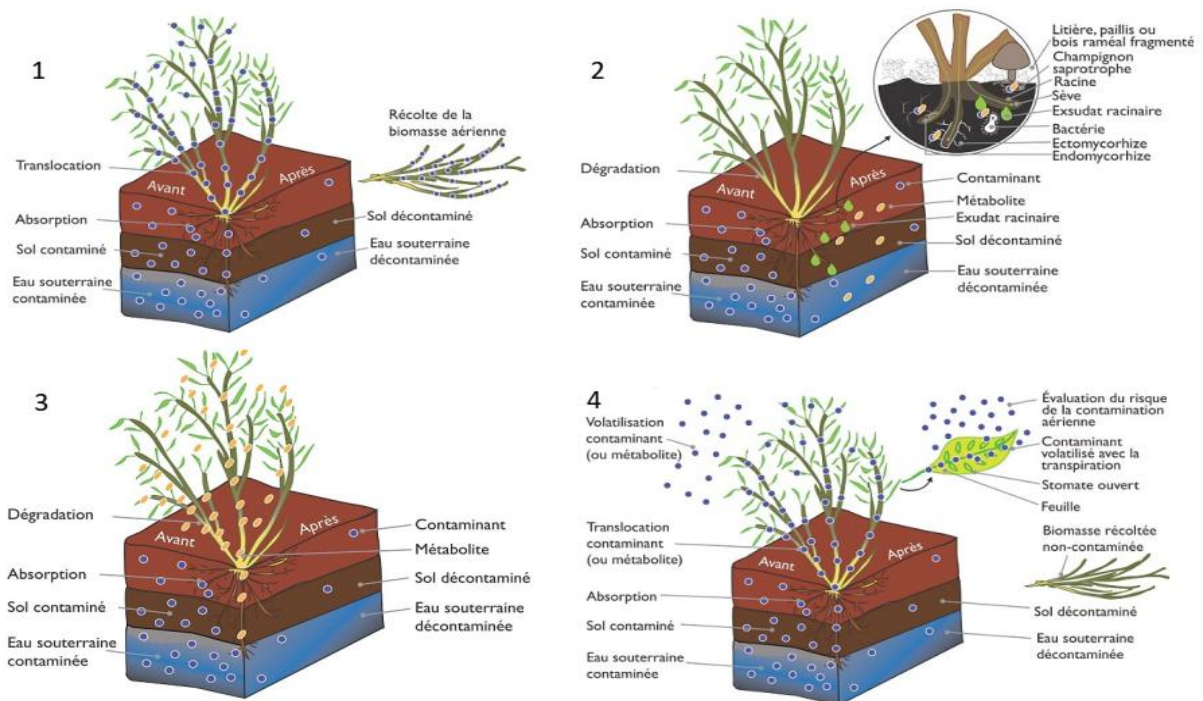


Figure 7: Schéma de la phytoextraction (1), de la rhizodégradation (2), de la phytodégradation (3) et de la phytovolatilisation (4), tiré de la fiche sur la phytoremédiation

(Hénault-Ethier, 2016)

Tableau 4: Association de quelques polluants aux mécanismes de phytoremédiation

| Mécanismes | Polluants associés |
|--|--|
| Phytoaccumulation/ phytoextraction | Cadmium, chrome, plomb, nickel, zinc et autres métaux lourds, sélénium, radionucléides; BTEX (benzène, toluène éthylbenzène, et xylène), pentachlorophénol, des composés aliphatiques à courte chaîne, et d'autres composés organiques. |
| Phytodégradation/ phytotransformation | Munitions (DNT, HMX, nitrobenzène, nitroéthane, nitrométhane, nitrotoluène, acide picrique, RDX, TNT), atrazine; solvants chlorés (chloroforme, tétrachlorure de carbone, hexachloroéthane, tétrachloroéthène, trichloroéthène, dichloroéthène, chlorure de vinyle, trichloroéthanol, dichloroéthanol, acide trichloroacétique, acide dichloroacétique, acide monochloroacétique, tétrachlorométhane, trichlorométhane), DDT; dichloroéthène; bromure de méthyle; tétrabromoéthène; tétrachloroéthane; autres chlores et des pesticides à base de phosphore; biphényles polychlorés, d'autres phénols et des nitriles. |
| Phytestabilisation | Consacré pour les métaux lourds dans les mines des bassins de résidus et prévu pour les phénols chlorés et solvants (tétrachlorure de carbone et le trichlorométhane). |
| Phytestimulation/ Rhizodégradation | Hydrocarbures aromatiques polycycliques; BTEX (benzène, toluène éthylbenzène, et xylène); autres hydrocarbures pétroliers; atrazine; alachlore; biphényles polychlorés (PCB); tétrachloroéthane, trichloroéthane et d'autres composés organiques. |
| Phytovolatilisation | Les solvants chlorés (tétrachloroéthane, trichlorométhane et tétrachlorométhane); mercure et sélénium. |
| Rhizofiltration | Métaux lourds, produits chimiques et radionucléides |

(Source : Nguemté, 2019)

4.1. Phytoextraction

La phytoextraction, aussi appelée phytoaccumulation, phytoabsorption ou phytoséquestration, utilise les plantes pour absorber, déplacer et stocker les contaminants toxiques dans leurs racines et pousses (Salt *et al.*, 1998 ; Garbisu et Alcorta, 2001). Après récolte, la biomasse polluée peut être exploitée pour divers usages, voire recyclée lorsque le métal accumulé a une grande valeur, un procédé connu sous le nom de phytomining (Pilon Smits, 2005).

Elle constitue la technique de phytoremédiation la plus reconnue et la plus appliquée pour l'élimination des métaux toxiques des environnements contaminés (Fig. 8). L'idée d'utiliser des plantes pour extraire les métaux du sol contaminé a été introduit et développé par Utsunomyia (1980) et Chaney (1983). Elle nécessite un entretien à long terme avec des récoltes régulières et une gestion sécurisée des végétaux pollués. Son coût est dix fois inférieur à celui des techniques conventionnelles (Salt *et al.*, 1995). Cependant, elle est inefficace pour certains métaux comme le Pb, mais fonctionne pour l'As, le Cd et le Ni.

La phytoextraction se déroule dans la zone racinaire peu profonde des plantes, ce qui peut être une limitation. Plusieurs facteurs influencent son efficacité : le pH, la mobilisation et l'absorption des métaux, le stockage racinaire, la capacité de transport du xylème, la distribution métallique dans les parties aériennes et la séquestration foliaire. La croissance végétale et la transpiration jouent également un rôle clé dans le succès de l'assainissement.

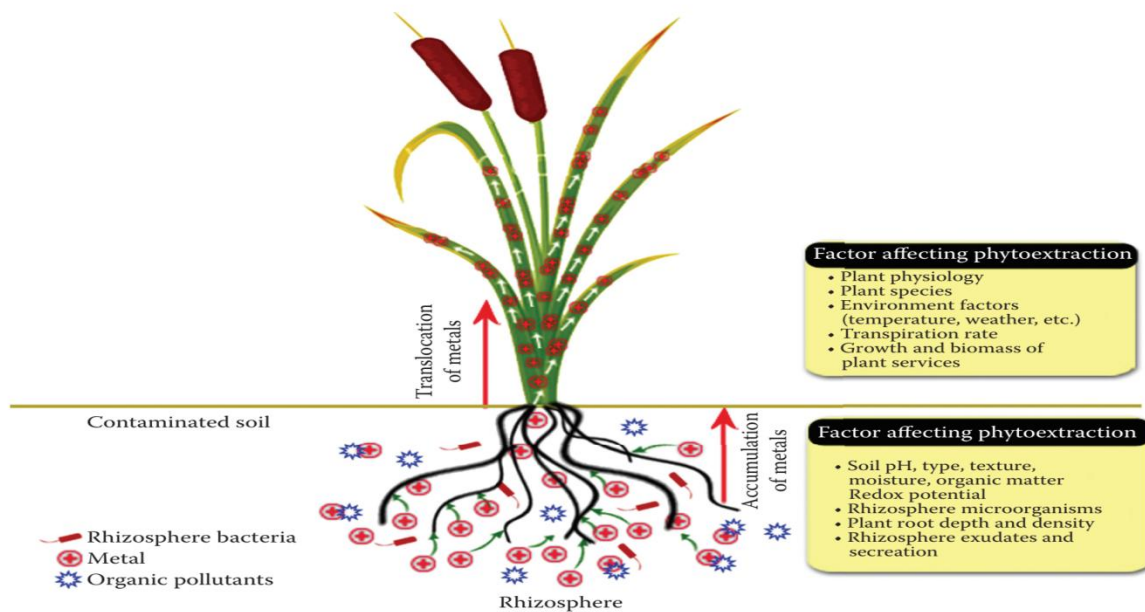


Figure 8: Illustration de la phytoextraction et des facteurs affectant son efficacité

(Taylor et Francis, 2018)

4.2. Phytofiltration

La phytofiltration est une technologie rentable qui est principalement utilisée pour assainir ou adsorber les polluants, principalement les métaux, de l'eau et des flux de déchets aqueux (Dushenkov *et al.*, 1995). Elle peut être réalisée par rhizofiltration, blastofiltration ou caulofiltration.

- **Rhizofiltration**

La rhizofiltration est une méthode écologique de traitement des eaux usées utilisant des plantes terrestres ou aquatiques pour capter les polluants, notamment les métaux toxiques, et ainsi limiter leur migration vers les nappes phréatiques et leur biodisponibilité dans la chaîne alimentaire (U.S. EPA, 2000a). Elle est efficace pour les faibles concentrations de contaminants dans de grands volumes d'eau, grâce à des plantes à racines à croissance rapide.

Elle peut être appliquée *in situ* ou *ex situ*, même avec des espèces non hyperaccumulatrices. Toutefois, la culture en hydroponie et l'entretien des systèmes associés exigent une expertise technique et des investissements spécifiques. Malgré cela, elle reste une solution flexible et durable pour la décontamination aqueuse (U.S. EPA, 2000a).

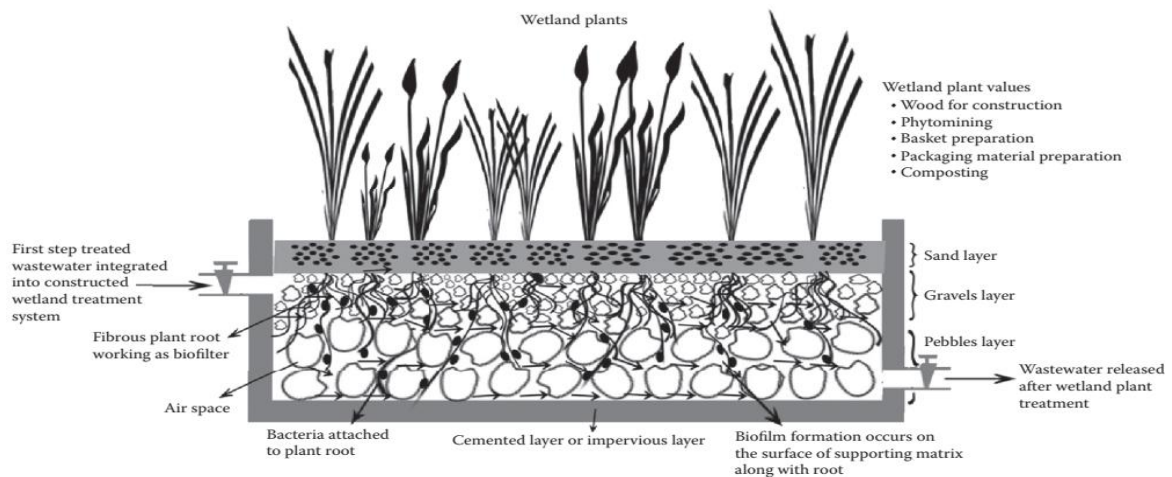


Figure 9: Schéma simplifié d'un flux horizontal souterrain en zone humide construite utilisé pour le traitement des eaux usées (Taylor et Francis, 2018)

Elle mobilise des mécanismes physiques et biochimiques (adsorption, précipitation, bioaccumulation, rhizodégradation) et biologiques (stockage intracellulaire, translocation, précipitation par exsudats racinaires) pour fixer les métaux lourds présents dans les eaux contaminées (Zaranyika et Ndapwadza, 1995 ; Zayed *et al.*, 1998). Cette technique peut être associée à la phytoextraction, phytostabilisation ou phytovolatilisation, et son efficacité dépend fortement de l'activité racinaire et des substances qu'elle sécrète.

Parmi les espèces testées, les aquatiques comme *Polygonum amphibium*, *Lemna minor*, *Eichhorniacrassipes* et *Pistiastratiotes* montrent une efficacité limitée en raison de la croissance lente de leurs racines. En revanche, des plantes terrestres telles que le tournesol (*Helianthusannuus*) et la moutarde indienne (*Brassicajuncea*) s'avèrent prometteuses : la moutarde élimine efficacement Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, tandis que le tournesol permet d'extraire Pb, U, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr en hydroponie (Dushenkov *et al.*, 1995; Prasad et Freitas, 2003). Ces espèces constituent des candidates intéressantes pour renforcer les stratégies de phytoremédiation ciblées.

- **Caulofiltration**

L'élimination des métaux lourds des eaux usées contaminées peut être réalisée par l'utilisation de pousses excisées de plantes (Fig. 10a). Une plante hyperaccumulatrice de nickel a montré une absorption et adsorption des métaux, limitant ainsi leur migration vers les eaux souterraines (Mesjasz-Przybylowicz *et al.*, 2004). Dans le cadre de la phytoextraction et de la phytofiltration des métaux lourds, des pousses excisées ont été immergées dans des solutions concentrées de Cd, Ni, Pb et Zn, entraînant une accumulation significative de ces métaux dans les feuilles.

- **Blastofiltration**

La blastofiltration (Fig.10b), dérivée de la rhizofiltration, exploite les semis pour éliminer les *métaux lourds* des eaux contaminées. Elle repose sur le *rapport surface/volume élevé* des plantules après germination, favorisant leur capacité d'absorption (Lin *et al.*, 2002). Les mécanismes impliqués incluent chimisorption, complexation, échange d'ions, microprécipitation et adsorption. Selon Lin *et al.* (2002), cette méthode permet une réduction du Pb de 100 mg/L à 5 mg/L en 72 h. Les racines sèches de *tournesol*, *pois* et *ricin* ont respectivement accumulé 91,6, 40,7 et 52,8 mg/g de Pb, tandis que *maïs* et *sorgho chinois* ont également montré une bonne adsorption. Certaines cultures traditionnelles hyper-accumulatrices offrent un fort potentiel pour optimiser ce procédé.

Enfin, Taylor et Francis (2018) ont démontré que de jeunes plants de *moutarde indienne*, cultivés en aquaculture aérée, sont aussi efficaces que les racines pour éliminer les métaux, élargissant les perspectives d'application.

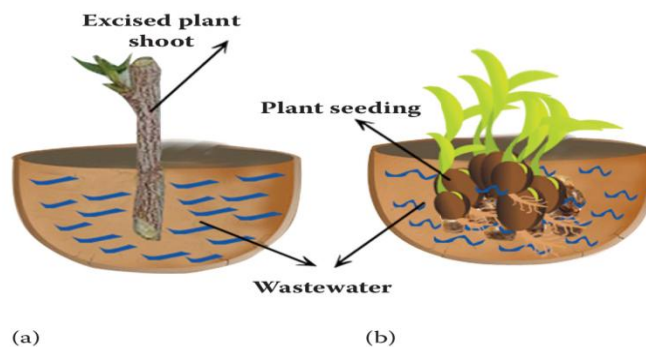


Figure 10: Caulofiltration et basofiltration

(Taylor et Francis, 2018)

4.3. Phytostabilisation

La phytostabilisation vise à limiter la migration des polluants, notamment des *métaux lourds* (Pb, Cd, Cu, Zn), en réduisant leur biodisponibilité par absorption, adsorption ou accumulation dans les racines (Pilon-Smits, 2005 ; EMSE, 2011). Elle permet de stabiliser les éléments traces et de favoriser la *revégétalisation* des sols contaminés, en particulier sur des sites sensibles comme les terrils ou décharges (Mastretta *et al.*, 2006).

Son efficacité repose sur la modification des conditions du sol (pH, humidité) et l'action des *exsudats racinaires* qui précipitent les métaux (Cunningham *et al.*, 1996 ; Macek *et al.*, 2000). Les plantes utilisées doivent tolérer les fortes concentrations de contaminants, développer un système racinaire dense et s'adapter aux conditions locales (Barceló et Poschenrieder, 2003).

Bien qu'elle n'élimine pas les polluants, *une* couverture végétale stable est essentielle avant toute remise en culture, et le suivi de la biomasse reste un enjeu pour garantir la stabilisation à long terme (Nguemté, 2019).

