



HAL
open science

Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures : inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation du transfert sol-plante des HAP

Pulchérie Matsodoum Nguemte

► **To cite this version:**

Pulchérie Matsodoum Nguemte. Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures : inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation du transfert sol-plante des HAP. Biologie végétale. Université de Strasbourg; Université de Yaoundé I, 2019. Français. NNT : 2019STRAD015 . tel-02416493

HAL Id: tel-02416493

<https://theses.hal.science/tel-02416493>

Submitted on 17 Dec 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Ecole doctorale Mathématiques,
Sciences de l'Information et de
l'Ingénieur

Unité de Recherche et de
Formation Doctorale en Sciences
de la Vie, Santé et Environnement

THESE EN COTUTELLE

Présentée le 20 Mai 2019, à Strasbourg par :

Pulchérie MATSODOUM NGUEMTE

Pour obtenir le grade de **Docteur de l'Université de Strasbourg et de
l'Université de Yaoundé I**

Domaines : Sciences de la Vie et de la Santé ; Sciences pour l'Ingénieur

Discipline - Spécialité : Biotechnologies Végétales - Phytoremédiation

PHYTOREMEDIATION DES SOLS POLLUES PAR LES HYDROCARBURES

*Inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces
végétales et modélisation du transfert sol-plante des HAP*

MEMBRES DU JURY :

Corinne LEYVAL
DR CNRS, LIEC, Université de Lorraine

Rapportrice

Stéphanie OUVRARD
Chargée de Recherche, HDR, INRA

Rapportrice

Thierry LEBEAU
Professeur, OSUNA - UMS 3281 CNRS

Examineur

François BERNIER
Professeur, IBMP UPR 2357

Examineur

Adrien WANKO NGNIEN
MDC, HDR, Université de Strasbourg

Directeur de Thèse

Ives Magloire KENGNE NOUMSI
MDC, Université de Yaoundé I

Co-Directeur de Thèse

*“Sir, my concern is not whether God is on our side;
my greatest concern is to be on God's side,
for God is always right.”*

- Abraham Lincoln -

DEDICACE

A mon fils

DJUMYOM WAFO Franck Bryan

A mon époux

Dr. DJUMYOM WAFO Guy Valérie

A mes parents

Mr. et Mme NGUEMTE – Mr. et Mme MBE

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée en cotutelle entre l'Université de Strasbourg en France et l'Université de Yaoundé I au Cameroun.

Avant tout, je remercie, magnifie et célèbre le Seigneur Dieu tout puissant pour les multiples, mystérieuses et merveilles grâces qu'Il m'a fait bénéficier durant ce parcours doctoral.

Je tiens à exprimer ma très profonde gratitude à « [Schlumberger Foundation Faculty for the Future](#) (FFTF), bourse 2015 » pour le soutien financier durant les 3 ans et demi de ma thèse.

J'exprime ma reconnaissance et ma gratitude à mes directeurs et encadrants de thèse, Pr. Ives Magloire kengne Noumsi, Dr Adrien Wanko et Pr. Pierre François Djocgoué.

Prof. Kengne, je ne te remercierai jamais assez pour m'avoir initié au monde de la recherche scientifique. C'est à travers toi que j'ai trouvé le financement qui m'a permis de réaliser mes travaux de thèse. Sachant combien il est difficile d'en trouver dans notre contexte universitaire au Cameroun. Tes multiples recommandations à nous tes étudiants au Cameroun m'ont servi et me serviront chaque jour de mon parcours professionnel. Merci prof.

Adrien, tu m'as ouvert les portes de Icube sans hésitation, grâce à toi j'ai pu également m'insérer dans la société française. Tu n'as ménagé aucun effort pour superviser au quotidien mes travaux, me conseiller et me faire avancer dans le monde scientifique. J'ai beaucoup appris à tes côtés, tant sur le plan personnel que professionnel. Merci Adrien.

Merci Prof. Djocgoué pour les idées et les recommandations faites durant mes travaux de thèse. Sans ton intervention, de par ton statut de professeur au moment de ma sélection en thèse, mon dossier n'aurait pas été accepté à l'école doctorale. Je t'en remercie !

Je remercie tous les enseignants qui m'ont tenu depuis mes débuts jusqu'à ce jour. Plus particulièrement, je n'oublierai jamais celui qui m'a le plus marqué du fait de sa détermination à nous faire réussir, mon maître du CE2, mais qui aujourd'hui n'est plus. Paix à ton âme Mr. Djonkou de l'école publique de Diboum II à Douala.

Ces années de thèse n'auraient pas été aussi enrichissantes sans chaque team des laboratoires de recherches en France (Laboratoire des sciences de l'ingénieur, de l'informatique, de l'imagerie - ICube) et au Cameroun (Wastewater Research Unit - WRU). Je vous remercie tous pour la bonne humeur, l'esprit d'équipe, l'écoute, les team building que vous m'avez fait bénéficier pendant tout ce temps.

Je remercie Nina Etim, stagiaire avec qui j'ai travaillé sur la première phase de ce projet de thèse. Ton aide et ton expérience en tant qu'ingénieure agronome ont été bénéfiques pour les inventaires floristiques et la sélection des espèces.

Je remercie et je dédie ma thèse à mon fils Bryan. Il a été pour moi l'anti-stress naturel. Son arrivé et sa présence durant ce parcours doctoral m'a montré une autre facette de ma personnalité que je n'aurais jamais connu sinon. Et j'en suis ravie !

J'adresse mes plus profonds remerciements à mes parents qui ont toujours été présent pour mon éducation, qui se sont sacrifiés pour que je puisse atteindre ce niveau d'étude. Sachez que je vous aime papa et maman, même si je ne vous le dis pas chaque jour. Je sais que je fais votre fierté et cela me va droit au cœur. Je vous promets d'en faire encore plus.

A la plus simple, la plus calme et la plus tendre des mamans, ma mère chérie, maman Marie, je dis un merci infini. Par ta présence journalière malgré une distance de plus de 6000 km entre nous, tu as su me redonner les forces nécessaires en me boostant au quotidien et en m'aidant à passer outre certaines choses. Je t'aime maman !

Papa Richard, tu as toujours été connecté à moi, avec ta présence et ton soutien juste au moment où j'avais le plus besoin de toi. Je ne sais comment expliquer cela. Mais je sais que cela m'a été d'une aide précieuse. Tu m'as inculqué les valeurs religieuses qu'il fallait pour me maintenir et me fortifier durant ce cursus doctoral qui n'a pas été facile du tout. Je ne t'en remercierai jamais assez.

J'exprime une immense gratitude à mon tendre époux, le Dr. Djumyom, un homme sans pareil ! Que te dire chéri ? Ton caractère est des plus appréciables et des plus surprenants. Tu as été d'un apport conséquent pour ma thèse. Non seulement c'est de toi qu'est venue l'idée de ce sujet de thèse, mais c'est également toi qui m'as aidé à bien le comprendre. Tu as été celui-là qui m'a tenu la main chaque jour, sans relâche. M'aidant à braver l'impossible et à toujours rester optimiste. Malgré la séparation et cette distance entre nous, pourtant nouvellement mariés, tu as toujours su me soutenir, me motiver, me redonner le goût et l'envie de continuer. Pour cela, je t'adresse ma plus profonde reconnaissance.

Je remercie les membres de ma famille du Cameroun (Simplice, Romaric, Karol, Isabelle, Félicité, Irène, Idocile, Danielle, Kenneth, Yvan, Christ, Marie-flore, Nabil) et de France (Mireille, Nadège, Perpetue, Becky, Manue, Withney, Jenny, Denzel, Dalya, Mira). Merci pour ces moments de partage, de communion familiale pendant les fêtes de fin d'années qui m'ont toujours aidé à me sentir moins dépaycée.

Merci tata Willy de Sausheim et toute la famille (Christopher, Carl-Dimitri, Imane-Chelsea, mamia) pour la convivialité, la bonne humeur et les conseils.

J'exprime ma gratitude à mes beaux-frères (Jules, Emmanuel, Devalois, Jaures, Alex, Loïc) ; à mes belles-sœurs (Christelle, Patricia, Flora, Sidoine, Lynn, Lili), à ma et coépouse Thérèse pour leur soutien continu.

Merci à mes amis et camarades Kathleen, Pegui, Christelle, Gladice, Donald, Vanessa, Audrey, Linda pour votre présence et votre soutien continu malgré la distance.

J'adresse un merci particulier à Mme Rosette PETNGA, cette dame au cœur d'or qui m'a secouru et soutenu à un moment très délicat de ma vie. Tu ne me connaissais pas, mais tu as joué un rôle que seule une connaissance très proche pouvait jouer. Le Seigneur te le rendra.

Je remercie toutes les auxiliaires de la crèche Isis Kids et du Jardin d'Isis à Strasbourg, plus particulièrement Viviane, Nora et Alexandra.

Viviane, tu m'as été d'un soutien incomparable durant mes semaines de voyage pour conférences pendant ma thèse. Sans me connaître, tu m'as accepté, aimé, et tu me l'as montré à travers mon fils dont tu t'en es toujours très bien occupé. Merci infiniment !

A tous ceux et celles que je n'ai pas mentionné ici et qui m'ont soutenu de quelque manière que ce soit, veuillez accepter mes remerciements.

TABLE DE MATIERES

DEDICACE	ii
Remerciements.....	iii
Table de matières	vi
Liste des figures	xi
Liste des tableaux.....	xv
Introduction générale	1
1. Contexte général de la thèse	1
2. Problématiques et organisation de la thèse	4
2.1. Questions de recherche.....	5
2.2. Objectifs de la thèse.....	5
2.3. Organisation du manuscrit de thèse	6
3. Financement des travaux de recherche	7
Partie 1 - Etat de l'art	8
Chapitre 1 - Mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures	9
1.1. Généralités sur les sols	10
1.1.1. Définition et caractéristiques générales d'un sol	10
1.1.2. Propriétés physiques du sol.....	11
1.1.3. Propriétés chimiques du sol	12
1.1.4. Propriétés biologiques du sol	14
1.2. Origine de la pollution des sols par les hydrocarbures	15
1.3. Généralités sur les hydrocarbures	16
1.3.1. Composition chimique des hydrocarbures.....	18
1.3.2. Propriétés physiques des hydrocarbures	24
1.4. Transfert et disponibilité des hydrocarbures dans le sol	27
1.4.1. Mécanismes de transfert des hydrocarbures dans le sol	27
1.4.2. Facteurs de disponibilité des hydrocarbures dans le sol.....	29
1.5. Impacts socio-environnementaux des hydrocarbures.....	31
1.5.1. Toxicité des hydrocarbures dans l'environnement	31
1.5.2. Phytotoxicité des hydrocarbures.....	31
1.5.3. Toxicité des hydrocarbures sur les êtres vivants.....	32
1.6. Que retenir des mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures ?	34
Chapitre 2 - Etat de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation	35
2.1. Différentes techniques d'élimination des hydrocarbures des sols.....	36
2.1.1. Traitements thermiques.....	36
2.1.2. Traitements chimiques.....	37
2.1.3. Traitements biologiques.....	37
2.2. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols.....	39

2.2.1.	Quelques mécanismes de phytoremédiation des sols	41
2.2.2.	Critère de sélection des plantes phytoremédiatrices.....	46
2.2.3.	Bénéfices, limites et contraintes de la phytoremédiation.....	51
2.3.	Mécanismes de transfert et d'élimination des hydrocarbures par les plantes.....	53
2.3.1.	Généralités sur les plantes	53
2.3.2.	Voies d'entrée des hydrocarbures dans la plante	54
2.3.3.	Modélisation du transfert sol-plante des polluants organiques – Application aux hydrocarbures	61
2.3.4.	Circulation des hydrocarbures dans la plante	63
2.3.5.	Biodégradation des hydrocarbures	64
2.4.	Que retenir de l'état de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation ?	66
Partie 2 – Matériel et méthodes		68
Chapitre 1 - Méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun.....		69
1.1.	Site d'étude	70
1.1.1.	Choix du site d'étude.....	70
1.1.2.	Contexte climatique des différentes villes	72
1.1.3.	Caractéristiques pédologique et floristique de chaque ville	72
1.1.4.	Procédure d'investigation des sites.....	72
1.2.	Technique d'inventaire de la flore des sites investigués	73
1.3.	Détermination des indices floristiques	75
1.3.1.	Richesse spécifique (<i>S</i>)	75
1.3.2.	Indice de diversité de Shannon (<i>H'</i>).....	75
1.3.3.	Indice d'équitabilité de Piélou (<i>J'</i>)	75
1.3.4.	Coefficient de Sørensen	76
1.4.	Identification des plantes potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures.....	76
1.4.1.	Détermination de la fréquence relative des espèces	77
1.4.2.	Détermination du recouvrement local des espèces.....	77
1.5.	Analyse des données.....	77
1.6.	Que retenir de la méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun ?	79
Chapitre 2 - Evaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique		80
2.1.	Site expérimental.....	82
2.1.1.	Justification du choix du site expérimental	82
2.1.2.	Transposition de l'étude au contexte du Cameroun	82
2.1.3.	Contexte climatique de la phase expérimentale 1	83
2.1.4.	Contexte climatique de la phase expérimentale 2	84
2.2.	Caractéristiques spécifiques aux espèces végétales testées dans cette étude	86
2.2.1.	<i>Eleusine indica</i> (Linnaeus) Gaertner (Poaceae)	86
2.2.2.	<i>Cleome ciliata</i> Schumach. & Thonn. (Capparaceae).....	87
2.2.3.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (Poaceae)	88
2.2.4.	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC. † (Amaranthaceae)	89
2.2.5.	<i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae).....	91
2.2.6.	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson (Acanthaceae).....	92
2.3.	Procédure de détermination des capacités dépolluantes des espèces végétales.....	93

2.3.1.	Caractéristiques du fioul utilisé	93
2.3.2.	Protocoles expérimentaux phases 1 et 2	96
2.3.3.	Préparation et repiquage des plantes	102
2.3.4.	Suivi du développement des espèces végétales	105
2.3.5.	Evaluation de l'élimination des hydrocarbures dans les sols	107
2.4.	Evaluation de la phytotoxicité des hydrocarbures	109
2.4.1.	Mesure des teneurs en chlorophylle	109
2.4.2.	Observations microscopiques des tissus végétaux	109
2.5.	Traitement des données	111
2.6.	Que retenir de l'évaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique ?	112
Chapitre 3 - Modélisation du transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées : mise en équations et résolution 113		
3.1.	Conception du modèle	114
3.2.	Equations du modèle	116
3.2.1.	Expression de la fugacité des compartiments de la plante	116
3.2.2.	Expressions des concentrations des HAP dans les compartiments de la plante	119
3.3.	Paramètres d'entrée du modèle	120
3.3.1.	Paramètres d'entrée mesurés	120
3.3.2.	Paramètres d'entrée issus de la littérature	124
3.4.	Résolution du modèle et analyse des données	126
3.5.	Que retenir de la mise en équations et la résolution du modèle de transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées ?	128
4.	Conclusion sur la méthodologie	129
Partie 3 – Résultats et discussion130		
Chapitre 1 - identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun131		
1.1.	Introduction	132
1.2.	Etat des lieux des sites de déversement de produits pétroliers dans les 4 villes investiguées..	132
1.2.1.	Responsables des déversements dans chaque ville	132
1.2.3.	Perception de l'effet des hydrocarbures sur l'environnement	134
1.2.4.	Espèces végétales résistantes d'après les sondages	136
1.3.	Cartographie des sites de déversements d'hydrocarbures	137
1.4.	Biodiversité végétale des sites investigués	143
1.4.1.	Diversité floristique	143
1.4.3.	Diversité spécifique	147
1.5.	Fréquence relative, recouvrement local des espèces	153
1.5.1.	Discussion sur la fréquence relative et le recouvrement local des espèces	156
1.6.	Espèces végétales polluo-tolérantes d'hydrocarbures au Cameroun.....	156
1.7.	Conclusion	159
Chapitre 2 - Potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique160		
2.1.	Introduction	161

2.2. Evolution globale des espèces végétales dans les sols pollués et non pollués	161
2.2.1. Scores visuels de flétrissement et de décoloration des plantes.....	161
2.2.2. Effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes.....	165
2.2.3. Discussion sur les effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes.....	167
2.2.4. Indices de croissance relative (RGI) – effets induits des hydrocarbures	168
2.3. Caractéristiques des sols en début (0 jour) et fin (150 jours) de croissance des plantes	171
2.4. Performances phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures.....	174
2.4.1. Efficacité d'élimination des HAP et HCT des sols	174
2.4.2. Facteurs de translocation (TF) et de bioconcentration (BCF) des hydrocarbures	177
2.4.3. Potentiel de phytoremédiation des plantes.....	182
2.4.4. Corrélation entre les espèces végétales et l'ensemble des paramètres de l'étude.....	184
2.5. Conclusion	187
Chapitre 3 - Effets de différentes doses d'hydrocarbures sur la morpho-anatomie et la physiologie de <i>Eleusine indica</i> et <i>Cynodon dactylon</i>.....	189
3.1. Introduction.....	190
3.2. Effets négatifs des HAP sur la croissance de <i>Cynodon dactylon</i> et <i>Eleusine indica</i>	191
3.2.1. Diminution de la production de biomasse aérienne de <i>Cynodon dactylon</i>	192
3.2.2. Modification du système racinaire de <i>Cynodon dactylon</i>	195
3.3. Effets des HAP sur le taux croissance de <i>Cynodon dactylon</i>	198
3.3.1. Nombre de feuilles	199
3.3.2. Taille des tiges	199
3.3.3. Densité des plantes	200
3.3.4. Surface foliaire.....	201
3.3.5. Discussion sur les effets des HAP sur le taux croissance de <i>Cynodon dactylon</i>	202
3.4. Relations entre les HAP, l'anatomie et la physiologie de <i>Cynodon dactylon</i>.....	203
3.4.1. Carence hydrominérale et sécheresse physiologique de <i>Cynodon dactylon</i>	203
3.4.2. Perturbation de la photosynthèse de <i>Cynodon dactylon</i> dans les sols pollués.....	208
3.5. Conclusion	210
Chapitre 4 - Modélisation du transfert sol-plante des HAP par trois herbacées.....	211
4.1. Introduction.....	212
4.2. Analyse de sensibilité.....	213
4.3. Influence des HAP légers sur le calage du modèle	214
4.4. En quoi le modèle MM_19 diffère-t-il du modèle Mackay_97 ?	216
4.4.1. Importance du facteur du flux de phloème.....	216
4.4.2. Efficacité des deux modèles	217
4.5. Comparaison des valeurs expérimentales et simulées du modèle MM_19	218
4.5.1. Vue d'ensemble des similitudes et différences entre modèle et expérimental.....	218
4.6. Conclusion	220
Conclusion générale, recommandations et perspectives de la thèse.....	221
1. Conclusion générale	222
2. Recommandations générales	227
3. Perspectives de la thèse	228

Références bibliographiques.....	229
Annexes.....	240
Listes des Communications.....	281

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Formation des hydrocarbures	17
Figure 2. Structure moléculaire d'un hydrocarbure : l'octane (C ₈ H ₁₈)	17
Figure 3. Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers	18
Figure 4. Représentations des 16 HAP prioritaires retenus par l'US-EPA	22
Figure 5. Mécanismes de transport des hydrocarbures (après un déversement sur le sol).....	28
Figure 6. Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol	28
Figure 7. Chaîne de transmission des polluants organiques chez les êtres vivants	32
Figure 8. Les différents mécanismes de la phytoremédiation des sols.....	41
Figure 9. Fonctionnement général de la physiologie d'une plante supérieure	54
Figure 10. Différents systèmes racinaires : A. racines pivotantes, B. racines fasciculées,	56
Figure 11. Structure type d'une racine	56
Figure 12. Voies d'absorption et de transport de l'eau et des sels minéraux dans les racines .	58
Figure 13. Coupe transversale d'une feuille de dicotylédone.....	59
Figure 14. Aperçu des processus d'absorption des plantes spécifiques aux cultures	62
Figure 15. Schéma synthétisant les flux potentiels de polluant au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée (échelle non respectée)	64
Figure 16. Voies de biodégradation du phénanthrène	65
Figure 17. Processus de détoxification des xénobiotiques dans une cellule végétale (CT: transporteur conjugué du glutathion; GT: transporteur ATP-dépendant conjugué des glucosides; VP : peptidase vacuolaire) ; AT: transporteur ATP-dépendant des xénobiotiques anioniques	67
Figure 18. Localisation des zones d'étude.....	71
Figure 19. Méthode d'inventaire de la flore des sites de déversement d'hydrocarbures	74
Figure 20. Schéma récapitulatif de la procédure de sélection des espèces végétales tolérantes aux hydrocarbures sur les sites de déversement.	79
Figure 21. Dendrogramme des périodes climatiques phase expérimentale 1	84
Figure 22. Dendrogramme des périodes climatiques phase expérimentale 2.....	85
Figure 23. Photographie de <i>Eleusine indica</i>	87

Figure 24. Photographie de <i>Cleome ciliata</i>	87
Figure 25. Photographie de <i>Cynodon dactylon</i>	89
Figure 26. Photographie de <i>Alternanthera sessilis</i>	90
Figure 27. Photographie de <i>Commelina benghalensis</i>	91
Figure 28. Photographie de <i>Asystasia gangetica</i>	93
Figure 29. Chromatogramme du fioul de la phase expérimentale 1.	95
Figure 30. Aperçu du protocole de pollution des sols et de repiquage des plantes	97
Figure 31. Germination des graines, régénération des rhizomes en logettes (A) et dispositif expérimental mis sur pied (B) durant la phase 1.	103
Figure 32. Germination des graines, régénération des rhizomes (A) et dispositif expérimental mis sur pied (B) durant la phase 2.	104
Figure 33. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation des potentialités de phytoremédiation des espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique.	112
Figure 34. Illustration du modèle de transfert des HAP entre les différents compartiments..	115
Figure 35. Liens entre les problématiques de la thèse et la méthodologie utilisée.	129
Figure 36. Responsables des déversements d'hydrocarbures dans les villes investiguées.	133
Figure 37. Site sur lequel des huiles usagées sont déversées afin de réduire la poussière en saison sèche.	133
Figure 38. Effets des déversements des hydrocarbures sur l'environnement d'après les personnes interviewées.	134
Figure 39. Sites de déversement de produits pétroliers au Cameroun.	135
Figure 40. Espèces résistantes d'après les personnes interviewées.	136
Figure 41. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Douala.	139
Figure 42. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Yaoundé.	140
Figure 43. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Limbé.	141
Figure 44. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Kribi	142

Figure 45. Richesse taxonomique des sites témoins et pollués de toutes les villes.....	144
Figure 46. Diversité floristique des différents sites investigués dans chaque ville.	146
Figure 47. Variation de la richesse spécifique (S) dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.	148
Figure 48. Variation de l'indice de diversité de Shannon (H') dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.	149
Figure 49. Variation de l'indice d'équitabilité de Pielou (J') dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.	151
Figure 50. Fréquence relative des espèces des sites pollués dans les quatre villes investiguées.	154
Figure 51. Recouvrement local des espèces sur les sites pollués des quatre villes investiguées.	155
Figure 52. Scores visuels de flétrissement et de décoloration des plantes.	162
Figure 53. Plantes après 11 semaines d'expérimentation.....	164
Figure 54. Taux d'évolution relative des paramètres morphologiques dans les modalités plantées et non plantées en référence aux différentes saisons climatiques de l'étude.....	166
Figure 55. Indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques mesurés au cours des expérimentations.....	169
Figure 56. Teneurs initiales (0 jour) et finales (150 jours) des HCT dans les sols expérimentaux	174
Figure 57. Ellipses de corrélation entre les facteurs de bioconcentration (BCF), de translocation (TF) des HAP et leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, poids moléculaire, log Kow, tension de vapeur) pour l'ensemble des 3 plantes.	181
Figure 58. Dendrogramme et analyse en composante principale (ACP) de l'ensemble des paramètres de l'étude.....	185
Figure 59. Scores visuels des plants de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture durant 20 semaines d'expérimentation.	192
Figure 60. Courbes comparatives des scores visuels des plants de <i>C. dactylon</i> durant les phases expérimentales de 2016 et 2018.	193
Figure 61. Plants de <i>C. dactylon</i> en monoculture (non pollué : A, pollué : B) et en coculture avec <i>E. indica</i> (non pollué : C, pollué : D) après 160 jours d'expérimentation.	194

Figure 62. Longueur racinaire spécifique (LRS) de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les sols pollués et non pollués.	196
Figure 63. Racines de <i>C. dactylon</i> en monoculture dans les sols non pollués (A) et pollués (B) et en coculture dans les sols non pollués (C) et pollués (D).	197
Figure 64. Taux d'évolution relative du nombre de feuilles de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).	199
Figure 65. Taux d'évolution relative de la taille des tiges de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).	200
Figure 66. Taux d'évolution relative de la densité de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).	201
Figure 67. Taux d'évolution relative de la surface foliaire de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).	201
Figure 68. Coupes transversales des feuilles de <i>Cynodon dactylon</i> issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B)	204
Figure 69. Coupes transversales des tiges de <i>Cynodon dactylon</i> issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B)	206
Figure 70. Coupes transversales des racines de <i>Cynodon dactylon</i> issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B)	207
Figure 71. Comparaison entre modèle et expérimental.	218

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Statut acido-basique des sols ; adapté de LANO (2019).	12
Tableau 2. Classes d'appréciation de la CEC des sols.	13
Tableau 3. Quelques propriétés biologiques du sol (Delgado et Gómez, 2016).	14
Tableau 4. Principaux polluants retrouvés sur les sites pollués (Zmirou et al., 2003).	16
Tableau 5. Composition chimique des principaux hydrocarbures pétroliers (Fingas, 2012). ...	20
Tableau 6. Propriétés physiques et chimiques des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA (Scherer et al., 2000). ND , non disponible ; Kow : coefficient de partage octanol - eau ; Koc : coefficient d'adsorption sur la matière organique.	23
Tableau 7. Propriétés physiques des principaux hydrocarbures pétroliers (Fingas, 2012).	25
Tableau 8. Association de quelques polluants aux mécanismes de phytoremédiation (Cunningham et al., 1996 ; Macek et al., 2000 ; Susarla et al., 2002).....	45
Tableau 9. Quelques exemples d'études de phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures.	47
Tableau 10. Correspondances entre les coefficients AD et les valeurs de Rl (Meddour, 2011).	77
Tableau 11. Comparaison des textures des sols expérimentaux et celles des villes investiguées au Cameroun.	83
Tableau 12. Propriétés physiques du fioul utilisé pour la contamination des sols.	94
Tableau 13. Teneurs en HAP et HCT des sols pollués (phase expérimentale 1).	98
Tableau 14. Propriétés physico-chimiques initiales des sols pollués (phase expérimentale 2).	101
Tableau 15. Scores visuels indicateurs de flétrissement et décoloration des plantes (Kouawa et al., 2015).	106
Tableau 16. Protocole de coloration des coupes végétales.	110
Tableau 17. Vitesse d'écoulement (flux) des HAP d'un compartiment à l'autre ; adapté de Hung et Mackay (1997).	122
Tableau 18. Temps de rétention des HAP dans les différents compartiments de la plante (Hung et Mackay (1997).	123
Tableau 19. Expressions des demi-vies des HAP dans les différents compartiments du modèle ; adapté de Hung et Mackay (1997).	124

Tableau 20. Liste de quartiers regorgeant des sites pollués dans les différentes villes investiguées.	138
Tableau 21. Coefficient de Sørensen (K) dans les différentes villes.....	146
Tableau 22. Espèces végétales polluo-tolérantes des sites de déversement d'hydrocarbures dans les différentes villes investiguées.	158
Tableau 23. Paramètres physico-chimiques des sols avant (0 jour) et après (150 jours) la croissance des plantes.	172
Tableau 24. Concentrations en HAP (mg/kg MS) dans les sols avant (0 jour) et après (150 jours) la croissance des plantes.	176
Tableau 25. Concentration en HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) et en huiles minérales (C10-56) (mg.kg^{-1}) dans les parties aériennes (tiges_feuilles) et racinaires (racines) de <i>Eleusine indica</i> , <i>Alternanthera sessilis</i> et <i>Cynodon dactylon</i> ; et facteurs de translocation (TF) et de bioconcentration (BCF) des plantes.....	178
Tableau 26. Potentiel de phytoremédiation (%) des espèces <i>Eleusine indica</i> (EiTp), <i>Alternanthera sessilis</i> (AsTp) et <i>Cynodon dactylon</i> (CdTp) après 150 jours de culture.	182
Tableau 27. Comparaison des teneurs en HAP et HCT des phases expérimentales 1 et 2	191
Tableau 28. Poids frais et longueur des racines de <i>C. dactylon</i> en monoculture et en coculture dans les sols pollués et non pollués.	195
Tableau 29. Teneurs en chlorophylle ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de <i>C. dactylon</i> dans les sols pollués et non pollués en mono et coculture.....	209
Tableau 30. Exemple d'analyse de sensibilité du modèle MM_19 chez <i>E. indica</i>	214
Tableau 31. Somme des écarts au carré (SEC) calculés entre la valeur simulée et la valeur réelle pour les 13 HAP.	215
Tableau 32. Valeurs initiales et calibrées du facteur du flux de phloème de chaque espèce végétale.	216
Tableau 33. Efficacité des modèles MM_19 et Mackay_97	217
Tableau 34. Espèces végétales majoritaires sur les sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun.....	223

INTRODUCTION GENERALE

1. Contexte général de la thèse

La consommation mondiale de pétrole est estimée à plus de 95 millions de barils par jour. D'après « PIRA Energy Group », elle a augmenté d'environ 20 % en Afrique entre 1990 et 2005 et elle augmentera encore de plus de 30 % d'ici 2025. La majorité des sources d'énergie nécessaires au fonctionnement des sociétés est fournie par le gaz et le pétrole qui alimentent les moyens de transport, chauffent ou refroidissent des bâtiments et servent à créer des produits chimiques, domestiques et industriels. Mais les processus d'extraction, de transport, de stockage et de manipulation du pétrole peuvent causer des dommages sanitaires et environnementaux graves. De nos jours, les industries pétrolières envahissent des écosystèmes fragiles et lointains, dans des zones de biodiversité exceptionnelle où les gouvernements ont souvent peu de moyens pour protéger l'environnement, les habitants et les autres activités économiques (Kloff et Wicks, 2004). Aussi longtemps que l'énergie fossile restera la principale source d'énergie, les problèmes de pollution dus au pétrole perdureront (Infante et al., 2012). Suite à la mauvaise gestion des produits pétroliers et à leurs déversements accidentels ou non dans certaines composantes de l'environnement (sols et milieux aquatiques), il s'en suit d'énormes dégâts environnementaux, sanitaires et écologiques (Dabbs, 1996 ; Banks et al., 2003 ; Harmens et al., 2013).

Les produits pétroliers contiennent des hydrocarbures aromatiques tel que le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène (ortho, méta et para isomères), qui sont insolubles dans l'eau, neurotoxiques et cancérigènes (Eke, 2008 ; Vaziri et al., 2013). Plus encore, de par leur composition, leur structure et leur caractère difficilement biodégradable, les hydrocarbures sont toxiques pour la santé humaine et l'environnement car peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire (Qiu et al., 1997 ; Mekhalif, 2009 ; Harmens et al., 2013). Il devient donc plus qu'important de chercher des solutions viables, efficaces et adaptées pour le traitement ou la dépollution des milieux pollués par les hydrocarbures. A cet effet, plusieurs techniques, à la fois chimiques, thermiques et naturelles se prêtent au traitement des sols pollués par les hydrocarbures. Les processus thermiques et chimiques de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures ont depuis plusieurs décennies prouvé leur efficacité. En effet, Soleimani et Jaber (2014) ont obtenus une efficacité de dépollution de 99 % lors du traitement thermique des sols pollués par des hydrocarbures. Cependant ces techniques demandent de gros investissements et des appareils sophistiqués. Elles sont donc peu ou pas adaptées au contexte

des pays en voie de développement tels que le Cameroun. Les techniques naturelles quant à elles sont superposables aux procédés biologiques qui utilisent les plantes et les microorganismes pour dépolluer les sols contaminés par les hydrocarbures (Cunningham et al., 1996 ; Vaziri et al., 2013).

Les processus d'exploitation, de raffinage et de distribution du pétrole s'intensifient considérablement dans le monde en général et les pays en développement en particulier ; le Cameroun, pays d'Afrique centrale, n'est pas épargné par cette intensification. En effet, il a été estimé à 15% la hausse de la production pétrolière au Cameroun entre 2013 et 2014. Bien que cette intensification des activités d'exploitation pétrolière contribue à la croissance du produit intérieur brut (PIB) des pays, elle est également source de pollution environnementale extrême. A l'heure où le Cameroun envisage son émergence à l'horizon 2035, dans un village planétaire où le concept de « développement durable » prime sur tous les processus de développement, il apparaît comme une nécessité de préserver le capital environnement pour les générations futures. L'article 63 de la Loi-cadre relative à la gestion de l'environnement (loi n° 96/12 du 5 Août 1996, chapitre V) stipule que « les ressources naturelles doivent être gérées rationnellement de façon à satisfaire les besoins des générations actuelles sans compromettre la satisfaction de ceux des générations futures ». Les impératifs du développement économique du pays ont conduit les autorités politiques à favoriser une exploitation massive et incontrôlée des ressources minières, sans aucune considération écologique. C'est ainsi que conformément à l'agenda 21, au plan de la mise en œuvre de Johannesburg et au Nouveau Partenariat pour le Développement de l'Afrique (NEPAD) où la question de la gestion des déchets fait partie des axes de programmes retenus (Stratégie National de Gestion des Déchets), le Cameroun est partie prenante à la promotion de la gestion rationnelle des produits chimiques et des déchets dangereux durant tout leur cycle de vie (SNGDC, 2007). Pour ce faire, les pouvoirs publics ont mis en place un plan national de lutte contre les déversements accidentels d'hydrocarbures (PNLDAH) dont l'objectif est d'informer le processus de prise de décision et d'assurer un état de préparation, au niveau national, en prévention et en réaction à un déversement d'hydrocarbures qui pourrait se produire sur le territoire camerounais. Malgré ces prévisions, la nécessité de la mise sur pied de moyens techniques rustiques de traitement des sols pollués adaptés au contexte socioéconomique du pays reste à développer. Pour ces raisons, les professionnels reconnaissent la nécessité d'intégrer des techniques alternatives telles que l'utilisation des végétaux dans les tentatives de dépollution des sols. A cet effet, Fränzle (2006) affirme que les plantes pourraient avoir un intérêt comme indicateur aléatoire de sols

contaminés. Plus encore, Tordoff et al. (2000) renchérissent qu'elles pourraient être utilisées comme un outil efficace de remédiation des métaux lourds et de polluants divers. A cet effet, la phytoremédiation se présente comme une alternative aux techniques conventionnelles (Cunningham et al., 1996).

La phytoremédiation est une des techniques naturelles utilisées dans les processus de décontamination des milieux à pollution diverse (organiques, inorganiques). Elle compte parmi les méthodes innovantes de dépollution des sols de plus en plus utilisées dans des milieux complexes en fonction de la nature des polluants à traiter. Elle fait partie de la famille des traitements biologiques appliqués aux sols pollués dont l'usage remonte au milieu des années 80, mais dont la généralisation date des années 90. D'abord en pleine expansion en Amérique du Nord (États-Unis et Canada), la phytoremédiation était il y a encore une dizaine d'années très faiblement employée en Europe, en France, et moins encore en Afrique, notamment au Cameroun, au Nigéria et au Gabon (Kengne et al., 2008 ; Eke, 2009 ; Vaziri et al., 2013 ; Liu et al., 2015). Elle offre une réelle alternative, aussi bien écologique que paysagère et financière face aux techniques de dépollution traditionnelles telles que l'excavation, l'épandage ou l'incinération, pour aider à la réhabilitation des terrains contaminés et leur reconversion à des fins d'aménagement agricole, urbain ou de loisirs. Même si cette technique présente des limites, notamment au niveau de la durée des traitements et de la revalorisation des résidus contaminés (cendres), elle demeure moins onéreuse, assez fiable et adaptée au contexte des pays en développement. Elle s'inscrit aussi dans la durabilité, dans la mesure où la reconversion d'un site pollué en un espace vert engendre d'une part un paysage verdoyant et d'autre part un système naturel de dépollution des terrains. A cet effet, l'intervention de cette biotechnologie durable qu'est la phytoremédiation dans des essais de dépollution des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun constituerait un apport considérable.

Ainsi, l'étude envisagée se propose de contribuer à la réduction des impacts causés par les hydrocarbures dans l'environnement à travers la phytoremédiation. Elle vise d'une part à proposer une série de plantes capables de s'adapter aux milieux pollués par les hydrocarbures et d'autre part à sélectionner celles susceptibles de contribuer efficacement à la dépollution des sols. Dans l'optique d'une étude valorisable à grande échelle, ce travail a été couronné par des vérifications théoriques à travers la modélisation mécaniste du transfert des HAP du sol vers les différents compartiments des plantes. Le travail s'est déroulé en trois phases :

La première, d'une durée d'environ 8 mois a été consacrée à l'objectif spécifique 1 qui consiste à identifier les plantes endogènes potentiellement phytoremédiatrices des

hydrocarbures. A cet effet, une descente de terrain a été effectuée dans quatre villes du Cameroun (Yaoundé, Douala, Limbé et Kribi) pendant 2 mois et les 6 mois restant ont été mis à profit pour le traitement et l'analyse des données obtenues.

La deuxième phase du travail a duré 18 mois. Au cours desquels deux 2 campagnes expérimentales ont été menées au sein du laboratoire ICube à Strasbourg. La première campagne a porté sur la détermination du potentiel dépolluant de quelques espèces végétales et la seconde a consisté en une évaluation de l'impact des hydrocarbures sur la morphologie, l'anatomie et la physiologie des plantes en étude. Des dispositifs expérimentaux ont été mis sur pied pour chaque campagne expérimentale afin de réaliser un suivi régulier des paramètres morphologiques des plantes et physico-chimiques des sols et des plantes. Une fois les données obtenues, ces dernières ont été traitées et analysées.

La phase 3 non dissociable des phases précédentes a servi à la confrontation des résultats expérimentaux aux prévisions théoriques à travers la modélisation numérique du transfert sol-plante des HAP. Elle s'est étendue sur une période d'environ 6 mois. Les mois restants ont servi à la rédaction des rapports, la participation aux séminaires, la rédaction d'articles scientifiques et la rédaction de la thèse.

Les résultats obtenus dans cette thèse ont pour finalité de mettre au point un éventail de solutions scientifiques, technologiques, socio-économiques et institutionnelles de gestion durable des milieux pollués par des hydrocarbures, adaptées aux différents contextes des pays tropicaux en général et du Cameroun en particulier.

Ces travaux, d'une durée de 36 mois, réalisés en vue de l'obtention du diplôme de Docteur dans les domaines des Sciences de la Vie et de la Santé et des Sciences pour l'Ingénieur, option Biotechnologies Végétales ; ont été menés en cotutelle entre l'Université de Strasbourg et l'Université de Yaoundé I sous la codirection de trois enseignants chercheurs, avec la collaboration d'enseignants et chercheurs d'autres institutions œuvrant dans des domaines divers.

2. Problématiques et organisation de la thèse

Des sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures et leurs dérivés pullulent dans les différentes villes du Cameroun. Cependant, il n'est fait aucun état du degré de pollution des sites et encore moins de la gestion de ces derniers. Dans un souci de préservation de l'environnement, des techniques écologiques de gestion des sites et sols pollués sont à prioriser. En effet, la plupart des pays du monde confrontés au problème de pollution hydrocarbonée ont

le plus souvent eu recours à la phytoremédiation (Cunningham *et al.*, 1996). Cependant au Cameroun, la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures n'a jamais fait l'objet d'une quelconque étude. En effet, il n'y existe pas de données décrivant la relation dose-réponse polluant et plante, ainsi que les mécanismes d'adaptation des plantes dans le cadre des tentatives de dépollution des sites contaminés par les hydrocarbures au Cameroun. Ces dernières étant des prérequis dans l'adoption d'un processus de phytoremédiation (Merkl *et al.*, 2004) ; il serait nécessaire d'avoir une connaissance exacte des différentes espèces de plantes indigènes du Cameroun qui soient aptes à résoudre le problème de pollution des sols pollués par les hydrocarbures afin de favoriser leur gestion durable.

2.1. Questions de recherche

- 1) Quel est l'état des déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun ?
- 2) La flore des sites de déversement d'hydrocarbures au Cameroun regorge-t-elle d'espèces polluo-tolérantes ?
- 3) Peut-on attribuer aux espèces polluo-tolérantes des potentialités de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures ?
- 4) Quel est le degré de toxicité des hydrocarbures sur les plantes ?
- 5) Peut-on théoriquement confirmer le transfert des HAP du sol vers les plantes ?

2.2. Objectifs de la thèse

L'objectif général de ce travail est de tester le potentiel dépolluant de quelques plantes locales du Cameroun dans des essais de phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures.

Plus spécifiquement il est question de :

- 1- faire une étude floristique des sites de déversement anarchique de produits pétroliers au Cameroun ;
- 2- tester les potentialités de phytoremédiation de quelques espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique ;
- 3- évaluer l'effet de différentes concentrations d'hydrocarbures sur la morfo-anatomie et la physiologie des plantes ;
- 4- modéliser le transfert sol-plante des HAP.

2.3. Organisation du manuscrit de thèse

Le manuscrit de thèse est organisé de la manière suivante :

- La **Partie 1** présente l'état de l'art à travers deux chapitres:
 - Le **Chapitre 1** fait l'état des connaissances scientifiques sur les mécanismes et les conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures.
 - Le **Chapitre 2** parle des différents procédés d'élimination des hydrocarbures du sol. L'accent étant mis sur la phytoremédiation. Il développe également quelques aspects théoriques du transfert sol-plante des polluants organiques en général, et des HAP en particulier.
- La **Partie 2** (3 chapitres) présente les différentes méthodologies développées dans cette étude. A savoir :
 - **Chapitre 1** : Méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun
 - **Chapitre 2** : Méthodologie d'évaluation des potentialités de phytoremédiation des espèces végétales
 - **Chapitre 3** : Modélisation du transfert sol-plante de 13 HAP par 3 espèces herbacées : mise en équations et résolution
- La **Partie 3**, constituée de 4 chapitres, présente les résultats et discussions.
 - Le **Chapitre 1** s'intéresse à l'état des déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun et à la flore des sites de déversement ; afin de fournir des prérequis à des essais de phytoremédiation de ces sites.
 - Le **Chapitre 2** présente les potentialités phytoremédiatrices des plantes pour des pollutions connues. Il s'inscrit de ce fait dans une logique plus spécifique quant à la sélection des espèces végétales aptes à dépolluer les sols pollués par des hydrocarbures.
 - Le **Chapitre 3** se focalise sur la phytotoxicité des HAP ; notamment leurs effets sur la morphologie, l'anatomie et la physiologie des plantes.
 - Le **Chapitre 4** fait ressortir les similitudes et les différences entre les résultats expérimentaux et ceux théoriques concernant le transfert sol-plante des HAP.
- La dernière partie comporte une **conclusion générale** qui répond spécifiquement à chacune des problématiques de l'étude ; des **recommandations** à l'endroit des pouvoirs

publics camerounais principalement ; et des **perspectives** qui serviront à l'avancement de la recherche sur le sujet.

3. Financement des travaux de recherche

Les travaux de recherche effectués dans le cadre de cette thèse ont bénéficié du financement de la « Schlumberger Foundation Faculty for the Future (FFTF) ». Cet organisme international octroie des bourses doctorales et post-doctorales à des femmes des pays en voie de développement. L'objectif à long terme du programme est de créer des conditions qui permettront à un plus grand nombre de femmes de poursuivre des carrières scientifiques en limitant les obstacles auxquels elles se heurtent lorsqu'elles entrent dans les disciplines des STEM (Sciences, Technologies, Ingénieries et Mathématiques), réduisant ainsi l'écart entre les sexes. La fondation Schlumberger s'attend à ce que les boursiers retournent dans leur pays d'origine à la fin de leurs études pour contribuer au progrès économique, social et technologique en renforçant les facultés d'enseignement et de recherche des STEM de leur établissement d'origine et pour occuper des postes dans le secteur public où leurs compétences techniques et scientifiques nouvellement acquises peuvent contribuer à appuyer l'élaboration des politiques en matière de STEM. Ce faisant, elles deviennent de puissants modèles et aident à inspirer d'autres filles et femmes à poursuivre des carrières scientifiques.

PARTIE 1 - ÉTAT DE L'ART

CHAPITRE 1 - MECANISMES ET CONSEQUENCES DE LA POLLUTION DES SOLS PAR LES HYDROCARBURES

1.	<i>Mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures</i>	10
1.1.	Généralités sur les sols	10
1.1.1.	Définition et caractéristiques générales d'un sol	10
1.1.2.	Propriétés physiques du sol	11
1.1.2.1.	Structure	11
1.1.2.2.	Texture	11
1.1.3.	Propriétés chimiques du sol	12
1.1.3.1.	Potentiel d'hydrogène (pH)	12
1.1.3.2.	Capacité d'échange cationique	13
1.1.4.	Propriétés biologiques du sol	14
1.2.	Origine de la pollution des sols par les hydrocarbures	15
1.3.	Généralités sur les hydrocarbures	16
1.3.1.	Composition chimique des hydrocarbures	18
1.3.2.	Propriétés physiques des hydrocarbures	24
1.4.	Transfert et disponibilité des hydrocarbures dans le sol	27
1.4.1.	Mécanismes de transfert des hydrocarbures dans le sol	27
1.4.2.	Facteurs de disponibilité des hydrocarbures dans le sol	29
1.5.	Impacts socio-environnementaux des hydrocarbures	31
1.5.1.	Toxicité des hydrocarbures dans l'environnement	31
1.5.2.	Phytotoxicité des hydrocarbures	31
1.5.3.	Toxicité des hydrocarbures sur les êtres vivants	32
1.6.	Que retenir des mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures	34

1. Mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures

1.1. Généralités sur les sols

1.1.1. Définition et caractéristiques générales d'un sol

La genèse du sol fait référence aux processus de développement que le sol, en tant qu'entité naturelle, a entrepris sur de longues périodes de temps à la suite des interactions complexes des processus physiques, chimiques et biologiques. Les processus de formation du sol font généralement référence aux résultats de l'interaction de ces processus de natures différentes, tels que l'accumulation de composants du sol (par ex. matière organique), la formation sur le site de nouveaux processus (par ex. minéraux ou oxydes d'argile), le transport dans le profil du sol (par ex. argile, carbonate ou sels solubles) ou les changements dans l'état d'agrégation des particules du sol (par ex. formation d'une structure). Tous ces processus définiront le type de sol et peuvent avoir une forte incidence sur la qualité du sol (Delgado et Gómez, 2016).