4.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation est une technique de phytotransformation par laquelle certaines plantes absorbent des polluants, les transforment en composés volatils, puis les libèrent via l'évapotranspiration foliaire (Macek *et al.*, 2000 ; Terry *et al.*, 2000 ; Nguemté, 2019). L'efficacité dépend de la constante de volatilité de Henry (KH) : les polluants avec $KH > 10^{-4}$ migrent vers l'atmosphère, tandis que ceux avec $KH < 10^{-6}$ restent dans l'eau (Reger *et al.*, 2009). Ceux ayant une KH intermédiaire peuvent être diffusés passivement par les stomates.

Des éléments comme le Hg, As et Se sont absorbés, convertis en formes moins toxiques, puis relâchés via les racines, pousses ou feuilles (U.S. EPA, 2000b). Deux formes sont distinguées : la phytovolatilisation indirecte, par transport xylémique des contaminants volatils (ex. trichloroéthylène) jusqu'aux feuilles (Limmer et Burken, 2016), et celle *directe*, où les polluants passent par les racines dans les tissus aérés (aérenchyme), typique des plantes de zones humides.

4.5. Phytodégradation

La phytodégradation, ou phytotransformation, est un mécanisme par lequel les plantes absorbent et décomposent les polluants du sol ou de l'eau grâce à des enzymes spécifiques telles que les *déhalogénases* et *oxygénases*, transformant ces substances en molécules plus simples assimilables (McGrath et Zhao, 2003 ; Vishnoi et Srivastava, 2008).

Son efficacité dépend de plusieurs facteurs : la concentration et la spéciation des contaminants, l'absorption racinaire, le taux de transpiration, ainsi que les conditions édaphiques et climatiques. Elle est utilisée pour traiter des polluants variés, comme les *hydrocarbures pétrochimiques*, pesticides ou résidus militaires, et s'applique notamment aux zones industrielles et terres agricoles polluées.

L'enjeu réside dans la capacité des plantes à produire des métabolites non toxiques, assurant une remédiation durable et écologique.

4.6. Rhizodégradation

La rhizodégradation(ou rhizoremédiation) est un processus de dépollution indirect, fondé sur la stimulation des communautés microbiennes de la *rhizosphère* par les exsudats racinaires qui servent de substrat nutritif et énergétique, favorisant ainsi la biodégradation des polluants organiques (Vishnoi et Srivastava, 2008).

Contrairement à la *phytodégradation*, qui repose sur l'activité enzymatique des plantes elles-mêmes, la rhizodégradation agit par l'intermédiaire des microorganismes du sol, rendant le processus plus lent mais durable. Ces microbes améliorent l'activité enzymatique, dégradent les contaminants en composés non toxiques, et participent activement à la croissance des plantes en fixant l'azote, en mobilisant le phosphore, en produisant des phytohormones et en luttant contre les pathogènes. En neutralisant les polluants avant qu'ils ne deviennent phytotoxiques, ils contribuent à la régénération écologique des sols. Cette synergie entre plantes et microorganismes constitue une solution prometteuse pour la remédiation écologique et la réhabilitation des sols contaminés (Fig. 11).

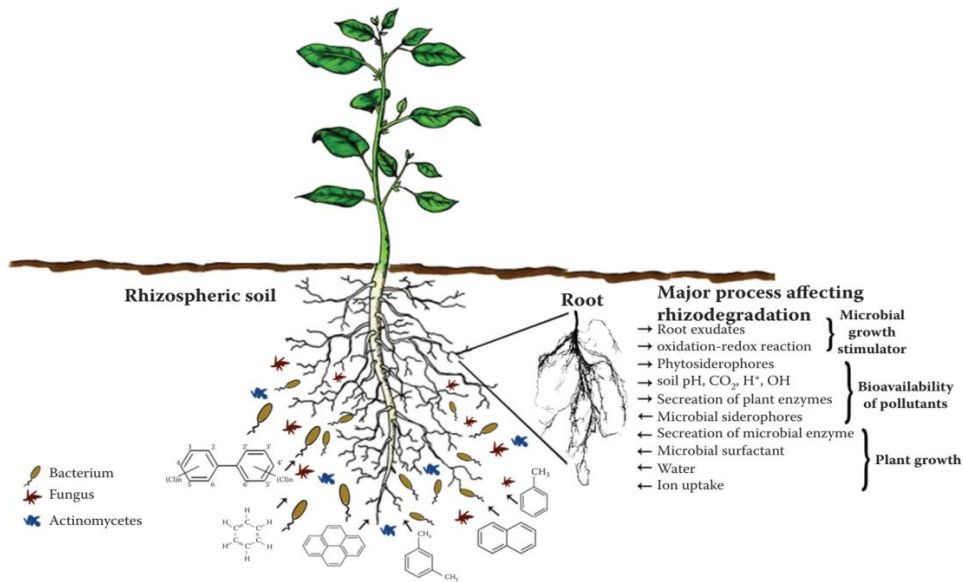


Figure 11: Mécanisme schématique de rhizoremédiation des polluants organiques dans les sols pollués
(Taylor et Francis, 2018)

Par conséquent, les interactions mutualistes rhizosphériques stimulent la diversité microbienne, favorisent l'activité des microorganismes dégradant les polluants et renforcent le métabolisme des bactéries et champignons bénéfiques. Bien que limitée à la zone racinaire, la rhizodégradation présente un risque de bioaccumulation de métabolites toxiques, nécessitant une gestion rigoureuse des biomasses contaminées. Toutefois, elle offre des avantages notables : une dégradation *in situ* sans excavation, une possible minéralisation complète des polluants organiques, et un faible risque de transfert des contaminants vers la plante ou l'atmosphère.

5. Critères de sélection des espèces végétales phytoremédiatrices

Le choix des espèces végétales est déterminant pour le succès de la phytoremédiation, car il conditionne leur capacité à absorber, transloquer ou dégrader les polluants (Merkl *et al.*, 2004 ; Vaziriet *al.*, 2013). Les espèces indigènes sont privilégiées pour leur adaptation écologique, contrairement aux espèces exotiques potentiellement invasives. Les plantes sélectionnées doivent tolérer les contraintes abiotiques (sécheresse, pauvreté du sol) et présenter une croissance rapide, une forte biomasse et une efficacité d'absorption/translocation (Meagher et Heaton, 2005).

La sélection repose sur plusieurs critères : adaptation au climat (Banks *et al.*, 2003), tolérance à la phytotoxicité (Kirk *et al.*, 2002), production de composés phénoliques et d'exsudats racinaires favorisant la biodégradation (Hegde et Fletcher, 1996) et capacité à réduire significativement la pollution (Ogbo *et al.*, 2009).

L'association d'espèces complémentaires (ex. : plantes fixatrices d'azote + espèces absorbantes) augmente l'efficacité globale (Desjardins *et al.*, 2018). La polyculture, en enrichissant la diversité racinaire, améliore l'exploration du sol et la dissipation des contaminants (Mommer *et al.*, 2010 ; Kroon *et al.*, 2012 ; Zhang *et al.*, 2014). Tandis que certaines espèces stockent les polluants, d'autres les transforment en composés moins toxiques grâce à la production enzymatique (Frick *et al.*, 1999).

Ces caractéristiques permettent d'élaborer des stratégies adaptées aux problématiques locales de pollution aux hydrocarbures et de guider leur mise en œuvre dans divers contextes, voir (Tableau 04).

Tableau 5: Quelques exemples d'études de phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures

| Noms scientifiques des plantes | Résultats des recherches |
|--|---|
| <i>Avena barbata</i> | Dégradation à plus de 75% du phénanthrène en atrazine et augmentation significative de la population des bactéries (de 6,83E4 à environ 10 ⁷) dans les sols pollués (Miya and Firestone, 2001). |
| <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Medicago sativa</i> | Après une expérience de culture en pot de 150 jours, les taux d'élimination de 8 HAP étaient de 86,56% et 90,67% (fluoranthène), 93,27% et 79,53% (pyrène), 100% et 100% (benzo-a-anthracène, chrysène, benzo-b-fluoranthène, benzo-k-fluoranthène, dibenzo-a,h-anthracène), 99,53% et 99,6% (benzo-a-pyrène), respectivement chez <i>Festuca arundinacea</i> et <i>Medicago sativa</i> (Xiao et al., 2015). |
| <i>Elymus triticoïdes</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Secale cereale</i> , <i>Hordeum vulgare</i> | L'introduction des rhizobactéries dans les sols pollués par les Hydrocarbure a contribué à (Qixing et al., 2011) : <ul style="list-style-type: none"> - augmenter la tolérance de ces plantes aux HAP et à la créosote et améliorer leur élimination ; - promouvoir la croissance des plantes, augmenter leur tolérance aux HCT ; - augmentation de la biomasse végétale par la réduction du stress des plantes. |
| <i>Helianthus annuus</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Digitaria ciliaris</i> | Augmentation du nombre de champignons et bactéries bénéfiques dans les sols contaminés (McCutcheon et Schnoor, 2004). |
| <i>Eleusine indica</i> , <i>Panicum maximum</i> , <i>Pennisetum glaucum</i> | Dans les sols pollués à 2%, 3% et 4% <i>E. indica</i> a éliminé les hydrocarbures totaux à 91%, 86% et 88% respectivement. <i>P. glaucum</i> a montré des capacités phytoremédiatrices de 78% et 88% respectivement dans les sols pollués à 1% et 5%. Chez <i>P. maximum</i> la réduction maximum d'HCT étaient de 84% dans les sols pollués à 4% (Njoku et al., 2014). |
| <i>Glycine max</i> | Réduction à plus de 55% du pétrole brut dans le sol (Njoku et al., 2009). |
| <i>Panicum virgatum</i> , <i>Schizachyrium scoparium</i> , <i>Medicago sativa</i> | Réduction à 100% de la concentration de HAP après 6 mois de traitement (McCutcheon et Schnoor, 2004). |

(Source : Nguemté, 2019)

6. *Helianthus annuus* L.

Helianthus annuus L. (tournesol) montre des performances remarquables dans le traitement des hydrocarbures pétroliers. Des essais sur le terrain ont confirmé son efficacité, avec des réductions significatives des hydrocarbures totaux pétroliers (Merkl *et al.*, 2005). De plus, son système racinaire améliore les propriétés physiques des sols argileux en réduisant leur compaction et en favorisant l'aération (Alagic *et al.*, 2015).

• Exigences climatiques

Le tournesol (*Helianthus annuus* L.) présente une large adaptabilité climatique, bien qu'il exige des conditions thermiques et lumineuses précises. L'optimum de croissance se situe entre 20–25 °C (Zheljazkov *et al.*, 2011), avec une germination possible dès 8–10 °C et un optimum thermique de 24–30 °C (Fernández-Martínez *et al.*, 2020). Il tolère des températures allant jusqu'à 40 °C grâce à des mécanismes d'évitement hydrique, mais reste sensible au gel dès -2 °C (Berglund, 2007).

Sur le plan photopériodique, bien qu'initialement classé parmi les plantes de jour court, le tournesol moderne s'est adapté à divers cycles lumineux (Goyne *et al.*, 2019). Il est héliophile, nécessitant au minimum 6 heures d'ensoleillement quotidien, avec un PAR optimal entre 600–800 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ (Debaeke *et al.*, 2017).

Ses besoins hydriques s'étendent de 500 à 700 mm par cycle, avec une sensibilité accrue au stress hydrique pendant la floraison et le remplissage des graines (Seiler *et al.*, 2017). Toutefois, son système racinaire pivotant, atteignant 2 mètres de profondeur, lui confère une bonne résistance à la sécheresse (Hussain *et al.*, 2018).

• Exigences édaphiques

Les caractéristiques pédologiques optimales pour *H. annuus* concernent principalement les propriétés physiques et les paramètres chimiques comme le pH. Les sols limoneux ou limono-argileux bien drainés constituent l'idéal, bien que l'espèce tolère les sols argileux à condition d'éviter les phénomènes de compaction (Seiler *et al.*, 2017).

La profondeur utile doit permettre le développement du pivot (minimum 60 cm recommandé). En conditions expérimentales, des densités apparentes supérieures à 1,6 g/cm³ limitent significativement la croissance racinaire (Bengough *et al.*, 2006). Concernant le pH, la valeur optimale se situe entre 6,0 et 7,5 mais l'espèce peut tolérer un pH de 5.

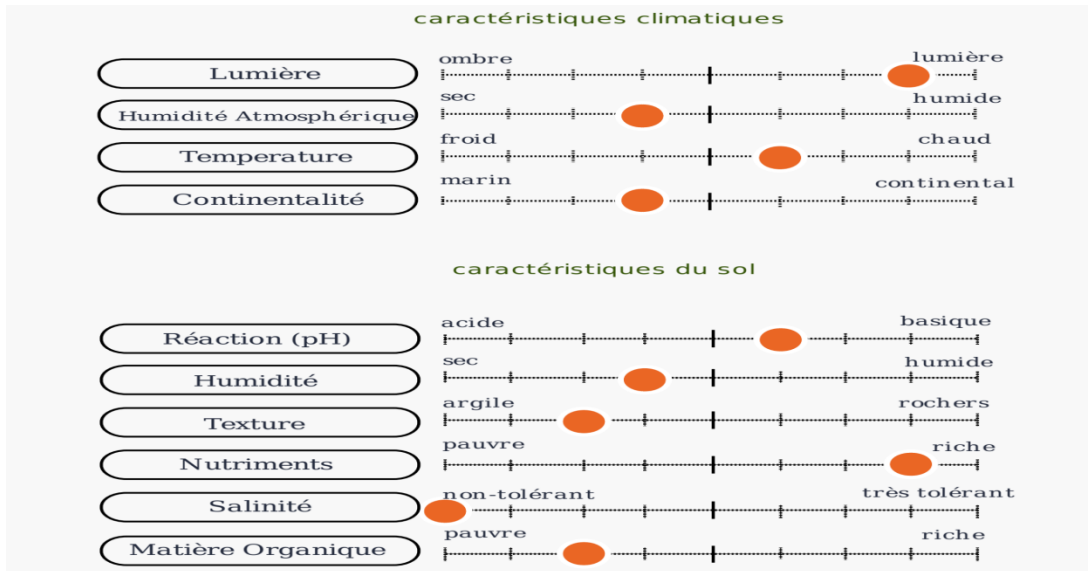


Figure 12: Caractéristiques climatiques et édaphiques *d'Helianthus annuus*

(Julve, 2024)

- **Cycle de développement**

Le cycle phénologique du tournesol (*Helianthus annuus L.*), typique des Astéracées annuelles, dure environ 90 à 120 jours selon le cultivar et l'environnement (Seiler *et al.*, 2017).

Il débute par une germination épigée à partir de 8 °C, avec un optimum entre 24–30 °C, marquée par une imbibition rapide et l'émergence de la racine puis des cotylédons (Fernández-Martínez *et al.*, 2020). Cette phase, très sensible aux conditions du sol, notamment en cas d'asphyxie racinaire (Bengough *et al.*, 2006), est suivie de la croissance végétative (J15-J45) caractérisée par un système foliaire développé et un pivot racinaire atteignant 30–40 cm à 30 jours. Cette période nécessite 20–25 °C et un apport azoté soutenu (Zheljazkov *et al.*, 2011).

Vers J25-J30, le méristème apical amorce la phase reproductive, sous contrôle photopériodique et génétique (gènes *FT-like*) (Goynne *et al.*, 2019). La formation du bouton floral (stade R1) ouvre une période sensible au stress hydrique (Debaeke *et al.*, 2017). La floraison (J55-J75) dure 5–7 jours, avec anthèse centripète et pollinisation entomophile.

Le remplissage des graines (J75-J90) permet l'accumulation de 40–50 % de lipides (Zheljazkov *et al.*, 2011), jusqu'à la sénescence finale marquée par la lignification de la tige et la chute des feuilles (stade R9).

Des stress comme la sécheresse ou des sols compacts peuvent réduire la durée du cycle jusqu'à 40 % (Bengough *et al.*, 2006 ; Flagella *et al.*, 2006). Ces connaissances permettent d'optimiser la gestion culturale et nourrissent les recherches actuelles sur les mécanismes moléculaires du développement et de la réponse aux stress (Fernández-Martínez *et al.*, 2020).