Le sol peut être défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants. Le sol est donc un système hétérogène et complexe composé d'une phase solide représentée par les particules du sol, d'une phase liquide représentée par l'eau du sol (qui peut être enrichie en de nombreux composés et particules) et d'une phase gazeuse constituée par l'air emprisonné dans le sol. Ceci permet de déterminer un domaine non saturé et un domaine saturé. Dans la partie non saturée, les pores du sol ne sont que partiellement remplis par l'eau, et les gaz y prédominent. Le sol contient deux fractions intervenant principalement dans la sorption des polluants organiques, à savoir les fractions organiques et minérales :

- La fraction minérale est principalement constituée de minéraux primaires (quartz, feldspaths, micas, etc.) et de minéraux secondaires, les oxydes métalliques ou les argiles. Généralement, cette fraction n'intervient pas ou peu dans la sorption des substances, sauf quand la teneur en carbone organique du sol est faible, c'est-à-dire lorsque la fraction du carbone est inférieure à 0,001 (Gabet, 2004).
- La fraction organique : elle est formée en grande partie de cellulose et d'hémicellulose, de lignine et de tanins en plus faibles pourcentages, venant du matériel décomposé. Cette matière organique (MO) contient également de petites quantités de protéines et des fragments d'hydrates de carbone, des composés aminés,

phénoliques ou aromatiques issus de l'activité biologique. Cette fraction intervient fortement dans la sorption des composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

1.1.2. Propriétés physiques du sol

1.1.2.1. Structure

La structure d'un sol est le mode d'assemblage, à un moment donné, de ses constituants solides. La stabilité structurale dépend de la teneur en argile et de la matière organique des sols. Le complexe argilo-humique joue un rôle structural plus ou moins important selon les teneurs en eau du sol et il varie en fonction du type d'argile. La matière organique augmente la stabilité des agrégats. Une mauvaise structure peut donc empêcher l'écoulement des eaux dans le sol et limiter des échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère. Ce cas est généralement observé pour les sols pollués aux HAP, du fait de la non miscibilité eau-huile. Une bonne structure en revanche assure une grande facilité de circulation d'eau et donc laisse s'écouler l'excès, assure une bonne aération des racines, une bonne germination, une pénétration profonde des racines et une bonne exploration par les racines des ressources nutritives du sol.

1.1.2.2. Texture

La texture du sol est l'une des bases des propriétés du sol. C'est la propriété du sol qui traduit de manière globale la composition granulométrique de la terre fine : sable (< 2 à 0,05 mm), limon (0,05 à 0,002 mm) et argile (< 0,002 mm) (Raju et al., 2017). La texture constitue un caractère fondamental du sol car elle influe sur plusieurs paramètres à savoir :

- La perméabilité du sol à l'eau et à l'air

Le critère retenu pour mesurer la perméabilité est la vitesse de percolation de l'eau exprimée en cm³/heures. Le taux élevé de la matière organique n'implique pas forcément une bonne perméabilité. Cependant, le degré de décomposition de la matière organique a une influence sur la perméabilité.

- La rétention d'eau

Sous forme de vapeur ou de liquide, l'eau occupe environ un quart du volume d'un sol. Quand ce dernier est saturé, l'eau qui percole à travers une tranche de sol le fait sous l'influence de la gravité.

1.1.3. Propriétés chimiques du sol

1.1.3.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène (pH) est le logarithme décimal de la concentration d'une solution en ion H^+ ($pH = -\log_{10} [H^+]$). Il permet d'approfondir les modalités d'interactions entre les ions et les surfaces absorbantes du sol. Des appréciations sont attribuées aux différentes valeurs de pH du sol (tableau 1). Le pH est l'expression la plus couramment utilisée pour donner une idée très générale des conditions dans lesquelles le sol fonctionne. La plupart des plantes s'accommodent d'un pH autour de la neutralité (de 6 à 7,5). Certaines exigent cependant une terre acide (plantes acidophiles) ou au contraire calcaire.

Le degré d'acidité ou d'alcalinité d'un sol est une propriété très importante qui affecte de nombreuses autres propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. Les problèmes liés aux sols acides ou à l'acidification des sols agricoles peuvent être surmontés en augmentant la saturation en base et le pH avec des amendements du sol (chaillage) (Shirdam et al., 2008).

Les sols pollués par les hydrocarbures tendent vers l'alcalinité. En fait, un sol pollué par les hydrocarbures possède généralement un pH plus élevé qu'un sol sain (Shirdam et al., 2008 ; Xiao et al., 2015) ; et le pH d'un sol augmente généralement en fonction du degré de pollution en HAP (Njoku et al., 2009).

Tableau 1. Statut acido-basique des sols ; adapté de LANO (2019).

	Valeur du pH	Statut acido-basique
	$pH \leq 5,5$	Sol très acide
	$5,5 < pH \leq 6,0$	Sol acide
	$6,0 < pH \leq 6,5$	Sol peu acide
	$6,5 < pH \leq 7,0$	Sol neutre
	$7,0 < pH \leq 7,5$	Sol peu alcalin (peu basique)
	$pH > 7,5$	Sol alcalin (basique)

Certaines des caractéristiques de la fertilité du sol (Delgado et Gómez, 2016) affectées par le pH du sol incluent :

- ❖ La disponibilité des éléments minéraux pour les plantes dans le sol. A pH faible, les risques de carence en nutriments de base (Ca, Mg et K) augmentent en raison de leur faible teneur ; la solubilité des composés Mo et P est également réduite, diminuant ainsi leur disponibilité. Au contraire, la concentration en Al est augmentée (habituellement à $pH < 5,5$) et donc ses effets de toxicité ; la concentration en Fe et Mn, éléments nutritifs essentiels pour les plantes, peut être suffisamment élevée à faible pH pour provoquer la toxicité. A pH élevé, la solubilité des métaux et oligo-éléments diminue, y compris les

nutriments essentiels pour les plantes comme le Fe, le Mn, le Cu ou le Zn. La carence en Fe, connue sous le nom de chlorose ferrique, est fréquente dans les sols basiques (généralement calcaires).

- ❖ Les propriétés biologiques : les valeurs extrêmes du pH diminuent l'activité microbienne dans les sols, ce qui affecte de nombreux processus du sol telles que la décomposition de la matière organique du sol, la nitrification et fixation biologique de N_2 dans des conditions acides.
- ❖ Les propriétés physiques : une faible concentration de Ca dans les sols acides est généralement liée à une dispersion accrue des colloïdes si l'aluminium n'est pas présent en concentration élevée. Ainsi, les sols acides peuvent avoir des propriétés physiques médiocres, y compris une mauvaise stabilité structurale ou une faible perméabilité.

1.1.3.2. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) est la mesure chimique (tableau 2) de la quantité de cations (équivalents ou moles de charge) qui peut être extraite par une solution cationique hautement concentrée (généralement 1 mole de K^+ ou NH_4^+). Elle permet d'évaluer la capacité d'un sol à fixer de façon réversible les cations échangeables (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Al^{3+}). Les ions échangeables sont ceux faiblement adsorbés par les particules du sol qui peuvent être déplacés des sites de sorption par d'autres ions dans la solution. Ils sont essentiels pour maintenir des réserves de nutriments dans le sol.

La sélectivité ou affinité relative du cation par les surfaces absorbantes est basée sur la charge et la taille de l'ion : plus le rayon hydraté est petit (cation + molécules d'eau interagissant fortement par interaction ion-dipôle), plus l'affinité est grande (les ions à faible rayon déshydraté ont un grand rayon hydraté) ; et plus la valence est élevée, plus la préférence de l'échangeur pour le cation est grande (Delgado et Gómez, 2016).

Tableau 2. Classes d'appréciation de la CEC des sols.

Appréciation de la CEC	Valeur de la CEC (méq/100g)
Très faible	< 6
Faible	6 - 12
Moyenne	12 - 25
Elevée	25 - 40
Très élevée	40

1.1.4. Propriétés biologiques du sol

La compréhension des propriétés biologiques du sol est importante pour la prévention et la lutte contre les ravageurs et les maladies des cultures, mais également pour la gestion des sols. Le sol abrite un réseau complexe d'organismes (nématodes, arthropodes, champignons, bactéries, protozoaires, etc.) qui peuvent influencer son évolution et ses propriétés physico-chimiques spécifiques. Par exemple, l'activité des vers de terre augmente le taux d'infiltration, lorsque l'activité microbienne diminue la matière organique du sol suite à la minéralisation. Les propriétés biologiques du sol sont également liées à d'autres propriétés physiques et chimiques du sol. L'aération, la matière organique du sol ou le pH influent sur l'activité de nombreux micro-organismes qui exercent à leur tour des activités pertinentes dans le cycle du carbone et des éléments nutritifs. Ainsi, les changements dans les propriétés des sols dus à leur manipulation ou leur dégradation par les pollutions diverses peuvent affecter de manière significative leurs propriétés biologiques (Delgado et Gómez, 2016). Par exemple, l'activité microbienne du sol peut être considérablement augmentée par l'amélioration du drainage, le chaulage ou les amendements organiques. C'est pourquoi certaines propriétés biologiques du sol (tableau 3) peuvent être utilisées comme indicateurs indirects d'une gestion appropriée du sol et d'une bonne qualité des sols, telles que le taux de respiration du sol ou certaines activités enzymatiques qui peuvent être dérivées d'organismes vivants dans le sol.

Tableau 3. Quelques propriétés biologiques du sol (Delgado et Gómez, 2016).

Propriétés	Méthodes de détermination
Taux de respiration	Évolution du CO ₂ dans des conditions standard de laboratoire ou sur le terrain.
Potentiel de minéralisation N ou C	Augmentation de la teneur en N ou C minérale sous conditions standard en laboratoire.
Vers de terre	Densité des vers de terre.
Biomasse bactérienne	Biomasse bactérienne totale pour une masse de sol donnée.
Diversité bactérienne	Elle peut être déterminé par des groupes fonctionnels ou en décrivant la diversité génétique.
Présence des pathogènes	Par différentes techniques de pathologie, par des cultures au profilage d'ADN.

La matière organique du sol est un facteur clé qui influe sur l'activité biologique des sols. C'est la source de carbone de nombreux organismes, y compris le microbiote du sol. Non seulement la quantité, mais aussi le type de composés organiques présents dans le sol détermine son activité biologique. En effet, l'activité microbienne est grandement augmentée en incorporant des résidus organiques frais (tels que du fumier vert ou des résidus de culture), qui peuvent être facilement minéralisés par les microbes. D'autre part, les formes stables de matière organique (composés humiques et fulviques) ne sont pas une source de carbone très appropriée pour le microbiote du sol.

La rhizosphère est le volume de sol altéré par le système racinaire et la partie du profil du sol où se concentrent les sources de carbone appropriées pour de nombreux micro-organismes. Les composés organiques exsudés par les racines des plantes (y compris les anions organiques de faible poids moléculaire) modifient les propriétés chimiques du sol et augmentent considérablement l'activité biologique par rapport au sol nu. La rhizosphère est un espace d'interaction intense entre les racines des plantes et les microorganismes du sol. Ces derniers peuvent donc avoir une incidence importante sur le développement des plantes en produisant des régulateurs de croissance, en diminuant l'incidence des maladies des plantes et en augmentant la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes.

1.2. Origine de la pollution des sols par les hydrocarbures

Un site est pollué quand il présente un risque pérenne, réel et potentiel pour la santé humaine et/ou l'environnement, du fait d'une pollution des milieux résultant d'une activité actuelle ou ancienne. La présence des hydrocarbures sur les sols est généralement due à diverses activités telles que l'extraction et le raffinage du pétrole (Hill et Ghoshal, 2002), l'aluminerie, la sidérurgie, la cokéfaction (Arzayus et al., 2001), la manipulation et le stockage des goudrons et du bitume, ainsi que des phénomènes de pyrolyse-pyrosynthèse de la matière organique (combustibles fossiles, bois ...), et d'imbrûlés. L'activité humaine [l'activité quotidienne (chauffage, fuel), les usines d'incinération des déchets, le transport routier par émission de gaz d'échappement] est également responsable des contaminations des hydrocarbures dans l'environnement (Krein et Schorer, 2000).

Les hydrocarbures sont les principaux polluants dans le sol (tableau 4) avec un taux d'occurrence de 49 % (Zmirou et al., 2003). Certains de ces polluants sont présents de façon naturelle et proviennent soit de la combustion de la matière organique, soit de l'altération de la

roche mère du sous-sol. Cependant, les concentrations les plus importantes dans les sols sont d'origine anthropique (Lemière et al., 2008).

Tableau 4. Principaux polluants retrouvés sur les sites pollués (Zmirou et al., 2003).

Polluants – 756 cas étudiés	%
Hydrocarbures	49
Plomb	20
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	19
Solvants halogénés	15
Chrome	15
Zinc	15
Cyanure	12
Cuivre	11
Arsenic	10
Nickel	8
Polychlorobiphényles (terphényles)	7
Solvants non halogènes	7
Cadmium	7
Mercure	6

Maitriser les caractéristiques générales des hydrocarbures devrait renseigner sur les conséquences de leur présence dans les sols.

1.3. Généralités sur les hydrocarbures

Le terme hydrocarbure est générique ; il désigne les mélanges de composés organiques présents dans des matières géologiques tels que le pétrole brut, du bitume et du charbon ou les dérivés de ces matières. 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, lors de la dégradation de la matière organique (fig. 1) 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). Les hydrocarbures constituent la fraction la plus importante des produits pétroliers (ils représentent 65-95 % de la plupart des pétroles bruts), la seconde source étant le charbon. De par leur abondance naturelle, ils font partie des produits chimiques les plus importants pour l'humanité et sont notamment utilisés comme source d'énergie primaire (Chakraborty et Coates, 2004). Les hydrocarbures sont des composés organiques principalement constitués d'atome de carbone

et d'hydrogène (fig. 2). Ils possèdent une formule brute de type C_nH_m , où n et m sont 2 entiers naturels. Les hydrocarbures sont souvent classés selon leur nature. On distingue ainsi les hydrocarbures saturés et insaturés. Ceux-ci peuvent être linéaires, ramifiés ou cycliques. Leur structure moléculaire varie et influe sur leurs propriétés. Plus le nombre de carbone est important, plus la masse volumique, le point de fusion et le point d'ébullition seront d'une manière générale, élevés (Tarayre, 2012).

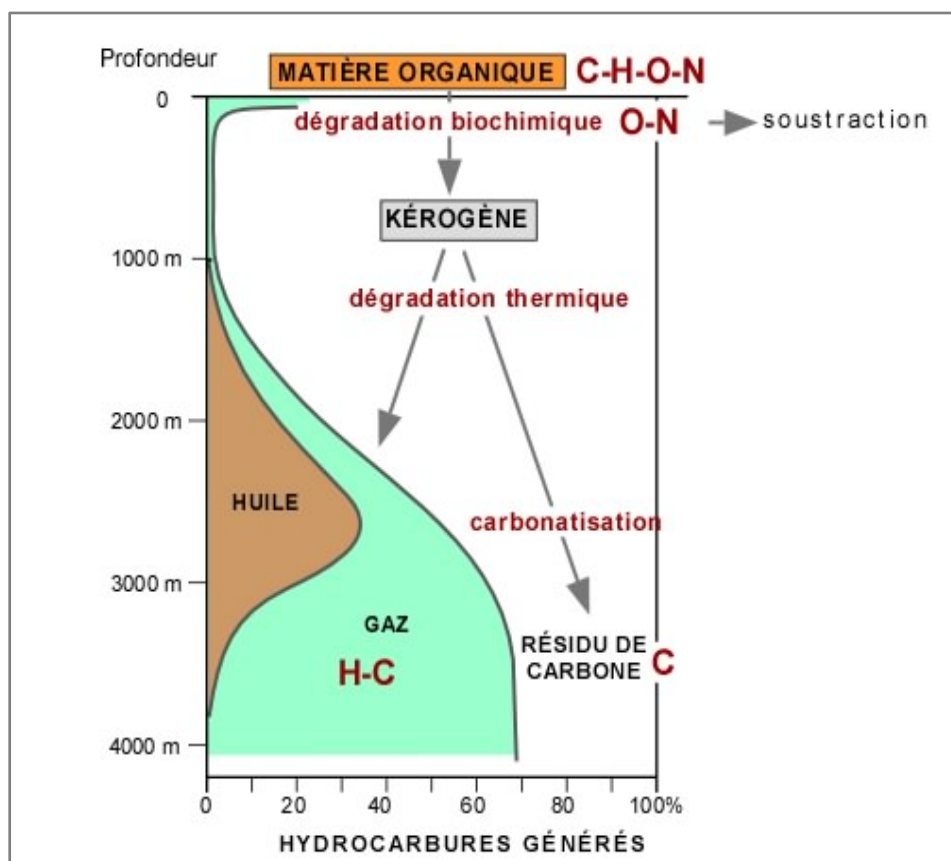


Figure 1. Formation des hydrocarbures (ULaval, 2008).

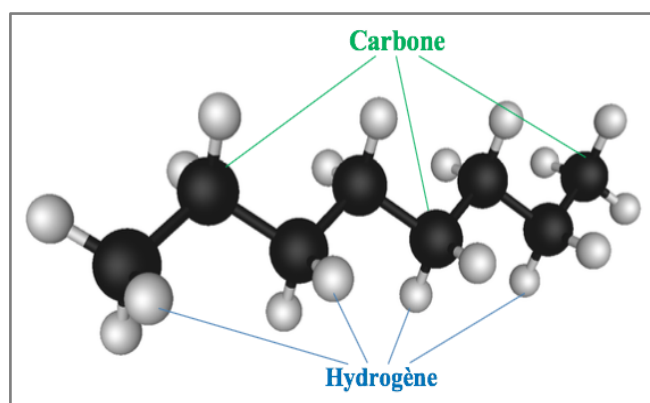


Figure 2. Structure moléculaire d'un hydrocarbure : l'octane (C_8H_{18})

1.3.1. Composition chimique des hydrocarbures

Les hydrocarbures sont composés principalement d'alcane saturés non cycliques (ou paraffines) et cycliques (ou naphtènes), d'alcènes (ou oléfines), de composés aromatiques monocycliques (BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène et xylène), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (fig. 3.). D'autres constituants mineurs sont également présents dans les hydrocarbures pétroliers, comme des métaux et des composés polaires qui contiennent de l'azote, du soufre ou de l'oxygène. Les molécules polaires de faible masse moléculaire sont appelées résines ; les plus lourdes étant regroupées sous l'appellation d'asphaltènes. Leur proportion varie selon l'origine des hydrocarbures et le raffinage des pétroles bruts (Gruyer et al., 2015). Le tableau 5 donne la composition chimique des principaux hydrocarbures pétroliers.

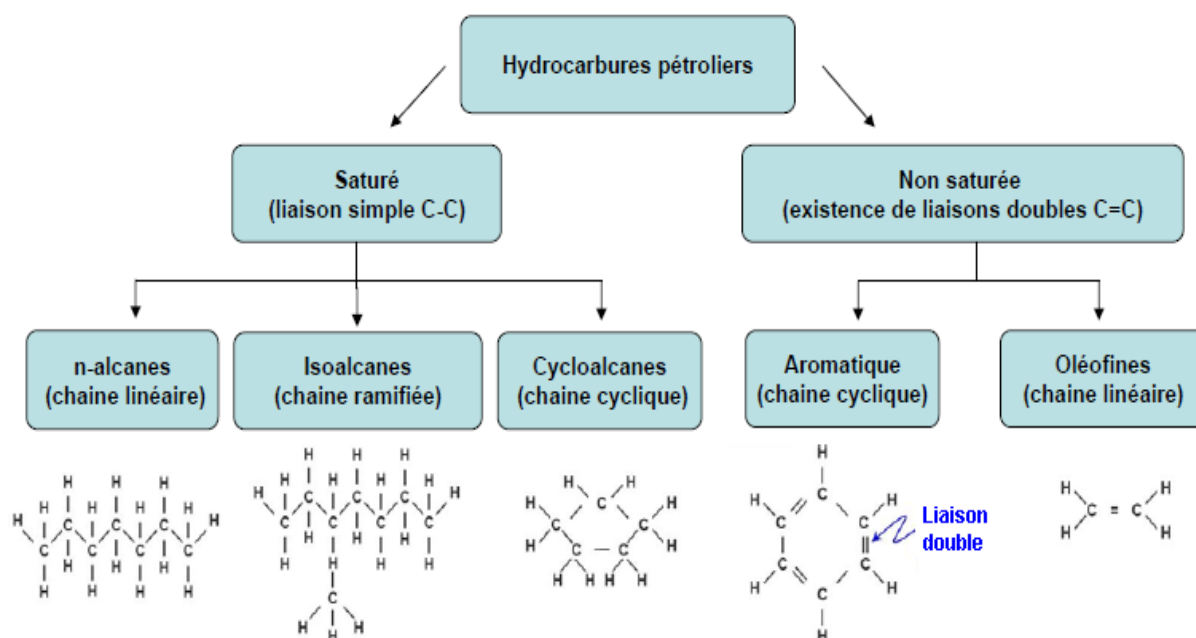


Figure 3. Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers (Colombano et al., 2010).

Tableau 5. Composition chimique des principaux hydrocarbures pétroliers (Fingas, 2012).

Groupe	Composés	Unité	Essence	Diesel	Pétrole brut		Mazout intermédiaire	Mazout lourd n°6
					Léger	Lourd		
Alcanes	Totaux		50-60	65-95	55-90	25-80	25-35	20-30
	Alcanes non cycliques		45-55	35-45	40-85	20-60	10-25	10-20
	Cycloalcanes		5	25-50	5-35	0-10	0-5	0-5
Alcènes			5-10	0-10	-	-	-	-
Aromatiques	Totaux	%	25-40	5-25	10-35	15-40	40-60	30-50
	BTEX		15-25	0,5-2,0	0,1-2,5	0,01-2,0	0,05-1,0	0,00-1,0
	HAP		-	0-5	10-35	15-40	30-50	30-50
Composés polaires	Totaux		-	0-2	1-15	5-40	15-25	10-30
	Résines		-	0-2	0-10	2-25	10-25	10-20
	Asphaltènes		-	-	0-10	0-20	5-10	5-20
Métaux		Ppm	-	-	30-250	100-500	100-1000	100-2000
Soufre		%	0,02	0,1-0,5	0-2	0-5	0,5-2	2-4

➤ Hydrocarbures aliphatiques

Les hydrocarbures aliphatiques saturés sont des composés à chaînes ouvertes linéaires ou ramifiées de formule générale $C_nH_{(2n+2)}$. Parmi les hydrocarbures saturés on distingue :

- Les alcanes linéaires : 7 à 40 atomes de carbone. Ils constituent une des classes les plus nombreuses (10 à 40 % des hydrocarbures totaux d'un pétrole brut).
- Les alcanes ramifiés : les plus abondants sont les iso-alcanes (groupement méthyle en position 2). Les autres composés ramifiés antéiso (groupement méthyle en position 3) ou polyramifiés tels que les isoprénoïdes (exemple : pristane, phytane) sont beaucoup moins abondants. Ces composés se trouvent dans le pétrole brut à des proportions presque égales à celles des n-alcanes.
- Les cycloalcanes contiennent des composés cycliques saturés et le plus souvent substitués. Quelques dérivés polycycliques sont également présents ; certains d'entre eux, à savoir les stéranes et les triterpanes sont caractéristiques d'un pétrole brut. Les cycloalcanes peuvent représenter entre 30 et 50% des hydrocarbures totaux présent dans un pétrole brut.

Les hydrocarbures aliphatiques insaturés sont constitués d'alcènes et d'alcyne. Ils sont dits insaturés car leurs chaînes ne portent pas autant d'atomes d'hydrogène que possible. Les alcènes, de formule générale C_nH_{2n} , sont principalement issus du craquage du pétrole brut. Les alcyne qui ont pour formule générale C_nH_{2n-2} constituent la troisième grande famille des hydrocarbures aliphatiques. Les hydrocarbures insaturés ressemblent aux alcanes, du fait de leurs molécules apolaires et ils réagissent avec l'oxygène. En revanche, les hydrocarbures insaturés sont très réactifs et sont à la base de nombreuses réactions organiques : halogénéation (bromation), addition, hydrogénation, ozonolyse, polymérisation etc.

➤ Hydrocarbures aromatiques

Les hydrocarbures aromatiques sont répartis en deux familles d'hydrocarbures insaturés: les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), à savoir le benzène, toluène, éthylbenzène, xylène (BTEX), et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (US-EPA) a retenu 16 HAP (fig. 4) en tant que polluants prioritaires pour leur étude et leur élimination dans l'environnement du fait de leur potentiel toxique, cancérigène et mutagène. Ils sont donc reconnus comme étant toxiques pour les organismes vivants (Gruyer et *al.*, 2015).

Seuls les HAP sont susceptibles d'interagir avec l'eau dans l'environnement en raison de leurs propriétés physico-chimiques (tableau 6), plus particulièrement leur solubilité plus élevée que celle des composés aliphatiques et des naphènes qui sont insolubles (Pimsee, 2014).

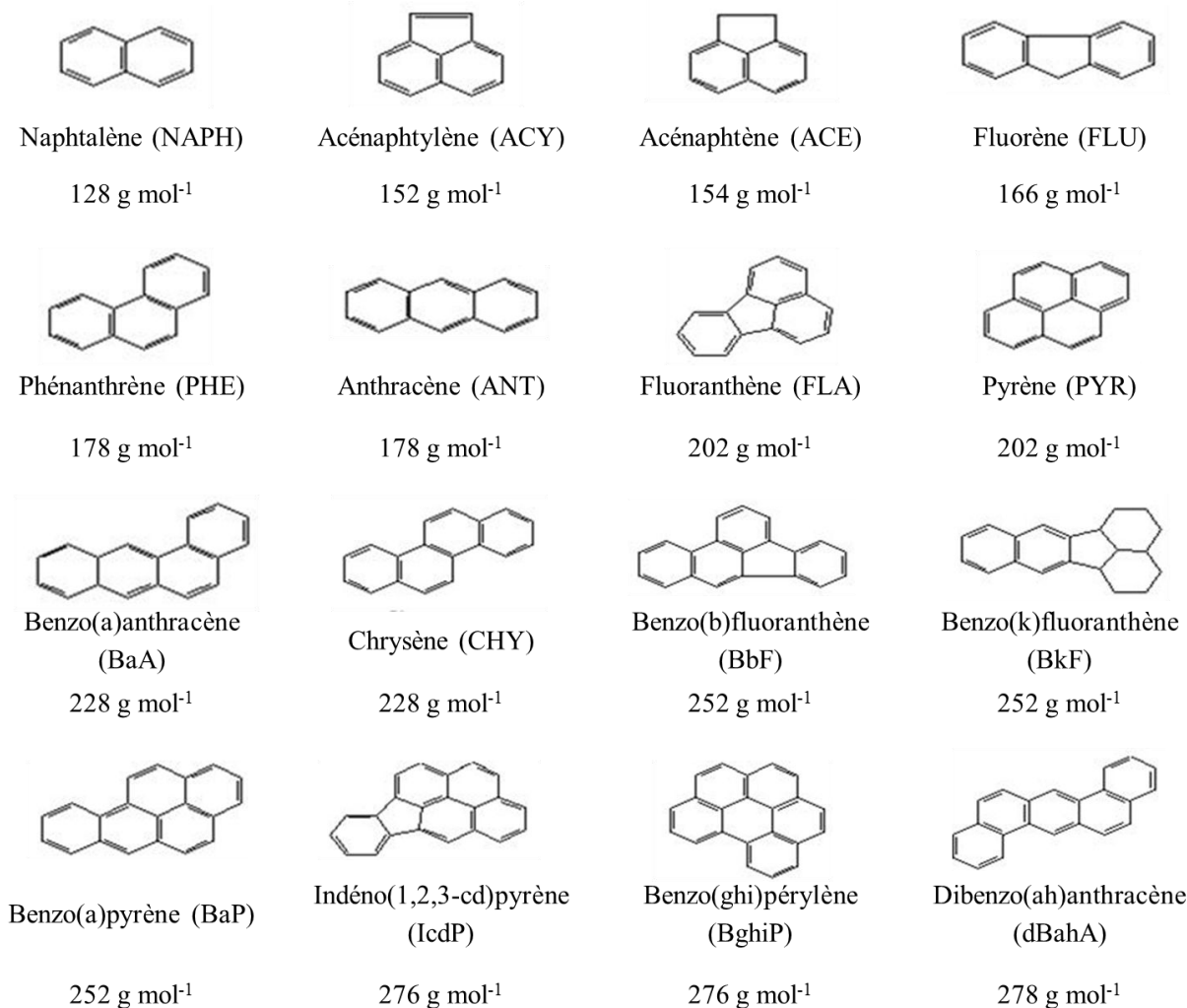


Figure 4. Représentations des 16 HAP prioritaires retenus par l'US-EPA (Dupuy, 2014).

Tableau 6. Propriétés physiques et chimiques des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA (Scherer et al., 2000). ND , non disponible ; Kow : coefficient de partage octanol - eau ; Koc : coefficient d'adsorption sur la matière organique.

HAP	Log Kow	Solubilité dans l'eau (mg.L ⁻¹ à 25°C)	Pression de vapeur (mPa à 25°C)	Constante de Henry (H) (Pa.m ³ .mol ⁻¹ à	Log Koc	Demi vie dans le sol (jours)
Naphtalène	3,37	31,70	10400	43,01	2,98	70,8
Acénaphène	3,92	3,80	300	12,17	3,53	ND
Acénaphylène	4,06	3,93	890	8,4	3,67	229,2
Fluorène	4,18	1,98	130	7,87	3,79	229,2
Phénanthrène	4,46	1,21	20	3,96	4,07	229,2
Anthracène	4,45	0,0075	1,25	3,61	4,06	229,2
Fluoranthène	4,9	0,25	64	1,037	4,51	708,3
Pyrène	5,32	0,13	0,9	0,92	4,93	708,3
Benzo(a)anthracène	5,61	0,013	0,0271	0,058	5,22	708,3
Chrysène	5,73	0,0036	0,00057	5,86	5,34	708,3
Benzo(b)fluoranthène	5,78	0,0015	0,0212	0,046	5,39	708,3
Benzo(k)fluoranthène	6,11	0,00081	0,0207	0,046	5,72	708,3
Benzo(a)pyrène	6,04	0,0038	0,00073	0,016	5,65	708,3
Benzo(ghi)perylène	6,51	0,00005	0,0000026	0,075	6,12	ND
Dibenzo(a,h)anthracène	6,50	0,0006	0,000013	0,00017	6,11	708,3
Indeno(1,2,3,-c,d)pyrène	7,23	0,00026	0,000014	0,00017	6,84	ND

➤ Composés polaires

Les composés polaires sont constitués des résines et des asphaltènes. Les résines sont les plus petits et constituent un groupe hétérogène de composés aromatiques (acides naphthéniques, les cétones, les quinones et les phénols). La principale caractéristique des résines est leur polarité élevée. Ce qui les rend solubles dans l'eau et est à l'origine de leur biodisponibilité et de leur toxicité pour les organismes lors de déversement d'hydrocarbures en milieu aquatique (Melbye et al., 2009).

Les asphaltènes, constitués de molécules polycycliques à haut poids moléculaire, sont définis selon leur solubilité. Ils précipitent suite à l'addition dans le pétrole, d'un excès de *n*-alcanes. Ils sont solubles dans les solvants aromatiques (toluène ou le benzène). Bien que ces produits soient souvent présents en faible quantité, ils ont une influence considérable sur les propriétés physico-chimiques du pétrole brut. Les asphaltènes contiennent entre 10^5 et 10^6 molécules de différentes formes et tailles, et il n'est pas possible de décrire simplement leur structure chimique. Les asphaltènes sont donc constitués de plusieurs centaines de composés qui ont des solubilités similaires, mais qui peuvent avoir des structures, tailles et formes différentes (Tharanivasan et al., 2012). Leur capacité à flocculer, à s'adsorber sur des surfaces et à former des dépôts solides est à l'origine de nombreux problèmes aussi bien du point de vue exploitation des gisements, que du raffinage. Ce sont des hydrocarbures aromatiques polynucléaires qui contiennent, en plus des chaînes *n*-alcanes, des alcanes cycliques et des hétéroatomes, tels que le soufre, l'azote et l'oxygène, et des traces de métaux (vanadium, nickel, fer). Ils représentent la fraction des hydrocarbures la plus stable et jouent un rôle important dans la stabilisation de l'émulsion des hydrocarbures (Gruyer et al., 2015).

1.3.2. Propriétés physiques des hydrocarbures

Les hydrocarbures se caractérisent par diverses propriétés physiques dont les plus couramment utilisées sont la viscosité, le point d'écoulement, la densité, la solubilité, le point d'éclair et la tension interfaciale. Le tableau 7 présente les valeurs des propriétés physiques de quelques produits pétroliers (Fingas, 2012).

Tableau 7. Propriétés physiques des principaux hydrocarbures pétroliers (Fingas, 2012).

Propriétés	Unité	Essence	Diesel	Pétrole brut		Mazout intermédiaire	Mazout lourd n°6
				Léger	Lourd		
Viscosité	mPa.s (15°C)	0,5	2,0	5 à 50	50 à 50 000	1000 à 15 000	10 000 à 50 000
Point d'écoulement	°C	-	-35 à -10	-40 à 30	-40 à 30	-10 à 10	5 à 20
Densité	g/ml (15°C)	0,72	0,84	0,78 à 0,88	0,88 à 1,00	0,94 à 0,99	0,96 à 1,04
Densité API	°API	65	35	30 à 50	10 à 30	10 à 20	5 à 15
Solubilité dans l'eau	mg/l	200	40	10 à 50	5 à 30	10 à 30	1 à 5
Point d'éclair	°C	-35	45	-30 à 30	-30 à 60	80 à 100	> 100
Tension interfaciale	mN/m (15°C)	27	27	10 à 30	15 à 30	25 à 30	25 35

Le point d'écoulement : température à laquelle un produit commence à s'écouler. Dans le cas 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.

La densité des hydrocarbures est la masse par unité de volume. La plupart des hydrocarbures ont des densités comprises entre 0,7 et 0,99 g/ml à 15 °C (tableau 7). Par conséquent ils flottent sur l'eau. Cependant, la densité a tendance à diminuer pendant les processus d'altération des hydrocarbures, plus particulièrement lors du processus d'évaporation des fractions plus légères, lors des changements de température ou de l'interaction avec des particules (Radović et al., 2012). Ainsi, les hydrocarbures coulent lorsque la densité des hydrocarbures devient supérieure à celles de l'eau douce (1,0 g/cm³) ou de l'eau marine (1,03 g/cm³).

La viscosité des hydrocarbures est fondamentalement caractérisée par la proportion de composés lourds et légers qu'ils contiennent. Plus le pourcentage d'éléments légers est élevé, plus le pourcentage d'asphaltènes est faible et plus la viscosité est faible. Exemple : pétroles légers (essence et le diesel) qui ont des viscosités de 0,5 et 2,0 mPa.s⁻¹ respectivement, à 15°C.

La solubilité : capacité d'une substance à se dissoudre dans de l'eau. Elle est importante chez les hydrocarbures car certains, une fois solubilisés, peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques (Fingas, 2012), même à très faibles concentrations. Les hydrocarbures pétroliers les plus solubles sont principalement les composés aromatiques légers (le benzène). En fait, la solubilité d'un produit pétrolier dans l'eau sera d'autant plus significative que sa proportion d'hydrocarbures légers sera importante. C'est ce qui explique les différences de solubilité entre les différents HAP présentés dans le tableau 6.

La tension interfaciale est à la force d'attraction ou de répulsion qui s'exerce à l'interface entre l'eau et les hydrocarbures. Elle 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).

Le point d'éclair ou point d'inflammabilité, est 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. Exemple : la majorité des pétroles bruts, l'essence, le diesel.

Dans le cadre du développement d'une méthode de remédiation des hydrocarbures du sol, toutes ces caractéristiques emmènent à s'interroger sur leur disponibilité et leur comportement dans les sols.

1.4. Transfert et disponibilité des hydrocarbures dans le sol

1.4.1. Mécanismes de transfert des hydrocarbures dans le sol

Suite à un déversement sur le sol, les hydrocarbures sont prédisposés à s'étaler à la surface du sol et à s'infiltrer, laissant un corps d'imprégnation (fig. 5). Leur degré d'infiltration est non seulement fonction de la nature et structure du sol, mais également de la quantité et de la nature du produit déversé. Un produit de faible viscosité pénètre rapidement un sol sec et poreux et s'étale progressivement à la surface. Par contre, pour un sol saturé d'eau de type argileux, le produit a tendance à largement s'étaler du fait de sa viscosité est assez élevée. Les hydrocarbures en s'infiltrant dans le sol laissent un corps d'imprégnation qui se forme jusqu'à un seuil de saturation appelé rétention primaire. Des études ont évalué la profondeur maximale de pénétration, ce qui permet d'apprécier la probabilité de pollution d'une nappe sous-jacente. La surface d'étalement des hydrocarbures est cependant limitée par les forces capillaires. Les masses d'huile libre qui existent dans ce domaine peuvent être élevées ou réduites sous les effets des fluctuations du niveau piézométrique.

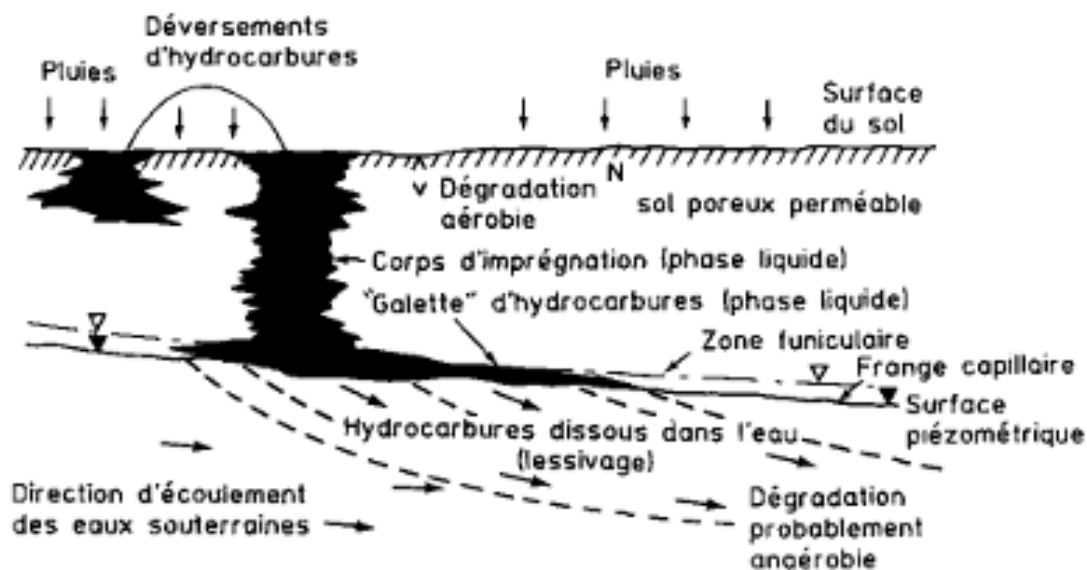


Figure 5. Mécanismes de transport des hydrocarbures (après un déversement sur le sol) (Bergue et Mérienne, 1985).

Plusieurs mécanismes, telles que l'absorption, l'adsorption, la désorption et la diffusion peuvent être mis en jeu après introduction d'un polluant organique tel que les hydrocarbures dans un sol (fig. 6).

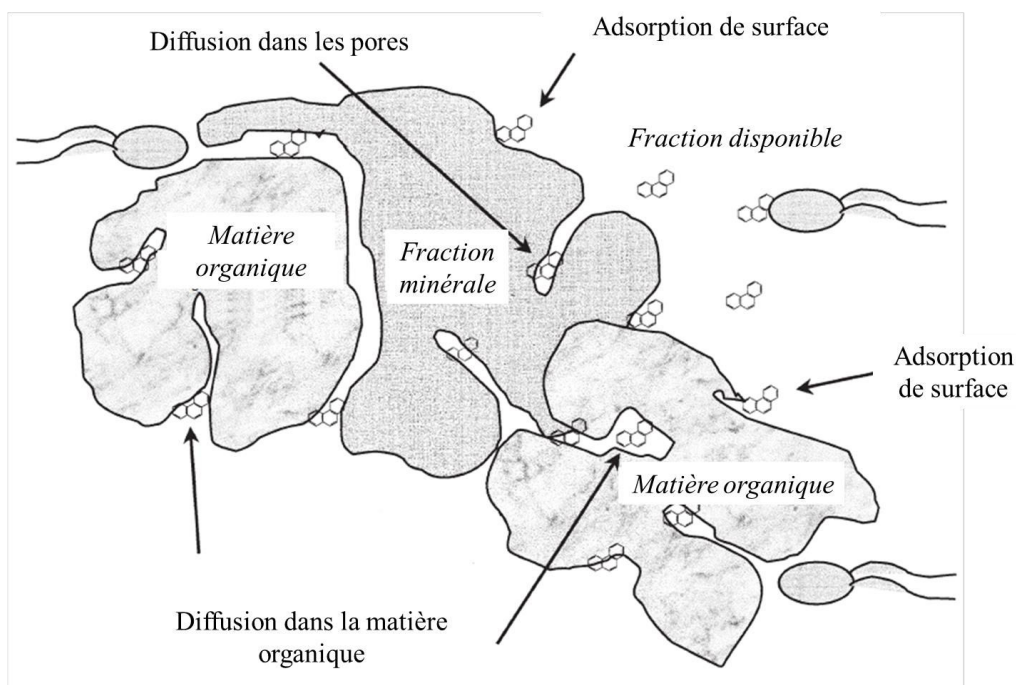


Figure 6. Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol (Semple et al., 2003).

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).

L'adsorption fait référence aux liaisons faibles de type Van der Waals. Elle peut caractériser l'adhérence d'une molécule chimique à la surface des éléments solides du sol. L'adsorption des HAP sur le sol peut avoir lieu sur toutes les surfaces de ses différentes phases solides. Elle est généralement moindre sur les particules minérales et très importante sur la matière organique. Son mécanisme inverse de l'adsorption est la désorption. Il entraîne le passage des HAP adsorbés en phase aqueuse. Cependant, elle est généralement plus lente que l'adsorption, traduisant ainsi un phénomène d'hystérèse. Toutefois, il est possible que les HAP ne soient pas désorbés et donc persistent dans le sol. La fraction de HAP non désorbée augmente en fonction du temps de contact avec le sol, ce mécanisme est appelé « vieillissement » (Dupuy, 2014).

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 la vitesse de transfert limitée des polluants entraîne une réduction de la disponibilité des HAP pour les micro-organismes et les racines de la plante (Dupuy, 2014).

1.4.2. Facteurs de disponibilité des hydrocarbures dans le sol

Dès leur arrivée sur le sol, les polluants peuvent se répartir entre les trois phases du sol c'est-à-dire se dissoudre dans l'eau du sol, s'équilibrer avec la fraction gazeuse du sol et circuler par les pores libres à l'air ou encore s'adsorber sur les particules du sol. En grande partie, la disponibilité des polluants dans le sol est fonction de leur mobilité et par conséquent, de leurs propriétés physico-chimiques ; mais aussi de la capacité du sol à les ralentir à cause de la tortuosité de leur chemin en solution ; et surtout à les immobiliser par adsorption, réaction et précipitation (Maerten et al., 2012). Certains composés sont soumis au phénomène de sorption sur les particules du sol ; ils sont dits persistants car moins mobiles et donc moins disponibles pour l'absorption par la plante. L'immobilisation d'un composé sur les particules du sol peut

être exprimée par le facteur de distribution (K_d) défini comme le rapport de concentration d'un composé en phase solide et en solution.

L'adsorption d'un composé sur la matière organique est généralement proportionnelle à la lipophilie des composés et au taux de matière organique (MO) du sol. En d'autres termes, les HAP suivent un isotherme de sorption linéaire à faibles concentrations, dont la pente est le coefficient de partage K_d qui dépend de la fraction de matière organique f_{oc} dans la matrice :

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad 1$$

Avec K_{oc} , le coefficient de partage de la molécule entre la MO et l'eau. Il est considéré comme étant le principal paramètre utilisé pour décrire le transfert et le devenir de la molécule dans le système sol-eau. Le K_{oc} peut être prédit par les propriétés chimiques de la molécule considérée, telle que son hydrophobie (Nguyen et al., 2005)

$$\log K_{oc} = 1,14 \log K_{ow} - 1,02 \quad 2$$

Les composés les plus hydrophobes, c'est-à-dire avec un $\log K_{ow}$ élevé pourront se fixer fortement sur la matière organique du sol et seront donc peu disponibles pour la plante. Au contraire, les polluants très solubles, c'est-à-dire avec un faible $\log K_{ow}$ auront tendance à se dissoudre dans l'eau et à migrer facilement. Certaines substances moyennement lipophiles ($1 < \log K_{ow} < 3$) seront modérément adsorbées sur la matière organique et donc pourront aussi atteindre les racines (Jouannin, 2004).

La valeur K_d dépend de la nature de l'élément mais aussi de la composition du sol. Un sol riche en matière organique ou argileux retiendra plus facilement des composés hydrophobes qu'un sol sablonneux. Egalement, le pH, les conditions d'oxydoréductions et la concentration en divers éléments (cations homologues, éléments nutritifs...) peuvent influencer la répartition entre solution et phase solide d'un composé. Les polluants les plus mobiles sont donc essentiellement les composés dissous dans l'eau et à l'état gazeux. La proportion entre chaque itinéraire dépend encore des propriétés du composé, notamment de sa constante de Henry (H). Un polluant avec un H élevée aura une forte concentration dans la phase vapeur et par conséquent une faible affinité pour l'eau, il est donc peu probable qu'il soit transféré jusqu'aux racines. En revanche, un composé de faible H va plutôt diffuser à partir de la phase aqueuse car soluble dans l'eau et donc atteindra facilement les racines (Maerten et al., 2012).

1.5. Impacts socio-environnementaux des hydrocarbures

1.5.1. Toxicité des hydrocarbures dans l'environnement

Les hydrocarbures pétroliers sont des contaminants environnementaux omniprésents. Ils constituent une classe des produits chimiques organiques dangereux. Les impacts de la pollution par les hydrocarbures sont multiples et les aspects les plus évidents sont les grandes catastrophes (Bouderhem et Khelil, 2017). Principalement, les déversements d'hydrocarbures sont causés par des accidents lors du transport, entraînant des pollutions lourdes de conséquences suite à l'importance des dommages réels ou potentiels pour l'environnement. Les hydrocarbures comme tous solvants pétroliers, sont des composés organiques volatils (COV). Leur vaporisation dans l'atmosphère contribue à la production d'ozone (O₃) dans la troposphère par réaction photochimique. Par ailleurs, les HAM et HAP sont toxiques pour les organismes aquatiques et terrestres (Liu et al., 2015).

Dans les sols, la toxicité des HAP est directement fonction de la quantité de polluants et de leur biodisponibilité. En fait, de par leur très faible solubilité, les HAP ont tendance à s'adsorber sur la matière organique du sol et à migrer progressivement dans les micro-agrégats, diminuant leur accessibilité aux micro-organismes et aux plantes (Alexander, 2000). Les effets écotoxiques de la pollution par les HAP se traduisent par des altérations biologiques tant aux niveaux moléculaires que populationnels sur des organismes aussi divers. Il s'agit des bactéries (Maliszewska-Kordybach et al., 2007), des champignons (Chiapusio et al., 2007), des protozoaires (Sverdrup et al., 2002), des vers de terre, des arthropodes (Eom et al., 2007) et des plantes (Técher, 2011).

1.5.2. Phytotoxicité des hydrocarbures

La phytotoxicité des polluants est une donnée indispensable pour la mise en place d'un processus de phyto-dépollution. La phytotoxicité des HAP peut être observée à différents stades, de l'inhibition de la germination à la limitation de la production de biomasse (Ouvrard et al., 2014). Plusieurs auteurs ont montré que les HAP ont des effets au niveau de la croissance et du fonctionnement des plantes supérieures ; ceci à travers la diminution de la germination, des retards de croissance et de rendement (Chaineau et al., 1996), l'apparition des chloroses, des diminutions de l'activité photosynthétique et des stress hydriques (Reilley et al., 1996 ; Norini, 2007). En contact avec les hydrocarbures, la longueur des racines ainsi que le nombre

de racines secondaires sont réduits. Toutefois, l'intensité des symptômes varie selon l'espèce végétale, le polluant et son exposition (Dupuy, 2014).