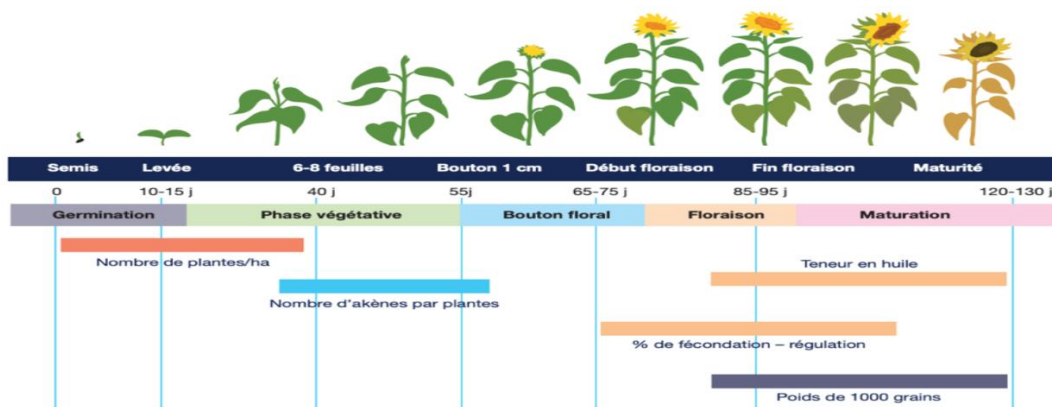


Figure 13: Principales phases de développement d'*Helianthus annuus*

(Maïsadour – masseeds, 2023)

7. Atouts et contraintes de la phytoremédiation

- **Atouts de la phytoremédiation**

La phytoremédiation est une stratégie de dépollution écologique et économique, mobilisant les plantes pour absorber, stabiliser ou transformer les polluants avec peu d'équipements, ce qui réduit considérablement les coûts par rapport aux techniques conventionnelles (Pilon-Smits, 2005 ; Wan *et al.*, 2016). Son adoption croissante s'explique par ses bénéfices environnementaux, sociaux et économiques (Cunningham *et al.*, 1996 ; Macek *et al.*, 2000 ; Susarla *et al.*, 2002 ; Qixing *et al.*, 2011 ; Vaziri *et al.*, 2013).

Utilisable *in situ* avec du matériel agricole standard, elle perturbe peu les sols et favorise la restauration des écosystèmes, notamment en relançant la biodégradation de la matière organique dans les milieux pollués aux métaux lourds. Elle améliore également la qualité de l'air et de l'eau, limite l'érosion, et maintient les contaminants dans les plantes, à l'exception des cas de phytovolatilisation (Dechamps et Meerts, 2003).

En plus de ses performances fonctionnelles, la phytoremédiation possède un attrait paysager qui renforce son acceptabilité sociale.

- **Contraintes de la phytoremédiation**

La phytoremédiation, bien qu'écologique et prometteuse, présente des limitations liées à des facteurs climatiques et géologiques tels que la température, l'altitude, le type de sol et l'accès aux équipements agricoles (Cunningham *et al.*, 1996 ; Macek *et al.*, 2000 ; Susarla *et al.*, 2002 ; Vaziriet *al.*, 2013). Elle est plus efficace pour des concentrations modérées de polluants ; à des doses élevées, la croissance végétale peut être compromise, nécessitant parfois une dilution du sol qui accroît le coût.

Des risques écologiques peuvent survenir lors de l'introduction d'espèces allochtones, et les traitements impliquant des arbres s'étalent souvent sur plusieurs saisons. La profondeur des contaminants représente aussi une contrainte, les racines devant y accéder pour assurer l'efficacité du traitement. De plus, la biodisponibilité des polluants constitue un facteur clé, nécessitant une caractérisation rigoureuse des fractions récalcitrantes (Ouvrard *et al.*, 2014).

Malgré ces obstacles, la phytoremédiation demeure une solution viable et durable, à condition d'être adaptée au contexte environnemental et aux spécificités du site.

8. Quelques travaux effectués sur la phytoremédiation des hydrocarbures

Les tableaux ci-dessous présentent les synthèses de quelques de travaux de recherche effectués sur la phytoremédiation des hydrocarbures en Algérie et dans le monde (Tableaux 06 et 07)

Tableau 6: Synthèses de quelques travaux de recherche effectués en Algérie

| Auteur (s) | Intitulé de la recherche | Résultats |
|-----------------------------|--|---|
| Kacem <i>et al.</i> (2016) | <i>Dépollution par phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures dans la région d'Oran</i> | Les plantes locales, <i>Atriplexhalimus</i> et <i>Suaedafruticosa</i> combinées à des amendements organiques ont réduit les hydrocarbures totaux de 50% en 8 mois. |
| Yousfi <i>et al.</i> (2018) | <i>Phytoremédiation assistée par des bactéries pour la restauration des sols pollués par le pétrole dans le Sahara algérien</i> | Le <i>Panicum turgidum</i> (une graminée désertique) et des souches bactériennes ont dégradé 70% des hydrocarbures en 12 mois |
| Attab et Zaidi (2023) | <i>Effet de la phytoremédiation sur quelque propriété physico-chimique et biologique d'un sol polluée par les hydrocarbures</i> | Les espèces <i>Vignaunguiculata</i> et <i>Medicago sativa</i> ont pu résister à la toxicité des hydrocarbures. Elles sont très efficaces pour dépolluer l'environnement contaminé aux hydrocarbures. Il est constaté une modification des paramètres du sol, diminution de certains tels que pH et l'augmentation d'autres comme l'humidité. |
| Smatti etTarfaya (2024) | <i>Contribution à l'étude de la Biodégradation des hydrocarbures par le processus Phytoremédiation</i> | Les espèces telles que <i>Medicago sativa</i> , <i>Melilotusalbus</i> et <i>Lotus corniculatus</i> ont montré une efficacité de dégradation des gaz solides (HF) jusqu'à 95%. Quant à <i>M. sativa</i> , elle a atteint un taux d'élimination de TPH estimé à 74,13 %. |

Tableau 7: Synthèses de quelques travaux de recherche effectués dans le monde

| Auteur (s) | Intitulé de la recherche | Résultats |
|----------------------------|---|--|
| Moez Shiri (2014) | <i>Réponses physiologiques, antioxydantes et métaboliques de Thellungiella salsuginea et Arabidopsis thaliana à l'interaction salinité modérée phénanthrène : application à la phytoremédiation des HAP par les halophytes.</i> | <p><i>Thellungiella salsuginea</i> présente une résistance remarquable aux HAP.</p> <p><i>Cakile maritima</i> testée en conditions réelles : Survie à 500 ppm de phénanthrène (HAP) et 75 % d'élimination en 6 semaines.</p> <p>Les halophytes comme <i>Cakile maritima</i> allient résistance au sel et dépollution des HAP, ouvrant une voie durable pour les sols contaminés salins.</p> |
| Adams et al. (2015) | <i>Phytoremédiation de l'eau affectée par le procédé des sables bitumineux à l'aide de Carex aquatilis et Salix sp.</i> | Réduction des hydrocarbures aromatiques de 80% en 2 ans dans les zones humides artificielles |
| Nguemté (2019) | <i>Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures : inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation du transfert sol-plante des HAP</i> | <p>Pour la rhizodégradation : les trois espèces, <i>Cynodon dactylon</i>, <i>Eleusine indica</i> et <i>Alternanthera sessilis</i> participent à la dégradation des HCT et HAP.</p> <p>Pour la phytoextraction : <i>E. indica</i> et <i>C. dactylon</i> extraient mieux les HAP qu'<i>A. sessilis</i>. <i>C. dactylon</i> montre une forte tolérance, même avec un ralentissement physiologique en sols pollués.</p> <p>En culture mixte : L'association <i>E. indica</i> + <i>C. dactylon</i> est très efficace, mais plus sensible aux HAP.</p> |

PARTIE EXPÉRIMENTALE

CHAPITRE III : MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Présentation du site d'étude

Le site se trouve dans l'enceinte du laboratoire de recherche en biologie et chimie de l'Université de Tlemcen au quartier Imama dans la commune de Mansourah, avec les coordonnées géographiques suivantes : 34°52.653' de latitude Nord, 1°21.641' de longitude Ouest et 750m d'altitude (Fig. 14) De pente nulle, il s'agit d'un terrain plat équivalent à une plaine.

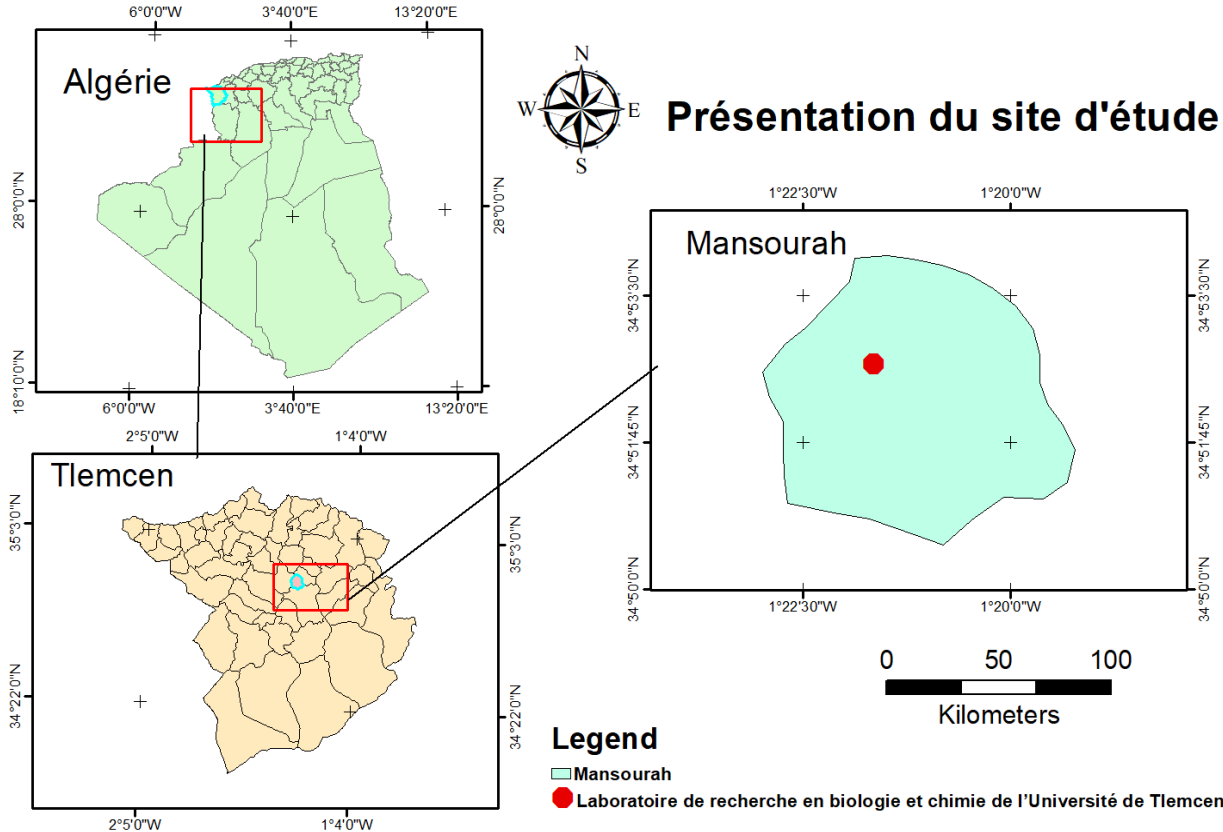


Figure 14: Présentation du site d'étude

(Auteur, 2025)

2. Matériel végétal

Les graines de tournesol ont été achetées dans une boutique de vente de produits et matériels agricoles à Tlemcen au niveau de la rue des pins (photo 1).



Photo 1: Graines d' *Helianthus annuus* (tournesol)

(Auteur, 2025)

Le tournesol (*Helianthus annuus L*) se positionne comme une espèce végétale particulièrement efficace pour la dépollution des sols contaminés, démontrant des capacités remarquables tant pour les polluants organiques (hydrocarbures pétroliers, HAP, pesticides) qu'inorganiques (métaux lourds, radionucléides). Son efficacité repose sur plusieurs atouts physiologiques : un système racinaire pivotant pouvant atteindre 2-3 mètres de profondeur (Pidlisnyuk et al., 2020), une production de biomasse importante jusqu'à 10 tonnes/ha (Madejónet al., 2003), ainsi ceci permet d'accumuler des quantités significatives de polluants (NRC, 2007 ; Pidlisnyuk et al., 2020) et une plasticité métabolique lui permettant de s'adapter à divers stress abiotiques.

Des projets pilotes en Ukraine (Pidlisnyuk et al., 2020) et au Brésil (Eapen et D'Souza, 2005) ont validé son efficacité sur des sites industriels, avec des taux de dépollution dépassant 80% pour certains métaux et 60% pour les HAP sur trois saisons de croissance.

- **Taxonomie de *Helianthus annuus* L. (Tournesol)**

Classification APG V

Domaine : Eukaryota (Eucaryotes)

Règne : Plantae (Plantes)

Clade : Tracheophytes (Plantes vasculaires)

Clade : Spermatophytes (Plantes à graines)

Clade : Angiospermes (Plantes à fleurs)

Clade : Eudicotylédones

Clade : Astéridées (Campanulidées)

Ordre : Asterales

Famille : Asteraceae (Composées)

Sous-famille : Asteroideae

Tribu : Heliantheae

Sous-tribu : Helianthinae

Genre : *Helianthus*

Espèce : *Helianthus annuus* L.



Photo 2 : *Helianthus annuus* (Chetvergova, 2025)

3. Gasoil

Le gasoil ou mazout est le produit utilisé pour réaliser nos différentes contaminations en vue d'étudier la tolérance à la pollution du tournesol aux hydrocarbures. Ce carburant est précisément du gasoil Euro 3, un mélange complexe d'hydrocarbures et d'additifs, défini par la norme EN 590.

Voici une analyse détaillée de sa composition chimique typique :

- **Principales Familles d'hydrocarbures**

L'Euro 3 est principalement composé d'hydrocarbures en C10 à C25 (10 à 25 atomes de carbone), répartis en trois grandes familles (Tableau 8), il possède d'autres composants dont la teneur est réglementée (Tableau 9).

Tableau 8: Principales familles d'hydrocarbures présentes dans l'Euro 3

| Famille | Pourcentage (typique) |
|---------------------------------|------------------------------|
| Paraffines (Alcanes) | 60–75 % |
| Naphtènes (Cycloalcanes) | 15–25 % |
| Aromatiques | 10–20 % |

- **Autres Composants (teneur réglementée)**

Tableau 9: Teneur réglementée de certains composants de l'Euro 3

| Composant | Limite Euro 3 |
|------------------------------|----------------------|
| Soufre (S) | ≤ 350 ppm |
| Polyaromatiques (HAP) | ≤ 11 % masse |
| Eau | ≤ 200 mg/kg |
| Particules | ≤ 24 mg/kg |

4. Protocole expérimental

4.1. Analyses du sol

Trois échantillons de sol (A, B et C) ont été prélevés du site, chacun à une profondeur de 20 cm (Annexe 1). Ces échantillons prélevés ont été étalés au laboratoire sur du papier journal pour sécher à l'air libre pendant 48 h, les agrégats sont pulvérisés et les débris organiques sont éliminés. Après séchage, ils sont pesés et l'analyse granulométrique est réalisée sur la terre fine, obtenue après tamisage à l'aide d'un tamis à maille de 2 mm.

D'autres analyses sont effectuées avec la terre fine obtenue, il s'agit : de la détermination de la couleur du sol effectué grâce au Code International Munsell, du dosage du calcaire réalisé avec le calcimètre de Bernard et de la mesure du pH (ou acidité du sol).

4.2. Pollution du sol

Pour mener cette expérience, nous avons utilisé des bouteilles en plastique de 5,5 litres que nous avons transformées en pots. Chaque pot présente un diamètre de 12 cm et une longueur de 15 cm, perforé à la base, et rempli avec 4 kg de terre, la quantité d'eau retenue est de 750 ml.

La solution utilisée pour la pollution dans cette étude a été préparée par la dilution du gasoil à trois concentrations : 2%, 5% et 10%.

NB : Chaque pot reçoit 750 ml au lieu de 1000 ml du mélange (eau + gasoil). Le témoin négatif est noté 0% pour des raisons pratiques, ce qui donne ainsi quatre niveaux de contamination ou groupes (Fig. 15).

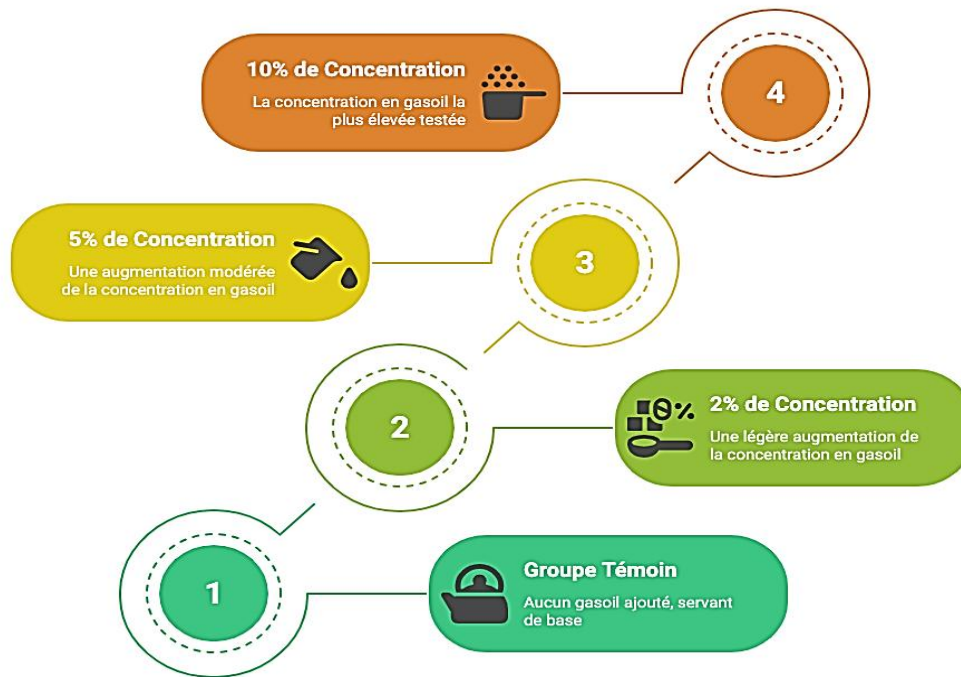


Figure 15: Les niveaux de contamination au gasoil

(Auteur, 2025)

4.3. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comprend quatre tests :

T1 : 0% de polluant

T2 : 2% de polluant

T3 : 5% de polluant

T4 : 10% de polluant

Tous les tests sont répétés cinq fois, ainsi nous avons 20 pots au total (Fig. 16 et photo 3).

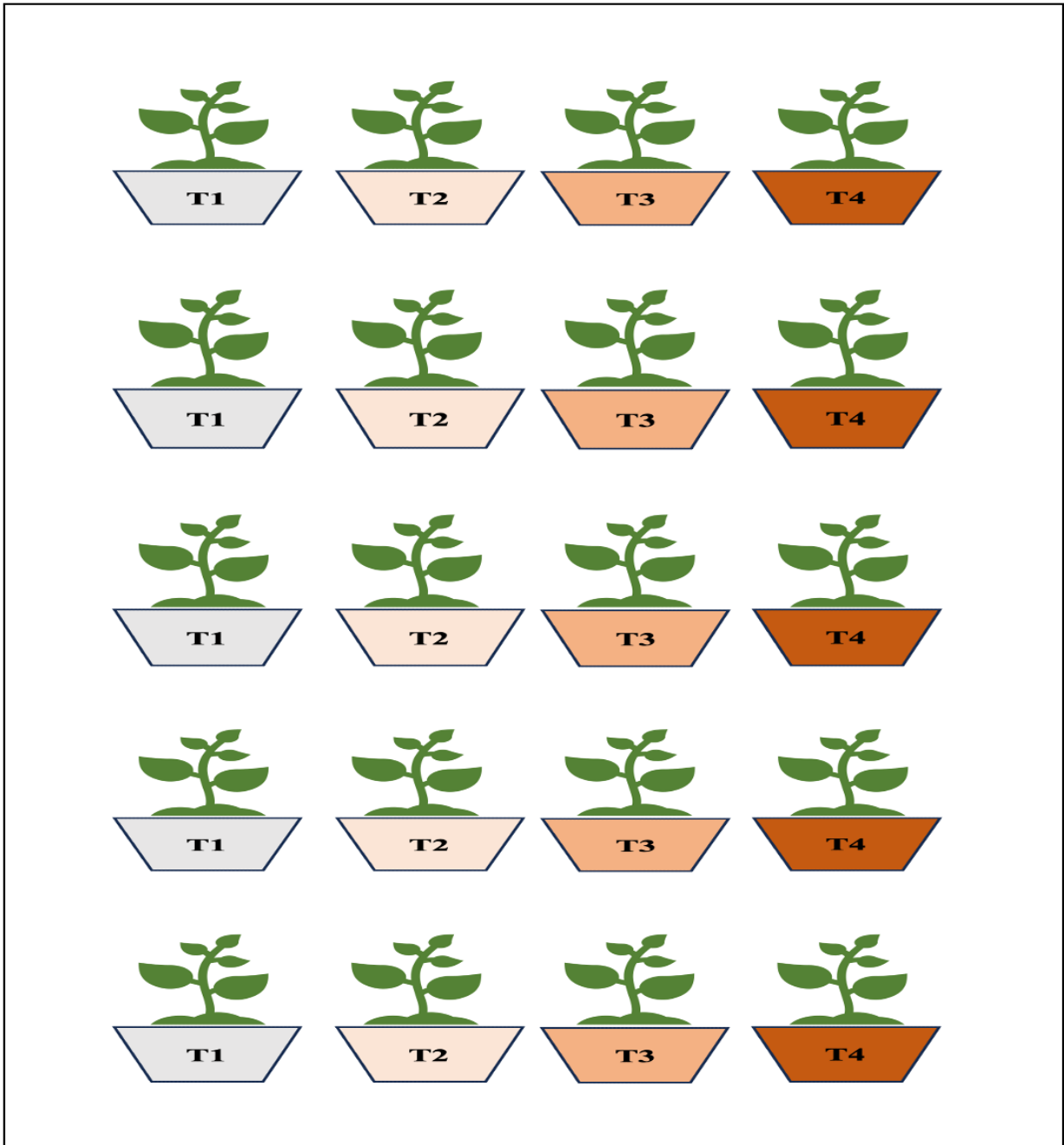


Figure 16: Dispositif expérimental

(Auteur, 2025)



Photo 3 : Dispositif expérimental (Auteur, 2021)

4.4.Repiquage des plantes

Les graines de tournesol ont été semées dans des alvéoles de terreau placées en pleine air ; au bout de 9 jours nous constatons la levée, celle-ci devient plus marquante au 15^{ème} jour. Quant à la transplantation, elle s'est faite le lendemain de la contamination. Toutes ces deux opérations sont faites à une période où la température était basse (15°C) avec l'absence du soleil.

Le nombre de répétition était cinq pour chaque test et représenté par des lettres attribuées comme identifiant pour chaque concentration de polluant (Fig. 17).

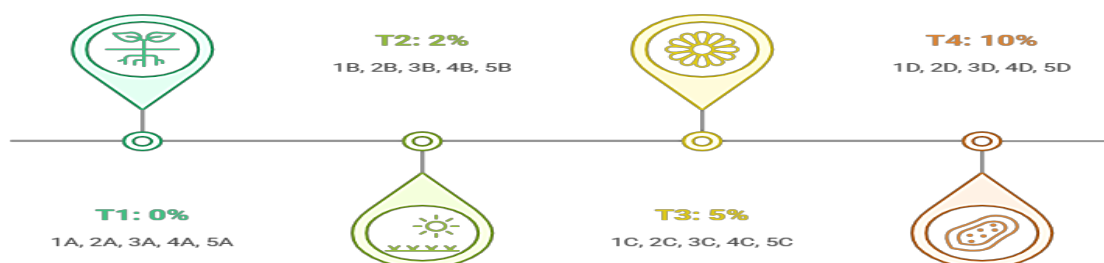


Figure 17: Identification des plantes de tournesol (Auteur, 2025)

4.5.Suivi des paramètres de croissance des plantes

Afin d'apprécier l'effet du gasoil sur le tournesol, un suivi régulier de l'évolution de quelques paramètres morphologiques est fait pour chaque test. Tous les 4 jours nous prenons des mesures et faisons des observations.

Il s'agit de :

- **La taille de la tige**, un double décimètre sert pour la mesure des hauteurs de tiges à partir de la base du rhizome jusqu'au niveau de l'apparition des jeunes feuilles terminales ;
- **le nombre d'entre-nœuds** qui fait l'objet de dénombrement et **la longueur des entre-nœuds** mesurée à l'aide du double décimètre ;
- **le nombre de feuilles**, dénombré dans chaque pot planté ;
- **et l'état des feuilles**, ceci est évalué par observation et nous avons proposé une échelle d'annotation de 1 à 5 (Tableau 10).

Tableau 10: Échelle d'annotation proposée pour évaluer l'état des feuilles

| Note | État des feuilles | Description |
|------|-------------------|--|
| 5 | Excellent | Aucun symptôme. Feuilles vertes, turgescents, sans taches ni déformations. |
| 4 | Bon | Légères anomalies (ex. 1–2 petites taches, bordure légèrement jaunie). |
| 3 | Modéré | Symptômes visibles (ex. jaunissement partiel, petites nécroses, légère flétrissure). |
| 2 | Mauvais | Domages étendus (ex. nécrose >30% de la surface, flétrissement marqué). |
| 1 | Critique | Feuille morte ou presque (ex. desséchée, >80% de nécrose/décoloration). |

4.6.Évaluation de la phytotoxicité du gasoil

La détermination du niveau de phytotoxicité du contaminant s'est basée sur l'évaluation de la biomasse séchée (racinaire et aérienne), ainsi l'évaluation de la biomasse nous permettra de déterminer l'indice de tolérance (IT) et l'indice de phytotoxicité (IP).

- **Indice de tolérance**

$$IT (\%) = \frac{Biomasse\ traitée}{Biomasse\ témoin} \times 100$$

- **Indice de phytotoxicité**

$$IP (\%) = \frac{Biomasse\ témoin - Biomasse\ traitée}{Biomasse\ témoin} \times 100$$

5. Traitement des données

Nous avons utilisé le logiciel Microsoft Office Excel (version 2022) pour la saisie de nos données. Pour les analyses statistiques nous avons fait appel au logiciel Python (Version : 3.13.0).

CHAPITRE IV : RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. Taux de levée du tournesol et taux de survie lors de l'expérience

Sur les 64 graines de tournesol semées dans les alvéoles, nous avons eu 47 graines qui ont levé soit un pourcentage de 73,44% (Fig. 18). Lors de l'expérience, 20 plantules ont été transplantées, aucune mortalité n'a été constatée, ce qui fait que le taux de survie est de 100% pour tous les tests.

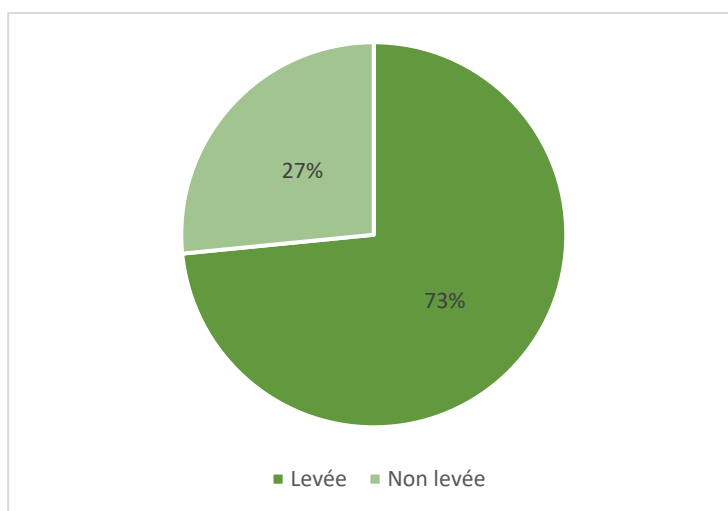


Figure 18: Résultat des semis

2. Résultats des analyses du sol

- **Caractérisation pondérale : terre fine, éléments grossiers et humidité résiduelle**

Les tableaux 11 et 12 présentent respectivement les pourcentages des poids de terre fine, d'éléments grossiers et l'humidité résiduelle.

Tableau 11: Valeurs des poids de terre fine, des éléments grossiers et de leurs pourcentages

| | P1 | P2 | %P1 | %P2 |
|----------------------|-----------|-----------|------------|------------|
| Échantillon A | 1053 | 404,7 | 72% | 28% |
| Échantillon B | 934,8 | 320,8 | 74% | 26% |
| Échantillon C | 882,4 | 369,7 | 70% | 30% |

Où :

- P1 (poids de terre fine)
- P2 (poids des éléments grossiers)

Ces résultats attestent que notre sol est « une terre fine » ($P1\% > P2\%$). Il s'agit de sol riche en particules fines (argiles, limons) qui ont une forte capacité à retenir l'eau. Les sols de ce type ont souvent une humidité résiduelle plus élevée que les sols grossiers (sables, graviers), car l'eau reste absorbée aux particules même après séchage.

Tableau 12: Humidité résiduelle

| | Poids humide (g) | Poids sec (g) | P _{eau} (g) | Taux d'humidité (%) |
|---------------|---------------------|------------------|-------------------------|---------------------------|
| Échantillon A | 1572,3 | 1457,7 | 114,6 | 7% |
| Échantillon B | 1413,4 | 1255,6 | 157,8 | 11% |
| Échantillon C | 1370,8 | 1252,1 | 118,7 | 9% |
| Site | 4356,5 | 3965,4 | 391,1 | 10% |

Humidité résiduelle de 10%, signifie qu'après séchage (48h), 10% de la masse sèche du sol correspond encore à de l'eau résiduelle. Cette valeur est réaliste pour **une terre fine** (ex. : argile ou limon), car les minéraux argileux retiennent fortement l'eau.

- **Dosage du calcaire et détermination de l'acidité du sol**

Les tableaux 13 et 14 présentent respectivement les pourcentages de calcaire (CaCO_3) et l'acidité du sol (pH) dans nos différents échantillons.

Tableau 13: Pourcentage du calcaire dans les échantillons de sol

| Échantillon | p (g) | P (g) | v (ml) | v _{HCl} (ml) | V (ml) | % CaCO_3 |
|-------------|-------|-------|--------|-----------------------|--------|-------------------|
| A | 0,2 | 3 | 7,5 | 2,5 | 10 | 8,89% |
| B | 0,2 | 3 | 7,5 | 2,5 | 9,5 | 8,44% |
| C | 0,2 | 3 | 7,5 | 2,5 | 9,5 | 8,44% |

Où :

- **p** (poids de CaCO₃ pur)
- **P** (poids de la terre fine)
- **v** (volume de CO₂ dégagé par p)
- **V** (volume de CO₂ dégagé par P)
- **v_{HCl}** (volume d'HCl à 1.0 N)

L'ensemble des valeurs (%CaCO₃) se situe dans la fourchette moyenne (3.0% - 25.0%), donc nous pouvons affirmer une présence modérée de calcaire dans le sol ou le site.

Tableau 14: Valeurs de pH des différents échantillons

| Échantillon | T ° (solution) | pH |
|-------------|----------------|------|
| A | 18,7 | 6,43 |
| B | 18,7 | 6,44 |
| C | 18,3 | 6,45 |

Les valeurs de pH mesurées se situent dans la plage 6.0 – 6.9. Cela indique un sol légèrement en dessous de la neutralité (pH 7.0) ou peu neutre, mais sans acidité marquée.

- **Détermination de la texture et caractérisation des couleurs**

Les tableaux 15 et 16 présentent respectivement les résultats sur la granulométrie et la classification des couleurs selon le Nuancier Munsell.

Tableau 15: Composition granulométrique et texture

| Échantillon | Argile (%) | Limon (%) | Sable (%) | Classe texturale |
|-------------|------------|-----------|-----------|------------------|
| A | 95.80 | 0.80 | 3.40 | Argile |
| B | 91.10 | 5.60 | 3.30 | Argile |
| C | 90.60 | 4.70 | 4.70 | Argile |

Tous les échantillons présentent une **texture argileuse pure** selon la classification USDA, avec une teneur en argile > 90%. Cette homogénéité texturale indique un sol à **très forte rétention d'eau et de polluants** (comme le gasoil).

Tableau 16: Classification des couleurs de sol selon le Nuancier Munsell

| Échantillon | Notation Munsell | Couleur |
|-------------|------------------|--------------|
| A | 2.5YR 4/3 | Reddishbrown |
| B | 2.5YR 4/4 | Reddishbrown |
| C | 2.5YR 7/2 | Pale red |

Les échantillons **A** et **B** présentent des caractéristiques chromatiques similaires (**2.5YR 4/3** et **2.5YR 4/4**), avec une teinte brun-rougeâtre (**Reddish Brown**) typique des sols riches en oxydes de fer. Leur texture argileuse dominante (> 90%) est cohérente avec cette coloration, les argiles favorisant la rétention des oxydes ferriques qui donnent cette teinte caractéristique.

L'échantillon **C** (**2.5YR 7/2**) se distingue par sa couleur rouge pâle (**Pale Red**), nettement plus claire et moins saturée. Cette différence s'explique principalement par son exposition prolongée au soleil, qui a probablement entraîné une dégradation photochimique des oxydes de fer ou une évaporation accrue concentrant possiblement des minéraux clairs.

La texture argileuse commune aux trois échantillons (> 90%) suggère que ces variations chromatiques sont principalement dues à des facteurs environnementaux (exposition) plutôt qu'à des différences de composition granulométrique. L'homogénéité texturale contraste ainsi avec la variabilité des couleurs, mettant en évidence l'impact différencié des conditions d'exposition sur l'évolution pédologique de ces sols.

3. Étude de la croissance du tournesol

Dans cette partie, nous allons suivre la cinétique de la croissance du tournesol, les paramètres de suivis tels que la hauteur, la longueur entre-nœuds et le nombre de feuilles.