Les plantes disposent de systèmes de désintoxication polyvalents pour contrer la phytotoxicité de la grande variété de produits chimiques naturels et synthétiques - les xénobiotiques - présents dans l'environnement. Un mécanisme important de désintoxication est la modification chimique du xénobiotique par liaison covalente avec un tripeptide endogène, le glutathion (Coleman et al., 1997).

1.5.3. Toxicité des hydrocarbures sur les êtres vivants

Une fois présents dans les différentes composantes de l'environnement, les hydrocarbures peuvent passer dans la chaîne alimentaire et se révéler à la fois cancérigène, mutagènes et reprotoxiques lorsqu'ils sont soit inhalés, ingérés ou même absorbés (fig. 7) par les êtres vivants (Qiu et al., 1997 ; Mekhalif, 2009).

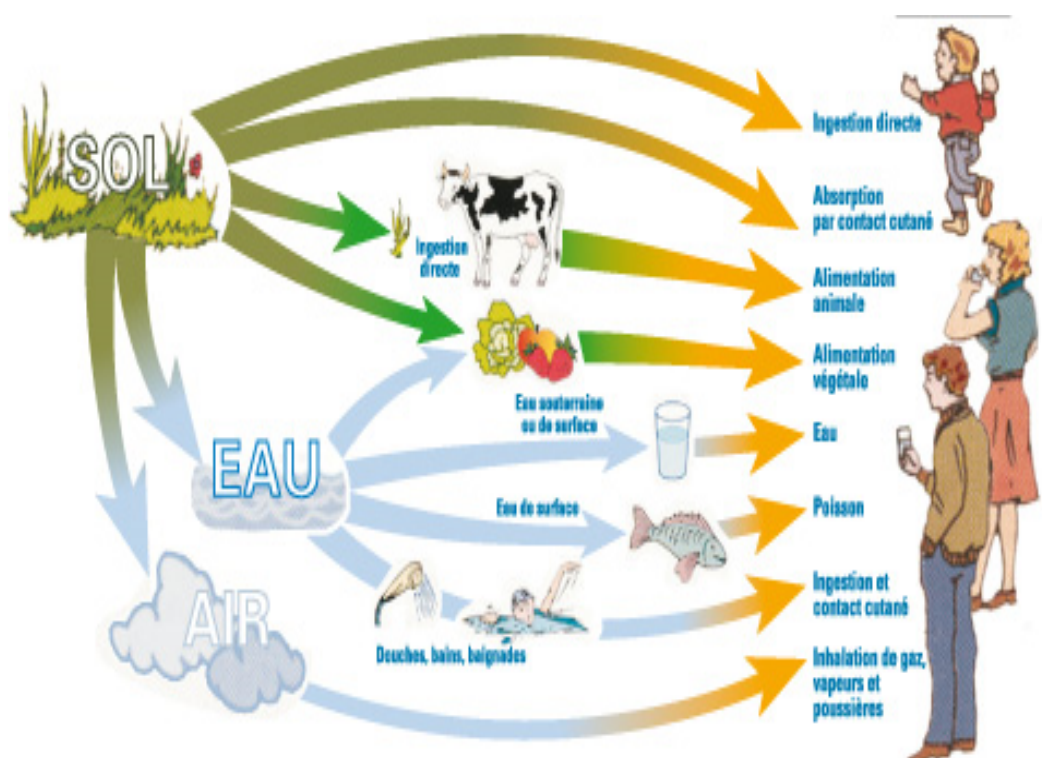


Figure 7. Chaîne de transmission des polluants organiques chez les êtres vivants (Harmens et al., 2013).

L'homme peut assimiler les hydrocarbures par trois voies (Harmens et al., 2013) :

- par voie digestive, en ingérant des aliments qui contiennent des hydrocarbures ;
- par voie respiratoire, en respirant des poussières qui en contiennent ;
- par voie cutanée, en touchant des matériaux qui en contiennent.

La structure moléculaire de certains types d'hydrocarbures leur confère la possibilité d'être transformés dans l'organisme en composés extrêmement toxiques, appelés époxydes. Les époxydes réagissent très facilement avec l'ADN, ce qui peut entraîner des mutations génétiques conduisant parfois à des cancers. Certains hydrocarbures peuvent également affecter la reproduction ou le développement fœtal. Ces effets ont été démontrés en expérimentation animale, mais le risque existe également pour l'Homme.

1.6. Que retenir des mécanismes et conséquences de la pollution des sols par les hydrocarbures ?

Ce chapitre développe les caractéristiques générales des sols et des hydrocarbures. Il détaille les mécanismes de transfert des hydrocarbures dans les sols, ainsi que les facteurs qui régissent leur disponibilité. Egalement, les impacts qu'ont les hydrocarbures sur l'environnement et les êtres vivants sont mis en lumière.

Il est à retenir que le sol (couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants) contient deux fractions (minérales et organique) qui interviennent principalement dans la sorption des polluants organiques tels que les hydrocarbures. Ces derniers constituent la fraction la plus importante des produits pétroliers (ils représentent 65-95 % de la plupart des pétroles bruts). Les hydrocarbures sont les polluants les plus retrouvés dans le sol ; suite principalement à leur utilisation continue par les êtres humains. La pollution des sols par les hydrocarbures est donc principalement anthropique. Plusieurs mécanismes, telles que l'absorption, l'adsorption, la désorption et la diffusion peuvent être mis en jeu après introduction d'un polluant organique tel que les hydrocarbures dans un sol. Les caractères hydrophobe et lipophile des hydrocarbures réduisent leur biodisponibilité dans les sols, limitant de ce fait leur dégradation et leur élimination des sols. Leur persistance peut donc avoir diverses conséquences socio-environnementales et sanitaires. Dont entre autres l'altération des propriétés physico-chimiques et biologiques du sol, la dégradation de l'environnement, la destruction de la biodiversité, le réchauffement climatique (production de O₃ par volatilisation des hydrocarbures) et l'altération de la santé humaine. Il se pose donc la question de savoir comment est-ce que la

CHAPITRE 2 - ETAT DE L'ART DES DIFFERENTS PROCEDES THEORIQUES ET PRATIQUES D'ELIMINATION DES HYDROCARBURES DANS LE SOL - FOCUS SUR LA PHYTOREMEDIATION

2. Etat de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation	36
2.1. Différentes techniques d'élimination des hydrocarbures des sols	36
2.1.1. Traitements thermiques	36
2.1.2. Traitements chimiques	37
2.1.3. Traitements biologiques	37
2.2. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols	39
2.2.1. Quelques mécanismes de phytoremédiation des sols	41
2.2.2. Critère de sélection des plantes phytoremédiatrices	46
2.2.3. Bénéfices, limites et contraintes de la phytoremédiation	51
2.2.3.1. Bénéfices de la phytoremédiation	51
2.2.3.2. Limites et contraintes de la phytoremédiation	52
2.3. Mécanismes de transfert et d'élimination des hydrocarbures par les plantes	53
2.3.1. Généralités sur les plantes.....	53
2.3.2. Voies d'entrée des hydrocarbures dans la plante	54
2.3.2.1. Voie racinaire	55
2.3.2.2. Voie foliaire	59
2.3.2.2.1. Capture et élimination des polluants par les stomates	59
2.3.2.2.2. Capture et élimination des polluants par la cuticule	60
2.3.3. Modélisation du transfert sol-plante des polluants organiques – Application aux hydrocarbures	61
2.3.3.1. Les principaux modèles utilisés pour le transfert des HAP du sol vers les plantes	61
2.3.3.2. Principaux mécanismes modélisés.....	63
2.3.4. Circulation des hydrocarbures dans la plante	63
2.3.5. Biodégradation des hydrocarbures	64
2.4. Que retenir de l'état de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation ?.....	66

2. Etat de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation

2.1. Différentes techniques d'élimination des hydrocarbures des sols

Les hydrocarbures subissent une grande variété de mécanismes d'élimination au contact avec le sol. Principalement par évaporation des fractions les plus légères et dégradation bactérienne. L'activité microbienne dans le sol s'accroît toujours fortement, quelle que soit la nature du sol et des hydrocarbures. Une bonne aération et un apport approprié de fertilisants tels que l'azote et le phosphore peuvent permettre d'éliminer jusqu'à 75 à 100% d'hydrocarbures (Bergue et Mérienne, 1985).

Les méthodes d'assainissement des sols peuvent être divisées en trois parties (thermique, chimique et biologique) qui peuvent être réalisées *ex-situ* ou *in-situ* en fonction du type de procédé (Soleimani et Jaber, 2014). D'un point de vue pratique, le choix d'une méthode particulière de dépollution dépend de certains paramètres tels que le type de polluant et la variabilité de son comportement (volatilité, adsorbabilité, polarité...), la diversité des conditions locales (nature du sol, de la nappe, accessibilité, disponibilité des surfaces utilisables à proximité, zone urbaine ou non), la qualification de la pollution (récente ou ancienne, étendue ou non). Par ailleurs, les exigences administratives et économiques sont à prendre en compte. Tout ceci nécessite donc au préalable, un diagnostic (Bouderhem et Khelil, 2017).

2.1.1. Traitements thermiques

Vitrification, pyrolyse et thermolyse comptent parmi les traitements thermiques. Ils ne sont toutefois pas encore bien développés pour que leur utilisation soit préférable à celle de l'incinération ou de la désorption thermique. Dans les techniques basées sur un traitement thermique, la chaleur est utilisée pour modifier physiquement ou chimiquement les polluants (Gabet, 2004). Les deux techniques *ex-situ* utilisées sont l'incinération et la désorption, et elles sont employées pour la dépollution des sols contaminés par les produits organiques.

Ces technologies consistent à utiliser de hautes températures pour détruire les polluants et les transformer en CO₂ et H₂O (Benfardia et Chenine, 2014). Bien que très coûteux sur le plan énergétique et écologique, le traitement thermique est l'une des technologies de traitement du sol les plus utilisées et les plus efficaces pour éliminer les HAP (Ouvrard et al., 2014). En effet, Soleimani et Jaber (2014) ont obtenu une efficacité de 99% dans des essais de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures par traitements thermiques.

2.1.2. Traitements chimiques

Les procédés chimiques consistent à détruire les polluants ou à les transformer en composés moins nocifs pour l'environnement ; principalement à travers des réactions chimiques se produisant entre le polluant et le réactif ajouté. Ils peuvent être réalisés *in situ* ou après excavation des sols. La plus part de ces procédés exigent que les sols soient sous forme de boues ou que les contaminants soient mobilisés dans un milieu liquide (Bouderhem et Khelil, 2017). Les technologies chimiques sont entre autres l'oxydation chimique *in-situ* et *ex-situ*, l'extraction chimique, le lavage des sols *in-situ* et la réduction chimique. Cependant, l'extraction chimique et la réduction chimique ont un faible niveau d'efficacité à ce jour et les frais associés à ces technologies ne sont pas compétitifs pour le moment. Au Québec par exemple, l'oxydation chimique est bien plus répandue que le lavage des sols. Cette dernière a cependant fait ses preuves du fait de sa grande efficacité de traitement (Dufresne, 2013).

2.1.3. Traitements biologiques

Au cours des dernières décennies, les méthodes biologiques (bioremédiation, mycoremédiation et phytoremédiation) ont été remarquées dans plusieurs recherches (Soleimani et Jaber, 2014). La raison principale de l'utilisation de ces méthodes se réfère à leurs divers avantages. Les procédés biologiques permettent de dégrader les polluants par l'action des organismes vivants (bactéries, champignons, levures, plantes). Ils peuvent être utilisés seuls ou en complément d'une autre technique. Deux processus permettent le traitement biologique, à savoir le métabolisme où les microorganismes utilisent les contaminants pour produire de l'énergie ; et le co-métabolisme au cours duquel les contaminants ne servent pas à la croissance bactérienne, mais sont plutôt dégradés suite à l'activité métabolique avec d'autres molécules. Pour les deux cas, les microorganismes, principalement les bactéries, sont ceux qui dégradent les polluants pendant le traitement biologique (Dufresne, 2013). La décontamination par voie biologique consiste ainsi à stimuler un phénomène naturel afin d'augmenter son rendement afin de détruire les polluants organiques qui seront utilisés comme source de carbone. Habituellement, les méthodes biologiques sont respectueuses de l'environnement et contribuent à conserver sa qualité pendant le processus d'assainissement. En outre, ces méthodes sont moins onéreuses que les techniques physico-chimiques et thermiques utilisées pour l'assainissement (Vaziri et al., 2013).

La bioremédiation est l'utilisation des micro-organismes pour réduire ou dégrader les matières organiques dangereuses en composés inoffensifs tels que le CO₂ et de l'eau. Les

plantes et leurs interactions avec les micro-organismes (bactéries, champignons, etc.) peuvent également aider à la dégradation ou la dissipation de polluants organiques dans des environnements contaminés (Tarayre, 2012). Différents micro-organismes tels que ceux du genre *Novocardia*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus* ou *Pseudomonas* sont utilisés pour la dégradation des hydrocarbures. Au cas où la flore locale serait inefficace pour la dégradation des polluants ou est moins abondante, des souches bactériennes performantes allochtones peuvent être ajoutées au sol. Cependant, les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques halogénés sont des produits toxiques qui résistent à la dégradation biologique (Rahman et al., 2003). Bien qu'un nombre considérable de microorganismes soient aptes à dégrader le benzène monochloré, seules quelques espèces du genre *Rhodococcus* sont capables d'utiliser ce substrat (Bouderhem et Khelil, 2017).

La mycoremédiation prône l'utilisation de champignons possédant des capacités enzymatiques pour dégrader certains polluants retrouvés sur les sites miniers, les sols contaminés par un surplus de pesticides ou d'engrais chimiques et dans les procédés de traitements des effluents industriels. Pour ce faire, il est possible d'utiliser le mycélium fongique d'intérêt. Aussi, la mycoremédiation peut se présenter comme une forme optimisée de phytoremédiation puisqu'elle prend en compte non seulement les plantes, mais aussi les microorganismes fongiques du sol avec lesquelles elles vivent. La mycoremédiation préconise entre autres l'utilisation de plantes colonisées par les champignons mycorhiziens tolérants pour la végétalisation de sites perturbés par des contaminants de toute sorte. Le manque d'associations mycorhiziennes au niveau du système racinaire des plantes est l'une des principales causes d'échec dans la plantation d'espèces végétales sur des sites à faible potentiel inoculant comme les sites miniers ou tous autres sites perturbés (Quoreshi, 2008). Lors de ces tentatives de végétalisation, l'utilisation intensive de fertilisants et de fongicides pour permettre d'augmenter les chances de croissance des semis, causent, en parallèle, un manque de développement des mycorhizes. L'inoculation des semis avec des champignons mycorhiziens sélectionnés permettrait de réduire la déficience mycorhizienne au niveau des racines et du sol, et même de réduire l'utilisation d'engrais. Le complexe plante-mycorhize est une norme à maintenir ou à retrouver pour assurer la durabilité de l'environnement (Jones et al., 2004).

Certaines plantes permettent de transformer ou de stabiliser les hydrocarbures dans les sols. Ces plantes ont des racines qui sont étroitement associées à une microflore bactérienne et fongique (*Epicoccum nigrum*, *Fusarium* sp.) (Shahsavari et al., 2013), qui pourra aider et/ou faciliter la dégradation des polluants (Liste et Alexander, 2000). La phytoremédiation est

longtemps restée essentiellement appliquée aux métaux lourds, mais depuis environ deux décennies, des études ont montré que cette technique est également favorable pour les HAP. Les différents mécanismes mis en jeu par les plantes en ce qui concerne ce type particulier de polluants étaient encore mal connus il y a plus d'une décennie (Binet et al., 2000) ; mais de nos jours, plusieurs études y ont apporté des précisions assez concrètes.

2.2. Application de la phytoremédiation à la dépollution des sols

Depuis des siècles, les plantes sont utilisées pour finaliser le traitement de l'eau et des boues résultant du traitement des eaux usées (Macek et al., 2000). Ethymologiquement, phytoremédiation vient du grec phyto (plante) et du latin remedium (restaurer un équilibre ou remédier) (Maerten et al., 2012). Les processus de phytoremédiation favorisent la dégradation des contaminants organiques, mais les polluants inorganiques (éléments traces métalliques, radionucléides) peuvent seulement être dilués, concentrés ou déplacés mais pas transformés en produits moins toxiques car ils ne sont pas biodégradables (Susarla et al., 2002).

Les mécanismes de phytoremédiation exploitent les propriétés de certaines espèces végétales (strates herbacées, plantes, arbustes, arbres, algues) à interagir avec des composés chimiques organiques ou minéraux pour dépolluer un terrain contaminé *in-situ*. Les plantes absorbent, accumulent et détoxifient les contaminants du sol à travers des processus physiques, chimiques et biologiques (Majeti et al., 2009). Elles présentent des mécanismes constitutifs et adaptatifs pour accumuler et tolérer des concentrations élevées en contaminants dans la rhizosphère (Yang et al., 2005 ; Maerten et al., 2012).

De nos jours, plusieurs travaux de recherche ont porté sur la phytoremédiation (Efe et Okpali, 2012 ; Al-Mansoori et al., 2015 ; Petrová et al., 2017). Cette biotechnologie est applicable sur des sites peu profonds ayant des taux de pollution faibles ou moyennes (Tahir et al., 2017). La phytoremédiation est une technique de traitement *in situ* qui conserve et améliore la biodiversité des sols, contrairement aux autres procédés conventionnels de dépollution où le sol est considéré comme un déchet qui doit être excavé et mis en décharge et/ou qui laissent un sol mort après traitement (Cunningham et al., 1996 ; Vaziri et al., 2013).

La phytoremédiation repose sur les interactions entre les plantes, le sol et les micro-organismes du sol. Les plantes vont soit absorber le contaminant pour le métaboliser ou le stocker, soit réduire voire empêcher la libération du contaminant dans d'autres compartiments de l'environnement. Ces techniques ont été développées à base de plantes qui poursuivent leur croissance sur des sites pourtant pollués (Messou et al., 2013). Les plantes sont capables

d'absorber différents types de pollution dont les métaux, les pesticides, les explosifs et les hydrocarbures. Elles doivent avoir la capacité de tolérer des taux élevés de métaux lourds (tels que le zinc, le cadmium, le nickel, etc.) dans les sols. Les plantes peuvent extraire des polluants du sol quand les racines cherchent de l'eau et des nutriments dans le sol, dans les cours d'eau ou dans la nappe.

Une fois absorbés dans la plante, les polluants peuvent être soit stockés dans les racines, tiges ou feuilles, soit transformés en composants chimiques moins toxiques, ou encore être transformés en gaz moins nocifs qui sont ensuite évacués par évapotranspiration. Les plantes peuvent également jouer un rôle pour empêcher la propagation de la pollution hors du site par le vent, la pluie ou la nappe souterraine. La phytoremédiation peut également fonctionner sans absorption des polluants par les racines de la plante : les polluants peuvent coller ou adhérer par "adsorption" aux racines. Dans d'autres cas ils peuvent être transformés en composés chimiques moins toxiques par les microbes qui ont leur habitat près des racines (Vaziri et al., 2013). A chaque problématique (déchets enfouis, panache de pollution jusque dans la nappe, pollution diffuse ou localisée), à chaque élément (eau ou sol), à chaque polluant (traces métalliques, hydrocarbures, composés organiques volatils, etc.) correspond un écosystème bien particulier avec son alliance végétaux/microorganismes (Tuháčková et al., 2001).

Les facteurs suivants sont déterminants pour l'efficacité des techniques de phytoremédiation (Vaziri et al., 2013) : la présence de contaminations multiples, la profondeur, structure et fertilité du sol, le climat et l'hydrologie, le temps disponible et la biodisponibilité (aptitude du polluant à passer d'un compartiment du sol à un organisme vivant). Pour la phytostabilisation, une biodisponibilité faible est nécessaire alors que pour la phytoextraction, une biodisponibilité élevée est nécessaire pour permettre à la plante d'absorber le polluant, et ainsi dépolluer le sol (Saraswat and Rai, 2009).

2.2.1. Quelques mécanismes de phytoremédiation des sols

Différents mécanismes (fig. 8) sont utilisés par les plantes afin de faciliter la décontamination des sols pollués (Macek et al., 2000 ; Susarla et al., 2002 ; Vaziri et al., 2013). Chacun de ces mécanismes ont des effets sur le volume, la mobilité ou la toxicité des contaminants. Le tableau 8 associe les mécanismes de phytoremédiation à divers polluants.

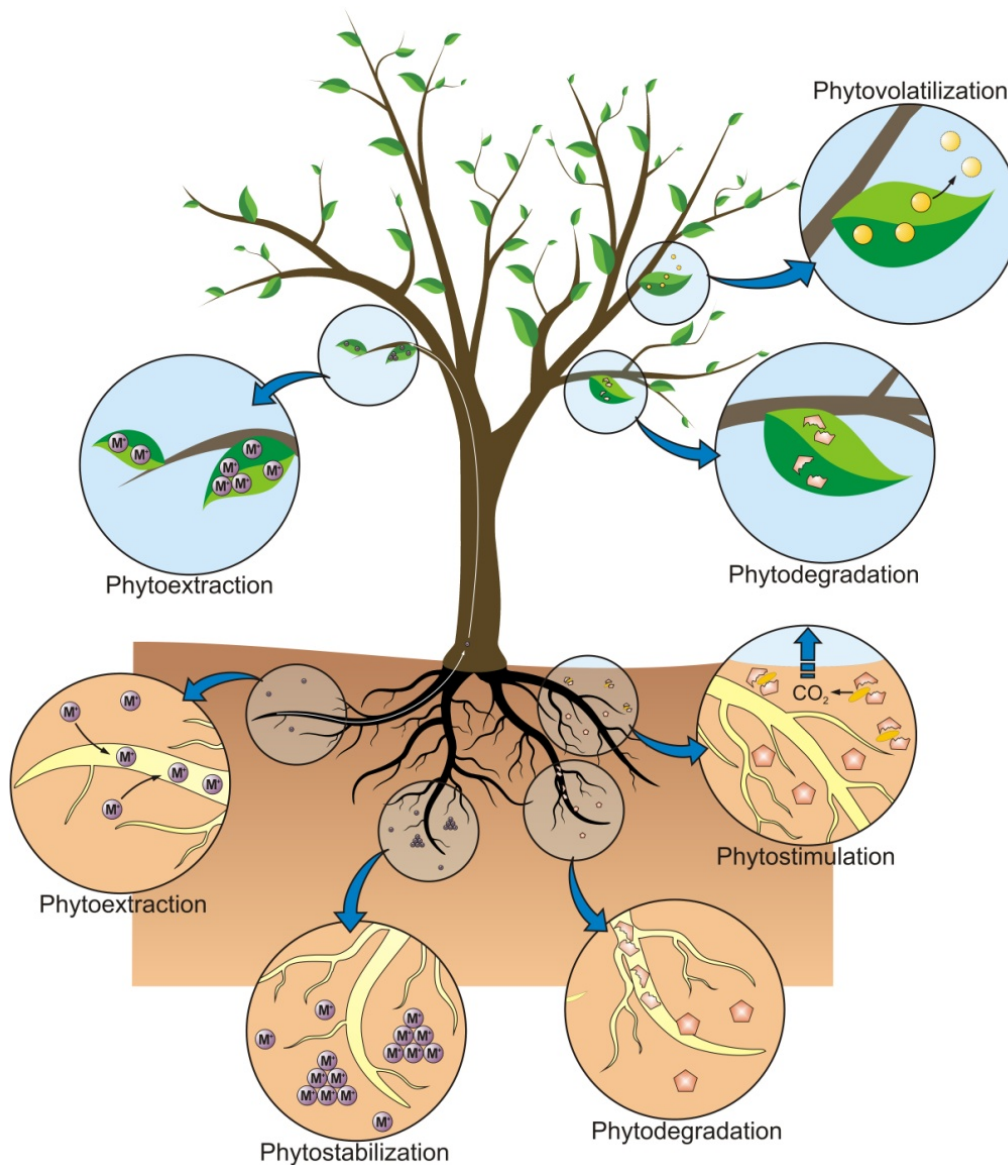


Figure 8. Les différents mécanismes de la phytoremédiation des sols (Alchimia, 2016).

- ❖ **Phytoextraction** : la phytoextraction est l'utilisation des plantes afin d'extraire des contaminants biodisponibles du sol et de les stocker dans leur biomasse, de préférence dans les parties récoltables, permettant de réduire les concentrations de polluants dans les sols (Saraswat and Rai, 2009). Il s'agit d'une technique de dépollution partielle car la plante n'a accès qu'à la fraction biodisponible des polluants. Certaines plantes absorbent des contaminants tels que les métaux, les métalloïdes et les radionucléides *via* leurs racines et les accumulent en grande quantité dans le tronc, les tiges, branches ou feuilles (Maerten et al., 2012). L'avantage du procédé est la réduction du volume de polluants à traiter. L'efficacité de la phytoextraction repose sur la capacité de la plante à concentrer les polluants et à produire une biomasse importante, le rendement d'extraction correspondant au produit de la concentration en polluant par la biomasse produite. Les plantes herbacées, les arbustes ou les arbres peuvent être utilisés, certaines plantes hyperaccumulatrices ont été mises en évidence. Elles ont une grande tolérance aux métaux lourds et sont capables d'en absorber de larges quantités. Cette technique est toutefois limitée par les capacités de bioaccumulation des végétaux utilisés et nécessite une fauche annuelle. La biomasse enrichie en polluants est soit récoltée et traitée (calcination, mise en décharge, valorisation énergétique, valorisation en métallurgie ou en biosynthèse... Ces filières font l'objet de recherches), soit compostée pour recycler les métaux.
- ❖ **Phytostabilisation**: La phytostabilisation consiste à réduire la mobilité des polluants essentiellement métalliques (par adsorption, précipitation et maintien physique ou confinement) afin de prévenir leur migration (biodisponibilité, lessivage, réenvols, etc.) (Wu et al., 2011). Cette technique ne permet pas de dépolluer les sites ou les sols mais constitue un mode de gestion destiné à maîtriser les risques *via* la stabilisation des éléments traces du sol. En effet, les polluants deviennent insolubles et immobilisés par absorption ou accumulation par les racines, adsorption sur les racines ou dans la zone racinaire. Ce processus est avantageux dans l'habileté des racines des plantes à altérer les conditions environnementales des sols, tel que le pH et l'humidité du sol. Certains exsudats racinaires entraînent la précipitation des métaux, réduisant ainsi leur biodisponibilité (Cunningham et al., 1996, Macek et al., 2000). Les plantes doivent être sélectionnées suivant des critères tels que les conditions locales, la composition du sol et leur tolérance aux polluants. Ainsi, la migration des polluants par le vent, l'eau, l'érosion ou la dispersion du sol est limitée (EMSE, 2011). Cette technologie est

particulièrement adaptée pour la réhabilitation des sites présentant des problématiques de réenvols de sols de subsurface (terrils, sols nus, décharges ...). Les enjeux de la phytostabilisation sont concentrés sur les phases de suivi et de surveillance de la technique pour garantir un niveau de maîtrise des impacts au moins équivalents à celui des techniques conventionnelles de gestion des sites pollués. Se posent en particulier les questions de la pérennité de l'immobilisation des contaminants dans le temps et les modalités de suivi à mettre en place, ainsi que la définition des conditions d'entretien, de récolte et de valorisation de la biomasse produite.

- ❖ **Phytodégradation** : C'est l'utilisation des plantes associées aux microorganismes pour dégrader des polluants organiques. Les plantes absorbent et décomposent les contaminants par la libération d'enzymes ainsi que par des processus métaboliques comme l'oxydation et la réduction. Par ces processus, les polluants organiques sont dégradés et incorporés dans la plante ou libérés dans le sol (Cunningham et al., 1996). Certains polluants organiques telles que les hydrocarbures peuvent être biodégradés dans le sol par les micro-organismes qui cassent la structure de leurs molécules. Cependant, l'abondance relative des micro-organismes augmente alors fortement au début du processus, puis diminue progressivement au cours de la biodégradation. Cette diminution peut découler d'une quantité de nutriments qui devient limitante, d'une diminution de la biodégradabilité de la fraction résiduelle, ou de l'inhibition de l'activité dégradante par les produits de dégradation des polluants (Vaziri et al., 2013).
- ❖ **Phytostimulation ou rhizodégradation** : La phytostimulation consiste à stimuler l'activité de biodégradation des contaminants organiques au niveau de la rhizosphère notamment *via* l'augmentation de l'aération lors du développement du système racinaire (Siciliano et al., 2003). Le procédé tient compte des interactions naturelles et nombreuses entre les plantes et les microorganismes (notamment de certaines synergies). Cette technique est favorisée par l'activité microbienne autour des racines, ce qui favorise l'émission de sucres, d'acides et d'alcools qui contiennent du carbone (source d'alimentation pour les micro-organismes). Les molécules complexes des contaminants sont dégradées en molécules plus simples, moins ou plus toxiques qui sont soit absorbées par la plante, soit excrétées.
- ❖ **Phytovolatilisation** : C'est l'utilisation des plantes pour faire volatiliser les polluants (Macek et al., 2000). Cette technique permet l'absorption de contaminants organiques solubles et autres produits toxiques par certaines plantes qui les transforment en

éléments volatiles et les évacuent par évapotranspiration *via* leurs feuilles. En effet, les polluants organiques sont transformés en substances moins ou non toxiques dans la plante quand l'eau migre dans le système vasculaire de celle-ci, des racines aux feuilles. Cependant il n'y a pas encore de certitude que certains produits évaporés ne soient pas toxiques (Cunningham et *al.*, 1996 ; Susarla et *al.*, 2002). L'avantage de ce procédé est que les polluants ne restent pas concentrés dans les plantes ; néanmoins il présente cet inconvénient majeur de transférer les polluants des sols vers l'atmosphère.

Tableau 8. Association de quelques polluants aux mécanismes de phytoremédiation (Cunningham et al., 1996 ; Macek et al., 2000 ; Susarla et al., 2002)

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.
Phytostabilisation	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).
Phytostimulation/ 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

2.2.2. Critère de sélection des plantes phytoremédiatrices

La réussite de tout processus de phytoremédiation dépend du choix des espèces végétales capables d'accroître la dégradation des polluants (Merkl et al., 2004 ; Vaziri et al., 2013). Les plantes considérées pour la dépollution doivent avoir une croissance rapide, une forte production de biomasse et être compétitives. Ce type de plantes doivent avoir des niveaux d'absorption les plus élevés et des meilleures capacités de translocation et d'accumulation dans les parties aériennes (Meagher et Heaton, 2005). Il existe différentes approches pour la sélection des plantes aptes à la phytoremédiation des sols contaminés par les hydrocarbures. Elles sont basées sur :

- l'occurrence des plantes sous des conditions climatiques spécifiques (Banks et al., 2003),
- leur résistance à la phytotoxicité pour permettre une extraction optimale du polluant (Kirk et al., 2002),
- la présence des composés phénoliques et des exsudats racinaires (Hegde et Fletcher, 1996),
- les capacités des plantes à réduire la concentration des polluants dans le sol (Ogbo et al., 2009).

De nombreuses plantes sont capables de fixer dans leurs cellules divers polluants inorganiques et organiques. Certaines plantes produisent des enzymes qui dégradent ces polluants en des produits moins toxiques ou non-toxiques (Frick et al., 1999). Ces espèces (tableau 9) peuvent servir de guide pour la mise en place des stratégies de phytoremédiation dans plusieurs pays sujets aux problèmes de pollution hydrocarbonée.

Tableau 9. 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, 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 triticoides, Festuca arundinacea, Poa pratensis, Lolium perenne, Secale cereale, 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, Cynodon dactylon, Digitaria ciliaris</i>	Augmentation du nombre de champignons et bactéries bénéfiques dans les sols contaminés (McCutcheon et Schnoor, 2004).
<i>Eleusine indica, Panicum maximum, 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> les 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, Schizachyrium scoparium, Medicago sativa</i>	Réduction à 100% de la concentration de HAP après 6 mois de traitement (McCutcheon et Schnoor, 2004).

2.2.3. Bénéfices, limites et contraintes de la phytoremédiation

2.2.3.1. Bénéfices de la phytoremédiation

La phytoremédiation peut être moins invasive et moins destructrice que les autres procédés de dépollution. Durant ces dernières années, l'acceptation de la phytoremédiation par le public (Qixing et al., 2011) a fait d'énormes progrès, en plus des nombreux avantages à la fois socio-environnementaux et économiques qu'elle offre (Cunningham et al., 1996 ; Macek et al., 2000 ; Susarla et al., 2002 ; Vaziri et al., 2013). Les principaux avantages de la phytoremédiation en comparaison avec les méthodes classiques de remédiation peuvent être résumés comme suit :

- Elle est peu coûteuse : des études ont indiqué que la mise en œuvre de la phytoremédiation peut entraîner des économies de 50 à 80% par rapport aux technologies traditionnelles (Wan et al., 2016).
- Elle est moins perturbatrice pour l'environnement : la phytoremédiation peut fournir un habitat aux animaux, favoriser la biodiversité, et aider à accélérer la restauration des écosystèmes qui étaient auparavant perturbés par l'activité humaine. Egalement, la phytoremédiation peut favoriser une meilleure qualité de l'air ou de l'eau, et la végétation peut aider à réduire l'érosion par le vent ou l'eau.
- Elle ne pose pas un besoin de disposition de sites : les installations de phytoremédiation peuvent améliorer l'esthétique des friches industrielles ou autres sites contaminés.
- Elle a une grande probabilité d'acceptation par le public du point de vue esthétique.
- Elle implique plusieurs mécanismes de dépollution.
- Elle évite le terrassement et le trafic public : les forêts et autres végétations servent de stocks de carbone pour aider à piéger le CO₂ émis à partir d'autres sources.
- Elle a ce caractère versatile de traiter divers types de produits dangereux.

Etant donné ces facteurs et les faibles coûts espérés pour la phytoremédiation, il semble qu'elle pourrait être utilisée à plusieurs échelles d'opérations de nettoyage qu'il ne soit possible par les autres méthodes. L'application *in-situ* de la phytoremédiation des sols pollués est relativement moins coûteuse, parce qu'elle utilise les mêmes équipements et les mêmes offres qu'en agriculture.

2.2.3.2. Limites et contraintes de la phytoremédiation

Comme toutes autres méthodes de remédiation des contaminants nocifs pour l'environnement, la phytoremédiation présente ses limites et contraintes. En effet, elle n'est pas universellement appropriée ou de succès. Son utilisation est limitée par les conditions climatiques et géologiques du site, à savoir la température, l'altitude, le type de sol, et l'accessibilité des équipements d'agriculture (Cunningham et al., 1996 ; Macek et al., 2000 ; Susarla et al., 2002 ; Vaziri et al., 2013).

D'autres inconvénients varient avec l'application et le type de contamination pour lequel la méthode serait utilisée. Ainsi, les principales limites et contraintes de la phytoremédiation viennent des problèmes suivants :

- La formation de la végétation pourrait être limitée par d'extrêmes toxicités de l'environnement : si les concentrations de contaminants extrêmement élevés ne permettent pas aux plantes de pousser ou de survivre ; la phytoremédiation est susceptible d'être plus efficace ou raisonnable pour des concentrations plus faibles de contaminants. Egalement, si des espèces non indigènes sont sélectionnés pour la phytoremédiation, les conséquences de leur impact dans l'écosystème pourrait être mal connues.
- Les contaminants accumulés dans les feuilles peuvent encore être relâché dans l'environnement.
- Les contaminants peuvent s'accumuler dans les bois combustibles : les techniques de phytoextraction peuvent entraîner l'accumulation des contaminants dans les tissus végétaux, ce qui pourrait entraîner des problèmes d'exposition écologiques ou exiger la récolte.
- La solubilité de quelques contaminants peut augmenter, causant d'énormes dégâts environnementaux et/ou la migration des polluants : afin de réussir l'assainissement, la contamination doit généralement être assez peu profonde de telle sorte que les racines des plantes puissent atteindre les contaminants.
- Longue durée du processus : Le temps nécessaire pour atteindre les objectifs peut être plus long avec la phytoremédiation contrairement à d'autres technologies de traitement. La phytoremédiation peut nécessiter plusieurs saisons de croissance pour qu'un arbre croisse et se développe.

- La phytoremédiation pourrait être appliquée pour l'assainissement de nombreux sites contaminés. Cependant, les voies de transformation des contaminants, ainsi que l'identité des métabolites sont peu documentés (Das et Chandran, 2010).
- Dans le cas des HAP, étant donné leur forte affinité avec la matière organique du sol, la disponibilité est la principale limite à la phytoremédiation. Dans ce contexte, la quantification de la biodisponibilité demeure un problème, de même que la caractérisation de la fraction récalcitrante (Ouvrard et al., 2014).

2.3. Mécanismes de transfert et d'élimination des hydrocarbures par les plantes

2.3.1. Généralités sur les plantes

Les plantes à fleurs ou « plantes vascularisées » qui sont les végétaux les plus évolués (végétaux dits supérieurs) possèdent quatre types d'organes différents (racines, tiges, feuille et fleur) qui assurent la nutrition et la reproduction (Innoverensvt, 2012). La forme, la taille, la couleur, l'organisation dans l'espace de ces organes déterminent la morphologie du végétal qui lui est spécifique. Les différents organes de la plante établissent un réseau entre l'eau, le sol et l'air et présentent un fonctionnement physiologique assez complexe qui demande l'acquisition d'éléments nécessaires au développement de la plante ainsi qu'une organisation interne permettant de répondre à ses besoins nutritifs et aux contraintes environnementales (Dupuy, 2014). Les feuilles sont le siège de la photosynthèse qui se déroule dans les chloroplastes. L'énergie solaire est utilisée pour convertir le CO₂ et l'eau en sucres suite à une série de réactions (fig. 9).

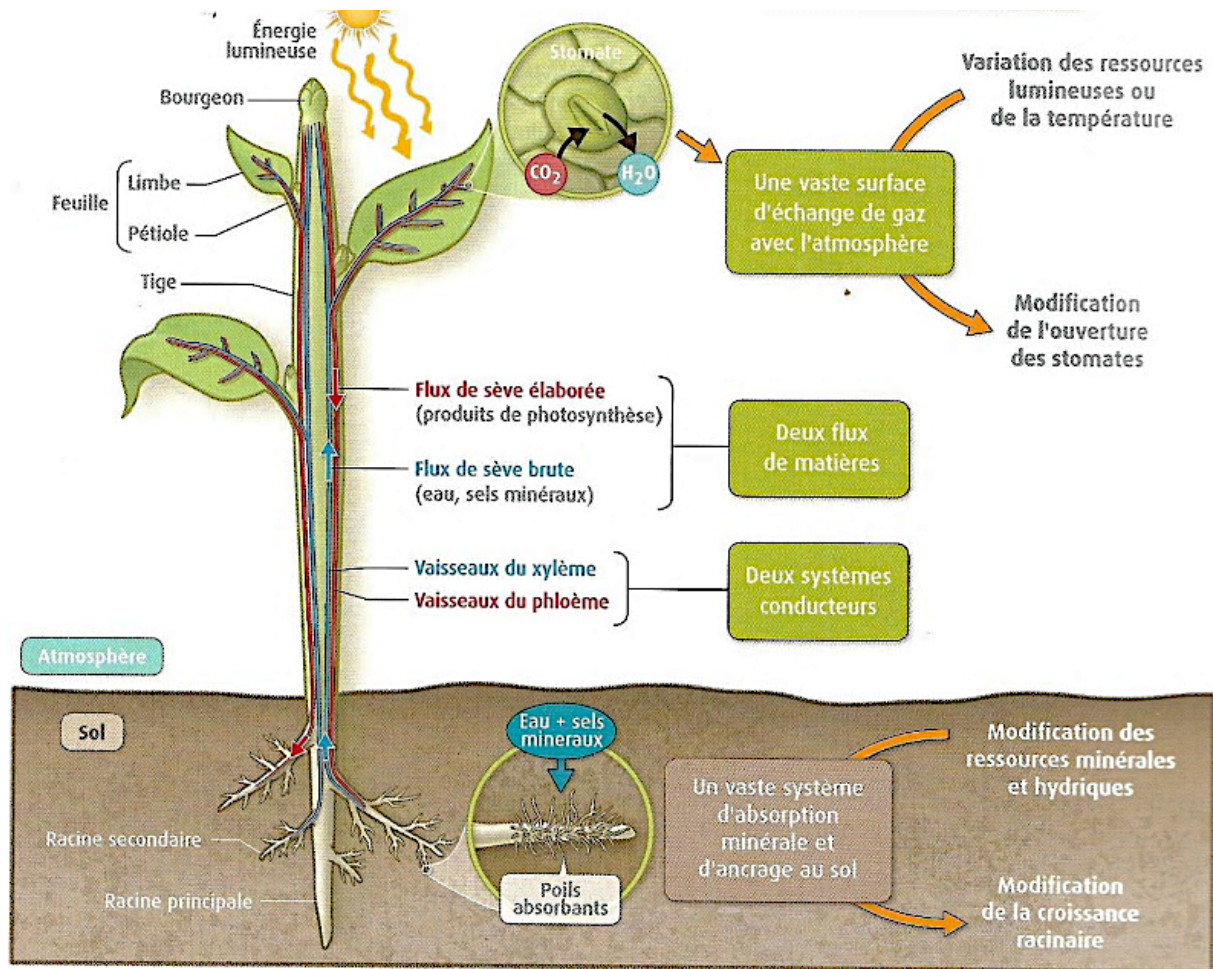


Figure 9. Fonctionnement général de la physiologie d'une plante supérieure
(Innoverensvt, 2012).

2.3.2. Voies d'entrée des hydrocarbures dans la plante

L'entrée des polluants organiques dépend à la fois des propriétés physico-chimiques des molécules et des processus physiologiques impliqués dans le développement de la plante (INERIS, 2002). Avant d'être prélevé par la plante, le polluant organique est présent dans le sol sous différentes formes : dissous dans la solution du sol, volatilisé ou lié à la matrice organique ou minérale du sol. Seule la fraction phytodisponible pourra être prélevée par la plante au cours de sa croissance. Les principaux mécanismes de transfert des hydrocarbures dans la plante ou entre le milieu extérieur et la plante sont les suivants (INERIS, 2002) :

- prélèvement depuis le sol par les racines ;
- prélèvement depuis l'air par les feuilles ;
- diffusion à travers stomates et cuticules des feuilles depuis la phase gazeuse de l'air ;

- translocation entre les compartiments de la plante par les flux de xylème (des racines vers les feuilles) et de phloème (des feuilles vers les racines).

Les hydrocarbures, du fait de leur caractère hydrophobe peuvent entrer dans la plante par divers mécanismes. Soit *via* le système racinaire après leur éventuelle dégradation par les microorganismes et leur solubilisation dans la solution du sol ; soit *via* le système foliaire sous forme gazeuse, adsorbé aux particules en suspension dans l'air ou présent sous forme soluble dans la phase aqueuse de l'atmosphère (Maerten et al., 2012).

2.3.2.1. Voie racinaire

La racine est un axe, généralement souterrain, qui croît habituellement vers le bas (gravitropisme positif), et en fuyant la lumière (phototropisme négatif). C'est un organe non chlorophyllien dont le rôle est d'assurer la fixation de la plante au sol et d'absorber l'eau et les minéraux grâce à ses poils absorbants. Dans l'ensemble, les racines d'une plante s'organise habituellement selon trois types de systèmes (fig. 10) (Plantes-botanique.org, 2002) :

- racines pivotantes : typique des dicotylédones, elles se caractérisent par une large dominance de la racine séminale sur les racines inférieurs. Exemple : la carotte (*Daucus carotta*) ;
- racines fasciculées : chez les plantes dont la racine séminale émet des racines secondaires à peu près de même grosseur qu'elle, et surtout lorsque cette racine disparaît au profit d'un faisceau de racines latérales. Cela s'observe chez de nombreuses monocotylédones tels les graminées comme *Cynodon dactylon* ;
- racines adventives : ces racines prennent naissance sur une tige aérienne ou souterraine ou sur tout autres parties de la plante. C'est le cas chez les Ptéridophytes où la première racine formée par l'embryon meurt rapidement. Exemple : le maïs (*Zea mays*).

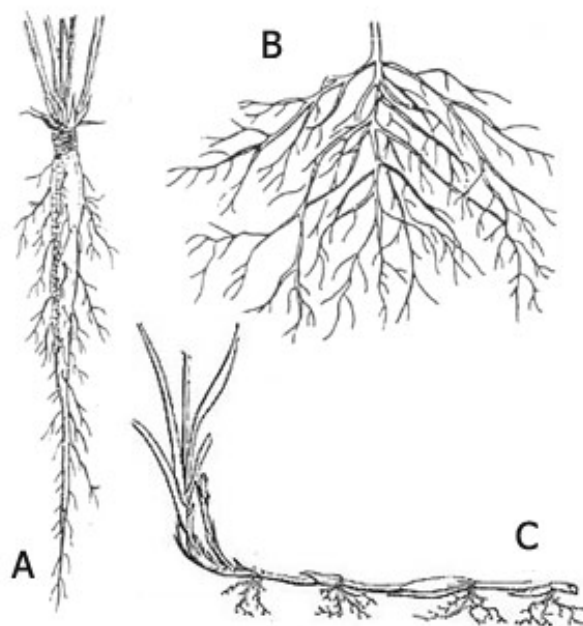


Figure 10. Différents systèmes racinaires : A. racines pivotantes, B. racines fasciculées, C. racines adventives.

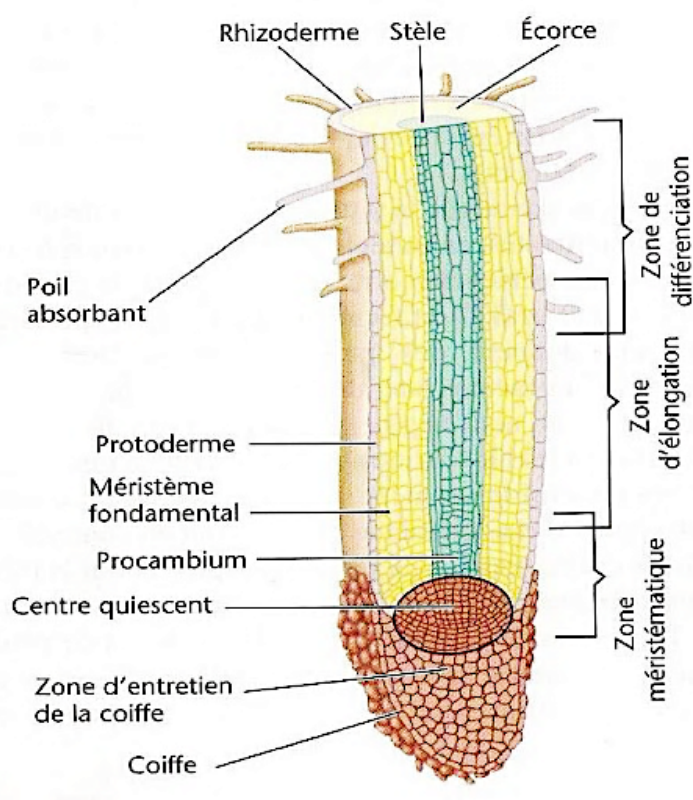


Figure 11. Structure type d'une racine (Dupuy, 2014).

Une racine est constituée de 3 principales parties : la zone méristématique, la zone d'élongation et la zone de différenciation (fig. 11). Les poils absorbants sont une zone d'absorption maximale par lesquelles l'eau et les solutés sont acheminés *via* le xylème dans la stèle centrale. La principale force qui permet l'extraction de l'eau et sa conduction dans le xylème est la transpiration foliaire et la tension qu'elle induit sur la colonne d'eau dans la plante (Dupuy, 2014). Le transfert de l'eau et des solutés de la solution du sol se fait au niveau des cellules non lignifiées du rhizoderme (fig. 11 et 12), transite par le parenchyme cortical jusqu'à l'endoderme qui du fait de sa position et de ses caractères cellulaires, joue un rôle fondamental dans le transit de l'eau et des sels minéraux au niveau de la zone d'absorption des racines. Les hydrocarbures sont prélevés de la même manière que les éléments nutritifs qui ont des propriétés similaires (Maerten et al., 2012). Les racines sont capables de produire des enzymes de type peroxydase qui oxydent les hydrocarbures. Les racines libèrent du carbone suite à la perte de tissus ou cellules et à l'exsudation de différents types de composés (les mucilages, les acides organiques et les minéraux) (Jones et al., 2004). La plupart des molécules excrétées sert de source de carbone et d'énergie pour les microorganismes environnant et pourra donc stimuler l'activité microbienne de la rhizosphère. Phytostabilisation et rhizodégradation ou phytostimulation sont les principaux mécanismes de remédiation des hydrocarbures dans la rhizosphère.

C'est principalement *via* les racines que se fait la nutrition hydrominérale des plantes. Une fois le composé organique dissous dans l'eau du sol, l'absorption par les racines passe par un transfert des molécules dans le sol, puis par un transfert sol-plante *via* les racines (fig. 12). Ainsi, uniquement la fraction disponible sera prélevée par la plante au cours de sa croissance. Les molécules doivent premièrement traverser l'endoderme par voie symplastique afin d'atteindre les vaisseaux de xylème. Seuls les composés hydrophiles pourront transiter par ces symplastiques tandis que les composés lipophiles tels que les hydrocarbures seront plus susceptibles de s'accumuler au niveau de l'endoderme (INERIS, 2002). La fonction de l'endoderme est de réguler le flux de substances entre l'écorce et les tissus conducteurs. Une fois au niveau du cadre de Caspari, (bande imprégnée de subérine, voire de lignine, totalement imperméable), l'eau et les sels minéraux qui jusqu'alors se déplaçaient par voie apoplastique (entre les parois pectocellulosiques), seront obligés d'utiliser la voie symplastique (entre les cellules endodermiques). Ainsi, les parois des cellules endodermiques contrôlent les éléments minéraux qui se déplacent dans le sens radial, de l'écorce vers les tissus conducteurs.

Cependant, l'endoderme régule également le reflux d'eau et d'éléments minéraux vers l'extérieur (Dupuy, 2014).

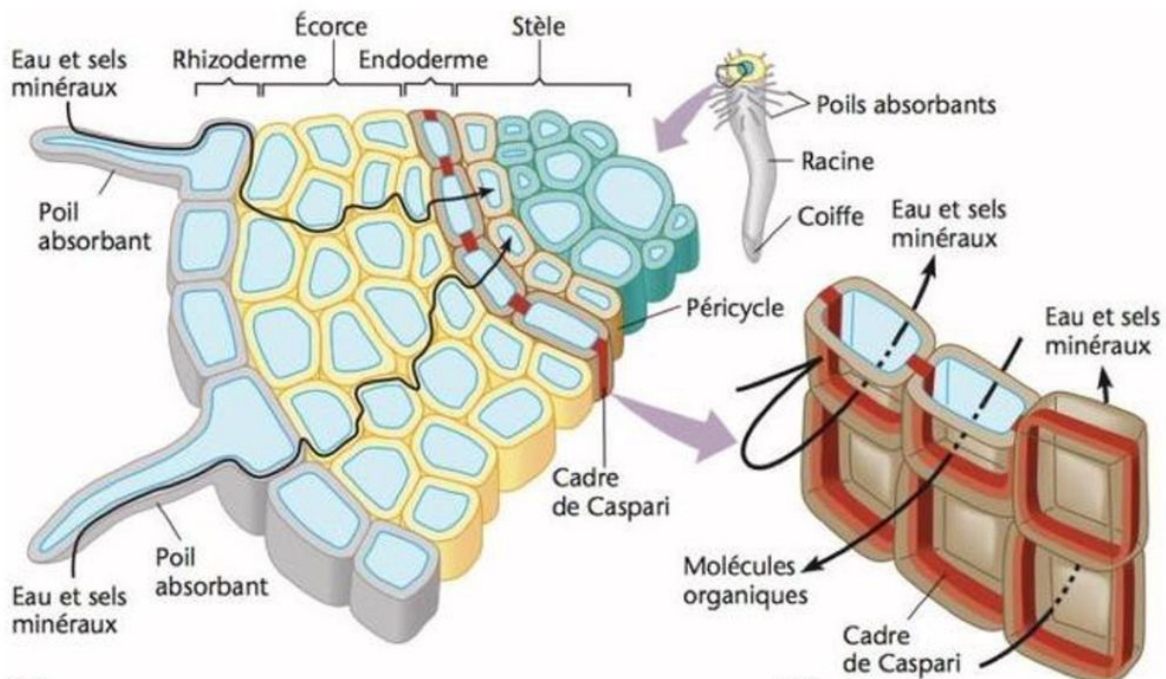


Figure 12. Voies d'absorption et de transport de l'eau et des sels minéraux dans les racines (Berardino, 2017).

Les racines sont également sujettes au processus de sorption des hydrocarbures. La sorption désigne l'adsorption ou l'absorption d'une molécule sur ou dans une autre substance. Elle résulte de l'action de molécules de gaz ou de liquide mis en contact avec un matériau solide, et qui adhèrent à sa surface (adsorption) ou qui s'incorporent dans la totalité de son volume (absorption). Dans les deux cas, la molécule fixée n'est plus présente dans le solvant.

L'efficacité d'absorption des hydrocarbures au niveau des racines peut être évaluée par le « Root Concentration Factor (RCF) » ou facteur de bioconcentration racinaire, qui détermine sa répartition entre les racines et le milieu environnant (sol et/ou eau). Le RCF peut être corrélé à l'hydrophobicité, donc au logarithme du coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$). Les composés hydrophobes ($\log K_{ow} > 3,5$) tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont fortement liés aux racines ou adsorbés sur le sol. Egalement, les contaminants solubles ($\log K_{ow} < 1$) ne sont pas suffisamment absorbés par les racines. Ainsi, les composés modérément lipophiles tels que ceux du groupe BTEX (benzène, toluène, ethylbenzène, xylène) peuvent être directement absorbés par les racines (Maerten et al., 2012). D'après ce même auteur, les processus de dépollution clés des hydrocarbures dans le sol sont la phytostabilisation et la

rhizodégradation en raison d'un long temps de séjour autour des racines pour les hydrophobes. Tandis que les composés plus solubles ont tendance à être extraits du sol (phytoextraction).

2.3.2.2. Voie foliaire

Les feuilles jouent un rôle d'interface majeur entre l'atmosphère et la plante. La capture des polluants atmosphériques par la feuille peut s'effectuer au moyen de deux voies : les stomates, pour les polluants hydrophiles et la cuticule (fig. 13) pour les polluants lipophiles tels que les hydrocarbures. Le transfert des polluants *via* les stomates ainsi que leur pénétration par la cuticule sont deux phénomènes d'ampleur généralement semblables (INERIS, 2002).

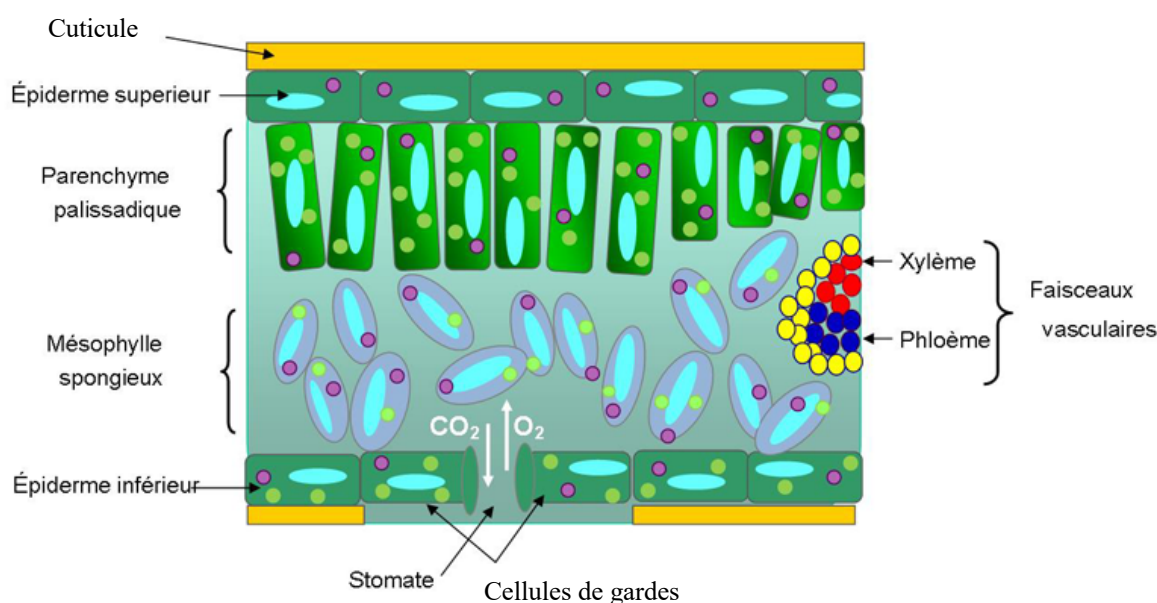


Figure 13. Coupe transversale d'une feuille de dicotylédone (Tomatosphère, 2019).

2.3.2.2.1. Capture et élimination des polluants par les stomates

Les stomates, voie préférentielle des polluants hydrophiles, sont des ouvertures microscopiques se situant sur la surface des feuilles. Ils ont un caractère fortement hydrophile et assurent la régulation de la pression osmotique dans la plante (INERIS, 2002). Les polluants organiques ou inorganiques sous forme gazeuse entrent dans la plante généralement *via* les stomates (fig 13). L'introduction des polluants de l'air par la voie stomatique est généralement influencée par plusieurs paramètres (CSTB, 2010) :

- Les paramètres abiotiques (humidité de l'air et du sol, vent, , lumière, température).
- Les paramètres biotiques tels que l'état sanitaire et l'âge de la plante, le type d'espèce végétale, son génotype, sa densité stomatique ainsi que les stades physiologiques.
- Les interactions polluant-stomate qui désignent les effets du polluant sur le métabolisme d'ouverture des stomates.
- Les paramètres liés aux polluants, à savoir leur nature, leurs propriétés physicochimiques, la phytotoxicité etc.

Seuls les polluants très volatils, de faible poids moléculaire tels que les composés organiques volatils (COV) et ceux souvent solubles dans l'eau, donc hydrophiles avec $\log Kow < 1$ (SO_2 , NO_x , O_3 , formaldéhyde, BTEX) emprunteront la voie des stomates. Ces derniers pénètrent dans la feuille par simple diffusion à travers les stomates (Maerten et al., 2012).

2.3.2.2.2. Capture et élimination des polluants par la cuticule

La cuticule, structure lipidique recouvrant, protégeant la feuille et permettant le piégeage de molécules toxiques, est une fine couche protectrice ayant pour principale fonction de limiter les pertes d'eau ainsi que l'infection par les agents pathogènes. Elle est constituée d'une fine couche de cire hydrophobes. Les polluants lipophiles à l'instar des HAP emprunteront donc ce passage. Une fois à l'intérieur des tissus foliaires, les polluants peuvent s'y accumuler et y être dégradés progressivement. Le déplacement des polluants à travers la surface foliaire se fait sous l'influence de plusieurs paramètres tels que la température et la nature du polluant. Toutefois, la capacité du système foliaire à capter les polluants a des limites. Généralement il s'observe un équilibre entre la concentration des molécules présentes dans l'air et celle qui sont à l'intérieur de la plante. Les composés lipophiles tels que les HAP (de volatilité moyenne, haut poids moléculaire et ayant un $\log Kow$ élevé) sont généralement plus facilement absorbés par la cuticule (Maerten et al., 2012). Une fois absorbés, les polluants seront métabolisés, stockés ou éliminés suivant les mêmes conditions que les polluants intégrés par voie stomatique.

Cependant, en fonction des plantes ou de leur âge, des pores hydrophiles apparaissent, telles des fractures dans la couche cireuse qui permettent le passage de molécules plus hydrophiles (Al-Sayeda, 2007). Les polluants déposés à la surface des feuilles et absorbés via la cuticule vont donc être accumulés dans les cires. Cependant, cette accumulation au niveau

des surfaces foliaires est plafonnée car au bout d'un certain temps, un équilibre, en fonction des niveaux de pollution s'installe entre la capture permanente de polluants sur ces surfaces et des pertes continues. Ces pertes ont de multiples origines : les frottements, la volatilisation, la production permanente de cires, la croissance des feuilles, le lessivage, etc. (Maerten et al., 2012).

2.3.3. Modélisation du transfert sol-plante des polluants organiques – Application aux hydrocarbures

D'après Hung et Mackay (1997), la modélisation du transfert des polluants organiques dans les plantes peut permettre de prédire la cinétique et l'équilibre de l'extraction de ces polluants par des espèces à des temps variés. Son but principal étant généralement d'évaluer la toxicité des polluants. Plusieurs études présentent divers essais de modélisation de polluants organiques dont les hydrocarbures en font partie. Pour cela différents types de modèles existent.

2.3.3.1. Les principaux modèles utilisés pour le transfert des HAP du sol vers les plantes

Les modèles les plus couramment retrouvés dans la littérature pour des sujets qui traitent du transfert des polluants organiques du sol vers les plantes sont les modèles empiriques et les modèles mécanistes.

➤ Modèles empiriques

Les modèles empiriques sont généralement utilisés en évaluation détaillée des risques pour les sites et sols pollués ; du fait qu'ils soient fondés sur des relations statistiques et qu'ils ne prennent pas en compte les caractéristiques physiologiques de la plante, ni les échanges entre les différents compartiments de la plante (INERIS, 2002). Ainsi, les facteurs de bioconcentration, les équations de régression, le facteur de concentration racinaire, les coefficients de partage entre différents compartiments de la plante, les facteurs de translocation du sol vers les tiges et feuilles ont été établis afin de prédire le transfert des polluants organiques du sol vers les différentes parties de la plante (Trapp et Legind, 2011).

Un exemple de modèle empirique est celui développé par Empereur-Bissonnet et al. (2013). Ces auteurs ont construit deux modèles de régression linéaire afin d'exprimer la concentration de 16 HAP dans la laitue, les patates et la carotte en fonction de leurs concentrations dans le sol, sans tenir compte de l'impact possible d'autres caractéristiques du

sol. Le but étant de quantifier la concentration d'HAP transférés du sol vers les légumes afin d'évaluer l'exposition humaine par voie orale et les risques sanitaires associés.

➤ **Modèles mécanistes**

Plus complexes que les précédents, les modèles mécanistes sont dynamiques et ils intègrent les caractéristiques physiologiques de la plante, ainsi que les différents échanges qui peuvent se produire entre la plante et les compartiments de l'environnement (air, sol et/ou eau). Il existe différents types de modèles, comme celui mis au point par Briggs et al. (1982) pour prédire les relations entre la lipophilie, l'absorption racinaire et la translocation des produits chimiques non ionisés par une espèce d'orge. Le premier modèle de fugacité comprenant un compartiment végétal a été réalisé par Calamari et al. (1987). Puis le groupe Trapp et Mackay a développé plusieurs modèles basés sur ce même concept de fugacité, parmi lesquels le modèle Mackay_97 basé sur trois équations du bilan massique (Hung and Mackay, 1997). Ces modèles sont tous basés sur les mêmes principes et décrivent les mêmes processus de base tels que l'absorption advective dans les plantes, l'absorption diffusive, l'équilibre chimique, le transport dans le xylème et le phloème, la dilution de croissance et le dépôt des particules du sol et de l'air (Trapp et Legind, 2011). Les processus réels et leur paramétrage dépendent du type de culture (fig. 14).

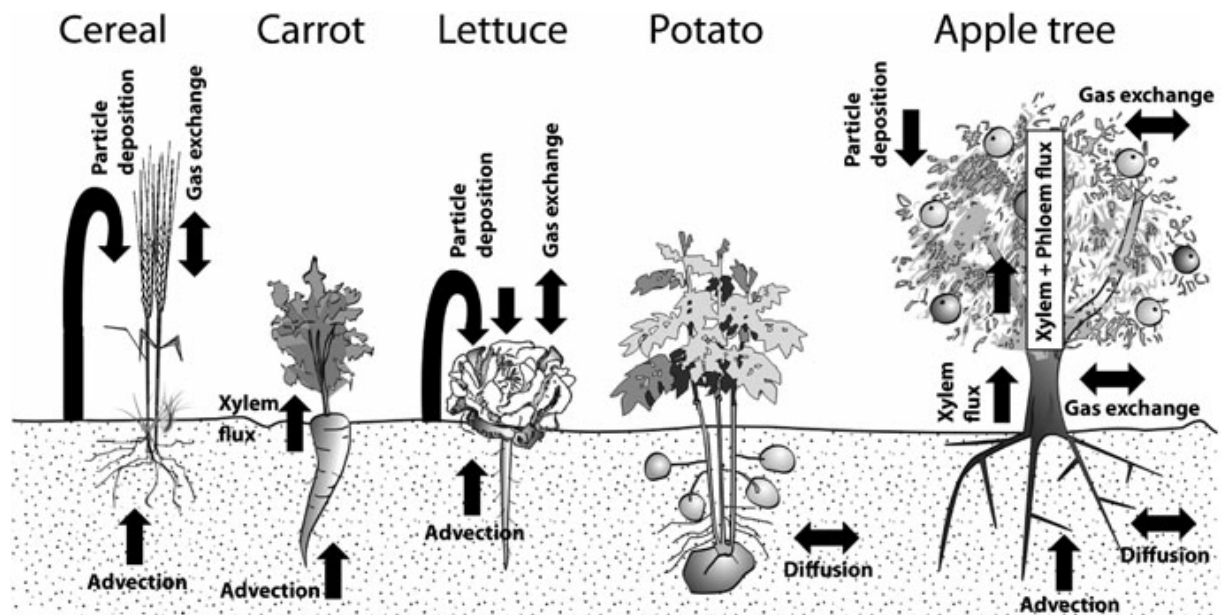


Figure 14. Aperçu des processus d'absorption des plantes spécifiques aux cultures

(Trapp et Legind, 2011).

2.3.3.2. Principaux mécanismes modélisés

Un modèle d'absorption végétale devrait tenir compte à la fois de l'absorption des polluants du sol et de l'air dans les plantes. Un modèle relativement simple prend en compte les compartiments sol, racines, feuilles ; ainsi que les mécanismes suivants (INERIS, 2002 ; Trapp et Legind, 2011) :

- prélèvement depuis le sol par les racines *via* le courant de transpiration ;
- prélèvement depuis l'air par les feuilles ;
- diffusion *via* les stomates et les cuticules des feuilles à partir de la phase gazeuse) ;
- translocation des racines vers les feuilles (ou les fruits) avec le flux de transpiration dans le xylème ; et des feuilles vers les racines dans la sève élaborée *via* le phloème.

Il existe également d'autres phénomènes non décrits, mais qui sont généralement pris en compte par certains modèles (Trapp et Legind, 2011). Il s'agit :

- de la volatilisation du polluant des feuilles ;
- de l'effet de dilution du polluant par croissance des organes de la plante ;
- du métabolisme (biodégradation, photodégradation) du polluant dans la plante.
- des phénomènes tels que la lixiviation, le lessivage entraînant des pertes dans le sol.

2.3.4. Circulation des hydrocarbures dans la plante

Le transport des polluants dans la plante est un phénomène de translocation (diffusion des polluants et/ou de leurs métabolites dans la plante). Les polluants organiques tels que les hydrocarbures vont utiliser les systèmes de transport du xylème et du phloème de la sève (liquide qui circule dans les végétaux et les nourrit) afin d'être transférés au sein de la plante (fig. 15). Ils peuvent emprunter les vaisseaux du xylème qui transportent l'eau et les éléments minéraux depuis le sol jusqu'aux parties aériennes (INERIS, 2002).

Les composés du sol sont attirés par un effet aspirant qui consiste en la perte d'eau par évaporation (transpiration) par les parties aériennes (principalement les feuilles) de la plante suite à un gradient de concentration. La pression racinaire va également (surtout la nuit) attirer les composés du sol suite à un gradient de pression et provoquer l'ascension du liquide dans le xylème.

Egalement, les hydrocarbures peuvent être transférés par les vaisseaux du phloème, qui transportent essentiellement des nutriments synthétisés, grâce à des différences de pression dans le phloème depuis les organes sources (producteurs) jusqu'aux organes cibles (Maerten et al., 2012). Ces polluants peuvent ensuite simplement se volatiliser ou être accumulés dans

différentes parties de la plante où ils subissent des transformations pouvant les dégrader totalement ou partiellement sous forme de métabolites. Les hydrocarbures et leurs métabolites ainsi formés peuvent soit être intégrés dans de nouvelles structures cellulaires, soit être séquestrés dans des vacuoles ou encore intervenir au cours des cycles métaboliques de la plante. Si ces processus de transformation visent à rendre les polluants moins toxiques, ils peuvent parfois au contraire engendrer des composés plus toxiques que le polluant de départ.

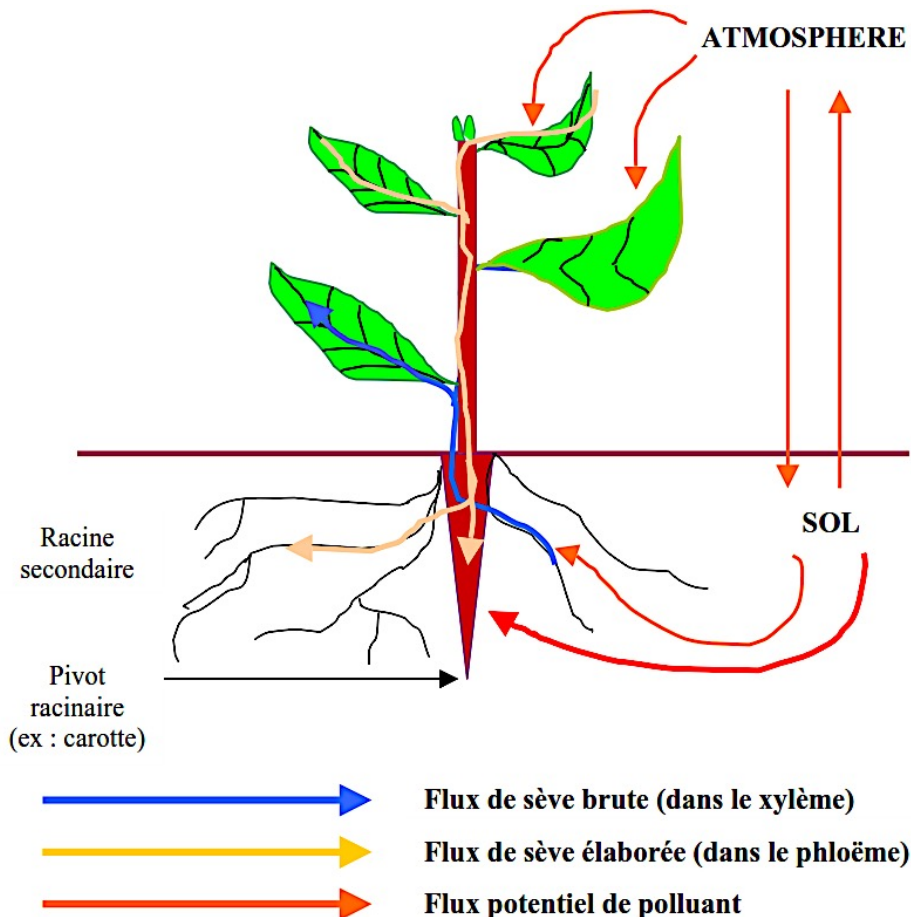


Figure 15. Schéma synthétisant les flux potentiels de polluant au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée (échelle non respectée) (INERIS, 2002).

2.3.5. Biodégradation des hydrocarbures

Plusieurs voies de biodégradation sont considérées pour les polluants organiques tels que les HAP (Miya and Firestone, 2001). Par exemple, l'oxydation du phénanthrène (fig. 16) par un champignon lignino-lytique du nom de *Irpex lacteus*, sous l'action des cytochromes P-450, donne l'acide phtalique en passant par plusieurs autres métabolites de type mono-hydroxyle

phénanthrène (Lang et al., 2014). Cette voie de dégradation est également valable pour le pyrène, l'anthracène, le fluoranthène. Dans la plante, les HAP peuvent également être dégradés par l'action de cette même enzyme localisée dans le réticulum endoplasmique des cellules.

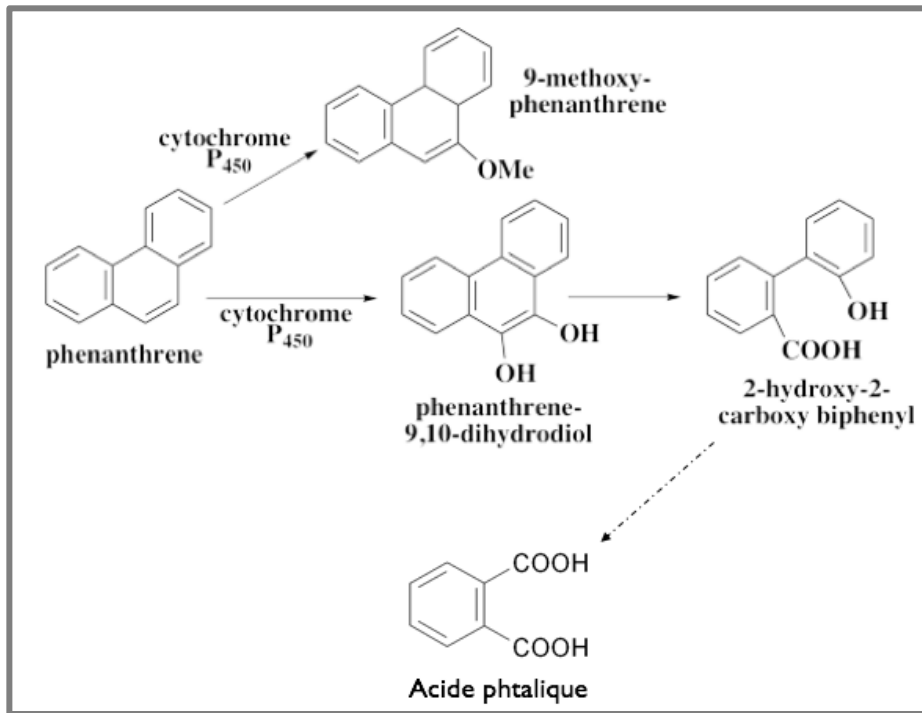


Figure 16. Voie de biodégradation du phénanthrène (Lang et al., 2014)

Suite à l'absorption des polluants organiques tels que les hydrocarbures par les plantes, ils peuvent être dégradés par divers mécanismes. Ces composés organiques pourraient être éliminés chez les plantes de la même manière que dans le foie des mammifères qui possède 3 caractéristiques :

- une capacité de détoxification importante,
- l'utilisation d'enzymes spécifiques,
- et l'élimination des polluants des tissus sensibles.

Le terme « green-liver » a été adopté en 1994 pour décrire la ressemblance entre les plantes et les animaux (Sandermann, 1994). La principale différence entre les systèmes animaux et végétaux se trouve au niveau de la phase finale du métabolisme. L'objectif étant de protéger les organites sensibles des composés potentiellement toxiques ou xénobiotiques. Cette protection se fait par une séquestration des composés dangereux chez les plantes, tandis que chez les animaux ces composés sont éliminés. Du fait qu'ils soient photo-autotrophes, les

plantes n'ont pas besoin des composés organiques comme source d'énergie ou de carbone. Ainsi, elles ne possèdent pas beaucoup d'enzymes nécessaires au métabolisme des polluants organiques contrairement aux hétérotrophes. Toutefois, elles sont capables d'éliminer un grand nombre de composés xénobiotiques grâce aux enzymes (Trapp et McFarlane, 1994). La figure 17 présente les réactions catalysées par des enzymes responsables de la détoxification des xénobiotiques chez les plantes. Celles-ci sont localisées ou associées à plusieurs organites et compartiments cellulaires. Les flèches discontinues fines représentent une voie proposée pour la glucosylation des xénobiotiques dans le Golgi, suivie de la libération des métabolites dans l'apoplaste par exocytose (Coleman et al., 1997). Les enzymes des plantes peuvent être constitutives ou induites. Les enzymes constitutives sont impliquées dans la régulation des fonctions d'entretien des cellules. Quant aux enzymes induites, elles sont synthétisées à des taux variables pour répondre aux conditions de croissance de la cellule. L'expression de ces enzymes peut être renforcée par la présence ou l'absence de composés organiques. Les composés organiques sont métabolisés en 3 étapes dans les cellules; à savoir la transformation, la conjugaison et l'excrétion (chez les mammifères) ou la séquestration (chez les plantes) (Burken, 2004) :

➤ **La transformation**

Il s'agit de la fonctionnalisation de la molécule initiale en passant par de nombreuses réactions différentes grâce à des enzymes. Les différentes transformations qui peuvent se produire sont la déhalogénéation, l'oxydation, l'estérification, l'hydroxylation, la réduction, et l'hydrolyse. Les principales réactions étant l'oxydation particulièrement avec des composés lipophiles puisqu'elle permet d'augmenter la solubilité. La réaction d'hydroxylation ou ajout de la fonction alcool (-OH) à la molécule est également dominante. Les enzymes prédominantes durant la phase de transformation sont, chez la plupart des plantes, les monooxygénases à cytochrome P-450 (protéines à hèmes localisées dans le réticulum endoplasmique) (fig. 17) et des peroxydases.

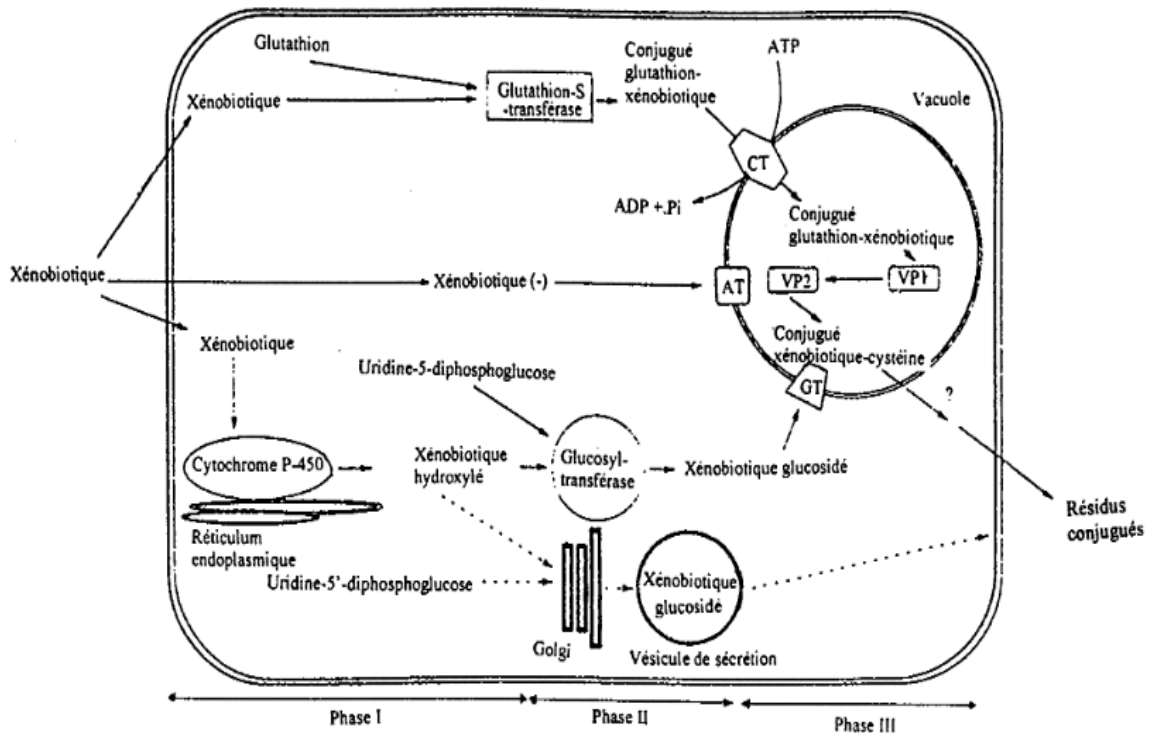


Figure 17. Processus de détoxification des xénobiotiques dans une cellule végétale (CT: transporteur conjugué du glutathion; GT: transporteur ATP-dépendant conjugué des glucosides; VP : peptidase vacuolaire) ; AT: transporteur ATP-dépendant des xénobiotiques anioniques (Coleman et al., 1997).

➤ La conjugaison

A la suite de la transformation, une étape de conjugaison survient. La conjugaison primaire a lieu avec plusieurs molécules hydrosolubles telles que l'acide ellagique, l'acide malonique, le glutathion (fig. 17), la cystéine ou encore d'autres acides aminés ainsi que des sucres (D-glucose,...). Des enzymes utilisent les groupes fonctionnels ajoutés lors de la transformation pour lier les molécules entre elles. Au final, un composé conjugué plus soluble dans l'eau et plus ou moins toxique que la molécule mère est obtenu. Des radicaux libres peuvent se former à l'issue des processus de transformation de la molécule de HAP. Le rôle du glutathion (présent en grande quantité dans les centres de photosynthèse) à ce stade sera de protéger les cellules des radicaux libre à travers son action de détoxification et d'élimination des xénobiotiques à travers les glutathion-transférases (Coleman et al., 1997). Tandis que l'acide ellagique neutralisera les fonctions diols.

➤ **La séquestration**

Elle se produit lorsque le composé n'est pas totalement libéré ou métabolisé par la plante une fois l'étape de conjugaison passée. Le but de cette étape est de rendre les polluants non extractibles et inertes. A cet effet, ces xénobiotiques sont déposés dans la vacuole ou incorporés dans les tissus structurels comme la paroi pectocellulosique. Pour ce faire, les produits conjugués doivent être liés à des molécules structurelles tels que la lignine ou l'hémicellulose dans les feuilles ; la pectine et la lignine au niveau des tiges.

2.4. Que retenir de l'état de l'art des différents procédés théoriques et pratiques d'élimination des hydrocarbures dans le sol - Focus sur la phytoremédiation ?

Ce chapitre donne un aperçu global des différentes techniques pratiques et théoriques utilisées dans le cadre de la dépollution des sites et sols pollués par les hydrocarbures, avec un accent particulier sur la phytoremédiation. Les principales techniques de dépollution comprennent les traitements thermiques, chimiques et biologiques. La phytoremédiation fait partie des processus de dépollution biologique. C'est une technique écologique basée sur la coopération synergique qui peut exister entre les racines des plantes et les micro-organismes de la rhizosphère. En fonction du type de pollution, différents mécanismes sont pris en compte lors de la phytoremédiation. La dépollution des sols pollués par les hydrocarbures consiste principalement à les dégrader (phytodégradation, rhizodégradation ou phytostimulation), les extraire (phytoextraction), les stabiliser (phytostabilisation) et les volatiliser (phytovolatilisation). Plusieurs critères permettent d'attribuer aux plantes une aptitude à la phytoremédiation, dont entre autre leur occurrence sous des conditions climatiques spécifiques, leur résistance à la phytotoxicité, la production de composés phénoliques et d'exsudats racinaires, leur capacité à réduire la concentration des polluants dans le sol. Ainsi, plusieurs études ont ressorti les aptitudes de certaines plantes pour la phytoremédiation. Par exemple, l'espèce *Avena barbata* est capable de dégrader le phénanthrène à plus de 75% et de favoriser une augmentation significative de la population des bactéries (de $6,83E4$ à environ 10^7) dans les sols pollués.

Les hydrocarbures qui sont des composés hydrophobes peuvent être transférés dans la plante par des mécanismes qui se situent soit au niveau du système racinaire après dégradation éventuelle par les microorganismes et solubilisation dans la solution du sol ; soit au niveau du système foliaire sous forme gazeuse, adsorbée à des particules en suspension ainsi que sous forme soluble dans la phase aqueuse de l'atmosphère.

Deux principaux modèles décrivent le transfert des hydrocarbures dans les plantes. Il s'agit des modèles empiriques et mécanistes. Les modèles empiriques sont principalement basés sur des relations statistiques tandis que les modèles mécanistes sont plus dynamiques. Ces derniers font intervenir les paramètres physiologiques des plantes ainsi que les échanges entre les milieux pollués et les compartiments des plantes. Ces modèles décrivent tous les mêmes processus de base, à savoir l'absorption advective et diffusive dans les plantes, l'équilibre chimique, le transport dans le xylème et le phloème, la dilution de croissance et le dépôt des particules du sol et de l'air.

Une fois dans les plantes, plusieurs mécanismes peuvent être mis en place pour lutter contre ces xénobiotiques. Tout d'abord, la transformation qui consiste à rendre fonctionnelle la molécule d'hydrocarbure grâce à divers enzymes de type monooxygénases à cytochrome P-450 et les peroxydases. Les molécules formées sont généralement des quinones, époxydes et phénols. Certaines transformations peuvent être létales pour les cellules et la plante. Ainsi, la détoxification de ces molécules se fait par conjugaison à diverses molécules hydrosolubles, parmi lesquelles les sucres, les acides aminés, l'acide éllagique et le glutathion (grâce à l'action de glutathion-transférases). Cette molécule a un rôle central du fait qu'elle soit présente en grande quantités au niveau des centres de photosynthèse. Le dernier processus consiste généralement à éliminer le xénobiotique sous sa forme conjuguée.

PARTIE 2 – MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE 1 - METHODOLOGIE D'IDENTIFICATION DES ESPECES VEGETALES POTENTIELLEMENT PHYTOREMEDIATRICES DES SOLS POLLUES PAR LES HYDROCARBURES AU CAMEROUN

1. Méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun	70
1.1. Site d'étude	70
1.1.1. Choix du site d'étude	70
1.1.2. Contexte climatique des différentes villes	72
1.1.3. Caractéristiques pédologique et floristique de chaque ville	72
1.1.4. Procédure d'investigation des sites	72
1.2. Technique d'inventaire de la flore des sites investigués	73
1.3. Détermination des indices floristiques	75
1.3.1. Richesse spécifique (S)	75
1.3.2. Indice de diversité de Shannon (H')	75
1.3.3. Indice d'équitabilité de Pielou (J')	75
1.3.4. Coefficient de Sørensen	76
1.4. Identification des plantes potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures	76
1.4.1. Détermination de la fréquence relative des espèces	77
1.4.2. Détermination du recouvrement local des espèces	77
1.5. Analyse des données	77
1.6. Que retenir de la méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun	79

1. Méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun

1.1. Site d'étude

1.1.1. Choix du site d'étude

Le site d'étude regroupe les villes de Yaoundé (3°52'N et 11°31'E, 750 m d'altitude ; 3 500 000 habitants, 873 km²), Kribi (2°57'N et 9°55'E, 18 m d'altitude ; 80957 habitants), Limbé (4°00'N et 9°13'E, 69 m d'altitude ; 118 210 habitants) et Douala (4°03'N et 9°52'E, 13 m d'altitude, 2 768 436 habitants, 210 km²) au Cameroun (fig. 18). Elles ont été choisies sur la base de plusieurs critères :

- Villes fortement anthropisées : Ces villes sont toutes soumises à l'influence humaine. Les villes de Douala et Yaoundé le sont plus du fait de leur statut de capitale économique et politique du Cameroun respectivement.
- Infrastructures pétrolières : Les 4 villes ciblées pour cette étude possèdent toutes des infrastructures pétrolières à savoir :
 - la Société Camerounaise de Dépôts Pétroliers (SCDP) à Douala et Yaoundé ;
 - la Société Nationale des Hydrocarbures (SNH) à Yaoundé ;
 - la Société Nationale de Raffinage (SONARA) à Limbé ;
 - la ligne du pipeline qui traverse la ville de Kribi.
- Déversements anarchiques de produits pétroliers : Du fait de la prépondérance des sites de manipulations du pétrole et de ses dérivés (garages, stations-services, lieu de vente des huiles de vidange) dans ces villes, elles sont sujettes à des déversements anarchiques d'hydrocarbures. Une de ces villes, Yaoundé, a connu des catastrophes liées aux déversements accidentels d'hydrocarbures sur les sols (catastrophes survenues à Yaoundé le 14 Février 1998 dans le quartier dit « Nsam-efoulan » et le 28 Août 2008 dans le quartier dit « Obobogo »). Dans le quartier dit « Mboppi » à Douala, les déversements des déchets pétroliers dans les eaux de surface en provenance de la SCDP sont également d'actualité.

Dans ces différentes villes, des inventaires floristiques ont été conduits durant la grande saison sèche (voir paragraphe 1.1.2).

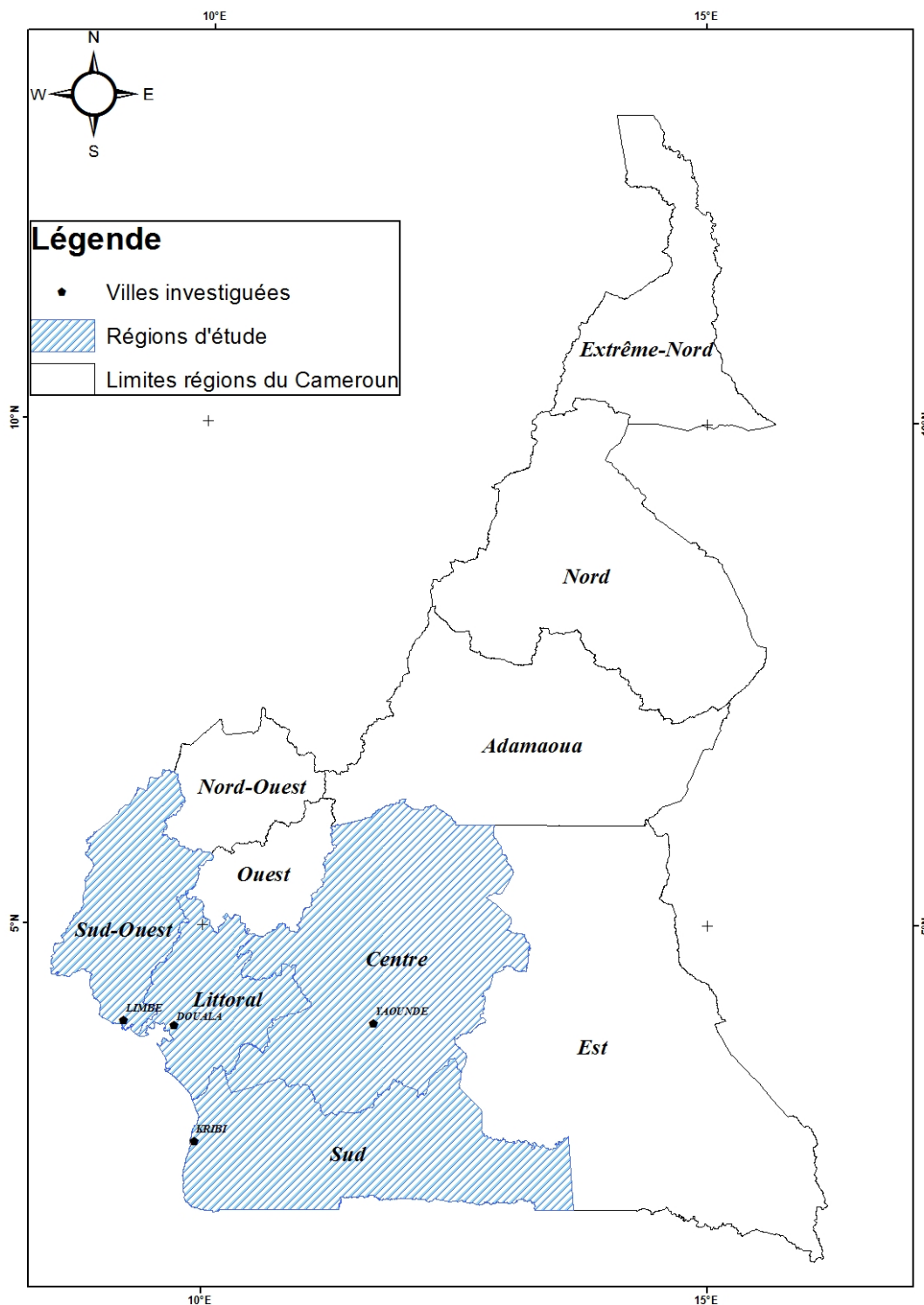


Figure 18. Localisation des zones d'étude.

1.1.2. Contexte climatique des différentes villes

Les villes de Limbé dans le Sud-Ouest et Douala dans le Littoral sont sous l'influence d'un climat tropical côtier caractérisé par le paroxysme pluviométrique africain de Debundscha (9740 mm en moyenne annuelle). La répartition saisonnière des pluies y est monomodale avec une seule saison des pluies d'une durée de 9 mois (mars-novembre) caractérisée par des précipitations très abondantes et suivi d'une seule saison sèche d'une durée de 3 mois (Djoufack-Manetsa, 2011). La ville de Yaoundé dans le Centre du pays bénéficie d'un climat typiquement équato-guinéen caractérisé par deux saisons de pluies (de septembre à mi-novembre et de mi-mars à juin) et deux saisons sèches (de mi-novembre à mi-mars et de juillet à août) (Kengne et al., 2003). La ville de Kribi au Sud du Cameroun est caractérisée par un climat équatorial de type côtier. A Kribi, les quatre saisons marquant le domaine équatorial, y sont encore nettement définies. Mais les hauteurs de pluies plus élevées (> 3000 mm) en font un type particulier (Djoufack-Manetsa, 2011).

1.1.3. Caractéristiques pédologique et floristique de chaque ville

La capacité de bioremédiation des sites est étroitement liée aux types de sol et de végétation. Les sols ferralitiques très riches en oxydes de fer et en oxydes d'alumine de Yaoundé et Kribi sont très fertiles mais extrêmement fragiles (Djoufack-Manetsa, 2011). Les sols à Douala sont hydromorphes car asphyxiques et réducteurs, du fait de l'engorgement permanent des horizons profonds. Région volcanique ; Limbé fait émerger des nitosols qui sont très fertiles (Djoufack-Manetsa, 2011). La végétation à Yaoundé est dominée par une forêt dense humide guinéenne alors que dans les autres villes dominant les mangroves, les forêts marécageuses et les forêts littorales sempervirentes (Djoufack-Manetsa, 2011).