- **Hauteur**

L'évolution de la hauteur des tournesols sous différentes concentrations en gasoil met en évidence un impact dose-dépendant clair sur la croissance végétative (Fig. 19).

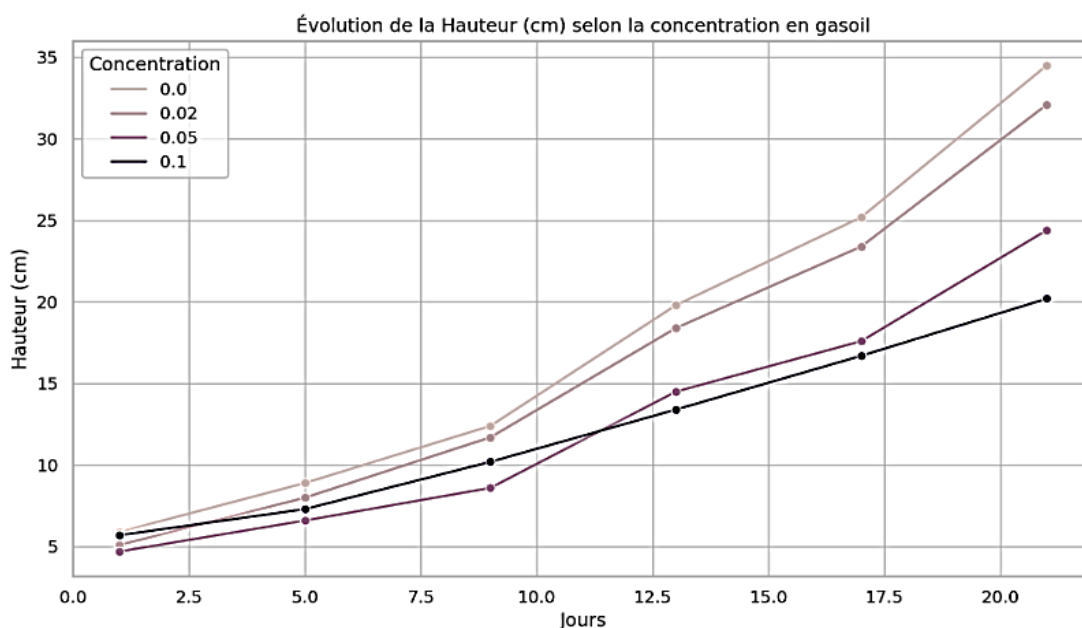


Figure 19: Évolution de la hauteur selon la concentration en gasoil

Les plantes du T1 (témoin) présentent une croissance régulière et soutenue tout au long des 21 jours, atteignant une hauteur moyenne d'environ 35 cm en fin de période. À la concentration de 2%, bien que la croissance soit légèrement ralentie, les plantes parviennent à atteindre plus de 30 cm en moyenne, traduisant une certaine tolérance physiologique à de faibles doses. En revanche, à 5%, le ralentissement devient plus significatif, avec une hauteur finale avoisinant 23–24 cm. Enfin, à la concentration maximale testée (10%), la croissance est nettement compromise, plafonnant autour de 20 cm. Ce seuil pourrait indiquer un point de toxicité critique, au-delà duquel les mécanismes d'adaptation des plantes sont débordés.

- **Longueur entre-nœuds**

La croissance des entre-nœuds reflète directement le rythme d'élongation de la tige et constitue un indicateur morphologique clé du développement végétatif sous stress. Dans cette étude, l'impact du gasoil sur la cinétique d'allongement des entre-nœuds a été suivi en fonction de différentes concentrations (Fig. 20).

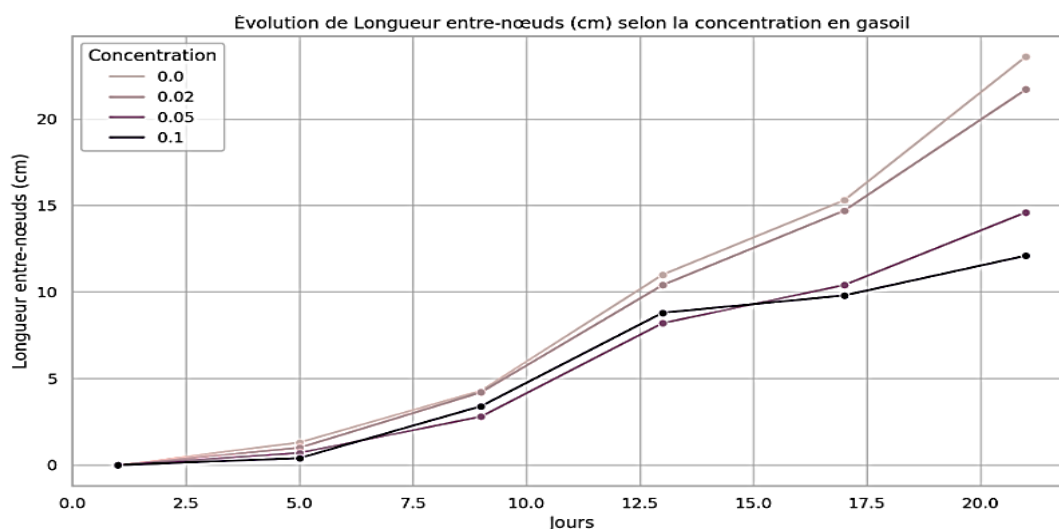


Figure 20: Évolution de longueur entre-nœuds selon la concentration en gasoil

L'analyse de la cinétique de croissance des entre-nœuds révèle une réponse différenciée en fonction des concentrations initiales de gasoil dans le sol. Entre le premier (J1) et le cinquième jour (J5), la longueur moyenne des entre-nœuds reste globalement stable pour l'ensemble des traitements, suggérant une phase d'acclimatation initiale durant laquelle l'impact du polluant ne se manifeste pas encore. À partir de J5, les profils de croissance commencent à diverger avec une nette différence au J13. Les plants cultivés sur sol non contaminé (0 %) ainsi que ceux exposés à une faible concentration (2 %) affichent une croissance similaire jusqu'à J9. Par la suite, bien que l'évolution entre ces deux groupes suive des trajectoires légèrement distinctes, les écarts ne sont pas significatifs. À J21, ces deux traitements T1 et T2 présentent une longueur moyenne d'entre-nœuds supérieure à 20 cm, traduisant un bon maintien de la croissance, y compris en présence d'un stress faible.

En revanche, les plants traités aux concentrations de 5 % et 10 % montrent une croissance nettement réduite. Leurs courbes sont pratiquement superposées jusqu'au quinzième jour, révélant une sensibilité équivalente à ce stade.

Au-delà, une légère différenciation s'amorce : à J21, les plants exposés à 5 % atteignent environ 13 cm, tandis que ceux à 10 % plafonnent autour de 10 cm. Cette différence traduit une inhibition dose-dépendante, où l'augmentation de la concentration limite davantage l'élongation des entre-nœuds. L'ensemble des données met en évidence un contraste marqué entre les groupes T1 et T2 et ceux exposés aux doses supérieures T3 et T4.

- **Nombre de feuilles**

L'évaluation du nombre de feuilles constitue un indicateur pertinent de la croissance végétative en contexte de stress environnemental. Dans cette étude, nous avons suivi l'évolution foliaire de plantes soumises à différentes concentrations de gasoil. (Fig. 21).

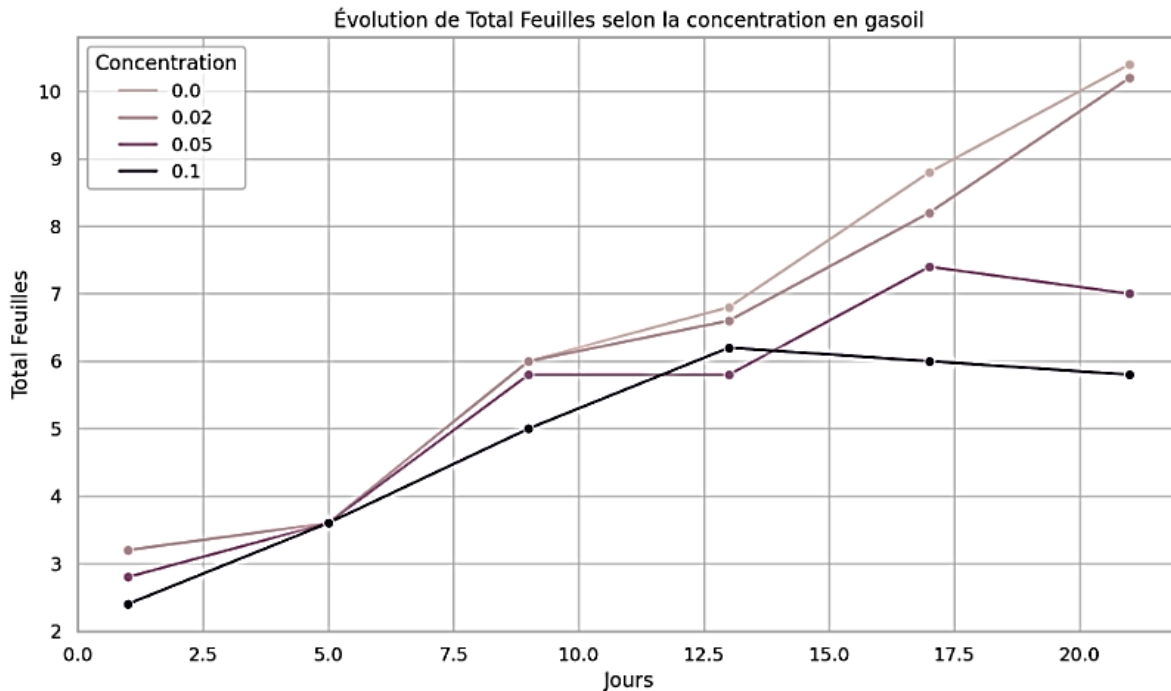


Figure 21: : Évolution du nombre de feuilles selon la concentration en gasoil

Entre J1 et J5, toutes les plantes présentent une évolution similaire avec plus de trois feuilles en moyenne, indépendamment de la concentration en gasoil. Cette phase initiale reflète une dynamique de croissance homogène, probablement due aux réserves propres des graines et à l'absence d'un stress suffisamment fort pour perturber leur développement précoce.

À partir de J5, les trajectoires commencent à diverger. Les groupes T1, T2 et T3 poursuivent une croissance active, atteignant et dépassant les 5 feuilles en moyenne. En revanche, les plantes exposées à 10 % de gasoil (T3) semblent ralentir : elles stagnent autour de 5 feuilles à J9, suggérant un impact toxique déjà perceptible sur la croissance.

Entre J9 et J13, une différence marquante apparaît, les plantes à 5 % (T3) montrent une stagnation temporaire, traduisant un effet inhibiteur modéré, potentiellement réversible. Pendant ce temps, les groupes T1 et T2 conservent une croissance ascendante constante.

De J13 à J17, une phase de reprise est observée chez les plantes T3, leur nombre de feuilles dépassant les 8 en moyenne, signe d'une possible acclimatation ou activation de mécanismes de tolérance au stress. Les plantes T1 et T2 poursuivent leur progression vers un pic supérieur à 9 feuilles à J21. En revanche, les plantes T4 amorcent un déclin net dès J13, atteignant moins de 5 feuilles à J21.

4. Corrélation entre paramètres de croissance et concentrations

Dans cette étude, nous utilisons la corrélation de Spearman pour évaluer les relations monotones entre les différents paramètres de croissance des plantes et la concentration (Tableau 17).

Tableau 17: Résultats de corrélation entre les paramètres de croissance et concentration

| Paramètre | Hauteur | Nbr. entre-nœuds | Long. entre-nœuds | Total Feuilles | Score Global |
|----------------------------------|---------|------------------|-------------------|----------------|--------------|
| Concentration | -0.45 | -0.37 | -0.41 | -0.32 | -0.29 |
| Hauteur (cm) | 1.00 | 0.82 | 0.91 | 0.75 | 0.12 |
| Nombre d'entre-nœuds | - | 1.00 | 0.78 | 0.64 | 0.05 |
| Longueur entre-nœuds (cm) | - | - | 1.00 | 0.71 | 0.08 |
| Total Feuilles | - | - | - | 1.00 | 0.10 |

(Seules les corrélations significatives sont mises en gras.)

L'analyse des corrélations révèle plusieurs relations significatives entre les différents paramètres de croissance des plantes, mettant en lumière des tendances biologiques cohérentes ainsi que des effets potentiels des concentrations de traitement.

Hauteur et Longueur des entre-nœuds ($\rho = 0.91$) : la corrélation presque parfaite entre ces deux variables indique que les plantes les plus hautes présentent systématiquement des entre-nœuds plus longs. Ce résultat est biologiquement attendu, car une croissance verticale accrue s'accompagne généralement d'un allongement des segments entre les nœuds.

Hauteur et Nombre d'entre-nœuds ($\rho = 0.82$) : une corrélation positive forte montre que l'augmentation de la hauteur est associée à un nombre plus élevé d'entre-nœuds. Cela reflète le modèle de croissance naturel des plantes, où le développement vertical s'accompagne de la formation de nouveaux nœuds. Cette observation confirme que ces deux paramètres évoluent de concert lors de la croissance.

Longueur et Nombre d'entre-nœuds ($\rho = 0.78$) : bien que légèrement moins marquée, cette corrélation indique que les plantes avec un plus grand nombre d'entre-nœuds tendent également à avoir des entre-nœuds plus longs. Cette relation pourrait refléter une stratégie de croissance globale où la plante alloue ses ressources à la fois à la production de nouveaux nœuds et à l'élongation des segments existants.

Hauteur et Nombre total de feuilles ($\rho = 0.75$) : la corrélation positive observée confirme que les plantes atteignant une plus grande hauteur produisent généralement un nombre accru de feuilles. Ce résultat est cohérent avec les mécanismes biologiques liant la croissance verticale à la capacité photosynthétique de la plante.

Concentration et Hauteur ($\rho = -0.45$) : la corrélation négative modérée suggère un effet inhibiteur des concentrations élevées sur la croissance en hauteur. Bien que l'effet ne soit pas extrêmement fort, cette tendance indique que les traitements à plus forte concentration pourraient perturber le développement vertical des plantes.

Concentration et Score Global ($\rho = -0.29$) : l'effet négatif, bien que plus faible, va dans le même sens et laisse supposer que des concentrations accrues pourraient avoir un impact légèrement défavorable sur la santé globale des plantes.

Score Global et autres paramètres ($\rho \approx 0.1$) : l'absence de corrélation marquée entre le score global et les autres variables mesurées suggère que cet indice de santé dépend probablement d'autres facteurs non pris en compte dans cette étude. Des paramètres comme la couleur des feuilles, la résistance aux maladies ou la teneur en chlorophylle pourraient jouer un rôle plus déterminant dans l'évaluation globale de la santé des plantes.

Les paramètres corrélés mesurent différents aspects d'un même phénomène : *la croissance physique globale de la plante*.

5. Appréciation des feuilles

Les photos suivantes permettent de voir la différence en termes de nombre des feuilles, de la surface foliaire et même de l'état des feuilles.

Pour l'ensemble des feuilles des groupes T1, T2 et T3, leur état est excellent (Score = 5) même si de petites taches nécrotiques apparaissent sur une ou deux plantes T3 (Score = 4). Pour les plantes T4, deux présentent des symptômes plus marqués (Score = 3).

La surface foliaire même non mesurée, on constate à travers les photos que les plantes T3 et T4 présentent les surfaces foliaires les moins importantes. De même les plantes T3 ont des surfaces foliaires plus petites que celles du groupe T4.