1.1.4. Procédure d'investigation des sites

Dans chacune de ces villes, quelques quartiers ont été ciblés et des investigations ont été menées dans le but d'identifier des lieux de manipulations du pétrole et de ses dérivés. Le choix de ces lieux de manipulation d'hydrocarbures s'est fait sur la base de leur état de pollution présent ou passé. A cet effet, un questionnaire d'enquête (annexe 1) a été administré au cours de chaque descente de terrain. Les personnes interviewées étaient entre autres des gestionnaires de garages automobiles, des vendeurs d'huiles de moteur, des personnes vivants aux alentours des sites de déversements. Les informations du questionnaire qui ont été exploitées pour cet objectif ont porté sur les témoins du déversement, les responsables des déversements, la période

de déversement et les impacts de ces déversements sur l'environnement. Au total, 56 questionnaires ont été administrés soit 17 à Yaoundé, 22 à Douala, 12 à Kribi et enfin 5 à Limbé. Ces éléments ont ensuite été complétés par des observations directes et des prises de vues.

Les coordonnées géographiques (altitude, longitude et latitude) de chaque site de déversement ont été enregistrées sur le terrain au moyen d'un GPS (Global Positioning System) de marque Garmin. Ces coordonnées géographiques ont ensuite été converties en coordonnées cartésiennes à l'aide du logiciel Excel. Les données obtenues ont ensuite été transférées dans le logiciel Arc Gis 9.3 afin de matérialiser les points investigués sur un fond de carte à l'Institut National de Cartographie (INC) du Cameroun.

1.2. Technique d'inventaire de la flore des sites investigués

Deux types de sites ont été investigués dans chacune des 4 villes. Les sites de déversements d'hydrocarbures dits « sites pollués » et les sites n'ayant aucun antécédent de déversement dits « sites témoins ». La distance entre les villes varie entre 76,4 km (Douala-Limbé) et 304 km (Yaoundé-Limbé) ; tandis que les distances entre les sites dans une même ville sont de 1 à 20 km.

Au total, 26 sites dont 13 pollués et 13 témoins, ont été investigués dans chacune des villes. La méthode d'inventaire floristique est celle des quadrats (fig. 19). Cette méthode consiste à délimiter des surfaces de 9-36 m² suivant la taille des sites, puis à y réaliser des quadrats. Ainsi, 5 quadrats de 1 m x 1 m ont été réalisés, dont 4 sur les côtés et un au centre de la surface délimitée. Dans chacun de ces quadrats, la liste la plus exhaustive possible des espèces végétales présentes a été dressée. Les noms scientifiques de ces espèces ont été déterminés sur le terrain, assisté d'un botaniste. Pour cela, l'adventrop (les Adventices d'Afrique soudano-sahélienne) (Le Bourgeois et Merlier, 1995) a servi de document de référence. Les espèces dont les noms scientifiques étaient inconnus ont été transportées à l'herbier national du Cameroun pour identification.

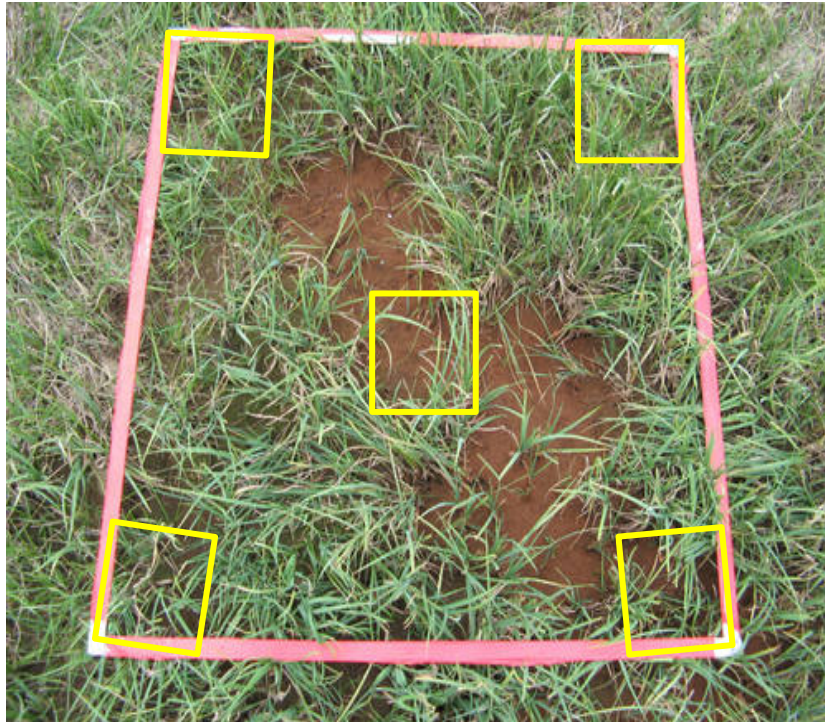


Figure 19. Méthode d'inventaire de la flore des sites de déversement d'hydrocarbures

Spécifiquement, cette méthode permet d'attribuer des coefficients d'abondance-dominance suivant des observations visuelles de recouvrement de chaque espèce sur le site à inventorier en utilisant l'échelle des coefficients d'abondance-dominance de (Braun-Blanquet, 1964). Cette échelle comprend des données chiffrées allant de 1 à 5 et des signes (r et +) définis en fonction des pourcentages de recouvrement ; il se présente comme suit :

- 5 : recouvrement $> 3/4$ (75 % de la surface de référence)
- 4 : recouvrement entre $1/2$ et $3/4$ (50–75 % de la surface de référence)
- 3 : recouvrement entre $1/4$ et $1/2$ (25–50 % de la surface de référence)
- 2 : recouvrement entre $1/20$ et $1/4$ (5–25 % de la surface de référence)
- 1 : recouvrement $< 1/20$, ou individus dispersés à couvert jusqu'à $1/20$ (5 %)
- + : peu d'individus, avec très faible recouvrement
- r : rare.

1.3. Détermination des indices floristiques

1.3.1. Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique (S) est le nombre total d'espèces de la communauté étudiée. Elle est évaluée pour chaque site et ne tient pas compte de l'abondance relative des espèces (Ousmane et al., 2013).

1.3.2. Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de Shannon est le plus couramment utilisé et est recommandé par différents auteurs (Ousmane et al., 2013). Il permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Ainsi, une communauté dominée par une seule espèce aura un coefficient moindre qu'une communauté dont toutes les espèces sont codominantes. La valeur de l'indice varie de 0 (une seule espèce) à $\log S$ (lorsque toutes les espèces ont la même abondance). Il s'exprime en bit/individus et se calcule comme suit :

$$H' = - \sum_{i=1}^s Pi \log Pi$$

- Pi = Abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce i : $Pi = ni/N$;
- S = Nombre total d'espèces ;
- ni = Nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon ;
- N = Nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

1.3.3. Indice d'équitabilité de Piélou (J')

L'indice d'équitabilité de Piélou permet de mesurer la répartition des espèces dans un site, indépendamment de la richesse spécifique (Grall et Coïc, 2006). Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équirépartition des espèces). Elle correspond au rapport entre la diversité observée et la diversité maximale possible du nombre d'espèces (N) dans la parcelle (Djongmo, 2016). Cet indice s'exprime comme suit :

$$J' = H' / H'_{max}$$

$$\text{Où } H'_{max} = \log 2N.$$

1.3.4. Coefficient de Sørensen

Le coefficient de Sørensen permet de comparer des parcelles deux à deux afin de savoir si elles appartiennent à une même communauté végétale.

La formule utilisée est :

$$K = \left(\frac{2C}{A + B} \right) \times 100$$

Où :

- A = Nombre total d'espèces des sites témoins ;
- B = Nombre total d'espèces des sites pollués ;
- C = Nombre totale des espèces communes aux deux sites ;
- K = Pourcentage d'espèces communes aux deux sites.

Lorsque $K > 50 \%$, les deux parcelles comparées appartiennent à la même communauté. Au cas contraire, c'est-à-dire $K < 50 \%$, les deux parcelles appartiennent aux communautés différentes.

1.4. Identification des plantes potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures

L'identification des plantes potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures s'est basée sur le critère d'espèces indigènes. Pour un processus de phytoremédiation réussi, plusieurs auteurs préconisent l'utilisation des espèces indigènes car ces dernières sont mieux adaptées au milieu local où l'intervention aura lieu. Ainsi la sélection doit se basée sur des espèces qui démontrent des caractéristiques d'adaptation à l'environnement, aux conditions, et aux spécifications de la stratégie de phytoremédiation (Merkl et al., 2004). Pour ce faire, deux critères, notamment la fréquence relative des espèces et leur recouvrement local ont été utilisés. En effet, beaucoup d'auteurs relèvent que les communautés végétales observées en sites industriels témoignent non seulement d'une adaptation aux perturbations d'origine anthropique mais aussi à d'autres facteurs tels que la sécheresse, associant ainsi des plantes xérophytes à des plantes rudérales, caractéristiques d'associations phytosociologiques très diverses et souvent banales (Pichtel et al., 2000).

1.4.1. Détermination de la fréquence relative des espèces

La fréquence d'une espèce correspond au nombre d'unités d'échantillonnage contenant cette espèce. Elle s'exprime en considérant le nombre de sites investigués où l'espèce (ou famille) est présente. Elle se calcule par le rapport de fréquence absolue d'une espèce ou d'une famille à la somme des fréquences de toutes les espèces ou de toutes les familles dans l'échantillonnage ; et s'exprime en pourcentage (Grall et Coïc, 2006). A l'issue des inventaires floristiques réalisés dans les zones polluées investiguées, le calcul de la fréquence relative s'est fait à l'aide de la formule de Gillet (2000) :

$$Fr_i = \frac{Fa}{NR} \times 100$$

Où :

- Fr_i : Fréquence relative de l'espèce i
- Fa : Fréquence absolue de l'espèce i ;
- NR : Nombre total de relevés floristiques

La fréquence absolue (Fa) est le nombre de relevés dans lesquels l'espèce i est présente.

1.4.2. Détermination du recouvrement local des espèces

Pour calculer la valeur du recouvrement local (Rl%) d'une espèce donnée dans un tableau d'association, chaque abondance-dominance (AD) est transformée en pourcentage de recouvrement moyen (Rm) à l'aide de l'échelle présentée dans le tableau 10 et de la formule ci-dessous (Meddour, 2011) :

$$Rl = \frac{\sum Rm}{NR}$$

Tableau 10. Correspondances entre les coefficients AD et les valeurs de Rl (Meddour, 2011).

AD	5	4	3	2	1	+	r
Classe de Rl (%)	75-100	50-75	25-50	5-25	01-5	< 1	/
Rm (%)	87,5	62,5	37,5	15	2,5	0,2	0,1

1.5. Analyse des données

Les données brutes d'inventaires floristiques ont été saisies, traitées et analysées à l'aide du programme Microsoft Excel 2007 et du logiciel PAST V.3.0. Le logiciel Arc GIS 9.3 a servi

pour la cartographie des sites potentiellement pollués par les hydrocarbures. Le test de Fisher implémenté dans le logiciel TANAGRA 1.4.50 a servi aux analyses statistiques des données. L'analyse statistique des données de diversité floristique a été faite à partir du logiciel Minitab 15.

1.6. Que retenir de la méthodologie d'identification des espèces végétales potentiellement phyto-rémediatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun ?

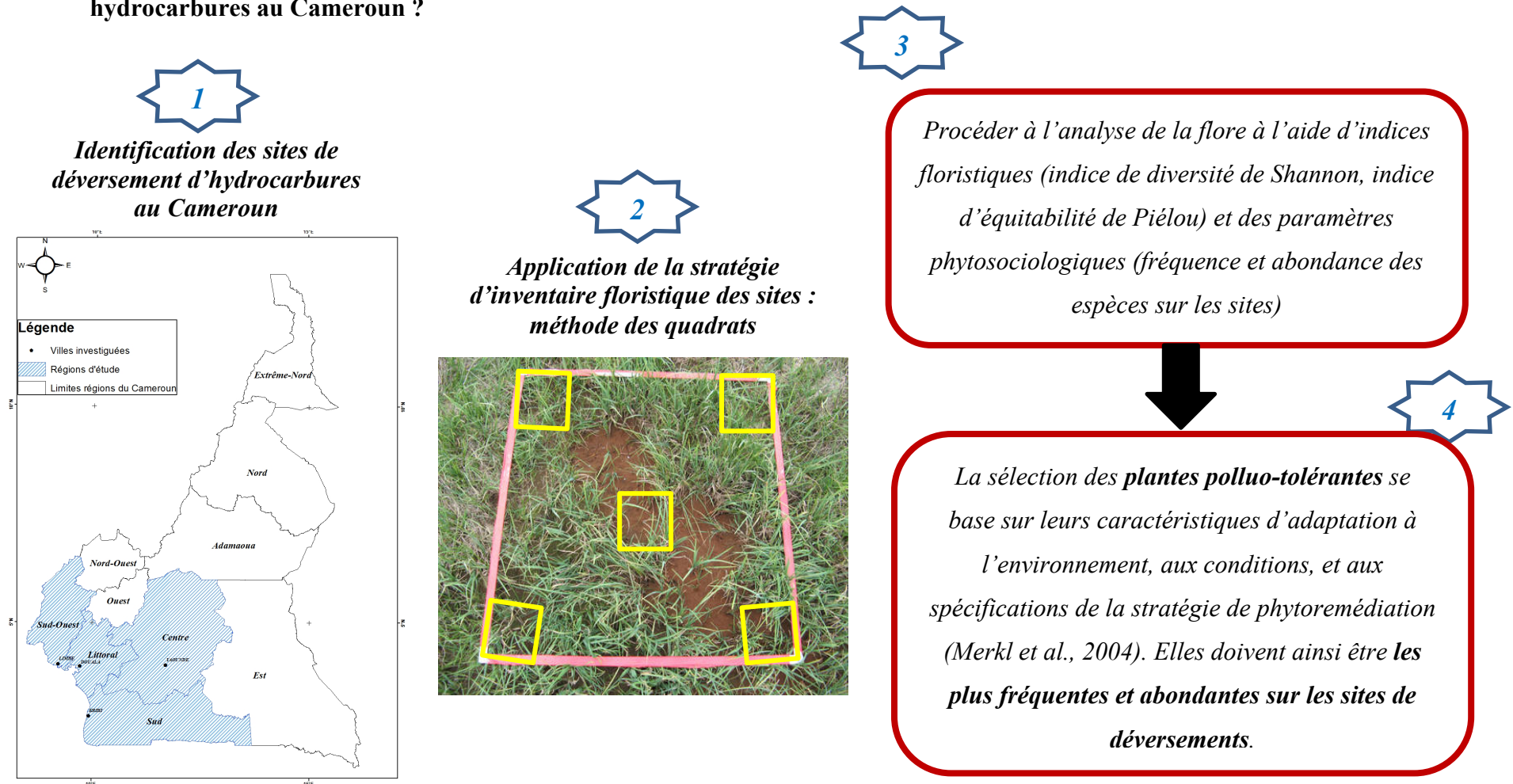


Figure 20. Schéma récapitulant la procédure de sélection des espèces végétales tolérantes aux hydrocarbures sur les sites de déversement.

CHAPITRE 2 - EVALUATION DES POTENTIALITES DE PHYTOREMEDIATION DE SIX ESPECES VEGETALES DANS DES SOLS CONTAMINES AU FIOUL DOMESTIQUE

2. Evaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique 82

2.1. Site experimental	82
2.1.1. Justification du choix du site expérimental	82
2.1.2. Transposition de l'étude au contexte du Cameroun	82
2.1.3. Contexte climatique de la phase expérimentale 1	83
2.1.4. Contexte climatique de la phase expérimentale 2	84
2.2. Caractéristiques spécifiques aux espèces végétales testées dans cette étude	86
2.2.1. <i>Eleusine indica</i> (Linnaeus) Gaertner (Poaceae).....	86
2.2.1.1. Biologie et écologie	86
2.2.1.2. Cycle de développement.....	87
2.2.2. <i>Cleome ciliata</i> Schumach. & Thonn. (Capparaceae)	87
2.2.2.1. Origine et développement végétatif	88
2.2.2.2. Reproduction.....	88
2.2.3. <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (Poaceae)	88
2.2.3.1. Description	88
2.2.3.2. Biologie et écologie	89
2.2.4. <i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC. † (Amaranthaceae).....	89
2.2.4.1. Origine et écologie	89
2.2.4.2. Biologie, botanique et usages	90
2.2.5. <i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae)	91
2.2.5.1. Description et écologie.....	91
2.2.5.2. Cycle de vie.....	92
2.2.6. <i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson (Acanthaceae).....	92
2.2.6.1. Description et écologie.....	92
2.2.6.2. Reproduction et dispersion	93
2.3. Procédure de détermination des capacités dépolluantes des espèces végétales	93
2.3.1. Caractéristiques du fioul utilisé	93
2.3.3. Protocoles expérimentaux phases 1 et 2.....	96
2.3.3.1. Protocole expérimental phase 1	96
2.3.3.1.1. Dispositif expérimental.....	96
2.3.3.1.2. Préparation et pollution des sols.....	96
2.3.3.2. Protocole expérimental phase 2	99
2.3.3.2.1. Préparation et pollution des sols.....	99
2.3.4. Préparation et repiquage des plantes	102
2.3.4.1. Expérimentations phase 1.....	102
2.3.4.1. Expérimentations phase 2.....	102
2.3.5. Suivi du développement des espèces végétales.....	105
2.3.5.1. Paramètres de croissance des plantes	105
2.3.5.2. Calcul des indices de croissance relative (RGI) des plantes.....	106
2.3.6. Evaluation de l'élimination des hydrocarbures dans les sols	107
2.3.6.1. Caractérisation physico-chimiques des sols	107
2.3.6.2. Techniques d'analyses des HAP et HCT dans les sols et les plantes.....	107
2.3.6.3. Efficacité de remédiation des hydrocarbures des sols	108
2.3.6.4. Facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF).....	108
2.3.6.5. Potentiel de phytoremédiation des plantes.....	108

2.4.	Evaluation de la phytotoxicité des hydrocarbures	109
2.4.1.	Mesure des teneurs en chlorophylle	109
2.4.2.	Observations microscopiques des tissus végétaux.....	109
2.5.	Traitement des données	111
2.6.	Que retenir de l'évaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique	112

2. Evaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique

2.1. Site experimental

Deux séries d'expérimentations se sont déroulées en conditions naturelles sur un site expérimental localisé au Nord-Est de la France, dans la ville de Strasbourg (48° 34' 24,21'' N ; 7° 45' 8,47'' E). Une station météorologique de marque WatchDog a servi à la prise des données climatiques sur le site. Les informations météorologiques du site expérimental diffèrent en fonction de la phase expérimentale considérée (phase 1 : d'Avril à Août 2016 et phase 2 : de Mai à septembre 2018).

2.1.1. Justification du choix du site expérimental

La ville de Strasbourg est dominée par un climat semi-continental selon la classification de Köppen ; avec des hivers froids, des gelées fréquentes souvent accompagnées de neige. Les étés sont relativement chauds bien que très souvent orageux principalement lors des journées de fortes chaleurs. Et des chaleurs précoces peuvent même se produire dès le mois de mai.

Cette ville, loin d'être située dans une zone géographique à tendance tropicale, a abrité les différentes phases expérimentales de cette thèse réalisée avec des espèces principalement tropicales. Les raisons du choix de ce site expérimental sont administratives et surtout scientifiques.

- Sur le plan administratif, la thèse se devait de se dérouler à Strasbourg suite au financement octroyée (la bourse Schlumberger étant conditionnée par l'acceptation d'encadrement de l'étudiant par un directeur de thèse dans une Université d'un pays de l'hémisphère nord). Cependant, bien qu'étant une thèse en cotutelle, les clauses de séjour partagé entre le Cameroun et la France n'ont pas été suivies à la lettre. La principale raison étant directement liée à des exigences scientifiques.
- Sur le plan scientifique le plateau technique est la raison principale du choix du site d'étude. En effet il n'existe pas à ce jour de laboratoire accrédité dans l'analyse des HAP et HCT au Cameroun.

2.1.2. Transposition de l'étude au contexte du Cameroun

Sur le plan scientifique, les expérimentations se sont déroulées dans des conditions climatiques et pédologiques transposables à celles du Cameroun. En effet, sur le plan

climatique, les conditions du site expérimental se rapprochent de celle des tropiques principalement durant l'été où les températures moyennes ne descendent pas en dessous de 18°C. Et sur le plan pédologique, les sols utilisés pour les 2 phases expérimentales ont été sélectionnés et prélevés à Munchhouse (47° 52' 09'' Nord, 7° 27' 06'' Est) dans le Haut-Rhin (Alsace), du fait de leur quasi similarité avec la texture sablo-limoneuse de la ville de Limbé au Cameroun (tableau 11).

Tableau 11. Comparaison des textures des sols expérimentaux et celles des villes investiguées au Cameroun.

		Sable	Limon	Argile	Texture
		(%)	(%)	(%)	
Sols Limbé		89,75	10,25	0	Sablo-limoneuse
Sols Douala		92,23	7,68	0,09	Sableuse
Sols Yaoundé		96	3,4	0,6	Sableuse
Sols Kribi		94,52	5,48	0	Sableuse
Sols	Phase 1	84,77	11,25	3,98	Sablo-limoneuse
Munchhouse	Phase 2	85	14,61	0,39	Sablo-limoneuse

2.1.3. Contexte climatique de la phase expérimentale 1

Les variations climatiques sont diverses du fait que la période expérimentale (Avril-Août) se soit déroulée sur 2 saisons climatiques (Printemps et été). La classification (fig. 21) hiérarchique ci-dessous permet de distinguer trois micro climats :

- i) une première période regroupant les semaines 2, 4, 6 et 8 est assez froide (température moyenne = $14 \pm 1^\circ\text{C}$) et humide (humidité relative moyenne : $67 \pm 5\%$), avec un ensoleillement moyen le plus faible ($153 \pm 31 \text{ Wat/m}^2$) ;
- ii) une deuxième période plutôt humide (humidité relative moyenne : $70 \pm 3\%$) et pluvieuse (20,22 mm) avec un ensoleillement moyen le plus élevé ($220 \pm 42 \text{ Wat/m}^2$) et regroupant les semaines 10, 12, 14 et 20 ;
- iii) une troisième période chaude (température moyenne = $24 \pm 1^\circ\text{C}$) et sèche (humidité relative moyenne : $59 \pm 1\%$) constituée des semaines 16 et 18.

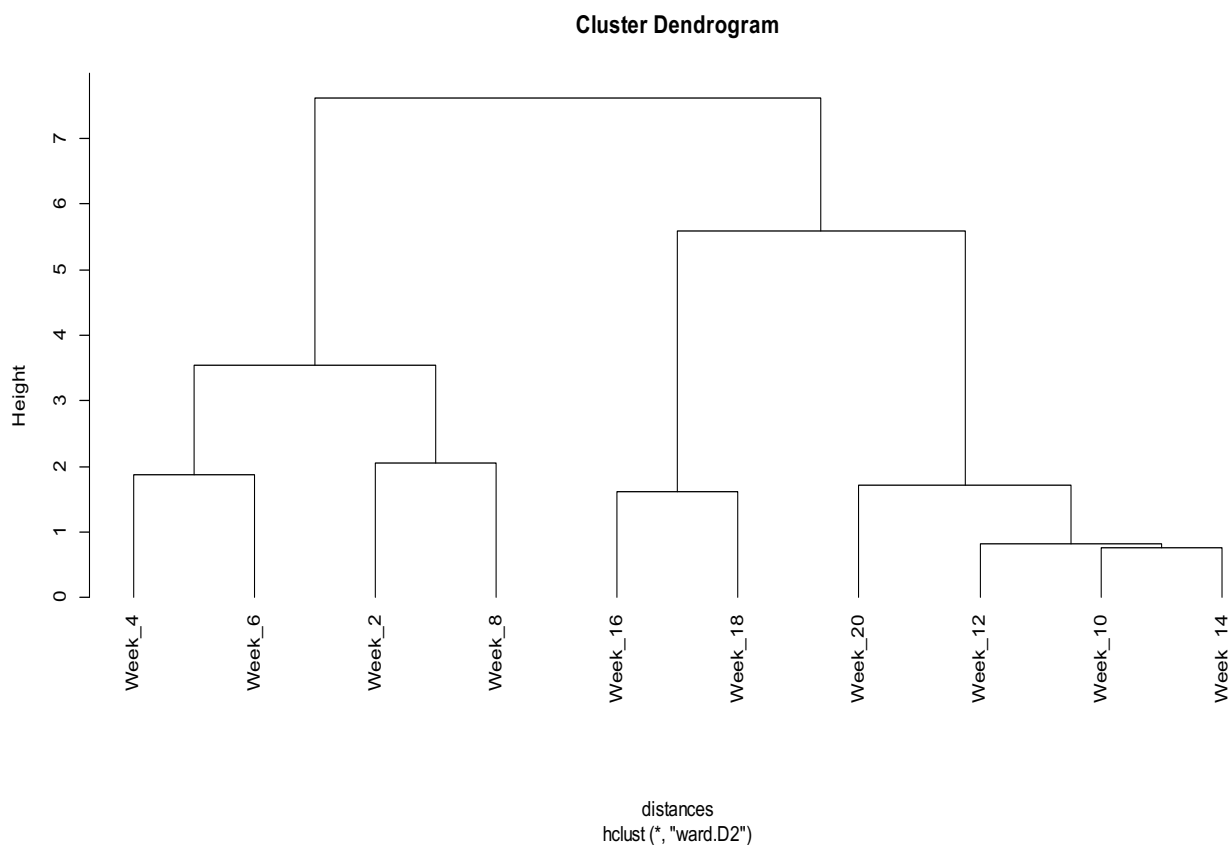


Figure 21. Dendrogramme des périodes climatiques phase expérimentale 1 (Nguemté et al., 2018).

Il est à noter que les périodes 2 et 3 ont enregistré des points de rosée similaires et les plus élevés. L'ensemble des données climatiques est disponible en annexe 4. Considérant l'évolution chronologique du développement des plantes, la semaine 20 sera associée à la période 3 dans la suite de l'étude. Cette modification cohérente avec l'enchaînement des processus dans le temps ne change pas la qualification/le qualificatif fait(e) des différentes périodes climatiques ci-dessus.

2.1.4. Contexte climatique de la phase expérimentale 2

La classification (fig. 22) hiérarchique ci-dessous permet de distinguer trois micro climats :

- i) Un climat froid et humide constitué des semaines 2, 4, 6, 18 et 20 (fin printemps et début automne 2018). La température moyenne est de $18,6 \pm 5,5^{\circ}\text{C}$, l'humidité relative moyenne de $68,3 \pm 20,9 \%$ avec un ensoleillement le plus faible ($176,5 \pm 266,5 \text{ Wat/m}^2$).

- ii) Un climat chaud et humide au cours des semaines 8, 10 et 14 (été 2018) ; avec des radiations solaires de $177,3 \pm 250,1 \text{ Wat/m}^2$ en moyenne ; les valeurs moyennes de températures et d'humidité durant ces semaines sont de $21,9 \pm 5,5^\circ\text{C}$ et $67 \pm 19,5 \%$ respectivement.
- iii) Un climat chaud et sec, observé durant les semaines 12 et 16 (été 2018). L'humidité relative moyenne est la plus faible ($54,6 \pm 21,4 \%$) des 3 climats ; les valeurs moyennes de température ($24,8 \pm 6,5^\circ\text{C}$) et de radiations solaires ($237,6 \pm 307,1 \text{ Wat/m}^2$) sont les plus élevées.

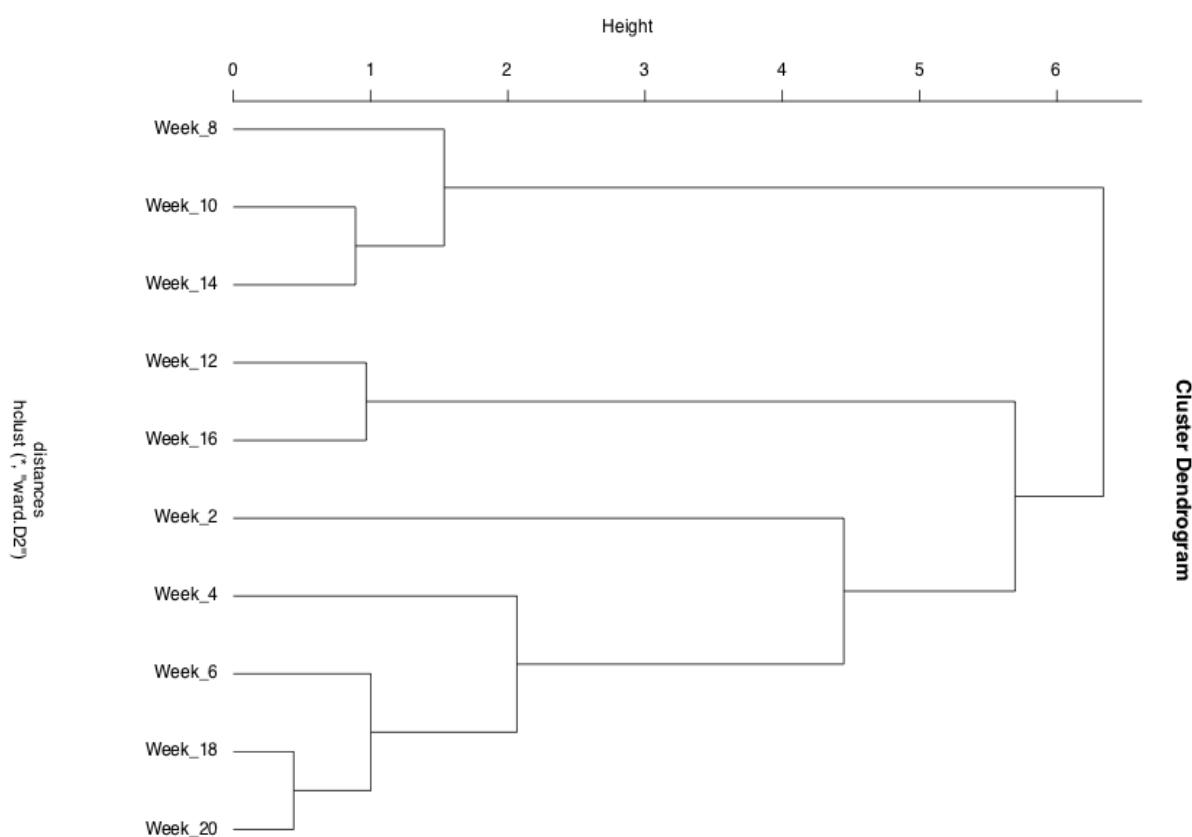


Figure 22. Dendrogramme des périodes climatiques phase expérimentale 2 (Nguemté et al., 2019 ; en soumission).

2.2. Caractéristiques spécifiques aux espèces végétales testées dans cette étude

Six espèces végétales - *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon*, *Alternanthera sessilis*, *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica* et *Cleome ciliata* ont été sélectionnées pour cette étude. Le choix de ces espèces se base sur leur caractéristique potentiellement phytoremédiatrices d'hydrocarbures. En effet, elles comptent parmi les espèces végétales retrouvées les plus fréquentes (fréquence relative > 10%) et les plus abondantes (recouvrement local > 7%) lors des inventaires floristiques menées sur les sites de déversement d'hydrocarbures dans 4 villes du Cameroun (Nguemté et al., 2017). Les caractéristiques biologiques et écologiques de chaque espèce est détaillé ci-dessous.

2.2.1. *Eleusine indica* (Linnaeus) Gaertner (Poaceae)

2.2.1.1. Biologie et écologie

Eleusine indica (fig. 23) est une espèce annuelle. Elle se multiplie uniquement par graines. Un individu produit en moyenne 40000 graines. Cette espèce est répandue dans toutes les régions tropicales (Hutchinson et al., 2014).

C'est une espèce héliophile et très nitrophile. Elle se développe des régions sahélo-soudaniennes, dont la pluviométrie annuelle est comprise entre 600 et 800 mm, aux régions soudaniennes plus humides. Elle est rudérale, fréquente en bordure de chemin, dans les terrains vagues et dans les jachères, surtout dans les zones où l'élevage est combiné à l'agriculture. Cette espèce tolère bien le piétinement et constitue généralement la première ligne de végétation de part et d'autre des chemins de circulation du bétail. C'est également une adventice commune, mais rarement abondante dans les cultures annuelles. Elle se développe principalement dans les sols riches et profonds, limoneux à sablo-limoneux et bien drainés. Elle constitue un bon indicateur écologique de fertilité des sols. Au Nord-Cameroun, c'est une adventice mineure, présente dans 15 % des parcelles cultivées (Le Bourgeois et Merlier, 1995). Elle est plus fréquente et plus abondante dans les champs de case recevant une forte fumure. Le développement de cette espèce est facilement limité par les opérations de travail du sol (labour, sarclage, buttage) précoces. En revanche, elle est difficile à sarcler au stade adulte car elle présente un enracinement puissant.



Figure 23. Photographie de *Eleusine indica*.

2.2.1.2. Cycle de développement

E. indica est capable de germer et de se développer à toute période de l'année si l'humidité du sol est suffisante. La levée commence dès les premières pluies du mois de mai. Les opérations culturales telles que le sarclage et le buttage se traduisent par de nouvelles levées bien que celles-ci soient moins abondantes. La floraison et la fructification ne dépendent pas de la photopériode tant que la longueur du jour reste comprise entre 6 et 14 heures. Aussi, la floraison intervient rapidement, 3 à 4 semaines après la levée. Cette rapidité de cycle de développement permet à cette espèce de produire des graines avant le premier sarclage, surtout si celui-ci est tardif. Les graines produites à cette époque ne sont pas dormantes et peuvent germer immédiatement. Cette espèce se dessèche généralement en fin de saison des pluies (septembre-octobre) après un cycle de développement de 3 à 4 mois.

2.2.2. *Cleome ciliata* Schumach. & Thonn. (Capparaceae)

Cleome ciliata (fig. 24) a principalement été étudiée par Johnson et Seng (1958). La description des caractéristiques de cette plante est principalement axée sur cette étude.



Figure 24. Photographie de *Cleome ciliata*.

2.2.2.1. Origine et développement végétatif

Plante africaine tropicale d'origine (Hutchinson et al., 2014), *Cleome ciliata* est largement distribué à la fois en Afrique tropicale et en Jamaïque. Son système racinaire est constitué de racines s'étendant horizontalement et formant un tapis circulaire à une profondeur de 5-10 cm de la surface. Pour une plante bien développée qui s'étend sur une superficie de 120-160 cm de diamètre, le système racinaire forme un tapis d'environ 60 cm en diamètre. La plante pousse érigée à une hauteur de 30 cm, puis tombe à plat sur le sol où elle continue à pousser et fleurir. De telles plantes tentaculaires ont une bonne chance de survie dans un environnement perturbé.

2.2.2.2. Reproduction

Les fleurs de *C. ciliata* sont nettement dimorphes par rapport aux ovaires de la fleur mature. Dans la fleur de l'ovaire normal, l'ovaire mature est presque aussi long que les filaments de la plus courte paire d'étamines (8-10 mm de long), environ 1 mm de diamètre et porte un stigmate collant rose. Dans la fleur de l'ovaire court, la maturité de l'ovaire est seulement 2-3 mm de long et 0,5 mm de diamètre. La stigmatisation est verte et non développée et aucune graine n'est définie. Des expériences réalisées pour tester la viabilité et la longévité de la graine de *C. ciliata*, il a été constaté que les semences fraîches ne germent pas dans la pénombre d'un laboratoire, mais les graines placées sur un rebord de fenêtre et recevant au moins deux heures de lumière directe du soleil par jour germent avec un pourcentage variable de germination en fonction de l'échantillon de graines utilisé. Le séchage à l'air d'une graine pendant 1-7 jours ne diminue apparemment pas le pourcentage de germination des échantillons, mais le séchage à l'air pendant quatre mois le diminue de 4%.

2.2.3. *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Poaceae)

2.2.3.1. Description

Cynodon dactylon (fig. 25) est une plante vivace de 10-40 cm, étalée, très dense, poilue sur les feuilles, à rhizomes longuement traçants. Ses tiges sont droites et très ramifiées. Elles donnent naissance, à la surface du sol, soit à des pousses dressées qui portent les futures inflorescences, soit à des rameaux rampants à l'origine de nouvelles tiges souterraines. Les feuilles sont étroites et disposées à plat, de part et d'autre de la tige. Elles sont en général dépourvues de poils. Les nœuds et les gaines ne sont pas ou très peu poilus. L'inflorescence est

dressée, portant à son extrémité 3 à 7 épis fins et longs insérés à l'extrémité de la tige comme les doigts d'une main.

2.2.3.2. Biologie et écologie

Espèce vivace ou pérenne, *Cynodon dactylon* se multiplie par graines, mais se propage principalement par boutures, par rejets et par ses tiges souterraines. L'inflorescence est une ombelle simple d'épis, le fruit un caryopse. Espèce hermaphrodite à pollinisation anémogame, elle fleurie de août à octobre.



Figure 25. Photographie de *Cynodon dactylon*.

Cynodon dactylon est une graminée rampante commune dans les climats chauds. C'est une espèce cosmopolite, parfois utilisée pour le fourrage, mais familière dans l'agriculture subtropicale et tropicale comme l'une des mauvaises herbes les plus gênantes (Horowitz, 1972). Elle peut s'adapter à des milieux très divers, mais c'est surtout une herbe des milieux secs et ensoleillés. Elle s'installe sur de nombreux sols avec une préférence pour les sols sableux à limono-sableux. La capacité colonisatrice du *C. dactylon* a des avantages ; car permet de lutter contre l'érosion des sols. Et, plus communément, il compose spontanément un gazon épais, rustique et sain, qui supporte parfaitement le piétinement.

2.2.4. *Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. ex DC. † (Amaranthaceae)

2.2.4.1. Origine et écologie

Alternanthera sessilis (fig. 26) est probablement originaire d'Amérique tropicale mais est désormais répandu dans les régions tropicales et subtropicales du monde, dont toute l'Afrique tropicale. C'est une plante très commune de localités ouvertes constamment ou

périodiquement humides. Elle préfère les sols limoneux et alcalins, pauvres en calcium échangeable et riches en azote total.

2.2.4.2. Biologie, botanique et usages

A. sessilis est une plante herbacée qui peut être annuelle ou pérenne suivant l'humidité du milieu. En situation de bas-fond ou en rizière irriguée, c'est le plus souvent une pérenne. Sa dissémination se fait par graines ou par multiplication végétative à travers le bouturage des fragments de tige. Les fruits sont myrmécophiles (Akill et Manickavasakam, 2014).

Elle peut atteindre 1 m de haut et est érigée, ascendante ou rampante, souvent largement ramifiée, à racine pivotante vigoureuse ; tige striée, cylindrique dans sa partie inférieure, légèrement quadrangulaire dans sa partie supérieure. Feuilles opposées, simples ; pétiole atteignant 5 mm de long ; limbe linéaire-lancéolé, oblong à ovale ou obovale, de 1–15 cm × 0,2–3 cm, glabre à légèrement poilu. L'inflorescence est un capitule axillaire, les fleurs sont bisexuées. Le fruit d'environ 2 mm de long est une capsule obréiforme, liégeuse, indéhiscence, brun foncé, contenant une graine. Graines discoïdes, d'environ 1 mm de long, brun brillant (Akill et Manickavasakam, 2014).



Figure 26. Photographie de *Alternanthera sessilis*.

Les feuilles d'*A. sessilis* sont consommées dans plusieurs endroits du monde comme légume cuit, ou cru en salade. Elle joue un grand rôle sur le plan médicinal, car est utilisée contre la fièvre, les troubles d'estomac simples, la diarrhée, la dysenterie et comme pansement pour les parties de la peau blessées. La plante est également utilisée en médecine traditionnelle à Taïwan, souvent en mélange avec d'autres plantes médicinales ; pour traiter l'hépatite, la constriction thoracique, la bronchite, l'asthme et autres troubles pulmonaires ; pour arrêter les saignements et comme tonifiant pour les cheveux (Balakrishnan, 2013).

2.2.5. *Commelina benghalensis* L. (Commelinaceae)

2.2.5.1. Description et écologie

Commelina benghalensis (fig. 27) se développe dans les terres humides et sèches, mais pousse mieux en sols humides et très fertiles. Ses feuilles sont ovales à lancéolées, de 2,5 à 7,5 cm de longueur et de 1,5 à 4 cm de largeur, avec veinules parallèles, bordures entières de la feuille et pubescence en haut et en bas. La gaine foliaire est couverte de poils rouges et parfois blancs au sommet, ce qui constitue un facteur d'identification primaire pour cette espèce. Les tiges peuvent être érigées ou rampantes le long du sol en s'enracinant aux nœuds ou en grimpant si elles sont supportées. De 10 à 30 cm de hauteur et de 20 à 90 cm de longueur elles sont couvertes d'une fine pubescence et ramifiées de manière dichotomique. Les fleurs sont produites en spathes souvent trouvées en grappes, en forme d'entonnoir, fusionnées de deux côtés, 10 - 20 mm de long, 10 - 15 mm de large, sur des pédoncules de 1-3,5 mm de longueur. Les fleurs aériennes sont staminées avec 3 pétales de 3 - 4 mm de long. Les deux pétales supérieurs sont de couleur bleue à lilas, avec un pétale inférieur de couleur plus claire ou blanc et beaucoup moins proéminent. Les graines sont rectangulaires, de 1,6 - 3 mm de longueur, de 1,3 - 1,8 mm de largeur, de couleur marron à noire et ont un aspect réticulé (Webster et al., 2005).



Figure 27. Photographie de *Commelina benghalensis*.

2.2.5.2. Cycle de vie

Commelina benghalensis pousse comme plante vivace dans les climats tropicaux et comme plante annuelle en zone tempérée. Cette différence dans le cycle de vie peut être associée à une différence dans les niveaux de ploïdie ; le *C. benghalensis* tropical étant hexaploïde et celui tempéré étant diploïde. Les plantes hexaploïdes tropicales ont rarement des fleurs souterraines. *C. benghalensis* peut produire des graines dans les 40 à 45 jours suivant l'émergence et a plusieurs générations par année. Les fleurs souterraines se développent environ 6 semaines après l'émergence, tandis que les fleurs aériennes se développent environ 8 - 10 semaines après l'émergence. Les fruits sont produits dans les 3 jours suivant la floraison, avec des graines viables dans les 25 jours suivant la floraison. Cette espèce possède quatre catégories de graines (grandes et petites aériennes ; grandes et petites souterraines). Les petites graines aériennes ont une dormance plus forte que les grandes. L'écrêtage du tégument ou l'exposition des graines à des températures supérieures à 90°C pendant 2 heures élimine la dormance pour toutes les graines. La température optimale pour la germination des graines aériennes est de 18-25°C et de 21-28°C pour les graines souterraines. La profondeur optimale pour l'émergence est de 2 pouces, avec des graines plus grandes émergeant de profondeurs allant jusqu'à 6 pouces (Webster et al., 2005).

2.2.6. *Asystasia gangetica* (L.) T. Anderson (Acanthaceae)

2.2.6.1. Description et écologie

Asystasia gangetica (fig. 28) est une plante herbacée pérenne habituellement grimpante, formant un tapis qui pousse à moins de 0,5 m de hauteur. Cependant, elle peut également s'étendre ou grimper sur la végétation de support à une hauteur de 3 m ou plus.

Elle a une croissance rapide et étalée allant de 300 à 600 mm de hauteur. Des feuilles vertes de forme ovale, des fleurs de couleur blanche-crème ayant des marques pourpres. Le fruit est une capsule en forme de massue qui se fend de la pointe à la base. Elle est originaire d'Afrique tropicale, d'Arabie et d'Asie tropicale, mais a été introduite dans de nombreuses autres régions tropicales où elle s'est souvent naturalisée. Largement distribuée dans le monde, la plante est utilisée en ethnomédecine pour le traitement des douleurs cardiaques, des douleurs d'estomac, des rhumatismes et du vermifuge. Au Nigeria, les feuilles sont couramment utilisées dans le traitement de l'asthme (Janakiraman et al., 2012).



Figure 28. Photographie de *Asystasia gangetica*.

2.2.6.2. Reproduction et dispersion

Asystasia gangetica se reproduit par graines et également par voie végétative via des segments de tige. Les graines sont libérées par explosion des capsules lorsqu'elles sont mûres et peuvent être propulsées sur de courtes distances. Les tiges rampantes produisent des racines lorsqu'elles entrent en contact avec un sol humide et peuvent propager une infestation latéralement. La principale méthode de dispersion sur de longues distances est celle des activités humaines (exploitation minière, jardinage, aménagement paysager, travaux routiers et déversement des déchets de jardin), bien que la propagation puisse être atténuée par l'eau et les animaux.

2.3. Procédure de détermination des capacités dépolluantes des espèces végétales

2.3.1. Caractéristiques du fioul utilisé

Le polluant utilisé dans cette étude est le fioul domestique. Par définition, le fioul est un mélange d'hydrocarbures d'origine minérale ou de synthèse, et éventuellement d'ester méthylique d'acide gras, destiné notamment à la production de chaleur dans les installations de combustion et sous certaines conditions d'emploi à l'alimentation des moteurs à combustion interne. Le choix du fioul repose sur le fait qu'il possède la quasi-totalité des hydrocarbures présent dans le pétrole brut. Le fioul domestique utilisé pour cette étude provient de deux entreprises de distribution de fioul dans la ville de Strasbourg : « USCHE Chauffagiste » pour la première phase expérimentale et « Vetter Didier fioul » pour la seconde phase. Ses propriétés physiques sont présentées dans le tableau 12, et le chromatogramme du fioul de la première phase expérimentale est présenté en figure 29.

Tableau 12. Propriétés physiques du fioul utilisé pour la contamination des sols.

Paramètres	Valeurs / caractéristiques
Couleur	Rouge
Masse volumique	De 0,830 à 0,880 kg/l
Viscosité	9,50 mm ² /s à 20°C maximum
Teneur en Soufre	0,10% (m/m) maximum
Distillation	Inférieur à 65% à 250°C ; 85% à 350°C minimum
Point d'éclair	> 55°C ; 120 °C maximum
Aspect	Clair et limpide
Teneur en eau	200 mg/kg maximum
Teneur en eau et sédiments	0,10 % (m/m) maximum
Point de trouble	+ 2°C maximum
Stabilité à l'oxydation	25 g/m ³ maximum
Point d'écoulement	- 9°C maximum
Température limite de filtrabilité	- 4°C maximum
Résidu de Carbone	0,35 % (m/m)
Indice de cétane mesuré	40 minimum
Conductivité électrique	150 pS/m à 20°C
Teneur en ester méthylique d'acide gras	Maximum 7% (v/v)

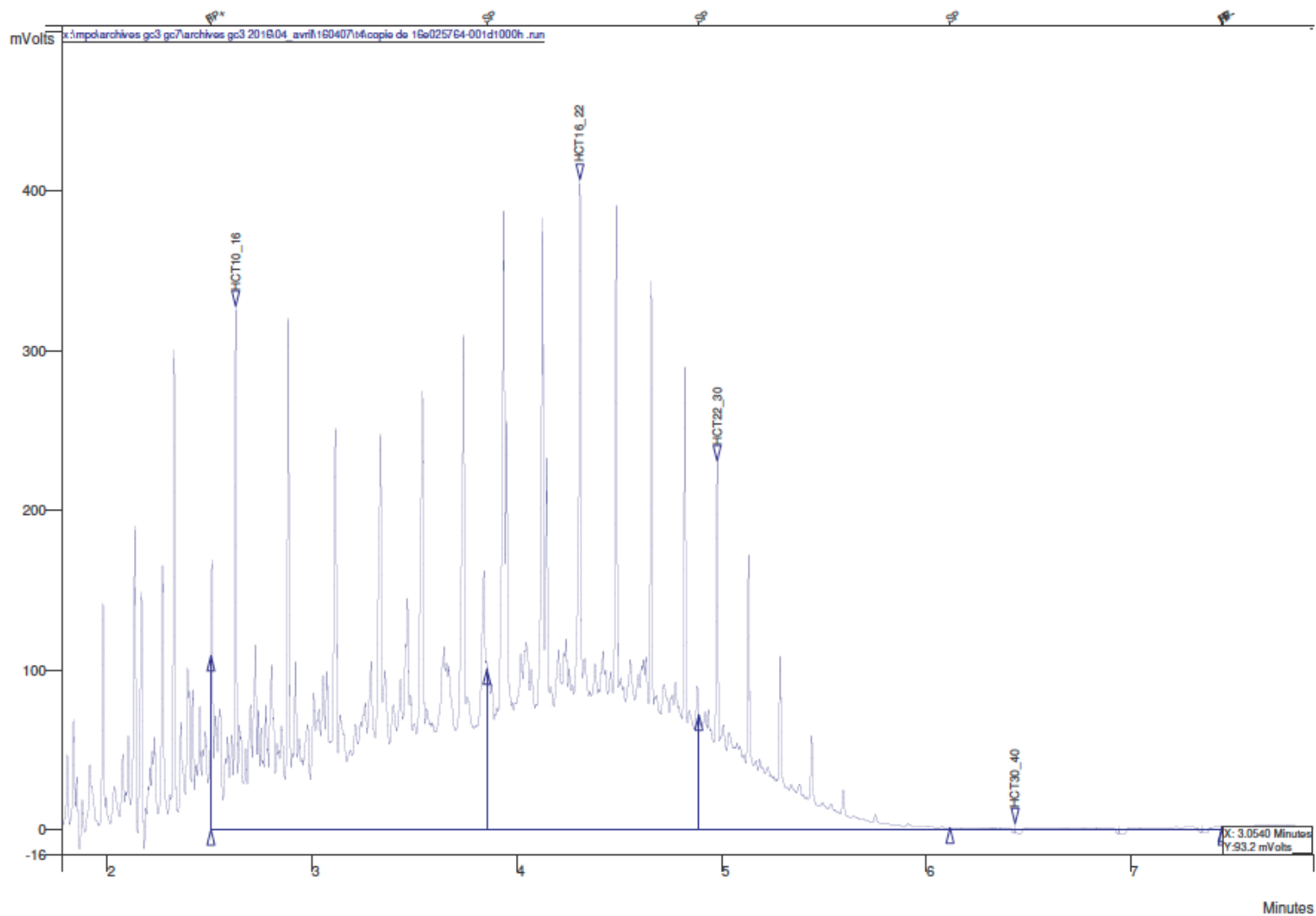


Figure 29. Chromatogramme du fioul de la phase expérimentale 1.

2.3.2. Protocoles expérimentaux phases 1 et 2

L'évaluation des potentialités des espèces à dépolluer les sols pollués par du fioul domestique s'est faite en deux phases.

2.3.2.1. Protocole expérimental phase 1

2.3.2.1.1. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comprend 3 modalités :

- Tn : Sol non pollué planté
- To : Sol pollué non planté
- Tp : Sol pollué planté.

Les modalités Tp et Tn sont constitués des 6 espèces retenues pour cette expérimentation. Les modalités Tp et To sont répétées trois fois, contrairement à Tn qui n'a qu'une seule répétition. A chaque triplicat de Tp est affecté un nom en fonction de l'espèce végétale qui la constitue (Par exemple, pour l'espèce *Eleusine indica*, le modèle pollué planté est 'EiTp' et celui non pollué planté, 'EiTn'). Toutes les modalités sont disposées de façon randomisée sur une superficie de 2,7 m x 0,9 m.

2.3.2.1.2. Préparation et pollution des sols

Les sols à utiliser pour cette expérimentation ont été prélevés dans la région Alsace, plus précisément au niveau le plus haut de la terrasse caillouteuse au centre de la plaine du Rhin, de la forêt de la hardt au Sud jusqu'à Neuf-Brisach. Ils sont de type fersiallitique ; ce sont des sols limono-sablo-argileux leptiques et caillouteux. Ces sols sont de nature sablo-limoneuse (84,77% de sable ; 11,25% de limon et 3,98% d'argile). Ils ont une CEC moyenne et sont riches en matière organique et en éléments fertilisants.

Une fois en laboratoire, les sols ont été tamisés dans un tamis à 10 mm de maille (Merkl et al., 2005). Puis 4 kg de sol ont été disposés chacun dans 27 pots de 4 litres (0,20 m de diamètre et 0,15 m de profondeur) perforés à la base (figure 30). Les sols contenus dans 21 pots ont été pollués à 10% (poids/poids) avec du fioul domestique ; soit un volume équivalent à 330 ml. Ce niveau de contamination a été utilisé car il pourrait constituer la moyenne des contaminations recensées dans la littérature. De plus, des niveaux de contamination plus faibles que 10% sont généralement notés dans la littérature (Osadolor et Animetu, 2013 ; Njoku et al., 2014)

L'ensemble sol-fioul a été manuellement mélangé et laissé poser pendant deux semaines (figure 30). Les teneurs en HAP et HCT des sols sont présentés dans le tableau 13.

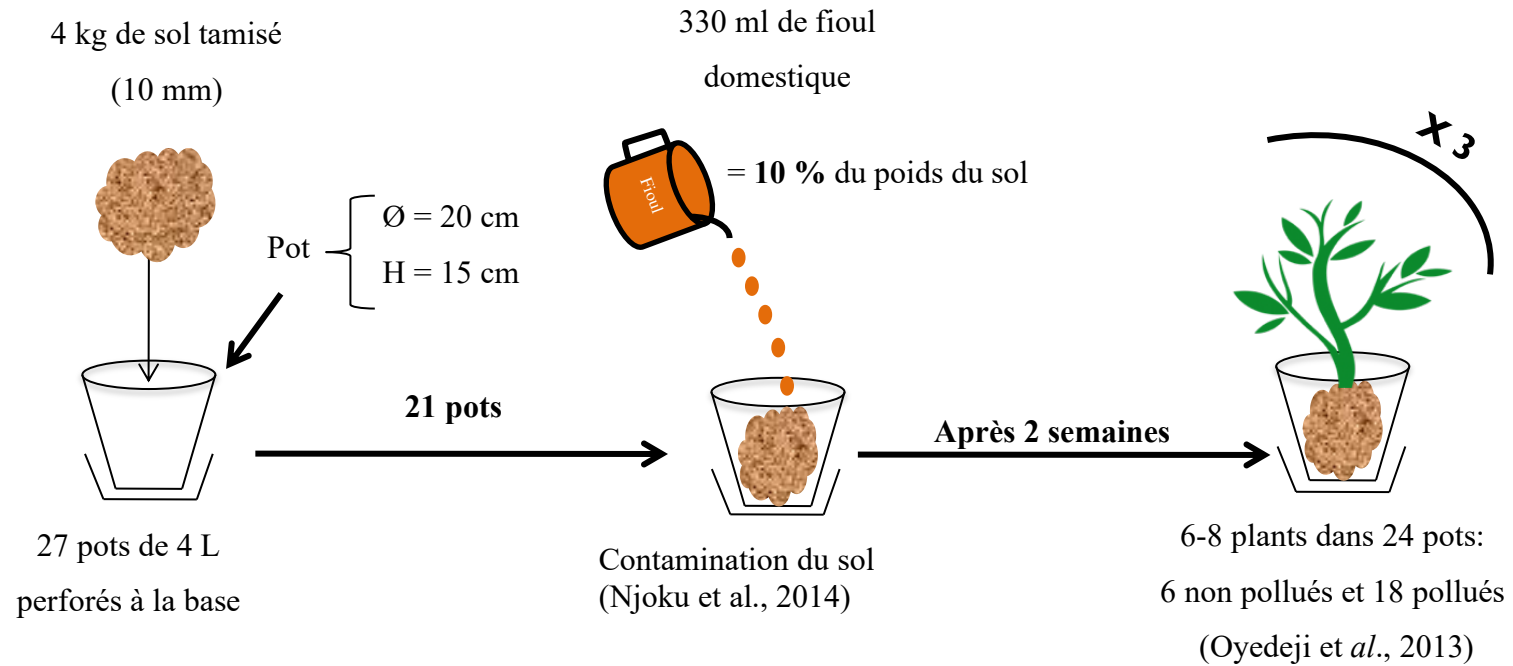


Figure 30. Aperçu du protocole de pollution des sols et de repiquage des plantes

Tableau 13. Teneurs en HAP et HCT des sols pollués (phase expérimentale 1).

	Paramètres	Valeurs à 0 jour
Hydrocarbures totaux (HCT) (mg.kg⁻¹ de matière sèche)	Indice hydrocarbures (C10-C40)	33500 ± 3479,06
	HCT (nC10 - nC16)	12333,33 ± 1264,02
	HCT (>nC16 - nC22)	16444,44 ± 1767,45
	HCT (>nC22 - nC30)	4400 ± 441,36
	HCT (>nC30 - nC40)	353,88 ± 84,81
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (16 HAP) (mg.kg⁻¹ de matière sèche)	Naphtalène	33,88 ± 3,94
	Acénaphthylène	4,22 ± 0,47
	Acénaphène	4,44 ± 1,5
	Fluorène	8,44 ± 0,86
	Phénanthrène	16,66 ± 1,76
	Anthracène	7,22 ± 1,76
	Fluoranthène	0,82 ± 0,08
	Pyrène	4,33 ± 0,96
	Benzo(<i>a</i>)anthracène	0,4 ± 0,05
	Chrysène	0,55 ± 0,08
	Benzo(<i>b</i>)fluoranthène	0,35 ± 0,03
	Benzo(<i>k</i>)fluoranthène	0,36 ± 0,03
	Benzo(<i>a</i>)pyrène	0,30 ± 0,02
	Dibenzo(<i>a,h</i>)anthracène	0,33 ± 0,03
	Benzo(<i>ghi</i>)pérylène	0,33 ± 0,03
	Indeno(1,2,3- <i>cd</i>)pyrène	0,34 ± 0,03
Somme des HAP	81,84 ± 10,35	

2.3.2.2. Protocole expérimental phase 2

Cette étude a consisté en la culture de *Cynodon dactylon* et *Eleusine indica* séparément dans des sols pollués à 10%, 20% et 30 % ; et en coculture dans des sols pollués à 10%. Les expérimentations se sont réalisées à l'extérieur du laboratoire ICube. Le dispositif expérimental est similaire au précédent (Tn, To et Tp), les répétitions sont également identiques : fois 3 pour Tp et To, et fois 1 pour Tn.

Les modèles Tp et Tn sont constitués des 2 espèces retenues pour cette expérimentation. A chaque triplicat de Tp est affecté un nom en fonction de l'espèce végétale qui la constitue et du degré de pollution concernée. Par exemple, pour l'espèce *Eleusine indica* dans les sols pollués à 30%, le modèle pollué planté est 'E3Tp' et celui non pollué planté, 'ETn'. En ce qui concerne les pots en coculture, les pollués sont nommés EpTp pour *Eleusine* et CpTp pour *Cynodon*. Dans le même ordre d'idée, les non pollués plantés sont EpTn et CpTn. Tous les traitements, constitués au total de 28 pots (7 pots dans le sens de la longueur et 4 pots dans le sens de la largeur), sont disposés de façon randomisée sur une superficie de 2,8 m x 1,25 m. Le protocole de pollution des sols ainsi que le repiquage des plantules sont décrit ci-dessous.

2.3.2.2.1. Préparation et pollution des sols

Les sols utilisés pour cette expérimentation ont été prélevés sur le même site que celui de la phase 1 et sont également sablo-limoneux (75% de sable ; 14,61% de limon et 0,06% d'argile). Une fois en laboratoire, les sols ont été tamisés dans un tamis à 4 mm de maille afin de limiter la présence d'éléments grossiers observés lors du tamisage à 10 mm. Les sols ont ensuite été disposés dans différents bocalux en fonction de la culture concernée. Les sols ont ensuite été pollués à 10%, 20% et 30% (poids/poids) avec du fioul domestique. Pour cela, les pollutions ont été réalisées séparément pour chaque pourcentage. Pour la pollution à 10%, 4704 ml de fioul ont été correctement mixés avec 56 kg de sol ; puis les sols ont été répartis dans 7 pots de 4 litres (0,20 m de diamètre et 0,15 m de profondeur) et 4 pots de 7 litres (0,40 m de Longueur, 0,18 m de largeur et 0,15 m de profondeur) tous perforés à la base. Soit une quantité de 4 kg et 7 kg de sol pour chacune des contenances. Pour la pollution à 20%, 4704 ml de fioul ont été correctement mixés avec 28 kg de sol et répartis dans 7 pots de 4 litres. La pollution à 30% de 28 kg de sol s'est faite avec 7056 ml de fioul, puis 4 kg de sols ont été remplis chacun dans 7 pots de 4 litres. Le volume de fioul à apporter au sol est calculé en fonction de sa densité. Les pots contenant l'ensemble sol-fioul ont été disposés dans des soucoupes et laissés reposer

pendant 2 semaines. Les propriétés physico-chimiques initiales des sols pollués sont présentés dans le tableau 14.

Tableau 14. Propriétés physico-chimiques initiales des sols pollués (phase expérimentale 2).

	Paramètres	Sol pollué à 10% (coculture)	Sol pollué à 10%	Sol pollué à 20%	Sol pollué à 30%
Paramètres physiques et chimiques	Matière organique (% MS)	5	4,7	7	11,4
	pH H ₂ O	7,9	7,8	8,4	7,7
	Azote kjeldahl (TKN) (mg.kg ⁻¹)	1500	1200	1500	1500
	Phosphore (mg.kg ⁻¹)	1890	1840	1740	1360
	Humidité résiduelle (%)	15,9	15,4	18,1	19,6
	Capacité d'échange cationique (méq/100g)	9,1	8,9	8,5	8,3
Hydrocarbures totaux (HCT) (mg.kg⁻¹ de matière sèche)	Indice hydrocarbures (C10-C40)	33300	29700	77300	143000
	HCT (nC10 - nC16)	15400	13500	35300	66500
	HCT (>nC16 - nC22)	14600	13300	34200	62800
	HCT (>nC22 - nC30)	3230	2880	7650	13600
	HCT (>nC30 - nC40)	68,4	34,4	182	230
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (16 HAP) (mg.kg⁻¹ de matière sèche)	Naphtalène	20	15	55	100
	Acénaphthylène	8,6	7,5	20	34
	Acénaphène	34	31	84	110
	Fluorène	23	22	48	78
	Phénanthrène	35	36	97	160
	Anthracène	20	27	71	52
	Fluoranthène	1,9	1,6	8,2	8,2
	Pyrène	7,6	6,0	18	38
	Benzo(a)anthracène	0,52	0,34	0,95	0,85
	Chrysène	0,65	0,43	1,2	2,8
	Benzo(b)fluoranthène	0,092	0,086	0,2	0,47
	Benzo(k)fluoranthène	<0,05	<0,05	<0,05	0,52
	Benzo(a)pyrène	0,092	0,076	0,083	0,27
	Dibenzo(a,h)anthracène	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	Benzo(ghi)pérylène	<0,05	<0,05	<0,05	0,069
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Somme des HAP	150	150	400	590	

2.3.3. Préparation et repiquage des plantes

2.3.3.1. Expérimentations phase 1

Le matériel végétal en provenance du Cameroun est constitué des graines des espèces *Eleusine indica*, *Cleome ciliata*, *Asystasia gangetica*, *Alternanthera sessilis* et des rhizomes de *Commelina benghalensis* et *Cynodon dactylon*. Les graines ont été mises à germer dans des petits pots (0,08 m de diamètre et 0,08 m de profondeur) en logettes (température : 25-30°C ; éclairage : 12 h de jour et 12 h de nuit), et les rhizomes régénérés dans les mêmes conditions (fig. 31A). Une fois les phases de germination et de régénération passées (2 semaines à 1 mois), 6-8 plantules de chaque espèce ont été transplantées dans les différents pots des modalités polluées (Tp) et non polluées (Tn), accompagnées de leur substrat. Le repiquage des différentes plantes s'est fait 2 semaines après contamination du sol (Merkl et al., 2005 ; Oyedeji et al., 2013) et l'expérimentation (fig. 31B) a été conduite pendant 150 jours. Un total de 63 g.kg⁻¹ d'engrais 100% organique « minigran » (9 - 5 - 3) a été apporté au sol à raison de 12,6 g.kg⁻¹ chaque mois. Les engrais en granulés permettent une diffusion des éléments nutritifs pouvant s'étaler sur plus de six mois, en fonction des besoins de la plante. En effet, ce sont ces fertilisants longue durée qui sont recommandés pour la culture des plantes en pot qui restent au minimum une saison dans le même substrat.

2.3.3.1. Expérimentations phase 2

Le matériel végétal est constitué des graines et rhizomes de *Eleusine indica* et des rhizomes de *Cynodon dactylon*. Les processus de germination et régénération se sont déroulés à l'intérieur du laboratoire Icube, dans 15 bocal de 7 litres (0,40 m de Longueur, 0,18 m de largeur et 0,15 m de profondeur) remplis de terreau (fig. 32A). Deux semaines plus tard, les plantules de chaque espèce ont été transplantées dans les différents pots des modalités polluées (Tp) et non polluées (Tn) accompagnées de leur substrat, à raison de 8 plantules pour les monocultures et de 16 plantules pour les cocultures (fig. 32B). L'expérimentation a été conduite pendant un peu plus de 160 jours (du 02 Mai au 04 Octobre 2018). De l'engrais 100% organique « minigran » (9 - 5 - 3) a été apporté au sol à raison de 12,6 g.kg⁻¹ tous les 60 jours



Figure 31. Germination des graines, régénération des rhizomes en logettes (A) et dispositif expérimental mis sur pied (B) durant la phase 1.



Figure 32. Germination des graines, régénération des rhizomes (A) et dispositif expérimental mis sur pied (B) durant la phase 2.

2.3.4. Suivi du développement des espèces végétales

2.3.4.1. Paramètres de croissance des plantes

Afin d'apprécier l'effet des hydrocarbures sur les différentes espèces végétales, un suivi bimensuel de l'évolution de quelques paramètres morphologiques est fait pour chaque modalité planté (Tn et Tp). Il s'agit de :

- **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. 2-3 pieds ont été étiquetés dans chaque pot pour la circonstance.
- **Nombre de feuilles** : Les feuilles des différentes plantes étiquetées sont dénombrées dans chaque pot planté (Tp, Tn).
- **Densité des plantes** : Elle est déterminée par comptage du nombre total de plants de l'espèce considérée dans chaque pot planté (Tp, Tn).
- **Surface foliaire** : Elle est déterminée à l'aide du logiciel ImajeJ en utilisant les photographies des feuilles de chaque plante.
- **Longueur racinaire spécifique (LRS)** : Les racines débarrassées de l'excédent de sol après récolte, sont lavées à l'eau claire, séchées à l'air libre pendant 2 – 3 heures de temps. Puis mesurées à l'aide d'un double décimètre et pesées afin de déterminer leur poids frais. La LRS est calculée comme suit (Merkl et al., 2004) :

$$LRS = \frac{\text{Longueur des racines}}{\text{Poids des racines}}$$

- **Couleur et flétrissement des feuilles** : La couleur et le flétrissement des feuilles sont évalués visuellement dans le temps et pour chaque pot. Les indicateurs de sécheresse et de décoloration (coloration jaune ou brune des plantes) sont évalués suivant des scores visuels présentés dans le tableau 15.

Tableau 15. Scores visuels indicateurs de flétrissement et décoloration des plantes (Kouawa et al., 2015).

Scores visuels	Estimations	Significations
4	Excellent	Plantes vertes ne présentant pas des signes de flétrissement ni de décoloration.
3	Bon	Plantes vertes présentant des signes de flétrissement et de décoloration à au moins 25 % du pot.
2	Moyen	Plantes vertes présentant des signes de flétrissement et de décoloration sur 25-50 % du pot.
1	Mauvais	Plus de 50 % de flétrissement et de décoloration des plantes.
0	Très mauvais	Aucune plante verte, toutes flétries et décolorées.

2.3.4.2. Calcul des indices de croissance relative (RGI) des plantes

Afin de comparer l'évolution générale des plantes pour chaque paramètre morphologique suivi, les indices de croissance relative (RGI : Relative Growth Indexes) de chaque paramètre de croissance sont calculés à partir de leurs taux de croissance relative (RGR : Relative Growth Rate) pour chacune des espèces végétales testées.

Le RGR est la valeur de croissance relative des parties aériennes (feuilles et tiges) et racinaires (racines). Il est calculé suivant 2 temps expérimentaux bien précis à l'aide de cette formule (Merkl et al., 2005 ; Kouawa et al., 2015) :

$$RGR = \frac{\ln(W_2) - \ln(W_1)}{t_2 - t_1}$$

Où :

- t_1 et t_2 sont des durées de temps, avec la durée t_2 supérieure à t_1 ;
- W_1 et W_2 sont les valeurs des paramètres de croissance des plantes aux temps t_1 et t_2 respectivement.

Ainsi, la valeur du RGI correspondra à celle du RGR des modalités polluées (T_p) sur celles des témoins (T_n) :

$$RGI = \frac{RGR(T_p)}{RGR(T_n)}$$

Le RGI est d'environ 1 lorsqu'il n'existe pas de différence significative entre témoins et pollués pour le paramètre considéré. Lorsque la valeur du RGI s'éloigne de 1, cela signifie que les paramètres de croissance des modalités pollués (Tp) sont significativement différentes de celles des modalités non polluées (Tn).

2.3.5. Evaluation de l'élimination des hydrocarbures dans les sols

L'évaluation de l'élimination des hydrocarbures du sol se fait à travers les calculs de l'efficacité de remédiation des sols, des facteurs de bioconcentration et de translocation des hydrocarbures dans les plantes et du potentiel de phytoremédiation des plantes (Kumari et al., 2016). Avant cela, des analyses préalables des sols et des plantes doivent être effectuées. Elles ont été réalisées dans un laboratoire accrédité du nom de Eurofins Analyses pour l'Environnement France (EAEF).

2.3.5.1. Caractérisation physico-chimiques des sols

Les analyses physiques des sols ont consisté à déterminer la granulométrie en début d'expérimentation ; l'humidité résiduelle et les teneurs en matières organiques en début et fin d'expérimentations. L'analyse chimique des sols s'est faite en début et fin d'expérimentations. Les paramètres suivants ont été analysés : azote total (TKN), phosphore total (Pt), potentiel d'hydrogène (pH), capacité d'échange cationique (CEC). Toutes ces analyses ont été réalisées suivant des tests appropriés à l'aide de normes standards françaises (NF) et anglaises (EN) qui sont présentés en annexe 3 du document.

2.3.5.2. Techniques d'analyses des HAP et HCT dans les sols et les plantes

Dans les sols, les HAP sont déterminés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS) et les HCT par chromatographie gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (GC-FID) (Lu et al., 2009). Les huiles minérales C10-56 (MOSH/POSH) sont analysés dans différentes parties des plantes (racines, tiges et feuilles) par chromatographie liquide et gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (LC-GC-FID). Les HAP y sont également déterminés GC/MS. Les normes standards françaises (NF) et anglaises (EN) utilisées sont présentées en annexe 3.

2.3.5.3. Efficacité de remédiation des hydrocarbures des sols

L'efficacité d'élimination des hydrocarbures des sols permet d'évaluer les performances du sol directement associé à la microflore pour les sols non plantés ; tandis que dans un sol végétalisé, ce paramètre renseigne sur l'efficacité des deux entités (la plante et le sol en collaboration avec sa microflore). Elle se calcule suivant la formule de Badmus et al. (2007) :

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

- E = Efficacité d'élimination des hydrocarbures du sol (%)
- C_i = Concentration initiale des hydrocarbures dans le sol (mg/g)
- C_f = Concentration finale des hydrocarbures dans le sol (mg/g)

2.3.5.4. Facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF)

Les facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) sont importants pour le screening hyperaccumulateur dans les processus de phytoextraction des polluants persistants tels que les éléments traces métalliques (ETM) et les composés hydrocarbonés (HCT, HAP). L'évaluation et la sélection des plantes pour la phytoremédiation dépend entièrement des valeurs de BCF et TF (Ali et al., 2013; Wu et al., 2011). Ces deux facteurs sont calculés comme suit (Lotfinasabasl et al., 2013) :

- BCF = concentration dans les tissus de la plante / concentration dans le sol
- TF = concentration dans les parties aériennes de la plante / concentration dans les parties racinaires.

2.3.5.5. Potentiel de phytoremédiation des plantes

Le potentiel de phytoremédiation permet de déterminer les capacités réelles de chaque espèce végétale testée ; car il est calculé indépendamment de l'impact de la microflore du sol qui n'est pas associée à la rhizosphère spécifique de chaque plante (sol non planté). La formule utilisée est celle de Njoku et al. (2014) :

$$P = \frac{E_p - E_n}{E_p} \times 100$$

Où

- P est le potentiel de phytoremédiation de la plante concernée (%)

- E_p et E_n , les valeurs d'efficacité de remédiation des hydrocarbures (HCT, HAP) dans les sols plantés et non plantés respectivement (%).

2.4. Evaluation de la phytotoxicité des hydrocarbures

L'évaluation de la phytotoxicité des hydrocarbures s'est faite durant la seconde phase expérimental. Deux principaux paramètres ont été pris en compte, à savoir la physiologie et l'anatomie. Les effets des hydrocarbures sur la physiologie des plantes ont été évalués à travers la mesure des teneurs en chlorophylle, tandis que leurs impacts sur l'anatomie des plantes ont été évalués à travers des observations microscopiques des coupes transversales des organes végétaux (tiges, feuilles et racines) des plants se développant dans les pots pollués et non pollués.

2.4.1. Mesure des teneurs en chlorophylle

Les feuilles cueillies des plantes expérimentales ont été lavées correctement et 10 g de feuilles fraîches ont été coupées en petits morceaux à l'aide d'une lame de rasoir. Ensuite, le pigment de chlorophylle a été extrait dans environ 8 ml d'acétone à 95 % (v/v) après broyage des feuilles dans un mortier à l'aide d'un pilon pendant 5 min. L'extrait a été filtré avec du papier filtre Whatman numéro 1. Le filtrat a été transféré dans une fiole jaugée de 100 ml et le volume du filtrat a été porté à 10 ml en ajoutant 95 % d'acétone. Ensuite, la densité optique (DO) de l'extrait a été mesurée à 645, 652, et 663 nm. Ce sont les longueurs d'onde où l'absorption maximale est observée pour la chlorophylle totale, la chlorophylle a et la chlorophylle b, respectivement. La quantité de chlorophylle a et b et la teneur totale en chlorophylle des tissus foliaires ont été calculées selon les méthodes décrites par (Moran et Porath, 1980).

2.4.2. Observations microscopiques des tissus végétaux

- **Coupe végétale** : Les tiges, feuilles et racines des plantes fraîches ont été lavées après la récolte. Ensuite plusieurs coupes transversales fines ont été réalisées avec une lame de rasoir pour chaque partie.
- **Coloration des coupes** : Le protocole de coloration est présenté dans le tableau 16.

Tableau 16. Protocole de coloration des coupes végétales.

Liquide	Fonction	Durée
Eau de javel dilué	Destruction du contenu cellulaire	15 min
Eau	Rinçage (très important : s'il reste de l'eau de javel, les colorants suivants seront décolorés)	1 min
Solution d'acide acétique diluée	Mordantage (aide à la fixation des colorants)	5 min
Carmin aluné	Coloration en rose de la paroi des cellules	3 min (possibilité d'augmenter la durée : 10-15 min)
Vert brillant ou vert d'iode	Coloration en vert de la lignine, de la subérine et de la cutine. NB : Si l'action du vert brillant est trop prolongée, toutes les parois sont colorées en vert.	30s
Eau	Rinçage pour arrêter la fixation du colorant	30s

- **Montage et observations** : A l'aide d'une pince ou d'une pipette, les coupes rincées sont disposées délicatement sur une lame dans une goutte d'eau. L'excédent d'eau est absorbé avec du papier absorbant, puis une goutte du baume du Canada est déposée sur une lame. La lamelle est ensuite délicatement déposée sur la préparation. Les observations ont été faites à l'aide d'un stéréomicroscope Stemi 305 Zeiss. La capture d'image grâce à une caméra (TrueChrome Metrics, Tucsen) intégrée au microscope et reliée à un ordinateur disposant du logiciel ISCapture.

2.5. Traitement des données

L'échantillonnage et les analyses chimiques ont été examinés en triple pour diminuer les erreurs et augmenter la reproductibilité expérimentale. Les figures ont été conçues dans Excel 2016. Les différences entre les modalités ont été analysées en comparant les valeurs moyennes (Student *t*-test) à l'aide du logiciel StatPlus:mac LE version 6. Le clustering des périodes climatiques ainsi que les analyses en composantes principales ont été réalisés dans R version 3.3.1. Le logiciel ImageJ version 1.51 a servi au traitement des images microscopiques obtenues.

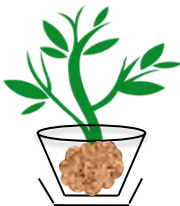
2.6. Que retenir de l'évaluation des potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique ?

Pollution des sols avec du fioul domestique



Analyses physico-chimiques des sols (TKN, Pt, CEC, pH, HCT, HAP)

Suivi bimensuel sur 5-6 mois des paramètres de croissance des plantes (taille, surface foliaire, biomasse aérienne et racinaire...) et calcul des indices de croissance relative



Repiquage des plantules dans les pots pollués

Evaluation de la phytotoxicité des hydrocarbures

Mesure des teneurs en chlorophylle des plantes

Observations microscopiques des coupes transversales des tissus végétaux (racines, tiges, feuilles)

Evaluation de l'élimination des hydrocarbures des sols

Analyses des HAP et HCT dans les sols ; des huiles minérales et HAP dans les plantes

Calcul de l'efficacité de remédiation des hydrocarbures des sols

Calcul des facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) des HAP et HCT dans les plantes

Calcul du potentiel de phytoremédiation des plantes

Figure 33. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation des potentialités de phytoremédiation des espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique.

CHAPITRE 3 - MODELISATION DU TRANSFERT DE 13 HAP DU SOL VERS 3 HERBACEES : MISE EN EQUATIONS ET RESOLUTION

3. Modélisation du transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées : mise en équations et résolution	114
3.1. Conception du modèle	114
3.2. Equations du modèle	116
3.2.1. Expression de la fugacité des compartiments de la plante	116
3.2.2. Expressions des concentrations des HAP dans les compartiments de la plante	119
3.3. Paramètres d'entrée du modèle	120
3.3.1. Paramètres d'entrée calculés	120
3.3.1.1. Concentrations des HAP dans l'eau et coefficients de partage.....	120
3.3.1.2. Flux et temps de rétention des HAP	121
3.3.1.3. Demi-vies de transport.....	123
3.3.2. Paramètres d'entrée connus	124
3.3.2.1. Demi-vies de métabolisme et de dilution de croissance.....	124
3.3.2.2. Paramètres morfo-physiologiques des plantes et autres paramètres	125
3.4. Résolution du modèle et analyse des données	126
3.5. Que retenir de la mise en équations et la résolution du modèle de transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées	128

3. Modélisation du transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées : mise en équations et résolution

3.1. Conception du modèle

L'objectif du modèle est de prédire le transfert sol-plante des HAP. Comme pour la phase expérimentale, le modèle tient compte de 13 des 16 HAP de l'US-EPA. Ces derniers sont ceux principalement analysés dans les plantes lors de l'étude expérimentale conduite par Nguemté et al. (2018). Ces 13 HAP sont le fluorène (F), le phénanthrène (Phe), l'anthracène (Ant), le fluoranthène (Flu), le pyrène (Pyr), le benzo(a)anthracène (BaA), le chrysène (Chy), benzo(b)fluoranthène (BbF), benzo(k)fluoranthène (BkF), benzo(a)pyrène (BaP), dibenzo(ah)anthracène (DahA), benzo(ghi)pérylène (BP) et l'indeno(1,2,3-cd)pyrène (IP).

Deux compartiments sont considérés pour chaque plante (fig. 34) : la partie aérienne (L) = tiges + feuilles et la partie racinaire (R). Les autres compartiments qui vont interagir avec la plante sont : le sol (S) et l'air (A). Les principaux flux de transfert à travers la plante sont : le flux de xylème (X) (ascendant) et le flux de phloème (P) (descendant). De plus, deux processus clés à l'intérieur des compartiments de la plante sont pris en compte ; ce sont la dilution de croissance (G) et le métabolisme (M) suite aux différentes réactions de dégradation (catabolisme) et de synthèse (anabolisme) qui ont lieu chez les espèces végétales. Deux principales hypothèses sont considérées par ce modèle, à savoir l'équilibre des phases qui se traduit par les coefficients de partage et la prise en compte d'un pseudo état d'équilibre à travers l'introduction des facteurs temps. Selon Hung et Mackay (1997), le modèle "Mackay_97" considère séparément le bilan massique des flux descendants et ascendants, ce qui conduit à une mauvaise prise en compte des pertes liées aux mécanismes de transport et de transformation qui ont lieu dans chaque compartiment végétal. Bien qu'approximative, l'approche développée par Hung et Mackay (1997) présente l'avantage de simplifier la résolution mathématique. Pour y remédier, la présente étude s'est appuyée sur l'élaboration d'un modèle qui considère que le bilan massique du flux de sève dans les vaisseaux de xylème et de phloème est continu. Ce qui pourrait donc conduire à une seule équation différentielle prenant en compte les 2 flux ensemble. Ainsi, la résolution mathématique a été adaptée.

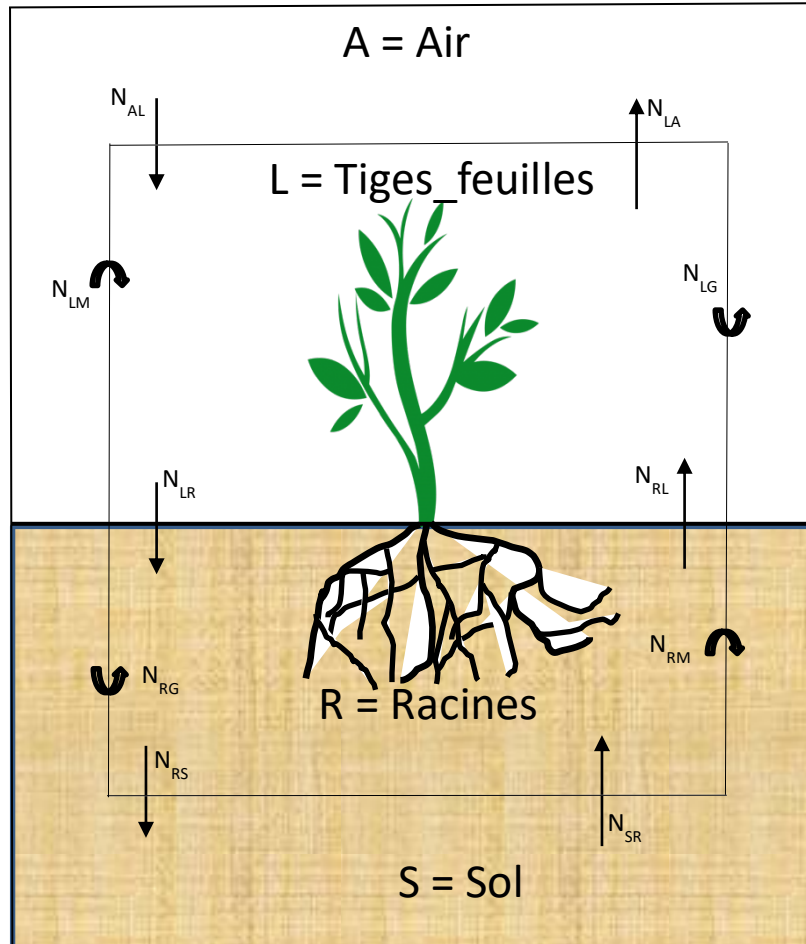


Figure 34. Illustration du modèle de transfert des HAP entre les différents compartiments (adapté de Hung et Mackay, 1997).

La vitesse du processus, N ($\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}$), dans ou à partir d'une phase peut être calculée par le produit du transport (D) et de la fugacité (f) des HAP. Les flèches verticales représentent la vitesse du processus entre les compartiments et les flèches déformées se rapportent à la vitesse du processus des pertes liées à la dilution de croissance et au métabolisme.

3.2. Equations du modèle

D'après Hung et Mackay (1997), pour chaque compartiment i de la plante, l'équation du bilan massique qui régit la dynamique des polluants dans les différents compartiments est la suivante :

$$\frac{d(M_i)}{dt} = \frac{d(V_i Z_i f_i)}{dt} = \sum D_{ji} f_j - f_i \sum D_o \quad (1)$$

Où :

- M_i = masse de l'HAP dans le compartiment i
- Z_i = capacité de fugacité du compartiment i
- f_i = fugacité de l'HAP dans le compartiment i (Pa)
- V = volume du compartiment i (m³)
- D_{ji} = valeurs D de transport des HAP du compartiment j vers le compartiment i à partir du compartiment j avec la fugacité f_j , incluant le flux dans le xylème et le phloème ; ainsi que l'absorption de l'HAP dans le sol et l'air (mol Pa⁻¹h⁻¹).

Les processus de transport et de transformation sont exprimés en termes de valeurs D qui peuvent être considérées comme une constante de la vitesse de fugacité ou un type de conductivité ou de résistance réciproque. Ils sont obtenus à partir de grandeurs telles que les débits, les coefficients de transfert de masse, les diffusivités et les constantes de vitesse de réaction (Hung et Mackay, 1997).

3.2.1. Expression de la fugacité des compartiments de la plante

La fugacité peut être imaginée comme une mesure de la tendance des molécules à s'échapper d'une phase à une phase adjacente. Ainsi, dans un système à plusieurs composants, si la fugacité d'un composant dans les deux phases adjacentes est la même, les deux phases seront en équilibre sans transfert net de molécules d'une phase à une autre. La fugacité peut également être évaluée par des méthodes simples, en utilisant des hypothèses limitatives, mais toujours utiles à des fins d'ingénierie dans diverses conditions (Danesh, 1998).

Les échanges de fluides et de gaz à l'intérieur de la plante sont régis par deux flux (ascendant et descendant). La sève brute transportée dans les vaisseaux du xylème véhicule l'eau et les sels minéraux de la solution du sol vers le haut (des racines aux parties aériennes). En retour, la sève élaborée composée d'eau et de sucres synthétisés par les parties aériennes de la plante lors de la photosynthèse est transportée dans les vaisseaux du phloème *via* la direction descendante (des parties aériennes aux racines).

Dans l'élaboration de l'équation du bilan massique, tel que l'Eqn. (1), le terme lié à l'assimilation des HAP ($\sum D_{ji}f_j$) comprend à la fois les processus d'entrée vers le haut (air) et vers le bas (sol). Par exemple, pour le compartiment racinaire, l'absorption des HAP comprend les processus de transport des tiges_feuilles vers les racines (D_{LR}) et du sol aux racines (D_{SR}). Le terme lié aux pertes des HAP ($f \sum D_o$) comprend également les processus ascendants et descendants. Par exemple, pour le compartiment racinaire, les pertes incluses dans les bilans massiques ascendants ou descendants comprennent à la fois le transport des racines vers le compartiment tiges_feuilles (D_{RL}) et des racines vers le sol (D_{RS}), le métabolisme (D_{RM}) et la dilution de croissance (D_{RG}).

Le développement de l'Eqn (1) conduit à l'expression de la fugacité de l'HAP et à la déduction de sa concentration dans le milieu considéré en fonction des deux sens d'écoulement de la sève. Ainsi, le bilan massique du compartiment tiges_feuilles peut s'écrire comme suit :

$$\frac{d(V_L Z_L f_L)}{dt} = D_{AL}f_A + D_{RL}f_R - f_L \sum D_o \quad (2)$$

$$\text{Avec } \sum D_o = D_{LA} + D_{LR} + D_{LM} + D_{LG}$$

Et le bilan massique du compartiment racinaire comme suit :

$$\frac{d(V_R Z_R f_R)}{dt} = D_{LR}f_L + D_{SR}f_S - f_R \sum D_o \quad (3)$$

$$\text{Avec } \sum D_o = D_{RL} + D_{RS} + D_{LM} + D_{LG}$$

Où :

- F_A , F_R , F_S et F_L sont la fugacité des HAP dans les compartiments A, R, S et L respectivement ;
- D_{AL} , D_{RL} , D_{SR} et D_{LR} sont les valeurs D de transport des HAP de l'air vers le compartiment tiges_feuilles, des racines vers le compartiment tiges_feuilles, du sol vers les racines et du compartiment tiges_feuilles vers les racines respectivement. Avec $D = \ln(2)(VZ)/\tau$. Où τ est la demi-vie de l'HAP.
- D_{LM} et D_{LG} , sont les HAP perdus par métabolisme et suite à la dilution liée à la croissance de la plante. D_{LA} , D_{LR} , D_{RS} sont les autres pertes en rapport avec le premier compartiment. Par exemple, D_{LA} comprend les pertes dans le compartiment tiges_feuilles suite au transport du polluant vers l'atmosphère suite à la transpiration de la plante.

En remplaçant chaque valeur de D par sa signification et en divisant les Eqns. (2) et (3) par $V_L Z_L$ et $V_R Z_R$ respectivement, il en résulte le système de 2 équations différentielles linéaires couplées suivant :

$$\begin{cases} \frac{df_L}{dt} = - \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{LA,L}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,L}} + k_{LG} + k_{LM} \right] f_L + \frac{\ln(2)}{\tau_{RL,L}} f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ \frac{df_R}{dt} = \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,R}} f_L - \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{RL,R}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{RS,R}} + k_{RG} + k_{RM} \right] f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{cases} \quad (4)$$

Où :

- $\tau_{AL,L}$, $\tau_{RL,L}$, $\tau_{LA,L}$ et $\tau_{LR,L}$ sont la demi-vie d'élimination des HAP de l'air vers le compartiment tiges_feuilles, des racines vers le compartiment tiges_feuilles, du compartiment tiges_feuilles vers les racines à partir du compartiment tiges_feuilles ;
- $\tau_{LR,R}$, $\tau_{SR,R}$, $\tau_{RL,R}$ et $\tau_{RS,R}$ sont la demi-vie de d'élimination des HAP du compartiment tiges_feuilles vers les racines, du sol vers les racines, des racines vers le compartiment tiges_feuilles et des racines vers le sol à partir du compartiment racinaire
- k_{LG} et k_{LM} sont respectivement des constantes de dilution de croissance et de métabolisme dans les tiges_feuilles. Tandis que k_{RG} et k_{RM} sont les mêmes constants dans les racines.

L'équation (4) peut s'écrire comme une équation différentielle linéaire avec second membre comme suit :

$$\frac{df}{dt} = Mf + F \quad (5)$$

Où :

$$f = \begin{pmatrix} f_L \\ f_R \end{pmatrix}; F = \begin{pmatrix} \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{pmatrix} \text{ et}$$

$$M = \begin{bmatrix} - \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{LA,L}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,L}} + k_{LG} + k_{LM} \right] & \frac{\ln(2)}{\tau_{RL,L}} \\ \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,R}} & - \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{RL,R}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{RS,R}} + k_{RG} + k_{RM} \right] \end{bmatrix}$$

Pour résoudre le système de l'équation (5), l'équation homogène $df/dt = Mf$ est d'abord résolue. Au temps initial ($t = 0$), la fugacité est nulle ($f = 0$).

La résolution de la matrice est présentée en annexe 5.

En remplaçant chaque expression de C_I et C_2 (annexe 5), les expressions analytiques de f_L et f_R s'écrivent comme suit :

$$f_L = \left[\frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_1} \right) (1 - e^{\lambda_1 t}) \right] \quad (6)$$

$$+ \left[\frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_2} \right) (1 - e^{\lambda_2 t}) \right]$$

$$f_R = \left[\frac{(A + \lambda_1)}{D} \times \frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_1} \right) (1 - e^{\lambda_1 t}) \right] \quad (7)$$

$$+ \left[\frac{(A + \lambda_2)}{D} \times \frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_2} \right) (1 - e^{\lambda_2 t}) \right]$$

3.2.2. Expressions des concentrations des HAP dans les compartiments de la plante

La fugacité (f) qui est un critère d'équilibre et qui peut être considérée comme pression partielle (Pa), est linéairement liée à la concentration, C (mg.kg⁻¹), par une capacité de fugacité, Z (mol.m⁻³.Pa⁻¹) tel que :

$$C = fZ \quad (8)$$

A l'équilibre (à fugacité égale, $f_i = f_j$), les concentrations des compartiments (C_L et C_R) peuvent être exprimées par un coefficient de partage adimensionnel (K_{ij}), qui est essentiellement un rapport des valeurs Z (Hung et Mackay, 1997) ; par conséquent :

$$K_{ij} = \frac{C_i}{C_j} = \frac{f_i Z_i}{f_j Z_j} = \frac{Z_i}{Z_j} \quad (9)$$

Les concentrations des HAP dans les compartiments tiges_feuilles (C_L) et racinaires (C_R) sont donc égales à $Z_L f_L$ et $Z_R f_R$ respectivement. En réorganisant l'Eqn. (9) et en rapportant tous les coefficients de capacité de fugacité à l'eau (W), pour laquelle la valeur Z est Z_W , il en résulte les concentrations ci-dessous après avoir introduit les coefficients de partage :

$$C_L = \left[\frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} C_A \left(\frac{K_{LW}}{K_{AW}} \right) - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} C_S \left(\frac{K_{LW}}{K_{SW}} \right) \right] \left(\frac{1}{\lambda_1} \right) (1 - e^{\lambda_1 t}) \right] \quad (10)$$

$$+ \left[\frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} C_A \left(\frac{K_{LW}}{K_{AW}} \right) - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} C_S \left(\frac{K_{LW}}{K_{SW}} \right) \right] \left(\frac{1}{\lambda_2} \right) (1 - e^{\lambda_2 t}) \right]$$

$$C_R = \left[\frac{(A + \lambda_1)}{D} \times \frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} C_A \left(\frac{K_{RW}}{K_{AW}} \right) - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} C_S \left(\frac{K_{RW}}{K_{SW}} \right) \right] \left(\frac{1}{\lambda_1} \right) (1 - e^{\lambda_1 t}) \right] \quad (11)$$

$$+ \left[\frac{(A + \lambda_2)}{D} \times \frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} C_A \left(\frac{K_{RW}}{K_{AW}} \right) - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} C_S \left(\frac{K_{RW}}{K_{SW}} \right) \right] \left(\frac{1}{\lambda_2} \right) (1 - e^{\lambda_2 t}) \right]$$

Où K_{LW} , K_{AW} , K_{SW} et K_{RW} sont respectivement les coefficients de partage tiges_feuilles / eau, air / eau, sol / eau et racines / eau.

3.3. Paramètres d'entrée du modèle

Les paramètres d'entrée du modèle sont les :

- concentrations initiales de HAP dans le sol et dans l'air,
- volumes des compartiments tiges_feuilles et racinaires de chaque plante,
- coefficients de partage des HAP entre les compartiments,
- débits qui contrôlent les processus de transport,
- temps de rétention des HAP dans chaque compartiment en fonction du sens du flux,
- demi-vies de transport (τ), de dilution de croissance (τ_G) et de métabolisme (τ_M).