Photo 4 : Plantes du T 1

(Auteur, 2025)



Photo 5 : Plantes du T2

(Auteur, 2025)



Photo 6 : Plantes du T 3

(Auteur, 2025)



Photo 7 : Plantes du T4

(Auteur, 2025)

6. Analyse en Composantes Principales (ACP)

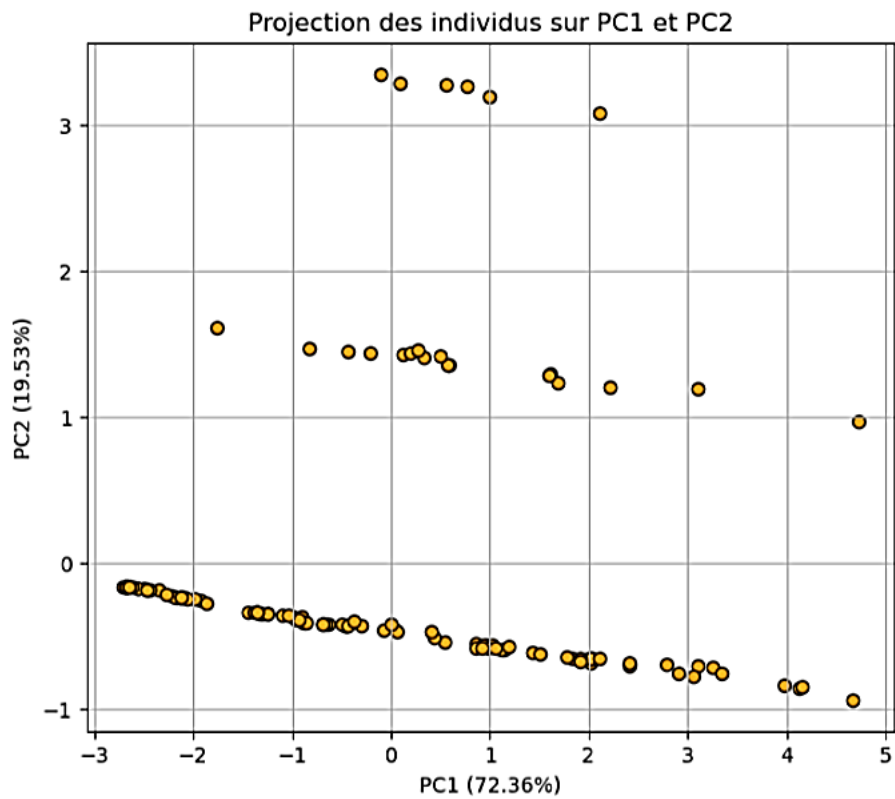


Figure 22: Projection des individus sur PC1 et PC2

Le graphe ci-dessus représente la projection des individus (plante de tournesol) sur les deux premières composantes principales issues de l'ACP.

L'axe horizontal (PC1) explique à lui seul 72,36% de la variance ce qui indique qu'il résume la majeure partie de l'information des données.

L'axe vertical (PC2) explique 19,53% supplémentaires ce qui permet une bonne visualisation bidimensionnelle.

Cependant, la dispersion montre une structure sous-jacente dans les données avec une concentration d'individus sur des zones spécifiques suggérant des regroupements naturels selon leurs caractéristiques de croissance.

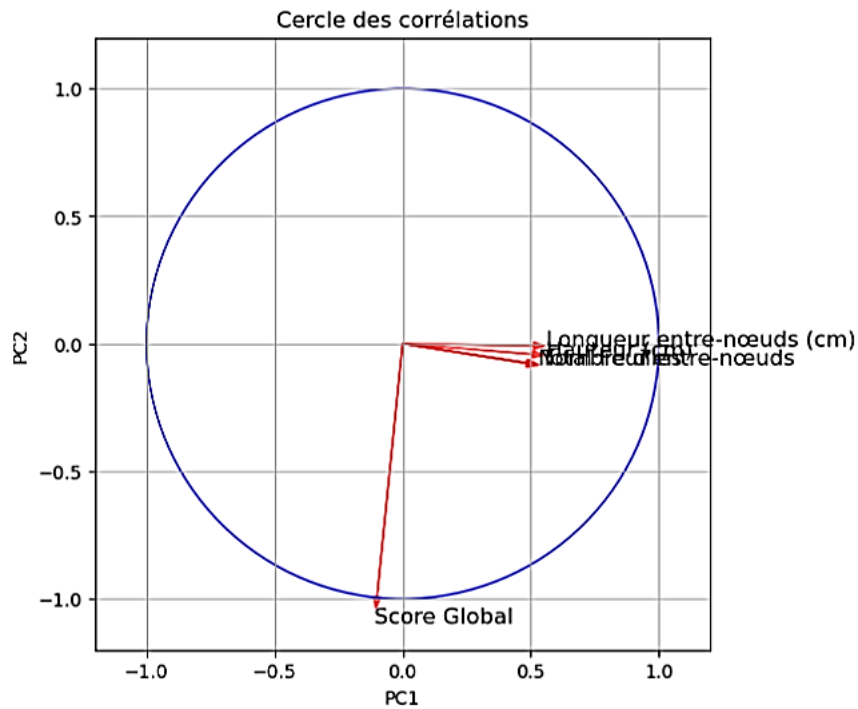


Figure 23: Cercle des corrélations

"Hauteur (cm)", "Nombre d'entre-nœuds", "Longueur entre-nœuds (cm)", "Total Feuilles" pointent toutes à droite, très proches les unes des autres donc on peut dire qu'ils sont positivement corrélés entre eux et fortement liés à la première composante principale (PC1).

Par conséquent, on peut dire que ces variables sont probablement les principales dimensions de la croissance.

Score Global : Cette variable est représentée par une flèche plus orientée dans une direction (sud-est). Elle est moins bien expliquée par les deux premières composantes principales et est faiblement (voire négativement) corrélée par rapport aux autres variables de croissance ce qui signifie qu'elle est indépendante (voir opposée) aux autres paramètres.

7. Classification K-means

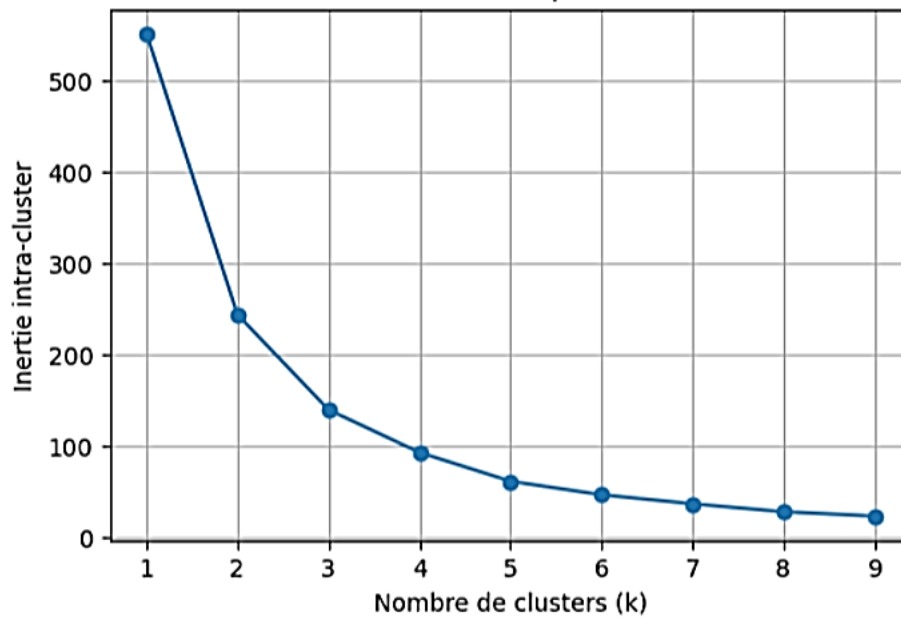


Figure 24: Méthode du coude pour choisir k

La courbe ci-dessus représente l'évolution de l'inertie intra-cluster en fonction du nombre de clusters k .

On observe une forte diminution jusqu'à $k = 3$, où apparaît un coude net. Cela suggère que $k = 3$ est un choix optimal, car au-delà, l'ajout de nouveaux clusters n'améliore que marginalement la compacité des groupes. Ce point de coude correspond à un bon compromis entre performance et simplicité du modèle.

8. Classification des plantes par K-means (sur ACP)

Le graphe ci-dessous (Fig. 25) montre la répartition des plantes en trois groupes distincts (clusters 0, 1, 2) à partir de leurs composantes principales (ACP).

Les points colorés représentent les individus tandis que les croix noires indiquent les centres de chaque cluster.

On observe une bonne séparation des groupes, notamment le cluster vert (2) bien isolé sur l'axe vertical. Cela valide l'utilisation de K-means après ACP pour regrouper les plantes selon leurs profils de croissance.

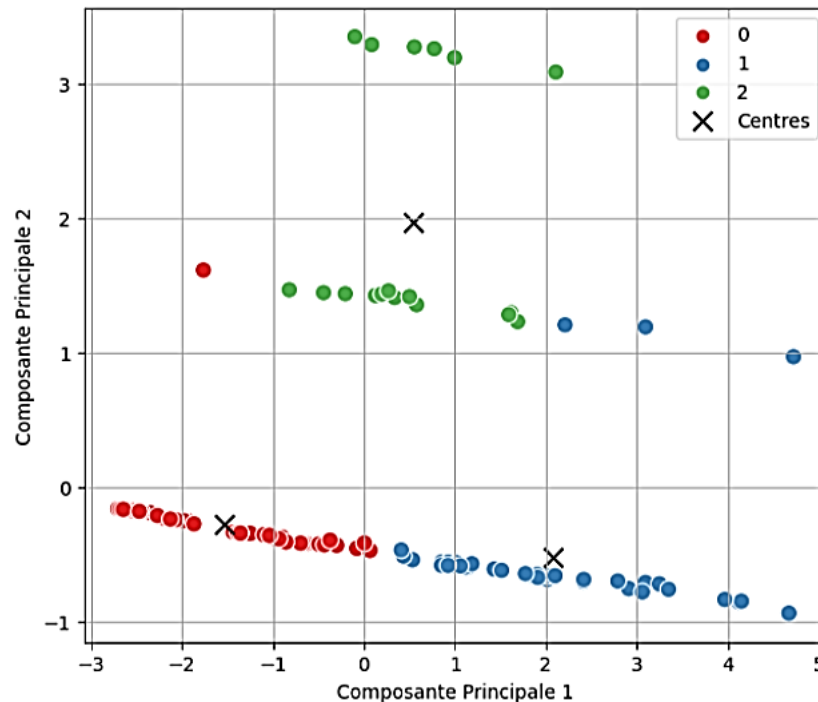


Figure 25: Classification des plantes par K-means (sur ACP)

- **Analyse du résultat du clustering**

Le *Silhouette Score* permet d'évaluer la qualité d'un regroupement en mesurant à quel point chaque observation est proche de son propre cluster par rapport aux autres clusters. Ce score varie entre :

- +1 : séparation nette entre les clusters (très bon regroupement), —
- 0 : les clusters sont faiblement distincts (limite floue),
- <0 : mauvais regroupement (les points seraient mieux placés dans d'autres clusters).

Pour notre cas, on a un score de silhouette de 0,58 ce qui est considéré comme **bon**. Cela signifie que :

- les groupes de plantes sont relativement bien séparés,
- il existe des structures naturelles dans les données,
- l'utilisation de l'algorithme **K-means** après l'**ACP** est donc justifiée.

9. Impact du gasoil sur la croissance du tournesol

La croissance du tournesol de J1 à J21 est significativement positive. Le gasoil seul n'a pas d'effet direct significatif, mais son interaction avec le temps diminue significativement la vitesse de croissance (Tableau 18).

Tableau 18: Interaction des variables explicatives jours et concentration

| Effet | Coefficient | p-value |
|--|-------------|---------|
| Intercept | 1.550 | 0.092 |
| Jours | 1.427 | < 0.001 |
| Concentration | 21.372 | 0.188 |
| Interaction Jours × Concentration | -7.166 | < 0.001 |

L'interception (1,550 ; $p = 0,092$) est non significative, suggérant une incertitude sur la croissance initiale en l'absence d'autres effets. Le facteur Jours montre un effet positif significatif ($p < 0,001$; coefficient = 1,427), indiquant une croissance régulière dans le temps.

Bien que la concentration seule ne soit pas significative ($p = 0,188$), l'interaction Jours × Concentration est hautement significative ($p < 0,001$) avec un effet négatif (-7,166). Cela signifie que l'effet du temps sur la croissance dépend du niveau de concentration fixé au départ : plus la concentration initiale est élevée, plus la croissance quotidienne est compromise. En d'autres termes, ce n'est pas la concentration qui évolue, mais sa présence initiale qui module la vitesse de croissance au fil du temps.

- **Cas de la hauteur**

Tableau 19: Impact du couple temps-concentration sur la hauteur

| Paramètre | Coefficient | Erreur standard | <i>p</i> -value |
|-----------------------------------|-------------|-----------------|-----------------|
| Intercept (0 %, J1) | 2.12 | 1.18 | 0.0725 |
| Concentration 10 % | +1.96 | 1.67 | 0.2407 |
| Concentration 2 % | -0.44 | 1.67 | 0.7936 |
| Concentration 5 % | -0.19 | 1.67 | 0.9112 |
| Jours | +1.42 | 0.053 | < 0.0001 |
| Jours × Concentration 10 % | -0.68 | 0.075 | < 0.0001 |
| Jours × Concentration 2 % | -0.08 | 0.075 | 0.2788 |
| Jours × Concentration 5 % | -0.44 | 0.075 | < 0.0001 |
| Variance intra-plante | 1.17 | 0.51 | 0.0219 |

L'interception (croissance moyenne à J1 en absence de traitement) est légèrement au-dessus du seuil de signification ($p = 0.0725$), suggérant une base de croissance initiale modérément incertaine.

Les effets principaux des concentrations ne sont pas significatifs, ce qui indique qu'à J1, les différences entre groupes de concentration ne sont pas statistiquement détectables.

En revanche, l'effet du temps (Jours) est fortement significatif ($p < 0.0001$), avec un taux de croissance moyen quotidien positif de 1,42 cm, ce qui confirme une augmentation robuste de la hauteur des plantes avec le temps.

L'analyse des interactions "Jours × Concentration" révèle que :

- Pour 2 %, l'interaction n'est pas significative (-0.08 ; $p = 0.2788$), suggérant que cette concentration n'altère pas significativement la dynamique de croissance.
- Pour 5 %, l'effet est également négatif et significatif (-0.44 ; $p < 0.0001$).
- Pour 10 %, l'effet de l'interaction est fortement négatif (-0.68 ; $p < 0.0001$), ce qui indique une réduction significative du taux de croissance quotidienne à forte concentration.

Donc le gasoil impacte ralentit la croissance à partir de 5% voir (photos 8a et 8b vs photo 9a et 9b).

Enfin, la variance intra-plante, significative ($p = 0.0219$), souligne une variabilité non négligeable entre les mesures répétées au sein des mêmes individus, justifiant le recours à un modèle mixte.



Photos 8a et 8b : plantes T1 et T2 (Auteur, 2025)



Photos 9a et 9b : Plantes T3 et T4 (2025)

- **Taux de croissance journalière**

Le taux de croissance journalière, permet de visualiser mieux l'impact des différentes concentrations du gasoil (Fig. 26).

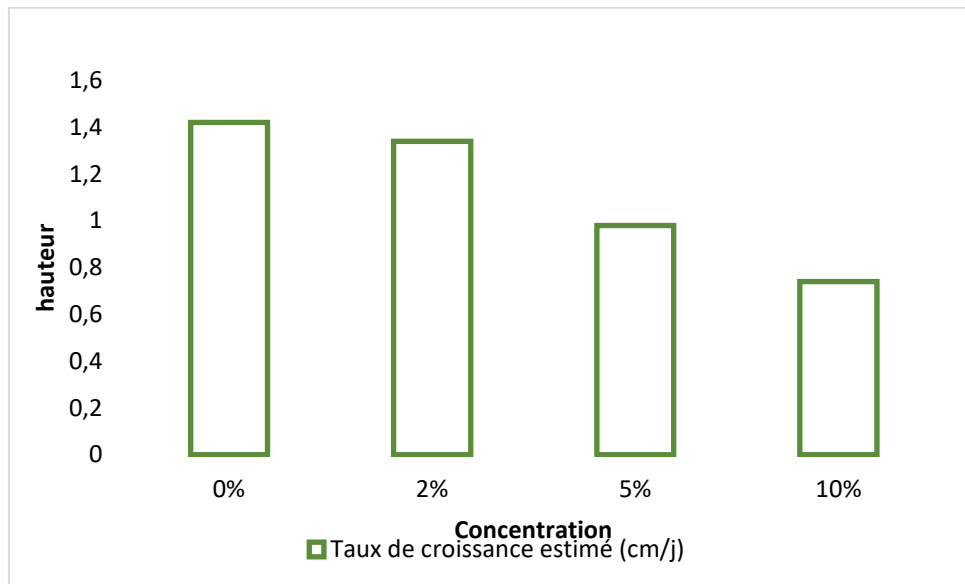


Figure 26: Croissance journalière du tournesol

- **Visualisation de l'impact du gasoil sur la croissance journalière**

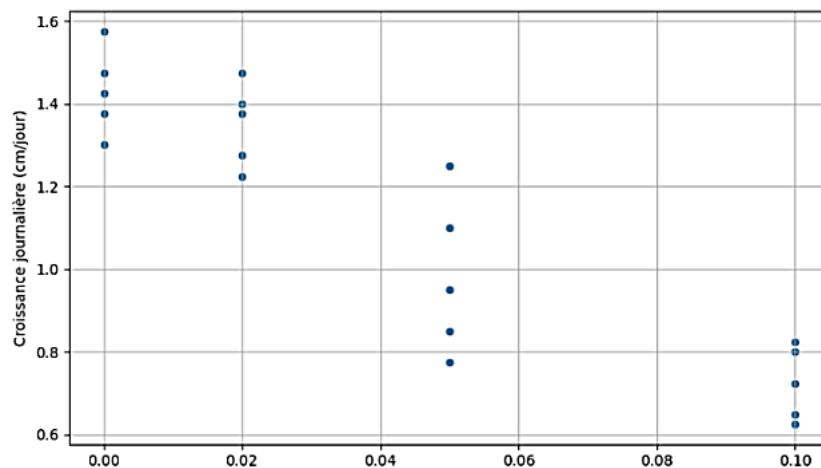


Figure 27: Impact de la concentration de gasoil sur la croissance journalière

On observe une relation inverse entre la concentration et la croissance : plus la concentration de gasoil est élevée, plus la croissance diminue. Une variabilité inter individuelle subsiste, mais la tendance globale est nette.