3.3.1. Paramètres d'entrée mesurés

3.3.1.1. Concentrations des HAP dans l'eau et coefficients de partage

Pour calculer la concentration des HAP dans l'eau (C_W), le coefficient de distribution (K_d : rapport de la concentration des HAP adsorbées sur le sol sur la concentration des HAP à l'état dissous) a été utilisé ($K_d = C_S / C_W$). Ainsi C_W est exprimé comme suit :

$$C_W = C_S / K_d \quad (12)$$

Où C_S est la concentration initiale de HAP dans le sol (mg/kg). K_d est calculé en fonction du coefficient de carbone organique (K_{OC} : rapport de la quantité de HAP absorbée par unité de poids de carbone organique et de la quantité de HAP en phase aqueuse à l'équilibre).

$$K_d = \frac{K_{OC} \times \%CO}{100} \quad (13)$$

Avec $\%CO = \%MO / 1,72$ et $K_{OC} = 0,411 K_{OW}$ (Karickhoff, 1981)

Où $\%CO$ et $\%MO$ sont respectivement le pourcentage de carbone organique et de matière organique provenant des données expérimentales.

Le coefficient de partage entre l'eau et les différents compartiments (K_{iW}), à savoir tiges_feuilles, racines et sol, a été calculé en utilisant le coefficient de partage (K_{EA}) feuille (E) - air (A) de Müller et al. (1994) comme suit :

$$K_{EA} = (RT/H) \times \left[V_C 1.11 K_{OW}^{0.97} + V_W + V_L K_{OW} + V_F 0.0372 K_{OW}^{0.95} + V_P (86.2 K_{OW}^{-1} + 3.70) \right] \quad (14)$$

Avec

$$RT/H = K_{AW}$$

Où

- V_C, V_W, V_L, V_F et V_P sont les fractions volumiques de la membrane cuticulaire, de l'eau, des glucides, des lipides et des protéines de la feuille.
- K_{AW} est le coefficient de partage air-eau et RT/H provient de la loi de Henry.

D'après l'Eqn. (9), $K_{EW} = K_{EA}/K_{AW} = K_{iW}$. En réorganisant l'Eqn. (14) et en tenant compte de la densité de chaque compartiment i , l'expression finale du K_{iW} s'écrit :

$$K_{iW} = [V_C 1.11 K_{OW}^{0.97} + V_W + V_L K_{OW} + V_F 0.0372 K_{OW}^{0.95} + V_P (86.2 K_{OW}^{-1} + 3.70)] \times d_i \quad (15)$$

Le coefficient de partage octanol/cuticule - air peut s'écrire sous cette forme : $K_{OA} = K_{OW}/K_{AW}$.

3.3.1.2. Flux et temps de rétention des HAP

➤ Flux des HAP

En ce qui concerne le cas de cette étude avec 2 compartiments végétaux (tiges_feuilles = L et racines = R), le calcul des flux relatifs aux compartiments tiges_feuilles et air (tableau 17) est déduit de Hung et Mackay (1997).

Les flux sont calculés en fonction du sens de migration des HAP. Les flux de xylème (G_X) sont spécifiques au type de plante et dépendent des conditions météorologiques. Selon Hung et Mackay (1997), le flux de phloème est égal à 5% du flux de xylème ($G_P = 5 \times 10^{-2} G_X$) ; le débit sol-racine est de 1,05 du débit du xylème ($G_{SR} = 1,05 G_X$) et le débit racine-sol est égal à 5% du débit xylème ($G_{RS} = 0,05 G_X$).

Considérons E = compartiment feuille et T = compartiment tige. L'échange entre les feuilles et l'air peut être exprimé par " $G_{AE} = k_{EA} \times a$ ". Où k_{EA} est le coefficient de transfert de masse [$k_{EA} = (\tau_{EA} \times a) / (\ln(2) \times V_A)$] et " a " est la surface foliaire, avec $G_{AE} = G_{EA}$. Tous les flux

entre les compartiments E et T sont égaux aux flux de phloème (G_P) ou de xylème (G_X) selon le sens du flux. Ainsi, $G_{TE} = G_X$ et $G_{ET} = G_P$.

Tableau 17. Vitesse d'écoulement (flux) des HAP d'un compartiment à l'autre ; adapté de Hung et Mackay (1997).

	Air	Tiges_feuilles	Racines	Sol
Air		$G_{AL} = G_{AE} + G_P$		
Tiges_feuilles	$G_{LA} = G_{EA} + G_X$			
Racines		$G_{RL} = G_X$		$G_{RS} \approx 0,05 G_X$
Sol			$G_{SR} = 1,05 G_X$	

- Calcul du flux xylème (G_X) et de phloème (G_P) des 3 espèces végétales

Le flux de xylème (G_X) a été calculé en fonction de l'évapotranspiration (ETP= 1,9108 10^{-4} mm/h) du site d'étude expérimental, issus des données météorologiques de Nguemté et al. (2018). En incluant la surface du pot ($3,14 \times 10^{-2}$ m²), le taux de transpiration de chaque pot est donc de $6 \cdot 10^{-6}$ m³/h/pot. Ce taux de transpiration étant celui du gazon et donc de *Cynodon dactylon*, il a également été utilisé comme flux de xylème chez *Eleusine indica* du fait de l'appartenance de ces deux espèces à la famille des graminées. Le taux de transpiration de *Cynodon dactylon* est donc considéré comme une évapotranspiration potentielle (ETP_o). Ainsi, il a été utilisé pour calculer le taux de transpiration chez *Alternanthera sessilis* (As) en combinaison avec son coefficient culturel (Kc) comme suit : $ETP_{As} = Kc \times ETP_o$. Avec $ETP_o = G_{Xcd}$ et $ETP_{As} = G_{XAs}$. Le Kc de *A. sessilis*, d'une valeur de 0,8 a été trouvé dans la littérature.

➤ Temps de rétention

A partir de ces débits, chaque temps de rétention (temps nécessaire pour que le volume de sève dans le xylème ou le phloème soit égal au volume d'un compartiment donné pour s'écouler à travers la plante) est calculé comme présenté dans le tableau 18.

Tableau 18. Temps de rétention des HAP dans les différents compartiments de la plante (Hung et Mackay (1997)).

Flux	Temps de rétention			
Flux de xylème	$\delta_{L,X} = V_L/G_{LA}$	$\delta_{R,X} = V_R/G_{SR}$	$\delta_{E,X} = V_E/G_{EA}$	$\delta_{T,X} = V_T/G_X$
Flux de phloème	$\delta_{L,P} = V_L/G_{AL}$	$\delta_{R,P} = V_R/G_{RS}$	$\delta_{E,P} = V_E/G_{AE}$	$\delta_{T,P} = V_T/G_X$

3.3.1.3. Demi-vies de transport

Les valeurs D de demi-vies pour chaque sens d'écoulement de la sève sont exprimées dans le tableau 19. La demi-vie est le temps nécessaire pour réduire de moitié la quantité d'un composé (HAP) dans un compartiment donné. Les demi-vies de transport ($D = \ln(2)VZ/\tau$) sont déduites des volumes des deux compartiments de la plante (V_L et V_R) et des quatre débits (G_{LA} , G_{AL} , G_P et G_{SR}). Selon Hung et Mackay (1997), la forme générale de l'expression de calcul de la demi-vie d'élimination d'un composé d'un compartiment i à un compartiment j , G_{ij} est $\tau_{ij} = \ln(2)K_{iw} \frac{V_i}{G_{ij}} = \ln(2)K_{iw}\delta_{i,ij}$. Donc, les demi-vies sont alors calculées pour chaque sens d'écoulement en utilisant les valeurs de temps de rétention (δ) et les coefficients de partage.

Pour les échanges entre l'air et les feuilles, la demi-vie de transfert air-feuilles (τ_{AE}) et la demi-vie de transfert feuilles-air (τ_{EA}) sont les mêmes :

$$\tau_{AE,E} = \tau_{EA,E} = \ln(2)(\tau_{c,O} + \tau_{c,A} \times K_{OA}) \quad (16)$$

Où :

- $\tau_{c,O}$ est le temps caractéristique de passage de l'HAP à travers la cuticule ;
- $\tau_{c,A}$ est le temps caractéristique de passage de l'HAP à travers le compartiment air ;
- K_{OA} est le coefficient de partage de l'HAP entre la cuticule et l'air.

Ainsi, pour calculer la demi-vie de passage de l'HAP de l'atmosphère vers le compartiment tiges_feuilles (τ_{AL}) et la demi-vie de passage de l'HAP du compartiment tiges_feuilles vers l'atmosphère (τ_{LA}), une moyenne des demi-vies des compartiments tiges et feuilles pris chacun séparément a été exprimée tel que présenté par les Eqns. (17) et (18).

D'après Hung et Mackay (1997), $\tau_{ET,T} = \ln(2)K_{TW}\delta_{T,P}$; $\tau_{ET,E} = \ln(2)K_{EW}\delta_{E,P}$; $\tau_{TE,T} = \ln(2)K_{TW}\delta_{T,X}$ et $\tau_{TE,E} = \ln(2)K_{EW}\delta_{E,X}$. Ainsi, τ_{AL} et τ_{LA} peuvent être exprimés comme suit :

$$\tau_{AL,L} = \frac{\tau_{AE,E} + \tau_{ET,E} + \tau_{ET,T}}{3} \quad (17)$$

$$\tau_{LA,L} = \frac{\tau_{TE,T} + \tau_{TE,E} + \tau_{EA,E}}{3} \quad (18)$$

Tableau 19. Expressions des demi-vies des HAP dans les différents compartiments du modèle ; adapté de Hung et Mackay (1997).

Sens descendant	Sens ascendant
$\tau_{AL,L} = \frac{1}{3} [\ln(2)(\tau_{c,O} + \tau_{c,A} \times K_{OA})$ $+ \ln(2)K_{TW}\delta_{T,P}$ $+ \ln(2)K_{EW}\delta_{E,P}]$	$\tau_{SR,R} = \ln(2) K_{RW}\delta_{R,X}/(1 + \emptyset)$
$\tau_{LR,L} = \ln(2) K_{LW}\delta_{L,P}$	$\tau_{RL,R} = \ln(2) K_{RW}\delta_{R,X}$
$\tau_{LR,R} = \ln(2) K_{RW}\delta_{R,P}$	$\tau_{RL,L} = \ln(2) K_{LW}\delta_{L,X}$
$\tau_{RS,R} = (\ln(2) / \emptyset) \times K_{RW}\delta_{R,X}$	$\tau_{LA,L} = \frac{1}{3} [\ln(2)K_{TW}\delta_{T,X} + \ln(2)K_{EW}\delta_{E,X}$ $+ \ln(2)(\tau_{c,O} + \tau_{c,A} \times K_{OA})]$

Où \emptyset est la fraction de diffusion du flux du xylème.

3.3.2. Paramètres d'entrée issus de la littérature

3.3.2.1. Demi-vies de métabolisme et de dilution de croissance

La plupart des polluants persistants dans l'environnement tels que les HAP ont des métabolismes faibles. Ainsi, il peut donc être supposé que leur demi-vie métabolique est infinie ou très importante (Hung et Mackay, 1997). Les valeurs D de métabolisme et de dilution de croissance, par exemple, dans le compartiment tiges_feuilles sont respectivement D_{LM} et D_{LG} . Ces valeurs D peuvent être calculées comme suit :

$$D_{LG} = Z_L \left(\frac{dV_L}{dt} \right) = k_{LG} Z_L V_L \quad (19)$$

$$D_{LM} = Z_L \left(\frac{dV_L}{dt} \right) = k_{LM} Z_L V_L \quad (20)$$

Où V est le volume de la plante, k_{LM} et k_{LG} sont les constantes de débit de premier ordre. τ_{LM} et τ_{LG} , les demi-vies de métabolisme et de dilution de croissance du compartiment tiges_feuilles sont respectivement $\ln(2)/k_{LM}$ et $\ln(2)/k_{LG}$.

Au fur et à mesure que la plante évolue, la k_{LG} diminue. Par souci de simplicité, il est supposé que la k_{LG} soit constante pendant toute la courte période de croissance d'une plante herbacée. La demi-vie de croissance, τ_{LG} , est habituellement l'estimation simple du temps nécessaire pour que chaque tissu végétal double en volume. Pour les graminées, τ_{LG} peut prendre une semaine (Hung et Mackay, 1997).

Selon les données expérimentales, il faut environ 14 jours = 336 h (Nguemté et al., 2018) pour que les trois espèces végétales doublent leur taille originale à partir de la germination, ce qui correspond à un k_G de $2 \times 10^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. La constante du métabolisme (k_M) a également été supposée être de $2 \times 10^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ pour tous les compartiments végétaux, ce qui correspond à une demi-vie métabolique de 336 h.

3.3.2.2. Paramètres morpho-physiologiques des plantes et autres paramètres

La masse, les volumes et la densité de chaque compartiment (air, tiges_feuilles, racines, sol et eau) ont été obtenus à partir des données expérimentales et de la littérature.

La teneur en HAP de l'air est calculée selon les constantes de Henry (H) de chaque HAP comme suit :

$$H = K_{AW} = \frac{C_A}{C_W} \quad (21)$$

- C_A est la concentration des HAP dans l'atmosphère (kg/m^3) ;
- C_W leurs concentrations dans l'eau (kg/m^3) ;
- K_{AW} est l'expression adimensionnelle du coefficient de partage air-eau. $K_{AW} = H \times 8,32 \times 298$ (avec 8,32 la constante universelle des gaz parfaits et 298 la température en kelvin)

L'expression adimensionnelle de C_A est donnée en fonction de la densité de l'air ($1,225 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) comme suit :

$$C_A = C_W \times K_{AW} / 1,225 \quad (22)$$

L'expression de C_A en mg.kg^{-1} est donc:

$$C_A = C_W \times K_{AW} \times 10^6 / 1,225 \quad (23)$$

Les fractions volumiques de la membrane cuticulaire, des glucides, des lipides et des protéines de chaque compartiment de la plante proviennent de Muller et al. (1994) ; et la fraction volumique de l'eau dans chaque compartiment végétal a été calculée en utilisant leur teneur en eau.

Les valeurs typiques de τ_O et τ_A sont 126 h et 5×10^{-6} h respectivement ; et la fraction de diffusion du flux du xylème (\emptyset) est de 0,05 (Hung et Mackay, 1997). La durée de temps utilisée pour modéliser le transfert des HAP (150 jours = 3750 heures) est la même que celle des expérimentations (Nguemté et al., 2018). Le coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{OW}$) de chaque HAP provient de la littérature ainsi que les constantes de Henry.

Tous ces paramètres d'entrée ont été utilisés pour la résolution du modèle.

3.4. Résolution du modèle et analyse des données

Les deux équations différentielles linéaires ont été résolues pour les 13 HAP et chacune des 3 espèces végétales (*Eleusine indica*, *Cynodon dactylon* et *Alternanthera sessilis*).

L'analyse de sensibilité s'est faite principalement avec des paramètres tels que le facteur de calcul du flux de phloème (α), la fraction de diffusion du flux de xylème entre les compartiments de la plante (\emptyset), ainsi que le temps caractéristique de séjour des HAP dans la cuticule (τ_O). Le choix de ces paramètres repose sur le fait qu'ils sont issus de la littérature et sont susceptibles de varier en fonction du type de polluant et des dispositions environnementales. Ils sont également en relation directe avec la plante.

L'erreur quadratique moyenne (MSE) mesure ici la différence entre les valeurs calculées h et les valeurs réelles h^o , pour n HAP. Le MSE est l'un des critères les plus largement utilisés pour l'étalonnage et l'évaluation des modèles avec données observées. Elle peut être exprimée dans les unités des quantités qu'elle compare lorsqu'une variable unique est considérée.

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_i - h_i^o)^2 \in (0, +\infty) \quad (18)$$

Le calage du modèle a été effectué dans Excel à l'aide d'un solveur. C'est un outil très puissant qui permet à la fois d'optimiser et d'allouer les ressources. Dans ce travail, l'objectif à définir était l'erreur quadratique moyenne (MSE) des concentrations en HAP des deux

compartiments de la plante ; et la variable était les paramètres sensibles spécifiés. Le solveur a permis de trouver la valeur minimale de ces paramètres pour chaque espèce végétale, sans aucune contrainte émise. La méthode de résolution utilisée était l'optimisation non linéaire à gradient réduit généralisé (GRG) (Lasdon et al., 1974).

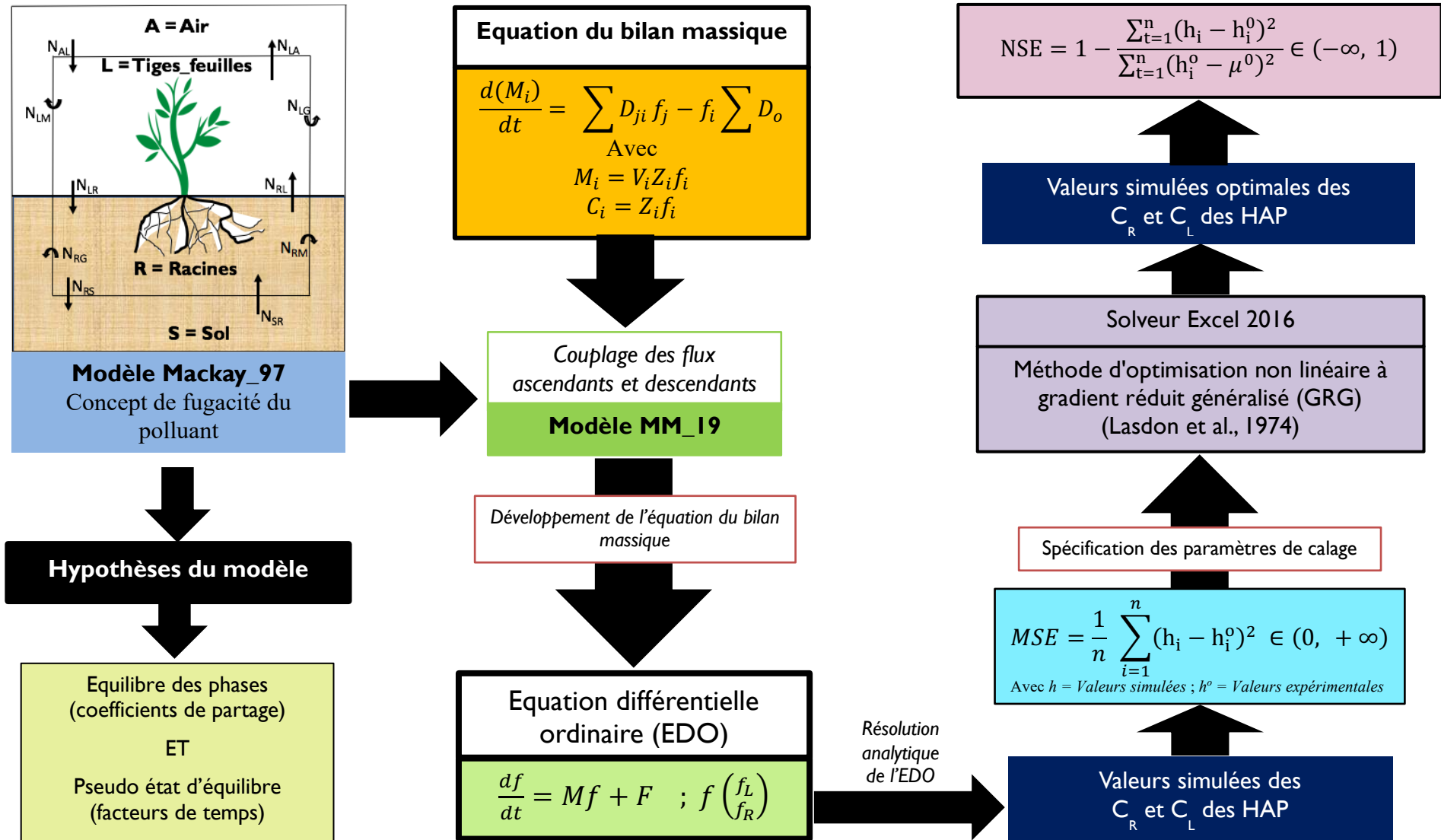
Pour évaluer l'efficacité du modèle, un critère d'erreur adimensionnel, le Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) a été utilisé. Il tient compte de la moyenne μ^o et de l'écart-type σ^o de l'ensemble de données.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (h_i - h_i^o)^2}{\sum_{i=1}^n (h_i^o - \mu^o)^2} = 1 - \frac{MSE}{(\sigma^o)^2} \in (-\infty, 1) \quad (19)$$

Une valeur de 1 pour NSE indique un accord parfait entre le modèle et les données mesurées. La performance du modèle est jugée "très bonne" si $0,75 < NSE < 1,00$, "bonne" si $0,65 < NSE < 0,75$, "satisfaisante" si $0,50 < NSE < 0,65$, et "insatisfaisante" sinon.

Le test t de Student a été utilisé pour comparer les valeurs moyennes des concentrations en HAP des différents compartiments de la plante entre les données expérimentales et les données simulées à l'aide du logiciel StatPlus:mac LE v6.1.60. L'évapotranspiration (ETP) a été calculée selon la méthode de Penman-Monteith.

3.5. Que retenir de la mise en équations et la résolution du modèle de transfert de 13 HAP du sol vers 3 herbacées ?



4. Conclusion sur la méthodologie

1) Etat des déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun ?

- Choix des principales villes de manipulations d'hydrocarbures
- Administration d'un questionnaire d'enquête aux habitants des zones de déversement d'hydrocarbures :
 - Responsables des déversements d'hydrocarbures?
 - Impacts visuels des déversements sur l'environnement et la santé des populations ?
- Inventaires et comparaison de la flore des sites de déversement et des sites témoins
 - Indices de diversité floristique (coefficient de Sorensen)
 - Indices de diversité spécifique (indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou)

3) Capacités phytoremédiatrices des espèces polluo-tolérantes ?

- Deux campagnes expérimentales
 - Tests sur 150 jours de 6 espèces végétales dans des sols pollués à 10% (poids/poids) avec du fioul domestique
 - Tests sur 160 jours de 2 espèces végétales en monoculture (pollution des sols à 10%, 20% et 30%) et en coculture (pollution des sols à 10%)
- Evaluation de la croissance et le développement des plantes
 - Suivi bimensuel des paramètres de croissance (taille, nombres de feuilles, scores visuels de flétrissement et de décoloration...)
 - Calcul des indices de croissance relatifs des plantes (RGR, RGI)
- Paramètres d'élimination des hydrocarbures des sols
 - Calcul de l'efficacité d'élimination des HAP et HCT des sols
- Paramètres de transfert des HAP dans les plantes
 - Calcul des facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF)
 - Modélisation transfert sol-plante de 13 HAP US-EPA

2) Espèces polluo-tolérantes sur les sites de déversement d'hydrocarbures au Cameroun ?

- Analyses phytosociologiques des sites de déversements d'hydrocarbures
 - Inventaire floristique des sites de déversement d'hydrocarbures par la méthode des quadrats dans les villes de Douala, Yaoundé, Limbé et Kribi au Cameroun
 - Attribution des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet à chaque espèce recensée sur les sites
 - Calcul de la fréquence relative et du recouvrement local des espèces sur les sites
- Sélection d'espèces polluo-tolérantes
 - Espèces végétales les plus fréquentes et abondantes sur les sites de déversements d'hydrocarbures

4) Phytotoxicité des hydrocarbures et conséquences sur le potentiel dépolluant des espèces végétales ?

- Expériences sur 2 espèces végétales en monoculture (pollution des sols à 10%, 20% et 30%) et en coculture (pollution des sols à 10%)
- Effets des hydrocarbures sur l'anatomie des plantes
 - Réalisation des coupes transversales des racines, tiges et feuilles
 - Protocole de coloration des tissus végétaux
 - Observations microscopiques des coupes
- Effets des hydrocarbures sur la physiologie des plantes
 - Analyse des teneurs en chlorophylle des feuilles

Figure 35. Liens entre les problématiques de la thèse et la méthodologie utilisée.

PARTIE 3 – RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 1 - IDENTIFICATION DES ESPECES VEGETALES POTENTIELLEMENT PHYTOREMEDIATRICES DES SOLS POLLUES PAR LES HYDROCARBURES AU CAMEROUN

1. Identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun	132
1.1. Introduction	132
1.2. Etats des lieux des sites de déversement de produits pétroliers dans les 4 villes investiguées	132
1.2.1. Responsables des déversements dans chaque ville	132
1.2.2. Perception de l'effet des hydrocarbures sur l'environnement.....	134
1.2.3. Espèces végétales résistantes d'après les sondages.....	136
1.3. Cartographie des sites de déversements d'hydrocarbures	137
1.4. Biodiversité végétale des sites investigués	143
1.4.1. Diversité floristique.....	143
1.4.3. Diversité spécifique	147
1.4.3.1. Richesse spécifique (S)	147
1.4.3.1. Indice de diversité de Shannon (H')	147
1.4.3.2. Indice d'équitabilité de Pielou (J')	150
1.4.3.1. Discussion sur la diversité spécifique	152
1.5. Fréquence relative, recouvrement local des espèces	153
1.5.1. Discussion sur la fréquence relative et le recouvrement local des espèces	156
1.6. Espèces végétales polluo-tolérantes d'hydrocarbures au Cameroun	156
1.7. Conclusion.....	159

1. Identification des espèces végétales potentiellement phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun

1.1. Introduction

Les bases de la mise sur pied de tout processus de phytoremédiation passent par une connaissance des espèces de plantes potentiellement utiles pour la circonstance (Merkl et al., 2004; Messou et al., 2013). Le screening des espèces végétales présentant des capacités à se développer sur des sols pollués par des hydrocarbures est donc une étape primordiale pour la phytoremédiation. De plus, la végétation des milieux sujets à des déversements anarchiques de produits pétroliers sont généralement riches en espèces tolérantes à la pollution (Ray et George, 2009). Ainsi, ce travail vise à identifier les espèces végétales aptes à être testées dans des essais de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun. A cet effet, plusieurs sites de déversement d'hydrocarbures ont été géo-localisés et investigués dans les villes de Douala, Kribi, Limbé et Yaoundé pendant 60 jours. Des inventaires de la flore de chaque site ont été réalisés ; les indices de diversité floristique et spécifique des sites ont été calculés; et des études phytosociologiques ont été faites sur les différentes espèces végétales recensées.

1.2. Etat des lieux des sites de déversement de produits pétroliers dans les 4 villes investiguées

1.2.1. Responsables des déversements dans chaque ville

Les responsables des déversements dans l'ensemble des quatre villes investiguées sont majoritairement les garages (fig. 36). En effet, les garages sont à l'origine de plus de 85% de déversement dans les villes de Yaoundé (88%) et Douala (87%), 100% dans la ville de Kribi et 60% dans la ville de Limbé. Les sociétés pétrolières sont responsables à 12% pour la ville de Yaoundé et 4% pour la ville de Douala. Les villes de Douala et Limbé connaissent également des déversements dus à la vente illicite d'huile de vidange. Cette dernière est à l'origine de 40% de déversement dans la ville de Limbé (fig. 36).

Les déversements d'hydrocarbures majoritairement occasionnés dans les garages sont dus au fait que les garagistes manipulent chaque jour les huiles de vidange des moteurs de véhicules ainsi que les huiles usagées, les déversant à tout bout de champ pendant leurs activités, par accident ou volontairement. Certains d'entre eux affirment qu'ils déversent

généralement ces huiles sur les herbes qui poussent dans leurs garages afin de les détruire. Tandis que d'autres les déversent dans la cour du garage afin de réduire la poussière en saison sèche tel que présenté à la figure 37.

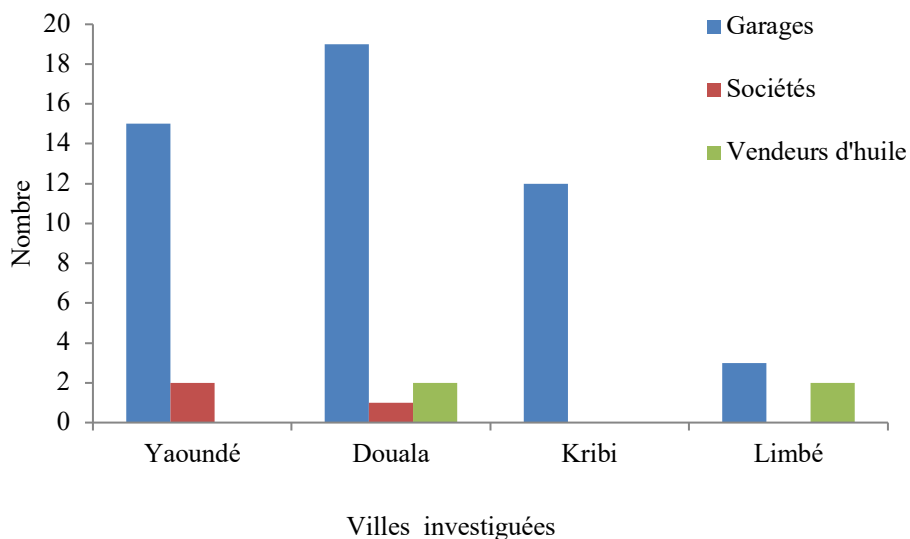


Figure 36. Responsables des déversements d'hydrocarbures dans les villes investiguées.



Figure 37. Site sur lequel des huiles usagées sont déversées afin de réduire la poussière en saison sèche.

1.2.3. Perception de l'effet des hydrocarbures sur l'environnement

Les déversements d'hydrocarbures causent plusieurs impacts négatifs d'après les personnes interviewées (fig. 38). Pour plus de 50% de ces personnes, le déversement d'hydrocarbures est source de pollution et pour plus de 40%, il détruit la végétation. Quelques rares cas d'inondations sont mentionnés dans les villes de Douala et Yaoundé.

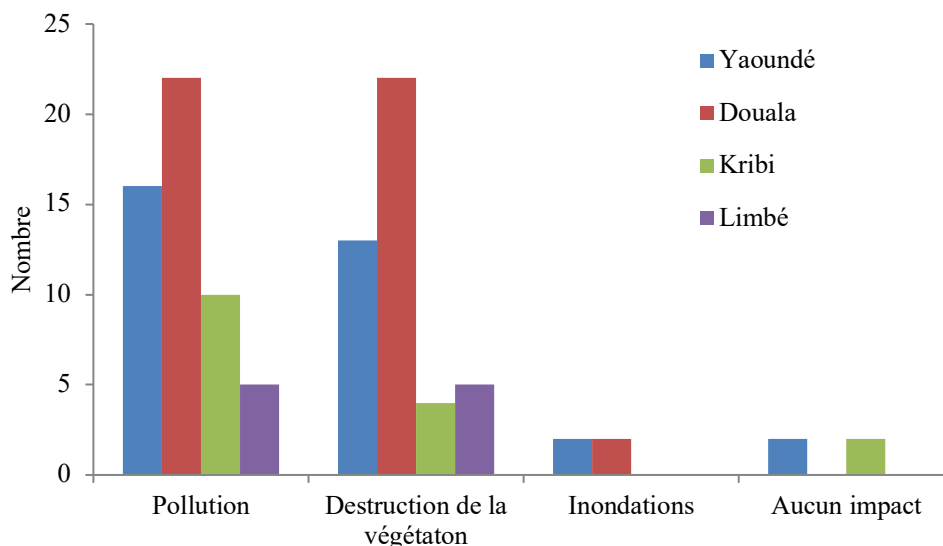


Figure 38. Effets des déversements des hydrocarbures sur l'environnement d'après les personnes interviewées.

Ces impacts majeurs des déversements d'hydrocarbures (pollution et destruction de la végétation et quelques fois des inondations) ont également été observés dans divers travaux locaux non publiés qui ont montré que les sols de garages et les eaux superficielles les environnant sont pollués par des éléments traces métalliques tels que le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) provenant de la mauvaise gestion des huiles usagées de moteur dans la ville de Douala. Egalement, plusieurs auteurs qualifient les produits pétroliers de très néfastes pour l'environnement et la santé du fait des impacts toxiques qu'ils peuvent avoir sur les récepteurs écologiques (Masakorala et al., 2013) et par leurs effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes (Vaziri et al., 2013).

Les prises de vue ont permis d'illustrer la pollution engendrée par les déversements anarchiques d'hydrocarbures et de leurs dérivés. En effet, dans la plupart des garages et des points de vente d'huile, aucune précaution n'est prise pour éviter le déversement de quantités importantes d'huiles usagées de moteur ou de produit pétroliers sur le sol et dans les eaux (fig. 39)



Figure 39. Sites de déversement de produits pétroliers au Cameroun.

1.2.4. Espèces végétales résistantes d'après les sondages

Malgré les différents impacts causés par les hydrocarbures, la presque totalité des personnes interviewées dans les différentes villes investiguées ont affirmé avoir été témoin du développement de quelques plantes sur les sites pollués (fig. 40) ; ceci en saison sèche comme en saison des pluies. D'après les observations faites par ces personnes, certaines plantes présentaient des caractéristiques particulières telles que la tolérance, la résistance et l'adaptation aux hydrocarbures. En effet plusieurs personnes ont affirmé que les plantes telles que *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon*, *Panicum maximum*, *Acroceras zizanoides*, *pennisetum purpureum*, *Cyperus esculentus*, *Commelina benghalensis* ne mouraient pas après déversement d'hydrocarbures. La figure 40 montre la fréquence des espèces résistantes d'après les sondages. 45% de personnes confirment que *Eleusine indica* est la plante la plus tolérante et résistante aux hydrocarbures dans toutes les villes ; suivi de *Cynodon dactylon* (19%), de *Commelina benghalensis* (16%) et de *Panicum maximum* (11%). Ces espèces attirent donc l'attention en ce qui concerne les processus de détermination des plantes aptes à être testées dans des essais de dépollution des sols pollués par des hydrocarbures. Cependant, des tests supplémentaires de phytosociologie et d'analyses floristiques des sites investigués doivent être réalisés afin d'affirmer cette assertion.

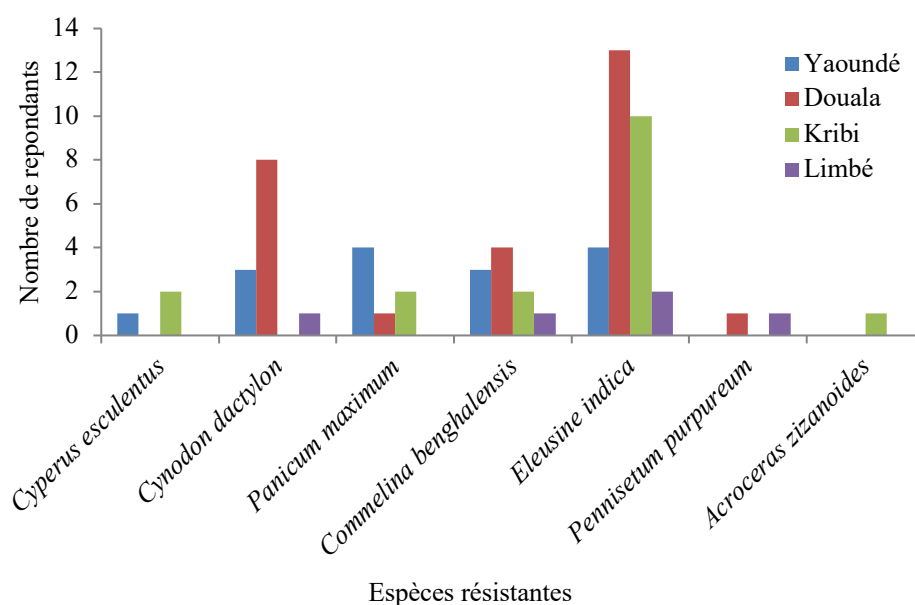


Figure 40. Espèces résistantes d'après les personnes interviewées.

1.3. Cartographie des sites de déversements d'hydrocarbures

Le tableau 20 donne des informations sur les différents sites sujets à des déversements anarchiques du pétrole et ses dérivés dans chaque ville investiguée. Un total de 115 sites pollués a été recensé dans 34 quartiers dont 13 à Douala, 8 à Yaoundé, 6 à Kribi et 7 à Limbé. La localisation de ces différents sites de déversement d'hydrocarbures sur fond de carte est observable sur les figures 41 (Douala), 42 (Yaoundé), 43 (Limbé) et 44 (Kribi).

La présence de ces sites de déversement d'hydrocarbures serait le fruit de la combinaison de plusieurs facteurs dont entre autres la croissance démographique et l'expansion du secteur des transports qui a accentué la demande en produits pétroliers (gaz, essences...). Egalement, la croissance du parc automobile génère un grand besoin en service d'entretien d'automobile telle la vente d'essence, la vidange automobile, l'achat de matériel automobile et particulièrement des lubrifiants. Cette croissance se manifeste non seulement par l'augmentation des garages et des stations-service en zone urbaine, mais également par la diversité qualitative et quantitative des déchets générés par l'entretien et la réparation des véhicules. Ces déchets de nature solides (filtres à huiles, caoutchouc, bidons, sables) et liquides (huiles usées de moteur, liquide de frein) peuvent présenter un réel danger pour l'environnement lorsqu'ils sont mal gérés (Komya, 2014). Danger tel que la pollution à travers la multiplication de sites pollués comme c'est le cas dans cette étude.

Les villes de Douala et Kribi s'avèrent être les plus polluées avec 54 et 34 sites respectivement. Dans les villes de Yaoundé (14 sites pollués) et Limbé (13 sites pollués) par contre les déversements anarchiques d'hydrocarbures sont limités (tableau 20). Cette prépondérance de sites pollués à Douala et à Kribi serait le résultat de la présence d'un grand nombre de lieux de manipulation du pétrole dans ces villes. Particulièrement, la ville de Douala subit une anthropisation plus accrue par rapport aux autres villes du fait probablement de son statut de capitale économique du Cameroun ; où l'exode rural est très poussé. De plus, dans les ateliers de réparations précaires qui pullulent dans les villes du Cameroun il n'est généralement observé aucune règle relative au respect des aspects techniques et des exigences réglementaires de gestion des huiles usagées de moteur. Même en faible quantité, ces polluants doivent être collectés et stockés sélectivement pour faciliter leur gestion et limiter ainsi les risques de pollution (Komya, 2014).

Tableau 20. Liste de quartiers regorgeant des sites pollués dans les différentes villes investiguées.

Villes / Régions	Nombre de sites pollués	Quartiers
Douala / Littoral	54	Yassa, Ndogpassi III, Village, Cité des Billes, Bilongué, Brazzaville, Ndokoti, Nkoulouloun, Camp-yabassi, Mboppi, Bonabéri et New-Bell
Yaoundé / Centre	14	Mvan, Nsam, Briquetterie, Etoudi, Tongolo, Obobogo, Biyem-Assi et Simbock
Kribi / Sud	34	Ngoyé plage, Dombé, Tradex, Ecole adventiste, New-Bell et Mokolo
Limbé / Sud-ouest	13	Limbe Camp, Krater Camp, Isokolo, Bonadikombo, Beach Camp, Bota Hill et New-Town
Total	115	34 quartiers



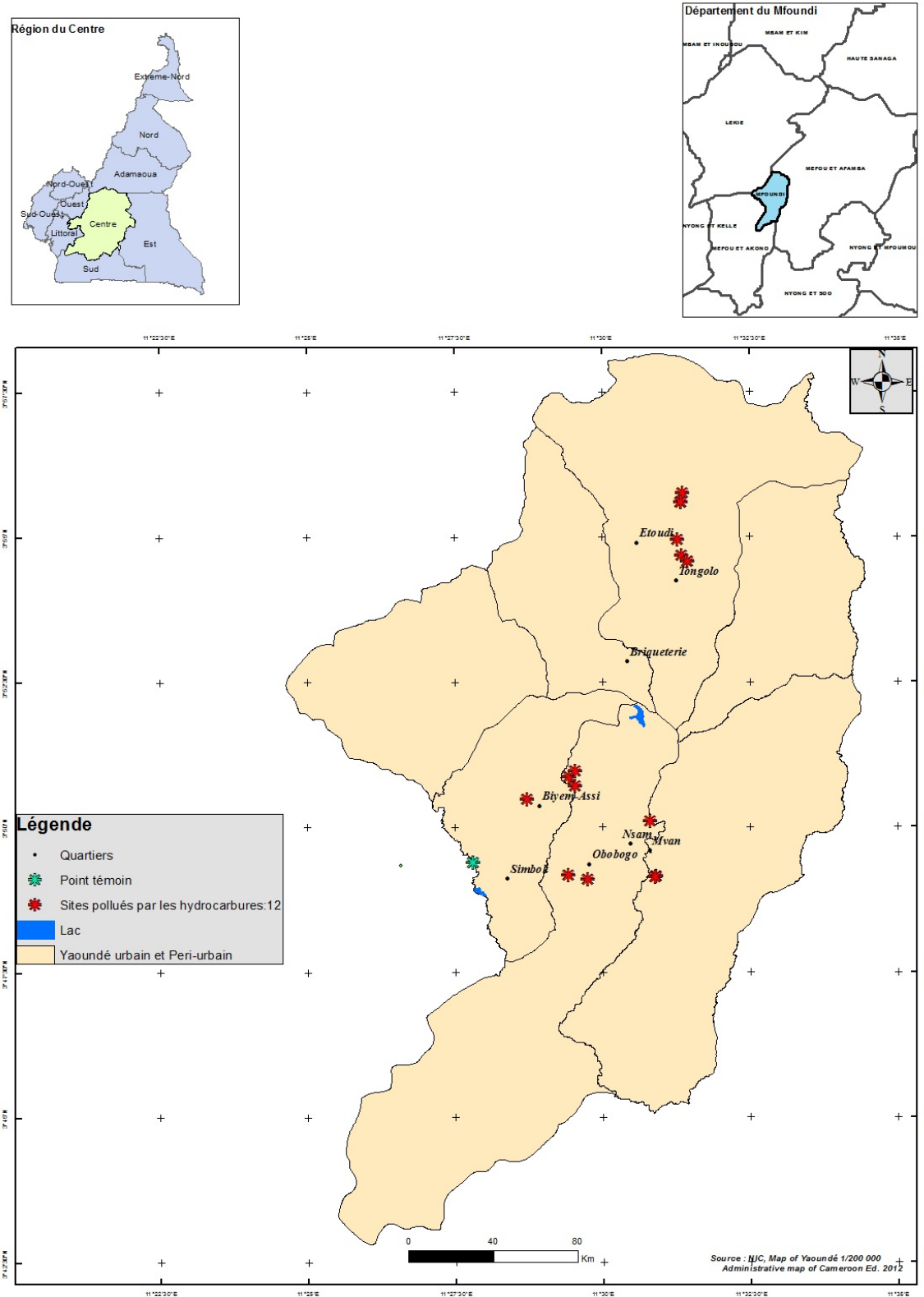


Figure 42. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Yaoundé.

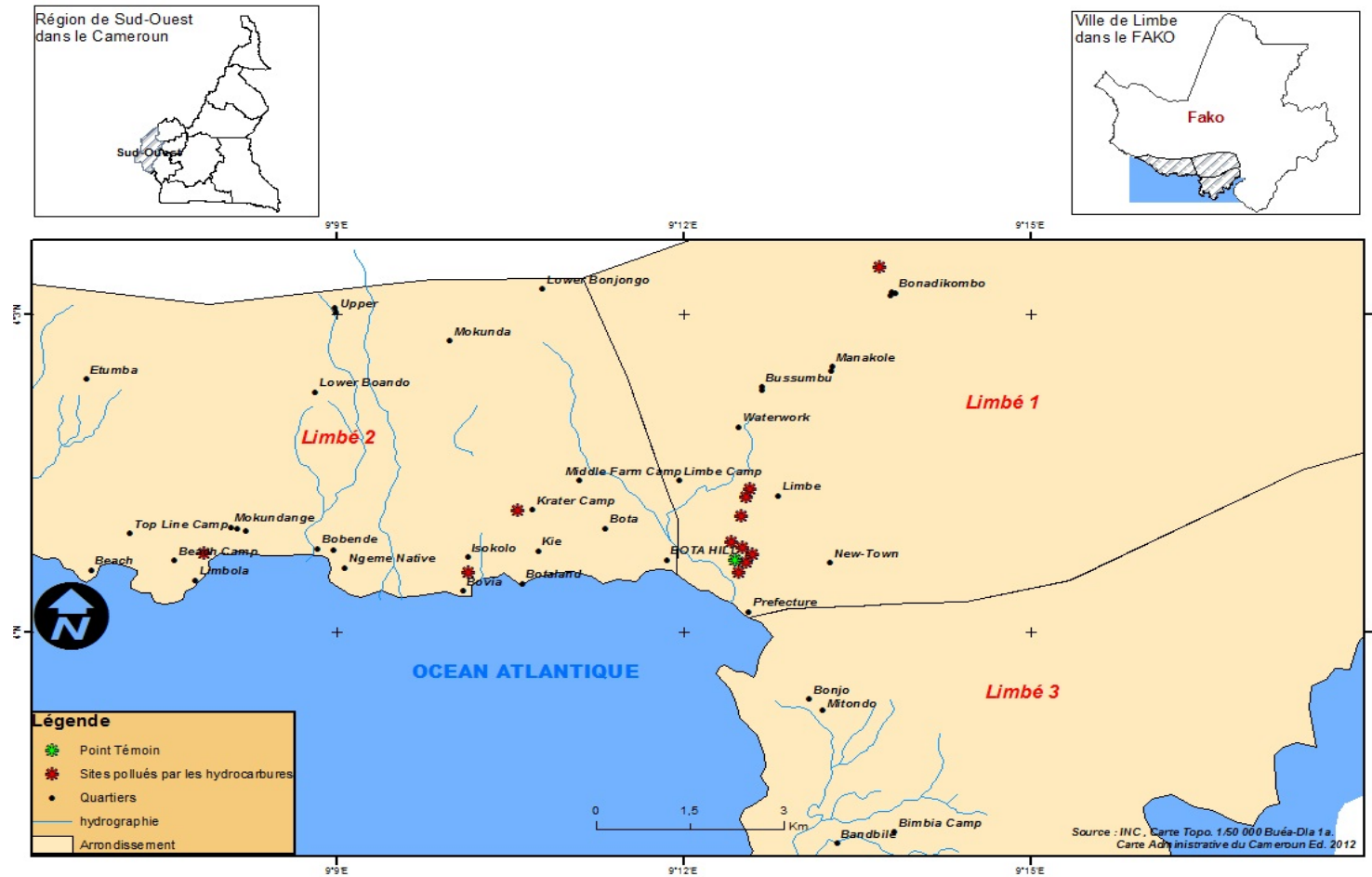


Figure 43. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Limbé.