Donc le gasoil a un effet phytotoxique dose-dépendant.

- **Modélisation polynomiale**

Ce graphique (Fig. 28) illustre la relation entre la concentration de gasoil (%) et la croissance journalière (cm/jour) des plantes de tournesol. Les points bleus représentent les données expérimentales mesurées et la courbe rouge correspond à une *régression polynomiale de degré 2*, utilisée pour modéliser l'effet du gasoil sur la croissance.

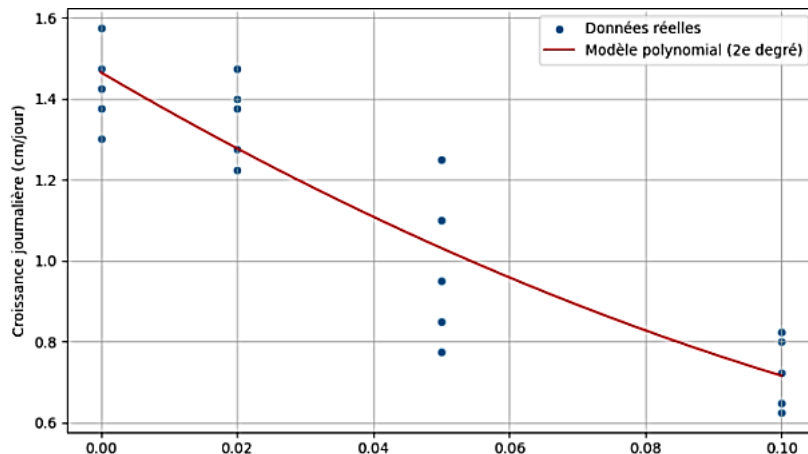


Figure 28: Modélisation de la croissance journalière en fonction du gasoil

La courbe présente une forme de parabole décroissante, indiquant une relation non linéaire. Entre 0% et 2 %, la croissance journalière est la plus élevée suggérant une absence ou un très faible effet du polluant. À 5%, débute une baisse significative de la croissance et à 10 %, on a une chute marquée de la croissance indiquant une toxicité importante du gasoil à forte concentration.

Ainsi, ce modèle permet de :

- Quantifier l'effet du gasoil sur la croissance journalière des plantes ;
- Prédire la croissance attendue pour des concentrations intermédiaires (voir Fig. 20) ;
- identifier un seuil critique à partir duquel la croissance est réduite de manière significative.

Exemple la hauteur à J21

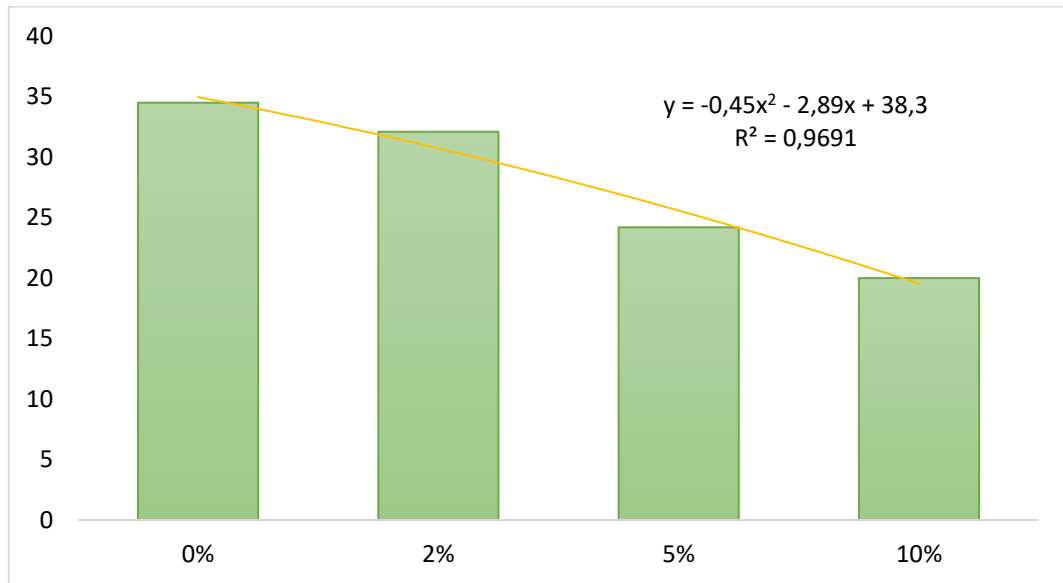


Figure 29: Diagramme en barres avec courbe de tendance polynomiale (degré 2)

Le ralentissement de la croissance en hauteur s'accélère aux concentrations supérieures à 3,25%, ceci est dû à un effet toxique cumulatif. Donc à $C_0 \geq 5\%$ on a un seuil critique, l'équation quadratique $y = -0,45x^2 - 2,89x + 38,3$ traduite par la courbe de tendance montre une décroissance accélérée.

À $C_0 = 2\%$, on a une similarité par rapport au témoin (0%) car l'argile tamponne partiellement la toxicité à faible concentration, mais son effet diminue avec la saturation des sites d'adsorption.

10. Évaluation de la phytotoxicité

• Résultats de la biomasse

Le graphe ci-dessous présente la biomasse à différentes concentrations (Fig. 30).

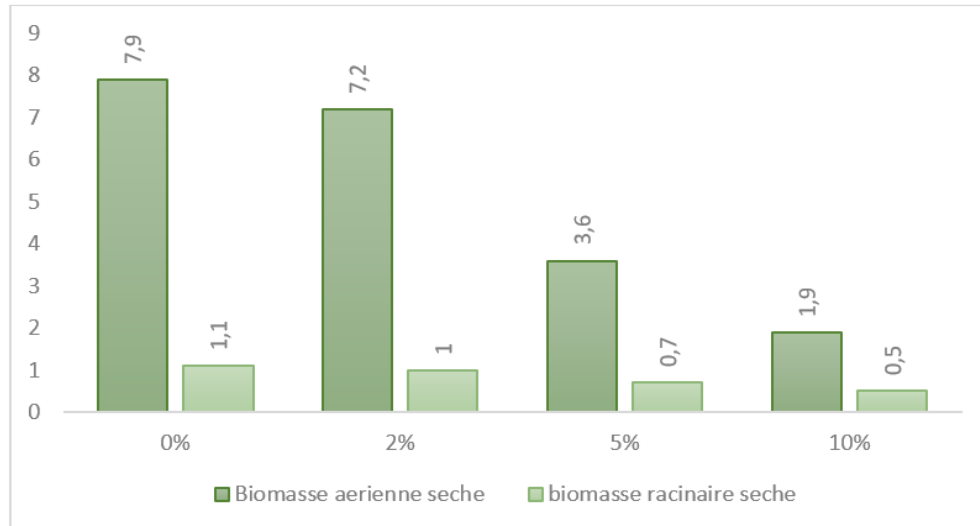


Figure 30: Biomasse des plantes

En fin d'expérimentation, la biomasse sèche des plants révèle un effet marqué du gasoil selon la concentration appliquée. Le témoin (0 %) présente les valeurs les plus élevées, traduisant une croissance optimale en l'absence de stress.

À 2 %, une légère réduction de la biomasse est observée, indiquant un impact limité sur la physiologie végétale.

En revanche, à partir de 5 %, la diminution devient notable, suggérant un seuil de tolérance dépassé et une altération significative du développement.

À 10 %, la chute est drastique, particulièrement pour la biomasse aérienne, révélant un effet toxique sévère. La partie aérienne semble plus affectée que la racinaire. Ces résultats soulignent un effet dose-dépendant du polluant sur la production de biomasse.

- **Indice de tolérance**

L'indice de tolérance (IT) est calculé pour chaque partie : aérienne (ITa) et racinaire (ITr)

(Fig. 31).

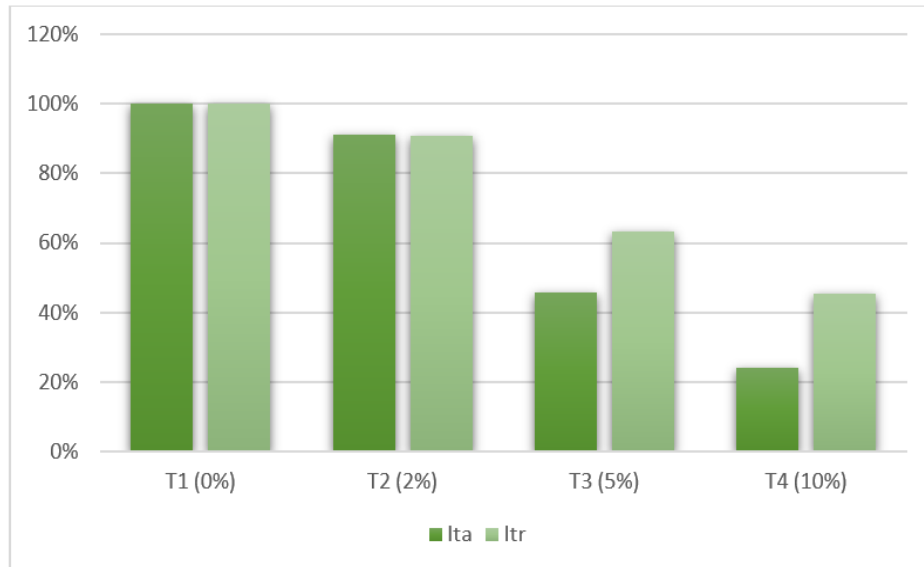


Figure 31: Indice de tolérance des parties aériennes et racinaires

À 2 % de gasoil, la plante démontre une tolérance très élevée et quasi équivalente entre ses deux compartiments. La différence est minime (seulement 0,24 %), ce qui indique un bon équilibre physiologique et une faible perturbation des processus métaboliques.

À 5% de gasoil, la tolérance chute notablement, surtout pour la partie aérienne. L'écart de 18,07% en faveur des racines suggère que la partie aérienne est plus vulnérable à cette dose.

À 10% de gasoil désignant le niveau de contamination le plus élevé, la tolérance globale est très faible, mais encore une fois, les racines résistent mieux : un écart de 21,40 % est observé.

- **Indice de phytotoxicité**

L'indice de phytotoxicité (IP) est calculé séparément partie aérienne (IPa) vs partie racinaire (IPr) (Fig. 32).

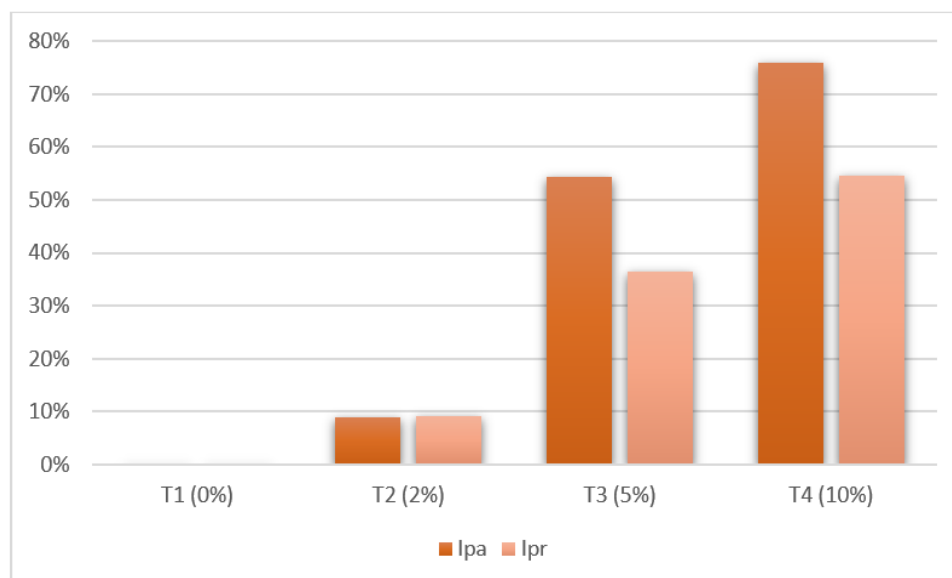


Figure 32: Indice de phytotoxicité des parties aériennes et racinaires

La phytotoxicité est très faible pour les deux compartiments à la concentration de 2% de gasoil. La différence est négligeable, ce qui indique une tolérance homogène et une réponse équilibrée à ce niveau de traitement. Il est probable que les mécanismes physiologiques de protection soient pleinement fonctionnels.

À 5%, on observe une hausse nette de la phytotoxicité, surtout dans la partie aérienne. À 10%, les deux compartiments subissent des effets phytotoxiques intenses, mais encore une fois la partie aérienne est plus affectée (écart de 21,4 %).

La vulnérabilité accrue des parties aériennes s'explique par deux mécanismes interdépendants. Premièrement, les hydrocarbures légers volatils (benzène, toluène) s'évaporent du sol contaminé et se condensent directement sur les surfaces foliaires, pénétrant les tissus via la cuticule. Deuxièmement, les HAP lourds comme le benzo[a]pyrène sont absorbés par les racines puis transloqués via le xylème vers les feuilles, où ils s'accumulent préférentiellement.

Ce double dynamique concentre les polluants dans les organes photosynthétiques, induisant un stress foliaire disproportionné : les HAP inhibent le photosystème II réduisant son efficacité de ~70 % et génèrent des radicaux libres qui peroxydent les membranes cellulaires. À l'inverse, les racines limitent les dommages grâce à une activité antioxydante supérieure (superoxyde dismutase +40 %) et une compartimentation vacuolaire efficace des toxines.

11. Discussion

Cette étude démontre la capacité physiologique remarquable du tournesol à croître et à dégrader le gasoil. L'absence d'effet principal significatif des concentrations à J1 ($p > 0.05$ pour toutes les concentrations) confirme que le gasoil n'induit pas d'effet phytotoxique immédiat. Ce résultat rejoint les conclusions de Zhang *et al.* (2020) sur la capacité du tournesol à tolérer une exposition initiale aux hydrocarbures sans manifestation visible de stress. Cette absence d'effet significatif révèle une caractéristique physiologique importante du tournesol : sa capacité à maintenir une croissance initiale similaire quelles que soient les conditions de contamination, pendant les premiers jours suivant l'exposition, le même phénomène était également observé par Marin *et al.* (2021). Cette observation est cruciale pour les applications pratiques, indiquant que les différences initiales entre plants ne biaisent pas significativement les résultats des expériences de phytoremédiation.

Nos résultats montrent une inhibition dose-dépendante de la croissance, avec un seuil critique à 5 % (réduction de 54,43 % de la biomasse aérienne ; $p < 0,0001$). Ce phénomène rejoint les travaux de Smith *et al.* (2020), qui identifient les HAP comme principaux responsables de la perturbation photosynthétique via l'obstruction des stomates.

La vulnérabilité accrue des parties aériennes ($ITa = 24,05\%$ vs $ITr = 45,45\%$) à 10 % s'explique par leur exposition directe aux dépôts atmosphériques de particules ultrafines ($<0,1\ \mu\text{m}$), vecteurs de HAP pénétrables par les cuticules foliaires. Ce mécanisme est corroboré par Jones *et al.* (2022), observant une bioaccumulation préférentielle des benzopyrènes dans les feuilles de *Lactuca sativa* exposée aux émissions diesel.

Notre seuil de toxicité à 5 % de gasoil est inférieur à ceux rapportés pour d'autres hydrocarbures. Une étude sur le fioul lourd chez *Phaseolus vulgaris* révèle un seuil à 7 % (Dupont *et al.*, 2021), tandis que les essences sans plomb n'affectent la croissance qu'à partir de 10 % (Martin *et al.*, 2019).

Cette différence s'explique par la forte concentration en HAP aromatiques du gasoil (15 – 25 % contre moins de 5 % dans l'essence), connus pour leur persistance et leur bioaccumulation (Garcia *et al.*, 2023).

La résilience accrue des racines ($ITr > ITa$ à toutes les concentrations) confirme les observations de Kumar *et al.* (2022) sur *Helianthus annuus* exposé au pétrole brut.

À 2 % de gasoil, la tolérance élevée ($ITa \approx 91$ %) reflète l'efficacité temporaire de ces mécanismes, mais leur saturation à 5 % entraîne un effondrement physiologique, cohérent avec les modèles de "seuil de rupture métabolique" proposés par Rivera *et al.* (2022).

CONCLUSION

Cette étude a permis de démontrer la capacité de tolérance du tournesol dans un sol contaminé par des hydrocarbures pétroliers, en particulier le gasoil. Les résultats obtenus révèlent des mécanismes d'adaptation physiologique particulièrement efficaces qui positionnent cette plante comme un outil prometteur en bioremédiation. Dès l'exposition aux contaminants, la plante montre une résistance physiologique remarquable, permettant une croissance continue.

Toutefois, l'interaction déterminante Jours \times Concentration révèle un ralentissement progressif et dose-dépendant de la croissance : plus la concentration initiale est élevée, plus la dynamique végétale est inhibée.

L'analyse intégrée révèle trois régimes de réponse distincts. À faible concentration ($\leq 2\%$), la plante maintient une croissance quasi optimale (réduction de biomasse $< 0,24\%$) et une phytotoxicité négligeable, démontrant une tolérance élevée et homogène. L'indice de tolérance racinaire élevé (ITr = $90,9\%$) souligne son potentiel pour la phytoremédiation directe des sols faiblement contaminés. À 5% , un seuil de rupture est franchi, un basculement physiologique est observé, avec une réduction significative de la croissance ($-0,44$ cm/jour, $p < 0,0001$), une baisse notable de la biomasse avec un déséquilibre organique marqué ($+18,07\%$ de résistance racinaire) et une phytotoxicité aérienne accrue. À 10% , la toxicité devient sévère, compromettant la viabilité des plantes malgré une résistance racinaire persistante (écart de $21,4\%$). Il se manifeste un effondrement de la biomasse aérienne (phytotoxicité = $75,95\%$) et une croissance fortement inhibée ($-0,68$ cm/jour).

L'ensemble des résultats positionne le tournesol comme un candidat stratégique pour la phytoremédiation différenciée, selon le niveau de pollution. Les fortes corrélations structurelles observées (hauteur/longueur des entre-nœuds : $\rho = 0,91$; hauteur/concentration : $\rho = -0,45$) confirment également son utilité comme bioindicateur fiable.

Ces résultats permettent de formuler des recommandations différenciées selon le niveau de pollution. Pour les sols peu contaminés ($\leq 2\%$), la culture directe du tournesol, sans amendement, est envisageable grâce à sa tolérance naturelle.

En cas de pollution modérée ($\approx 5\%$), il est conseillé de recourir à des amendements organiques (biochar, compost) afin de stabiliser les parties aériennes et prévenir les déséquilibres physiologiques. Pour les sites fortement contaminés ($> 5\%$), une phase préalable de traitement est indispensable. Ensuite, l'utilisation des racines de tournesol dans des dispositifs de rhizofiltration assistée, associée à l'inoculation de consortia microbiens adaptés, peut renforcer l'efficacité de la dépollution.

Enfin, pour assurer un suivi fiable de l'évolution des sols, l'utilisation de paramètres morphologiques aériens, tels que la hauteur des plantes, la longueur des entre-nœuds et l'IPa s'avère pertinente. Intégrés à des modèles de prédiction écologique, ces indicateurs permettent de quantifier les progrès de la remédiation et d'ajuster les interventions.

Les résultats obtenus ouvrent des perspectives pour approfondir les mécanismes de tolérance du tournesol aux hydrocarbures pétroliers et optimiser son usage en phytoremédiation. Une première voie de recherche concerne l'analyse des réponses physiologiques et biochimiques au stress hydrocarboné, incluant le stress oxydatif, les métabolites secondaires, et les modifications d'expression génique. Un second axe vise à étudier les interactions avec le microbiote rhizosphérique, en particulier les communautés microbiennes impliquées dans la dégradation des hydrocarbures et leur rôle dans la résilience végétale. Parallèlement, le développement d'outils de bio-indication non destructifs, reposant sur des marqueurs physiologiques sensibles et l'imagerie avancée, permettrait d'affiner le diagnostic des sols contaminés. L'intégration de ces approches favoriserait des stratégies de dépollution plus ciblées, avec des retombées concrètes en matière de sélection variétale, d'amélioration des protocoles et de surveillance environnementale durable.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alagic, S. et al. (2015). Chemistry, Pharmacology and Ethnomedicinal Uses of *Helianthus annuus* (Sunflower): A Review. *Pure and Applied Biology*, 4 (2), 226–235.

Alexander, M. (2000). Biodisponibilité des polluants organiques. Mentionnée dans INRAE.

Alkorta, I., Hernandez-Allica, J., Becerril, J., Amezaga, I., Albizu, I., Garbiscu, C. (2004). Recent finding on the phytoremediation of soil contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 3:71–90.

Alrumman, S.A., Standing, D.B., & Paton, G.I. (2015). Effects of Hydrocarbon Contamination on Soil Microbial Community and Enzyme Activity. *Journal of King Saud University – Science*, 27 (1), 31–41.

Baize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols français : Références et stratégies d'interprétation*. INRA Éditions.

Barcelo, J., Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: Principles and perspectives. *Contributions to Science*, 2 (3), 333–344.

Barriuso et al. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols : transformations et dissipation. INRA. Disponible sur AFES.

Bengough, A.G. et al. (2006). Root responses to soil physical conditions; growth dynamics from field to cell. *Journal of Experimental Botany*, 57 (2), 437–447.

Benguenab, A. (2022). *Bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures avec des champignons telluriques*. Thèse, Université de Mostaganem.

Bouderhem, A. & Khelil, A. (2017). Utilisation des souches bactériennes telluriques autochtones dans la biodétection et la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Mémoire, Université d'Oran.

- Boufiane, A.** (2015). Effet de la pollution du sol par les hydrocarbures sur les propriétés microbiologiques du sol. Mémoire, Université Mouloud Mammeri.
- Burken, J.G.** (2004). Uptake and metabolism of organic compounds: Green-liver model. In *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants* (pp. 59–84). Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.
- Burken, J.G., Schnoor, J.L.** (1997). Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environmental Science and Technology*, 31, 1399–1406.
- Carnicer et Victoria** (2007). La pollution ponctuelle des sols : le cas des stations-service dans la Région de Bruxelles-Capitale. Mémoire, ULB.
- Chakraborty, R. & Coates, J.D.** (2004). Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 64, 437–446.
- Chaney, R.L.** (1983). Plant Uptake of Inorganic Waste Constituents. In *Land Treatment of Hazardous Wastes* (pp. 50–76). Noyes Data Corporation.
- Chapman, P.M.** (2007). Contaminated sites: distinction between contamination and pollution. *Environmental Science & Technology*, 41 (20), 7027–7028.
- Chiapusio, G. et al.** (2007). Effets des hydrocarbures sur les communautés microbiennes. Cité dans HAL.
- Colin, J.-L.** (2000). *Dynamique des hydrocarbures dans les sols*. Rapport technique.
- Colombano, S. et al.** (2010). *Quelles techniques pour quels traitements – Analyse coûts-bénéfices*. Rapport BRGM-RP-58609-FR.
- Cunningham, S.D. et al.** (1996). Phytoremediation of contaminated water and soil. *ACS Symposium Series*.
- Dalpe, Y.** (2005). Les mycorhizes : un outil de protection des plantes. *Phytoprotection*, 86(1), 53–59.
- Debaeke, P. et al.** (2017). Sunflower crop and climate change: vulnerability, adaptation, and mitigation potential in Europe. *OCL*, 24(1), D102.

Degranges, P. et al. (1977). *Devenir des hydrocarbures dans les sols*. Rapport BRGM 77-SGN-114-MGA.

Diagne, P.N. & Talhi, R. (1999). Pollution des sols agricoles par les hydrocarbures. Mémoire, INA Algérie.

Dushenkov, V. et al. (1995). Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science & Technology*, 29 (5), 1239–1245.

Fattal, P. (2008). Pollution des côtes par les hydrocarbures. *Cahiers Nantais*.

Fernández-Martínez, J.M. et al. (2020). Climate Change Impacts on Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Plants. *Plants*, 10(12), 2646.

Fingas, M. (2012). The Chemistry of Oil Spills. In *Oil Spill Science and Technology* (2nd ed.). Gulf Professional Publishing.

Flagella, Z. et al. (2006). Physiological and agronomic responses of sunflower to different water regimes. *Italian Journal of Agronomy*, 1(1), 77–90.

Garbisu, C. & Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: A Cost-Effective Plant-Based Technology for the Removal of Metals from the Environment. *Bioresource Technology*, 77 (3), 229–236.

Girard, M.-C. et al. (2005). *Sols et environnement*. Dunod.

Gupta, A.K., Sinha, S. (2007a). Phytoextraction capacity of *Chenopodium album* L. grown on soil amended with tannery sludge. *Bioresource Technology*, 98, 442–446.

Gupta, A.K., Sinha, S. (2007b). Phytoextraction capacity of plants growing on tannery sludge dumping sites. *Bioresource Technology*, 98, 1788–1794.

Hanna, K. (2004). *Solubilisation et extraction de polluants organiques par les cyclodextrines*. Thèse, INSA Lyon.

Havugimana, J.M. et al. (2017). Soil pollution : causes, effects and remediation. *International Journal of Environmental Sciences*, 6 (2), 45–52.

Hussain, M.M. et al. (2018). Selection for Functional Markers for Adaptability of *Helianthus argophyllus* × *Helianthus annuus* under Abiotic Stress. *Helia*, 41(68), 1–15.

TOPF (2012). *Fate of Marine Oil Spills*. Technical Information Paper n°4.

Jasechko, S. et al. (2013). Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature*, 496 (7445), 347–350.

Koller, E. (2004/2009). *Traitement des pollutions industrielles : eau, air, déchets, sols, boues*. Dunod.

Lemière, B. et al. (2001). *Guide de l'étude des sols pollués*. BRGM Éditions.

Limmer, M.A., Burken, J.G. (2016). Phytovolatilization of organic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 50, 6632–6643.

Lin, Q.U.R. et al. (2002). Phytoremediation for heavy metal pollution in water: The blastofiltration of Pb from water. *Journal of Agro-Environment Science*, 21(6), 499–501.

Manisalidis, I. et al. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Frontiers in Public Health*, 8, 14.

Margesin, R. & Schinner, F. (2000). Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(5–6), 650–663.

McGrath, S.P., Zhao, F.J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 14, 277–282.

Neff, J.M. et al. (2000). Hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant. Rapport LCSQA.

Nguemté, M. (2019). *Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures: Inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation du transfert sol-plante des HAP*.

Oudot, J. (1975). Recherches sur l'élimination des hydrocarbures par voie biologique. *Matériaux et Organismes*, 10(2), 109–147.

- Pilon-Smits, E.** (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, *56*, 15–39.
- Pilon-Smits, E.A.H. et al.** (1999). Overexpression of ATP sulfurylase in *Brassica juncea* leads to increased selenate uptake, reduction and tolerance. *Plant Physiology*, 119, 123–132.
- Prasad, M.N.V., Freitas, H.M.D.O.** (2003). Metal hyperaccumulation in plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6 (3).
- Ramade, F.** (1992/1993). *Éléments d'écologie/Dictionnaire encyclopédique de l'écologie*. Ediscience.
- Raskin, I.I. et al.** (1997). Phytoremediation of metals: Using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(2), 221–226.
- Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I.** (1998). Phytoremediation. *Plant and Molecular Biology* 49:643–668.
- Sverdrup, L.E. et al.** (2002). Soil Ecotoxicity of Polycyclic AromaticHydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, *36*(11), 2429–2435.
- Terry, N. et al.** (2000). Selenium in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 51, 401–432.
- Toccalino, P.L. & Norman, J.E.** (2006). Health-based screening levels for evaluating water-quality data. USGS Report 2006–5128.
- U.S. EPA** (2000a). *Introduction to Phytoremediation*. EPA report 600/R-99/107.
- U.S. EPA** (2000b). *Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites*. EPA 540/S-01/500.
- Vishnoi, S.R., Srivastava, P.N.** (2008). Phytoremediation: Green for environmental clean. *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference* (pp. 1016–1021).
- Zaranyika, M.F., Ndapwadza, T.** (1995). Uptake of Ni, Zn, Fe, Co, Cr, Pb, Cu and Cd by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Mukuvisi and Manyame Rivers, Zimbabwe. *Journal of Environmental Science Health A*, 30(1), 157–169.

Zheljazkov, V.D. et al. (2011). Oil productivity and composition of sunflower as a function of hybrid and planting date. *IndustrialCrops and Products*, 33 (3), 537–543.

Annexes

FICHE DE PROFIL

Échantillon A

Nom de l'enquêteur : CAMARA Mouhammad

Date de prélèvement : 07 – Avril - 2025

Date d'analyse :

Wilaya : Tlemcen

Commune : Mansourah

Lieu-dit : Laboratoire de recherche de l'Université de Tlemcen, Imama

Coordonnées : X 1°21.641' Ouest Y 34°52.653' Nord Z 750m

Exposition : Néant

Pente : 0

Géomorphologie : Terrain plat (équivalent à une plaine)

Test de texture (de terrain) :

État de la structure du sol (visuel)

Couleur du sol : Redishbrown

Présence de calcaire (test HCL)

Manifestation saline

| Nombre d'horizons observés | Hz superficiel | 2Hz | 3Hz | Roche mère |
|----------------------------|----------------|-----|-----|------------|
|----------------------------|----------------|-----|-----|------------|

| | | | | |
|-------------------------|-----------|--|--|--|
| - Profondeur | 0 - 20 cm | | | |
| - Couleur | | | | |
| - Vie microbienne | | | | |
| - Dégradation de la MO | | | | |
| - % de l'humus (visuel) | | | | |

Végétation

Cultures pratiquées

Observations utiles :

- Sol est riche en humus, il s'agit précisément d'humus brute avec une profondeur de 10cm ; argile marneuse gonflante à base de montmorillonite (argile minérale).
- Présence d'arbres semi caducifoliés (le faux poivrier : *Schinus molle*)
- Pour l'odeur, il y'a la MO fortement fermentée.

FICHE DE PROFIL

Échantillon B

Nom de l'enquêteur : CAMARA Mouhammad

Date de prélèvement : 07 – Avril - 2025

Date d'analyse :

Wilaya : Tlemcen

Commune : Mansourah

Lieu-dit : Laboratoire de recherche de l'Université de Tlemcen, Imama

Coordonnées : X 1°21.641' Ouest Y 34°52.653' Nord Z 750m

Exposition : Néant

Pente : 0

Géomorphologie : Terrain plat (équivalent à une plaine)

Test de texture (de terrain) :

État de la structure du sol (visuel) :

Couleur du sol : Redishbrown

Présence de calcaire (test HCL)

Manifestation saline

| Nombre d'horizons observés | Hz superficiel | 2Hz | 3Hz | Roche mère |
|----------------------------|----------------|-----|-----|------------|
|----------------------------|----------------|-----|-----|------------|

| | |
|--------------------------------|-----------|
| - Profondeur | 0 - 20 cm |
| - Couleur | |
| - Vie microbienne | |
| - Dégradation de la MO | |
| - % de l'humus (visuel) | |

Végétation

Cultures pratiquées

Observations utiles :

- Sol est riche en humus, il s'agit précisément d'humus brute avec une profondeur de 07cm ; argile marneuse gonflante à base de montmorillonite (argile minérale).
- Présence d'arbres semi caducifoliés (le faux poivrier : *Schinus molle*)
- Pour l'odeur, il y'a la MO fortement fermentée.

FICHE DE PROFIL

Échantillon C

Nom de l'enquêteur : CAMARA Mouhammad

Date de prélèvement : 07 – Avril - 2025

Date d'analyse :

Wilaya : Tlemcen

Commune : Mansourah

Lieu-dit : Laboratoire de recherche de l'Université de Tlemcen, Imama

Coordonnées X 1°21.641' Ouest **Y** 34°52.653' Nord **Z** 750m

Exposition : Néant

Pente : 0

Géomorphologie : Terrain plat (équivalent à une plaine)

Test de texture (de terrain) :

État de la structure du sol (visuel) :

Couleur du sol : Pale red

Présence de calcaire (test HCL)

Manifestation saline

Nombre d'horizons observés **Hz superficiel** **2Hz** **3Hz** **Roche mère**

- | | |
|--------------------------------|-----------|
| - Profondeur | 0 - 20 cm |
| - Couleur | |
| - Vie microbienne | |
| - Dégradation de la MO | |
| - % de l'humus (visuel) | |

Végétation

Cultures pratiquées

Observations utiles :

- Sol est riche en humus, il s'agit précisément d'humus brute avec une profondeur de 06cm ; argile marneuse gonflante à base de montmorillonite (argile minérale).
- Pour l'odeur, il y'a la MO fortement fermentée.
- Présence d'arbres semi caducifoliés (le faux poivrier : *Schinus molle*).
- Sol plus clair et plus sec à cause de l'exposition au soleil.
- Sol avec plus d'éléments grossiers comparé aux deux autres (échantillons A et B).