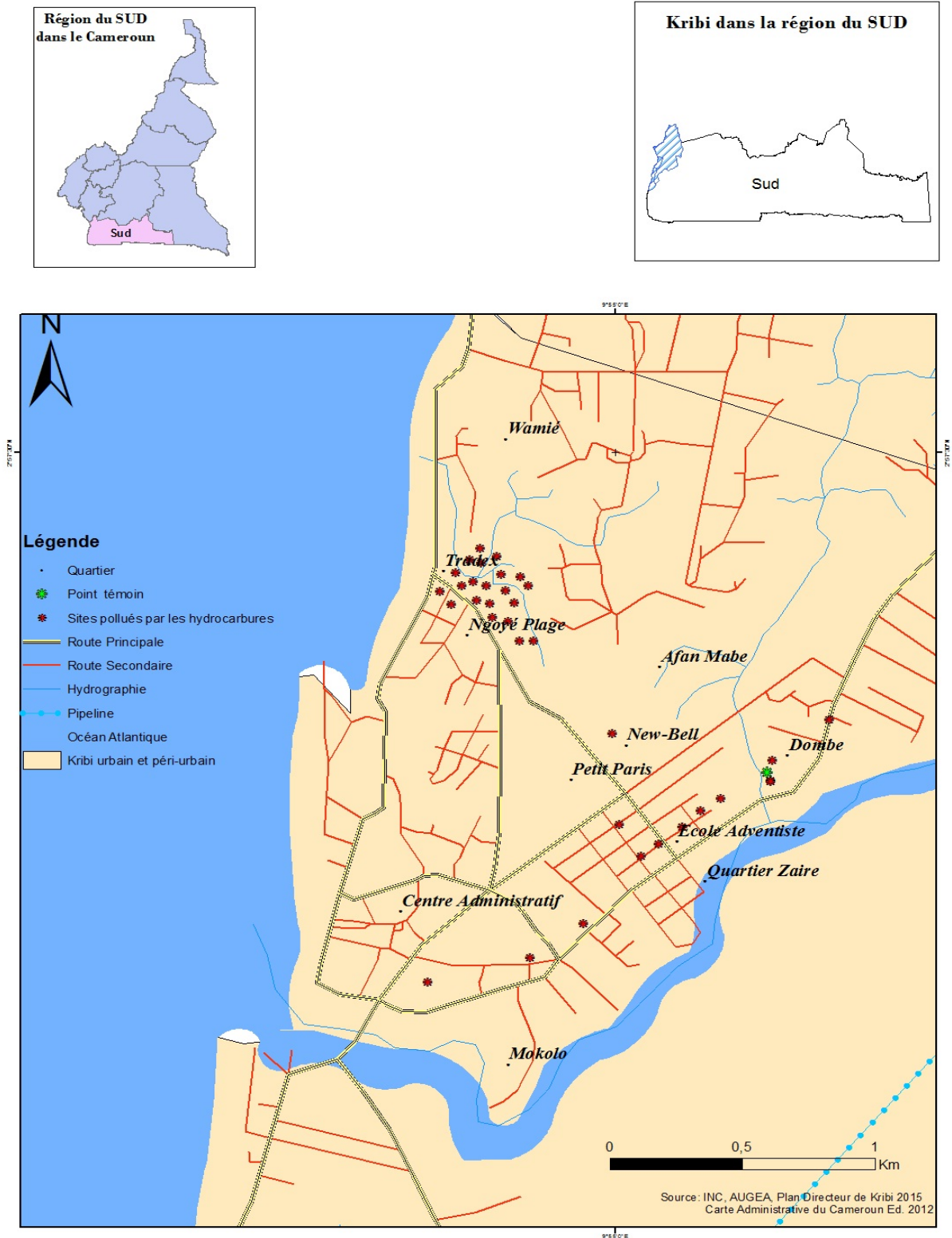


Figure 44. Cartographie de quelques sites de déversement d'hydrocarbures dans la ville de Kribi

1.4. Biodiversité végétale des sites investigués

1.4.1. Diversité floristique

La diversité floristique de l'ensemble des sites, à la fois pollués et témoins, dans toutes les villes investiguées comprend 197 espèces contenues dans 139 genres et 51 familles. La composition floristique des sites investigués présente une biodiversité végétale des sites témoins significativement plus élevée (Mann-Whitney U test : $p < 0,01$) que celle des sites pollués. En effet, dans les sites témoins de toutes les villes investiguées, il a été recensé 50 familles regroupant 125 genres et 166 espèces ; tandis que les sites pollués comportent 106 espèces réparties dans 76 genres et 30 familles (fig. 45). Des 51 familles retrouvées sur l'ensemble des sites, seule une famille, celle des Gnetaceae, est propre aux sites pollués et donc aucune espèce de la famille des Gnetaceae n'a été retrouvée sur les sites témoins dans le cadre de cette étude. La faible diversité floristique des sites contaminés pourrait s'expliquer par l'impact des déversements répétés d'hydrocarbures ; ces derniers ayant des effets toxiques sur les plantes et les microorganismes du sol (Xiao et al., 2015). Les perturbations physico-chimiques causées par les hydrocarbures sont largement reconnues comme ayant une influence majeure sur la composition de la communauté végétale et la propagation des plantes (Larson, 2002).

Les familles les plus représentées sur l'ensemble des sites pollués sont les Poaceae (16 espèces), Cyperaceae (15 espèces), Asteraceae (10 espèces), Amaranthaceae (8 espèces), Euphorbiaceae (6 espèces) et Fabaceae (5 espèces). D'après Ray et George (2009), les espèces de ces familles sont généralement qualifiées de plantes hyper-accumulatrices des métaux lourds et des polluants divers. Et cette capacité à tolérer la présence de divers polluants dans le sol et à les accumuler pourrait être liée à l'aptitude de certaines de ces plantes à former des associations mycorhiziennes avec les champignons du sol. En effet, Infante et al. (2012) ont montré que les espèces de certaines des familles présentes sur des sites pollués par les hydrocarbures (Amaranthaceae, Fabaceae, Malvaceae, Mimosaceae, Poaceae, Solanaceae, Verbanaceae) sont capables de former des mycorhizes avec les hyphes des champignons.

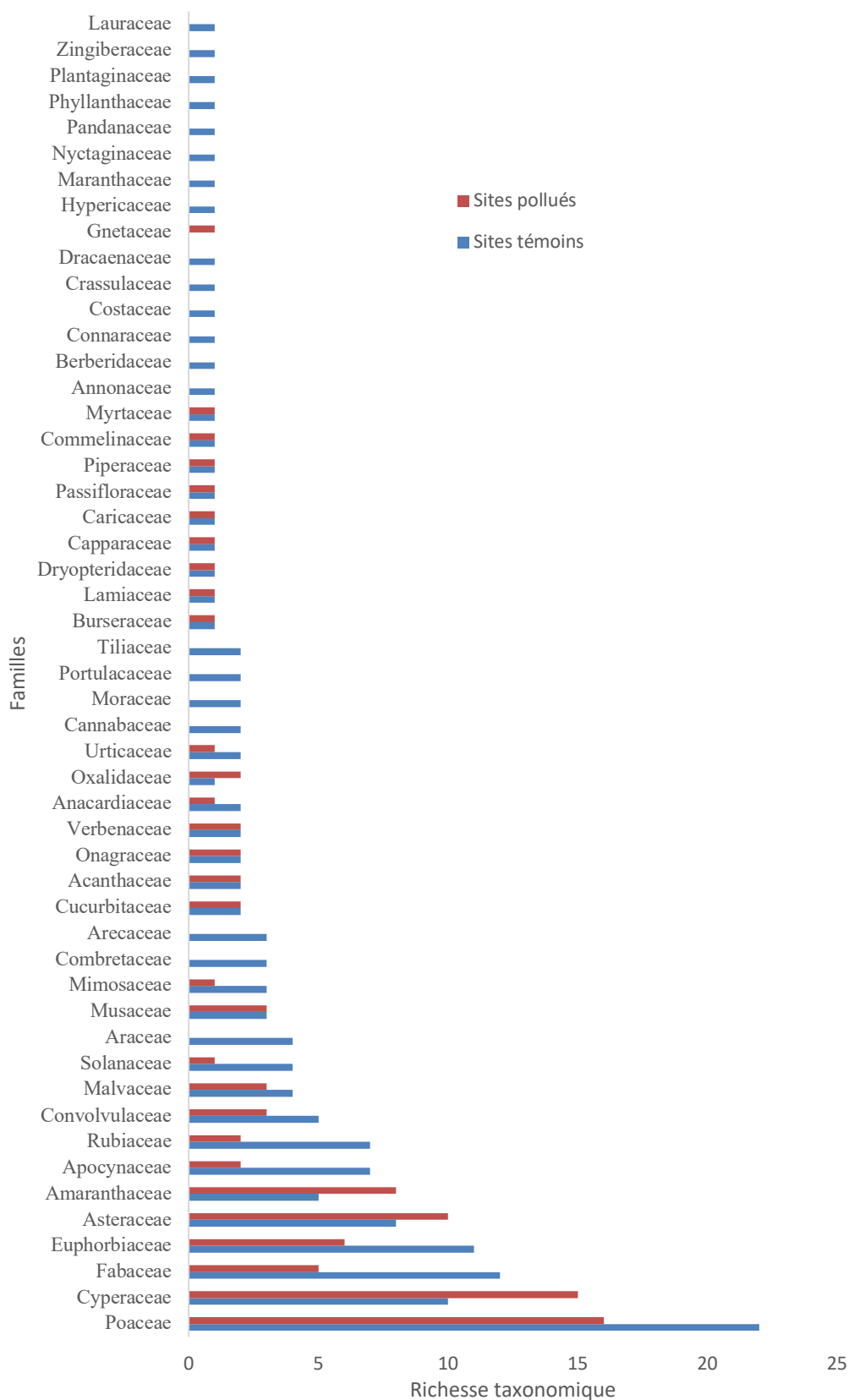


Figure 45. Richesse taxonomique des sites témoins et pollués de toutes les villes.

Les familles retrouvées majoritairement sur les sites pollués sont également en nombre élevé sur les sites témoins, à l'exception des Cyperaceae (10 espèces), Asteraceae (8 espèces) et Amaranthaceae (5 espèces). S'agissant des 23 autres familles, leur richesse taxonomique sur les sites témoins est soit plus élevée, soit égale à celle des sites pollués (fig 45). La présence d'un nombre élevé de certaines familles (Poaceae, Cyperaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Convolvulaceae, Malvaceae, Amaranthaceae) sur les sites pollués et témoins à la fois pourrait s'expliquer par les conditions spécifiques (climat, degré de pollution, type de sol...) qui prévalaient dans les sites de chaque ville lors des investigations (Nagendran et al., 2006).

La diversité floristique des sites témoins est significativement plus élevée (Mann-Whitney U test: $p < 0,05$) que celle des sites pollués dans les villes de Douala, Kribi et Limbé. En effet, à Douala, la richesse taxonomique des sites témoins est de 28 familles, 45 genres et 55 espèces, tandis que celle des sites pollués est de 17 familles, 34 genres et 41 espèces. A Limbé, les sites témoins sont constitués de 29 familles contenant 56 genres et 63 espèces ; et sur les sites pollués ont été recensés 15 familles, 28 genres et 31 espèces. Dans la ville de Kribi, il a été recensé 84 espèces contenues dans 72 genres et 37 familles sur les sites témoins en comparaison aux sites pollués sur lesquels ont été recensées seulement 50 espèces contenues dans 41 genres et 21 familles (fig. 45). Dans la ville de Yaoundé, les analyses statistiques ont montré que la richesse taxonomique des sites pollués et témoins ne présente aucune différence significative (Mann-Whitney U test: $p > 0,05$). En effet, il a été recensé 30 familles, 55 genres et 62 espèces sur les sites témoins ; 22 familles, 42 genres et 50 espèces sur sites pollués à Yaoundé (fig. 46).

Les valeurs du Coefficient de Sørensen (K) inférieures à 50% dans l'ensemble des villes (tableau 21) confirment que les sites pollués et témoins ne présentent aucune similitude floristique. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Messou et al. (2013) lors des études d'identification de potentiels phytoaccumulateurs sur divers sites pollués au Nigéria.

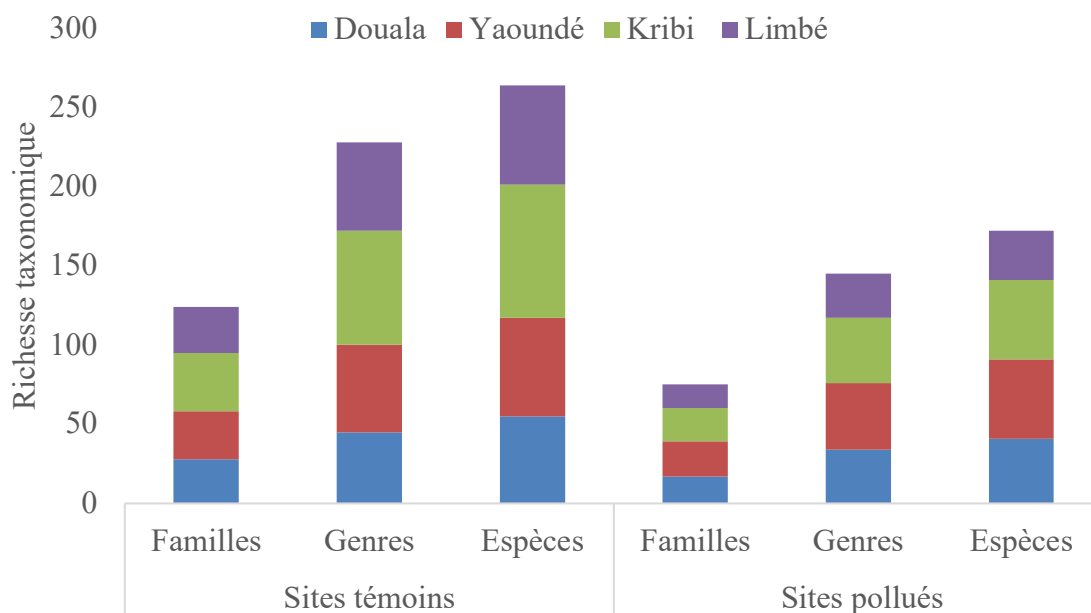


Figure 46. Diversité floristique des différents sites investigués dans chaque ville.

Tableau 21. Coefficient de Sørensen (K) dans les différentes villes.

Villes	Espèces des sites pollués	Espèces des sites témoins	Espèces communes aux 2 sites	Coefficient de Sørensen (K)
Yaoundé	50	62	21	37,5%
Douala	41	55	19	39,58%
Kribi	50	81	34	50,74%
Limbé	31	63	19	40,42%
Total	172	261	93	42,95%

1.4.3. Diversité spécifique

1.4.3.1. Richesse spécifique (S)

Les valeurs de richesse spécifique varient en fonction des villes d'une part et au sein d'une même ville en fonction des sites d'autre part (fig. 47). Pour les sites pollués, il existe des différences significatives ($P < 0,01$) entre les villes de Yaoundé et Kribi et entre celles de Douala et Kribi. En effet, la richesse spécifique des sites pollués dans ces villes varie de 4 à 22 espèces (Yaoundé), 4 à 40 espèces (Douala) et 9 à 51 espèces (Kribi). Les sites témoins des villes de Douala et Kribi ($P < 0,01$), ainsi que celles de Kribi et Limbé ($P < 0,05$) présentent des richesses spécifiques significativement différentes. En effet, il a été dénombré 19 à 42 espèces à Douala, 29 à 57 espèces à Kribi et 26 à 37 espèces à Limbé. Le *t*-test de Student montre que les sites pollués ont une richesse spécifique significativement plus faible ($P < 0,001$) que celle des sites témoins dans toutes les 4 villes. En effet, 4 à 40 espèces ont été recensées sur les sites pollués de la ville de Douala, tandis que sur les sites témoins, la richesse spécifique varie de 19 à 42. A Kribi, $S = 9$ à 51 espèces (pollués) ; $S = 29$ à 57 espèces (témoins). Yaoundé : $S = 4$ à 22 espèces (pollués) ; $S = 18$ à 50 espèces (témoins). Limbé : $S = 6$ à 21 espèces (pollués) ; $S = 26$ à 37 espèces (témoins) (fig. 47).

1.4.3.1. Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de diversité de Shannon (H') suit la même tendance que la diversité spécifique, avec des variations inter-ville et intra-ville en fonction des sites (fig. 48). La comparaison des indices de Shannon des sites témoins dans chaque ville ne montre aucune différence significative ($P > 0,05$). Cependant, les sites pollués présentent une dominance significative de l'indice de Shannon des villes de Kribi ($P < 0,001$) et Limbé ($P < 0,05$) sur celui de la ville de Yaoundé. Egalement H' dans les villes de Limbé et Douala est significativement plus faible ($P < 0,05$) qu'à Kribi. En se référant à la figure 48, les variations de l'indice de diversité de Shannon dans les sites pollués sont les suivantes : Yaoundé ($H' = 1,75$ à $2,86$ bit/ind.) ; Limbé ($H' = 1,75$ à $2,86$ bit/ind.) ; Douala ($H' = 0,89$ à $2,64$ bit/ind.) ; Kribi ($H' = 1,98$ à $3,19$ bit/ind.). Globalement, les valeurs de l'indice de Shannon montrent que les sites témoins sont plus diversifiées que les sites pollués. En effet, H' des sites témoins est significativement plus élevé ($P < 0,001$ à Douala, Yaoundé et Limbé ; $P < 0,01$ à Kribi) que celui des sites pollués.

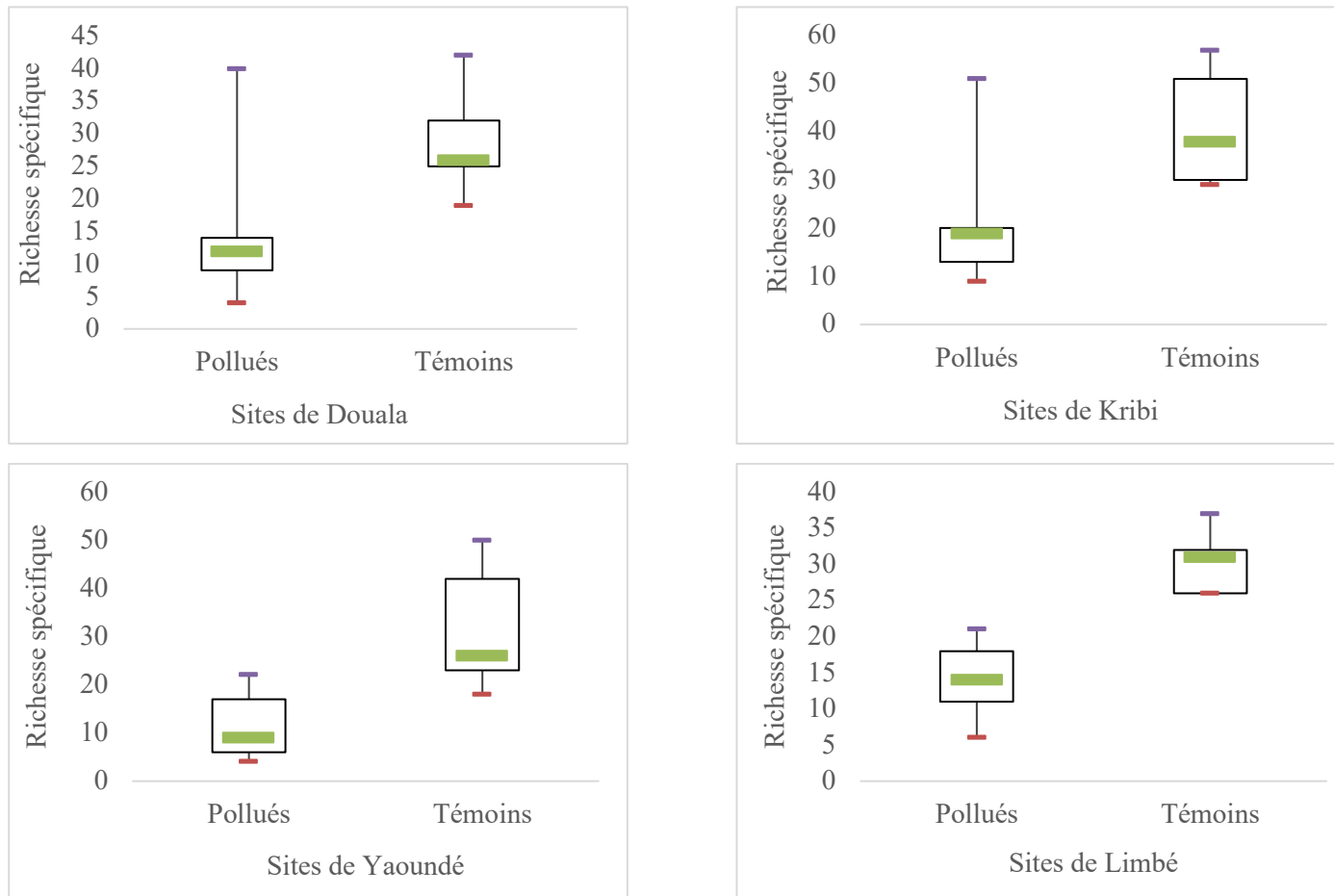


Figure 47. Variation de la richesse spécifique (S) dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.

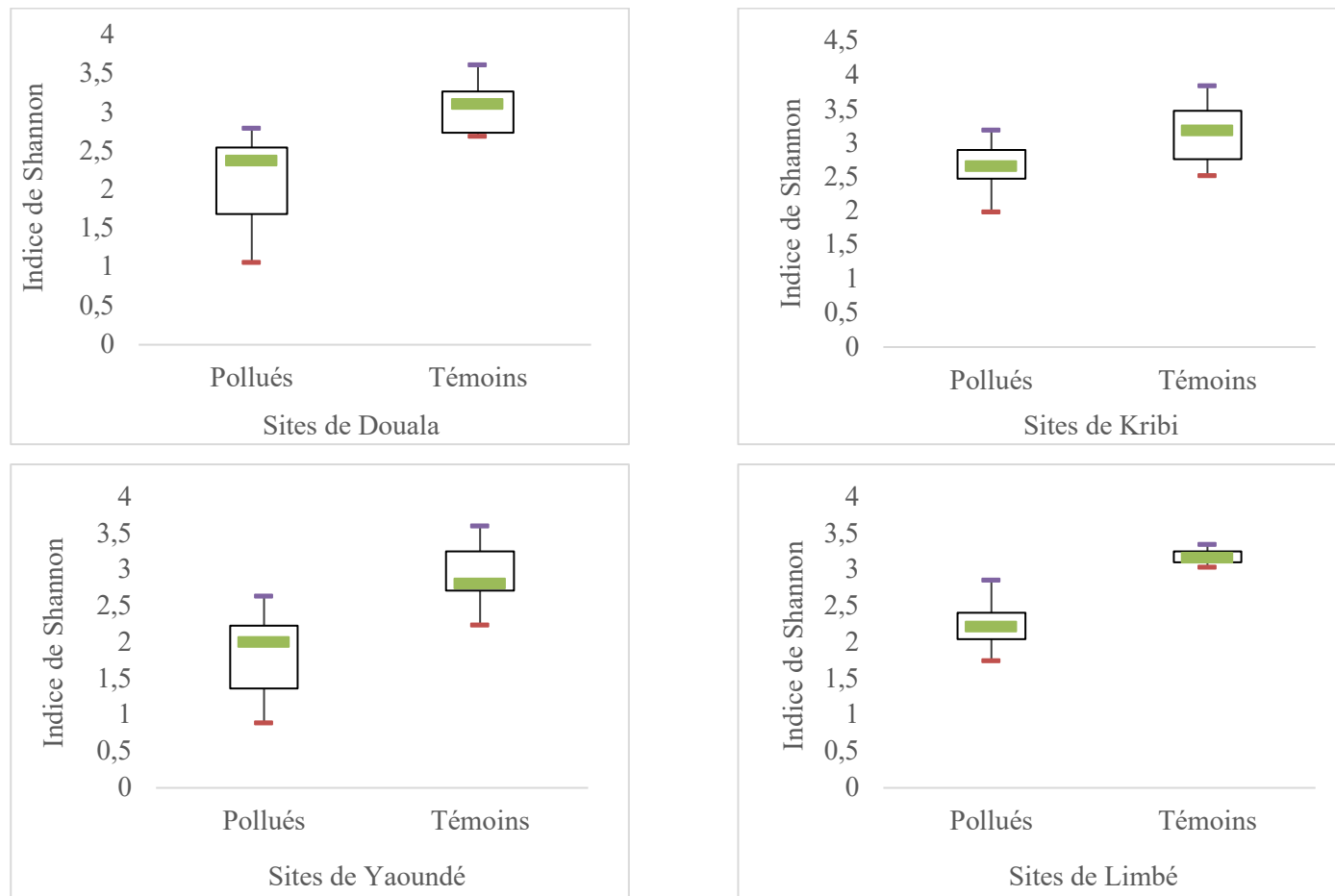


Figure 48. Variation de l'indice de diversité de Shannon (H') dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.

1.4.3.2. Indice d'équitabilité de Pielou (J')

L'indice d'équitabilité de Pielou (fig. 49) ne présente pas de différence significative ($P > 0,05$) entre sites pollués et témoins dans les villes de Kribi, Yaoundé et Douala. Ainsi il n'existe pas de divergence concernant la répartition équitable des espèces retrouvés sur les différents sites de ces villes. Cependant, à Limbé les valeurs de l'indice d'équitabilité de Pielou présentent une répartition significativement plus équitable ($P < 0,05$) des espèces des sites témoins ($J' = 0,90$ à $0,96$) comparé aux espèces retrouvées sur les sites les pollués ($J' = 0,7$ à 1). Dans les sites témoins des villes investiguées, la répartition des espèces est significativement plus équitable à Douala ($J' = 0,83$ à $0,98$) : $P < 0,05$; et Limbé ($J' = 0,90$ à $0,96$) : ($P < 0,001$) ; par rapport à Yaoundé ($J' = 0,71$ à $0,93$) : $P > 0,05$. Egalement, pour les sites témoins de la ville de Limbé ($J' = 0,90$ à $0,96$) il existe une équirépartition significative ($P < 0,01$) des espèces rencontrées comparé à celles de la ville de Kribi ($J' = 0,71$ à $0,98$). Concernant les sites pollués entre eux, seul l'indice de Pielou des villes de Yaoundé et Kribi présente des différences significatives ($P < 0,05$). En effet, les espèces retrouvées sur les sites pollués de la ville Kribi ($J' = 0,86$ à $0,98$) sont plus équitablement répartis que celles de la ville de Yaoundé ($0,63$ à $0,97$). Le plus faible indice d'équitabilité de Pielou ($0,41$) est noté dans la ville de Douala.

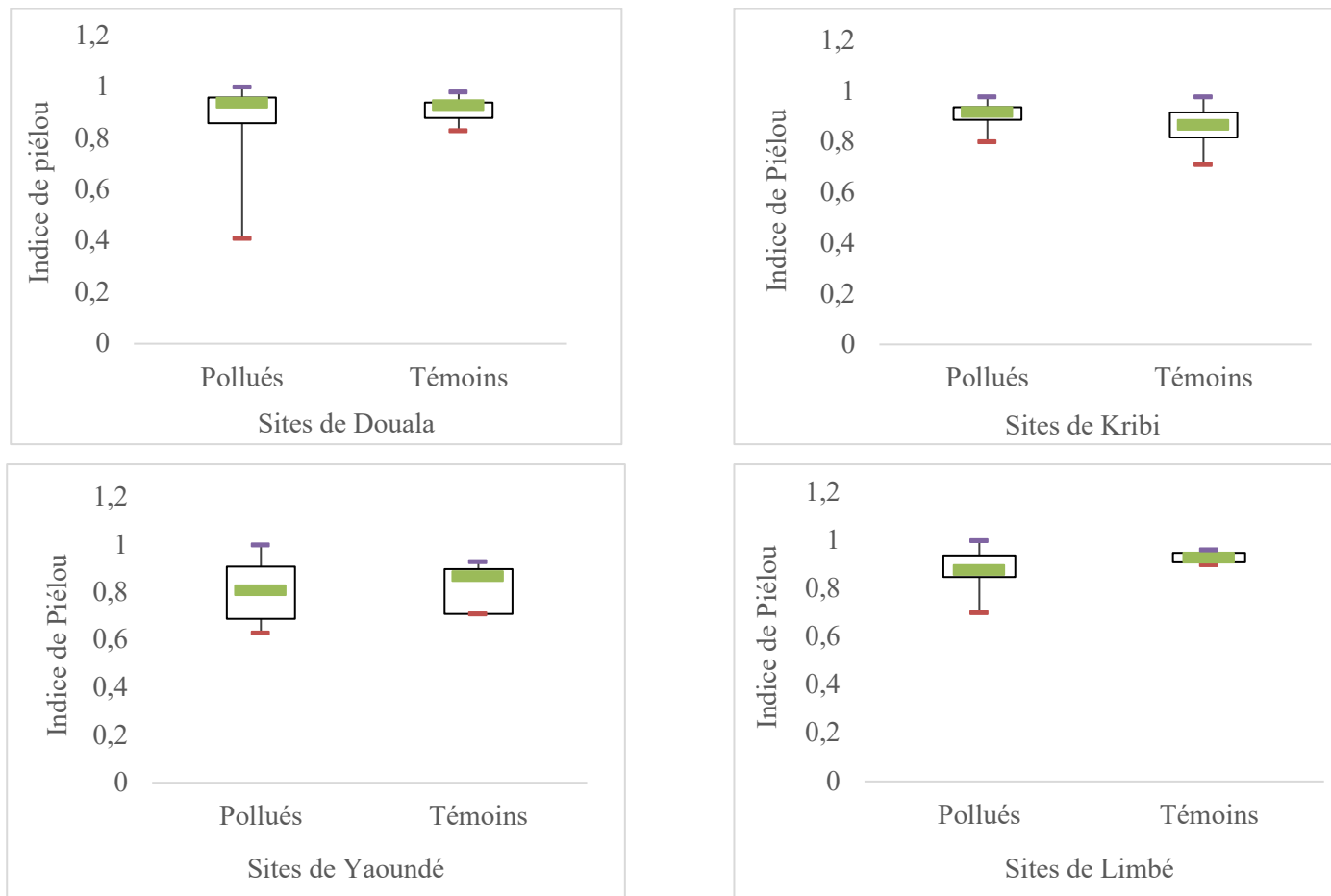


Figure 49. Variation de l'indice d'équitabilité de Piélou (J') dans les sites pollués et témoins des 4 villes investiguées.

1.4.3.1. Discussion sur la diversité spécifique

Les différences de diversité spécifique (richesse spécifique, indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou) entre les sites témoins et/ou entre les sites pollués des différentes villes concernées seraient principalement attribuées aux conditions climatiques et édaphiques différentes dans chaque ville. En plus de ces éléments, les différences observées au niveau des sites pollués des différentes villes (Yaoundé-Kribi et Douala-Kribi pour la richesse spécifique ; Yaoundé-Kribi, Yaoundé-Limbé, Kribi-Douala et Kribi-Limbé pour l'indice de Shannon ; Yaoundé-Kribi pour l'indice de Pielou) seraient dues à l'état de pollution générale dans chaque ville et à la capacité des espèces à se développer sur les sites de déversement d'hydrocarbures. En fait au cours des inventaires floristiques, la ville de Douala est apparue comme la plus polluée des quatre. Ainsi le degré de pollution élevé dans la ville de Douala impacte négativement la diversité spécifique des sites pollués.

La richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon des sites témoins sont significativement plus élevés que ceux des sites pollués dans les 4 villes. Ce résultat fait état de la perturbation des sites de déversement d'hydrocarbures. Ceci indiquerait également l'impact des hydrocarbures sur la végétation. En effet, plusieurs auteurs affirment que dans un milieu soumis à des conditions difficiles, le nombre d'espèces attendues a tendance à décroître (Grall et Coïc, 2006). Egalement ces résultats indiquent clairement que les sites soumis à des perturbations de quelque nature que ce soit ont tendance à avoir une faible diversité végétale (Messou et al., 2013). Dans ce cas précis, les hydrocarbures en sont la cause. En effet, une fois présents dans le sol, les HAP sont absorbés par la matière organique et migrent progressivement dans les micro agrégats du sol, affectant ainsi les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol (Alexander, 2000). De ce fait la végétation ne peut pas se développer normalement sur les sites pollués en raison des effets écotoxicologiques des HAP qui entraînent généralement des altérations biologiques de divers organismes vivants dont les plantes (Eom et al., 2007). La faible diversité des sites pollués pourrait également traduire une tendance à la dominance d'un petit nombre d'espèces au sein de l'écosystème. Ces espèces étant celles qui parviennent à adopter des stratégies de résistance aux perturbations du milieu. Sous ces conditions, les ressources disponibles sont immobilisées par ce petit nombre d'espèces plus compétitives tandis que les autres espèces sont reléguées vers des zones aux conditions édaphiques plus favorables (Ramade, 2012). Cette répartition arbitraire des ressources accentuerait la répartition inéquitable des individus entre les espèces de cet écosystème tel qu'observé dans la ville de

Yaoundé ($J' : 0,63$ à $0,97$). En plus des perturbations d'origine naturelle telles que les dérèglements climatiques, les perturbations d'origine anthropique observées dans les sites de déversement d'hydrocarbures expliquerait cette inéquitabilité floristique.

La ville de Douala se présente comme la plus polluée de toutes les villes investiguées. En effet, elle compte 54 sites pollués. Dans cette ville un des sites semble le plus pollué de tous les sites investigués dans l'ensemble des villes, car il possède un indice de Shannon de 1,059 et un indice d'équitabilité de Pielou de 0,41. Ainsi, ce site serait marqué par une grande importance de quelques espèces dominantes (Djongmo, 2016).

1.5. Fréquence relative, recouvrement local des espèces

La figure 50 présente les 10 espèces végétales les plus fréquemment retrouvées sur les sites pollués de chaque ville. La variabilité de la fréquence relative de chaque espèce est fonction des villes. L'espèce *Eleusine indica* possède la fréquence relative la plus élevée dans les villes de Douala (63,82%), Kribi (80%) et Limbé (85%) ; tandis qu'à Yaoundé *Panicum maximum* et *Eleusine indica* se retrouvent à la même fréquence (85,71%). Les espèces ayant une fréquence supérieure ou égale à 50% dans les différentes villes sont *Cynodon dactylon*, *Commelina benghalensis*, *Euphorbia hirta*, *Asystasia gangetica*, *Cleome ciliata*, *Synedrella nodiflora*, *Vernonia cinerea*, *Alternanthera sessilis*, *Amaranthus esculentus* et *Mimosa pudica*.

Le recouvrement local des espèces est variable selon les villes investiguées (fig. 51). Il est plus élevé dans la ville de Kribi, suivie des villes de Limbé et Douala. Il est le plus faible dans la ville de Yaoundé. *Eleusine indica* a présenté le recouvrement local le plus élevé (31,47%) dans la ville de Kribi comparé aux autres villes. Les espèces dont l'abondance sur les sites pollués est supérieure ou égale à 10% sont *Cynodon dactylon*, *Alternanthera sessilis*, *Panicum maximum*, *Acroceras zizanioides*, *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica* et *Cleome ciliata*.

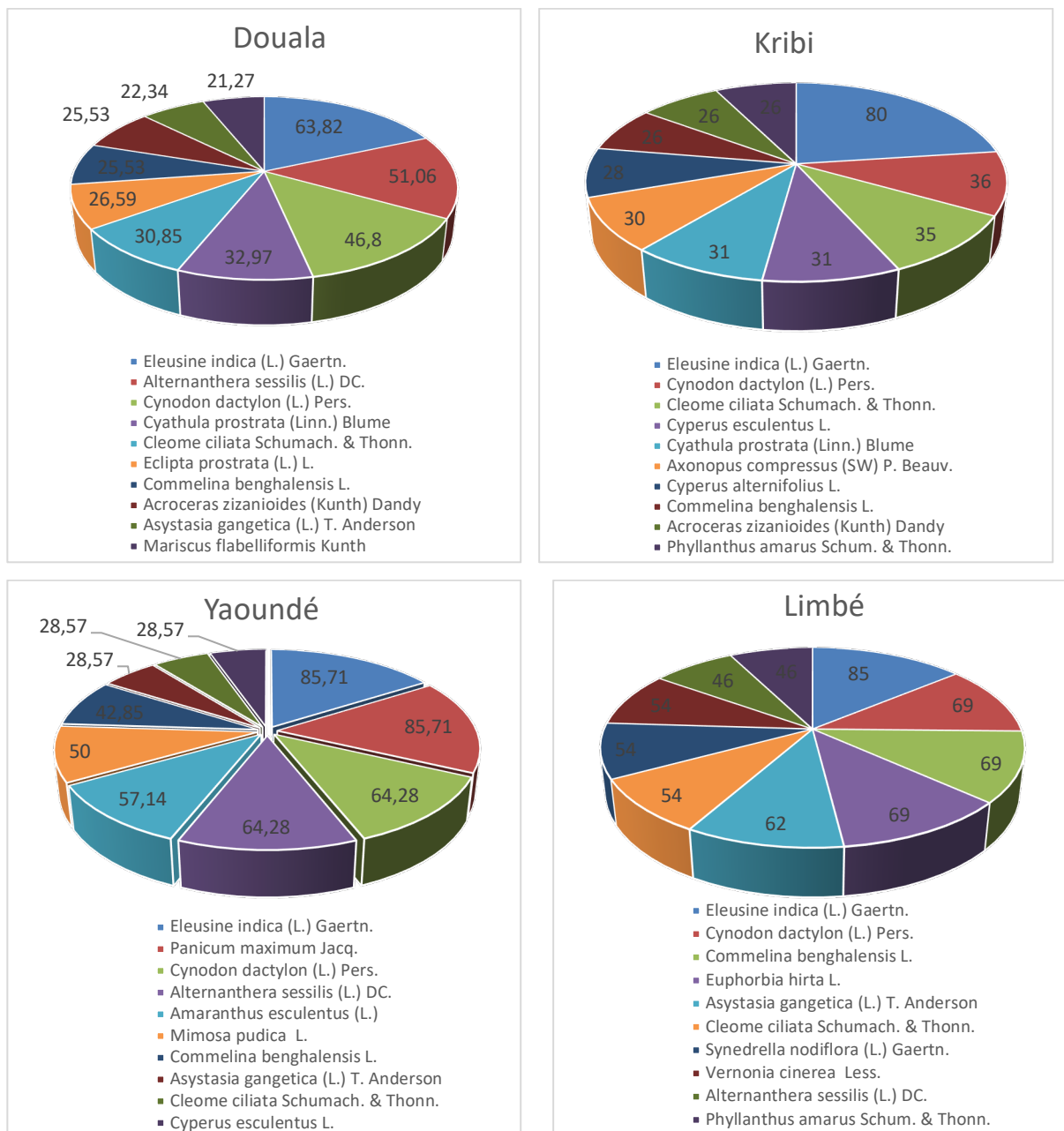


Figure 50. Fréquence relative des espèces des sites pollués dans les quatre villes investiguées.

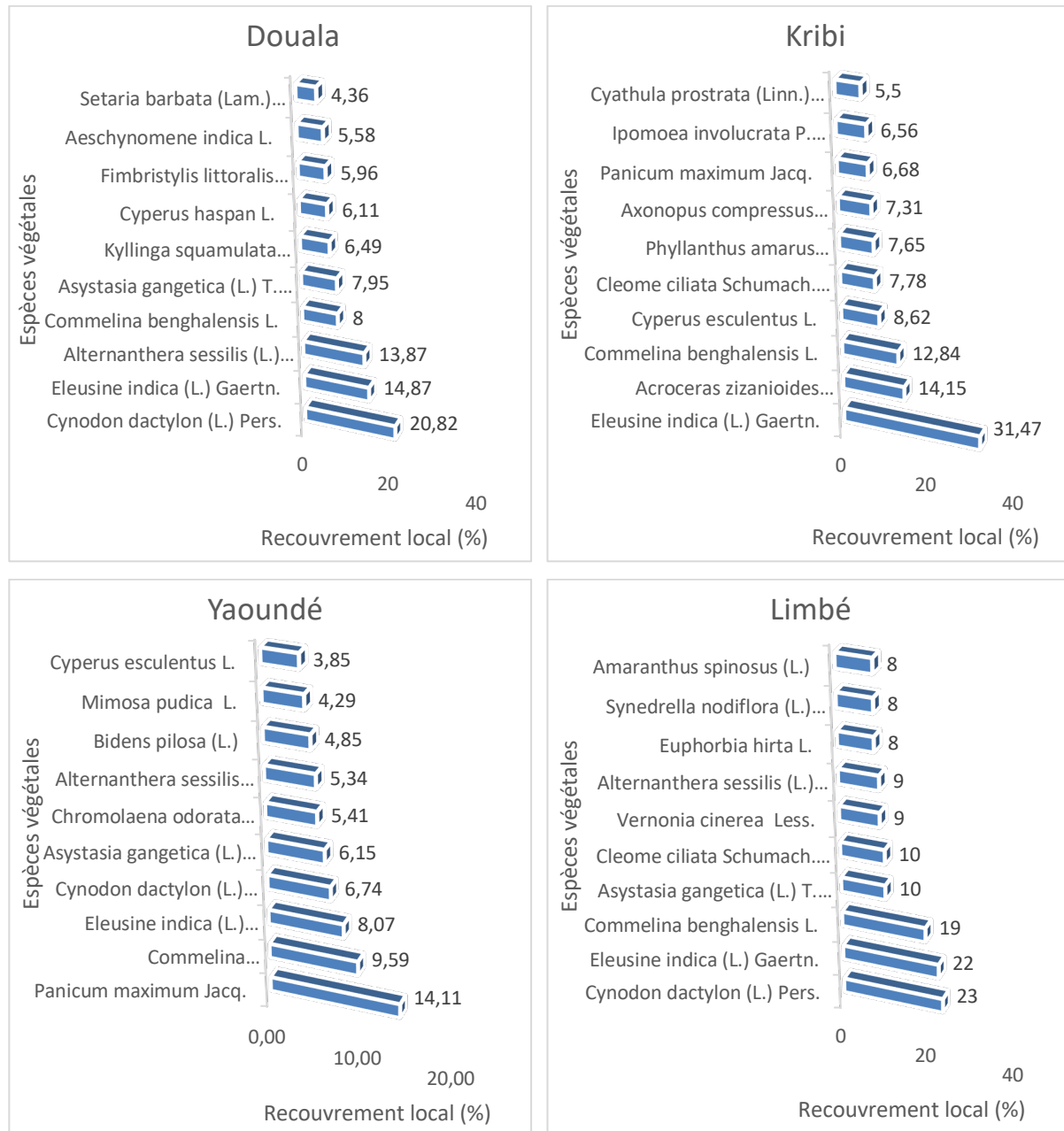


Figure 51. Recouvrement local des espèces sur les sites pollués des quatre villes investiguées.

1.5.1. Discussion sur la fréquence relative et le recouvrement local des espèces

La fréquence relative et le recouvrement local élevés de certaines espèces sur les sites pollués par les hydrocarbures témoignent de leur adaptabilité dans ces milieux. Parmi ces espèces, quelques-unes peuvent être regroupées en 2 groupes de familles ; à savoir les graminées (Poaceae telles que *Eleusine*, *Cynodon*, *Setaria*, *Panicum*, *Acroceras*, etc. ; Cyperaceae telles que *Kyllinga*, *Cyperus*) et les légumineuses (Fabaceae telle que *Aescynomene* ; Mimosaceae telle que *Mimosa*). Selon la littérature, les espèces de la famille de ces 2 grands groupes seraient fortement efficaces dans la dépollution des sols pollués par les hydrocarbures (Merkl et al., 2004 ; Oyedeji et al., 2013 ; Njoku et al., 2014). Ainsi, ces auteurs affirment que les graminées et les légumineuses peuvent être bénéfiques dans certains pays tropicaux victimes du problème de déversement de pétrole brut car elles ont montré une forte capacité à dépolluer des sols contaminés par du pétrole brut au Nigéria et au Venezuela. Tout aussi, les graminées sont considérées comme particulièrement propices pour la phytoremédiation car elles possèdent un système racinaire fibreux, extensif et diversifié inhérent à leurs gènes. En raison de leur système racinaire très ramifié, ces espèces offrent un habitat propice aux microorganismes, favorisant ainsi leur activité dans la rhizosphère. Ainsi, les graminées ont l'avantage d'être plus compétitives lors de la colonisation des milieux pollués par les HAP (Merkl et al., 2004 ; Ogbo et al., 2009 ; Oyedeji et al., 2013). Dans le cas des légumineuses, elles possèdent l'avantage de pouvoir s'associer aux bactéries fixatrices d'azote telles que les bactéries du genre *Bradyrhizobium*, *Frankia* pour la fixation de l'azote atmosphérique. Les légumineuses sont ainsi capables de produire des peroxydases extracellulaires qui permettront l'oxydation de HAP (Norini, 2007).

1.6. Espèces végétales polluo-tolérantes d'hydrocarbures au Cameroun

Le tableau 22 présente les espèces végétales susceptibles d'être utiles dans des essais de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun. Elles sont constituées d'espèces dites « majeures », c'est-à-dire les espèces ayant une fréquence relative et un recouvrement local supérieures à 10% (Fri et Rl > 10%) sur les sites pollués ; et d'espèces végétales dites « intermédiaires » qui ont une fréquence relative supérieure à 10% (Fri > 10%) et un recouvrement local compris entre 7 et 10% (7% < Rl < 10%) sur l'ensemble des sites de déversement d'hydrocarbures de toutes les villes investiguées. Les espèces majeures dans une ville correspondent aux espèces intermédiaires dans une autre ville ; ce sont les

espèces *Eleusine indica*, *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica*, *Cleome ciliata* et *Alternanthera sessilis*. Ce tableau liste huit (8) espèces majeures et douze (12) espèces intermédiaires ; pour un total de 15 espèces potentiellement utiles dans des essais de phyto-rémediation des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun, dites espèces polluo-tolérantes. La ville de Limbé possède plus d'espèces polluo-tolérantes (10 espèces), suivi de la ville de Kribi (7 espèces) et de Douala (5 espèces). Seules 3 espèces végétales sont caractérisées de polluo-tolérantes à Yaoundé.

Les espèces végétales polluo-tolérantes représentent 14,15% de l'ensemble des espèces végétales recensées (106 espèces) sur les sites de déversement d'hydrocarbures de toutes les villes investiguées. Parmi les 15 espèces polluo-tolérantes, celles de la famille des Poaceae (5 espèces) sont les plus nombreuses. Les espèces de la famille des Amaranthaceae, des Euphorbiaceae et des Asteraceae comportent 2 espèces chacune, tandis que les autres familles (Cyperaceae, Acanthaceae, Capparaceae et Commelinaceae) sont monospécifiques.

Parmi les espèces végétales tolérantes d'hydrocarbures rencontrées dans les différentes villes du Cameroun quelques-unes à l'instar des espèces du genre *Axonopus*, *Cyperus*, ainsi que l'espèce *Panicum maximum* ont été retrouvées sur les sites contaminés par le pétrole au Venezuela lors des études de pré-sélection conduites par (Merkl et al., 2004). Egalement, plusieurs des espèces polluo-tolérantes recensées dans cette étude ont montré des capacités à réduire les teneurs en hydrocarbures dans différents sols pollués. Il s'agit des espèces *Eleusine indica* (Merkl et al., 2004 ; Lu et al., 2009 ; Oyedeji et al., 2013 ; Njoku et al., 2014) ; *Axonopus compressus* (Efe et Okpali, 2012) ; *Panicum maximum* (Ogbo et al., 2009 ; Njoku et al., 2014) ; *Commelina benghalensis* (Denise et al., 2014) ; *Cyperus* sp. (Efe et Okpali, 2012) et *Cynodon dactylon* (Oyedeji et al., 2013).

Tableau 22. Espèces végétales polluo-tolérantes des sites de déversement d'hydrocarbures dans les différentes villes investiguées.

Villes	Espèces végétales majeures (Fri et RI > 10%)	Espèces végétales intermédiaires (Fri > 10% ; 7% < RI < 10%)
Douala	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. (Poaceae) – <i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC†. (Amaranthaceae) – <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (Poaceae) 	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae) – <i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson (Acanthaceae)
Kribi	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. (Poaceae) – <i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy (Poaceae) – <i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae) 	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Cleome ciliata</i> Schum. & Thonn. (Capparaceae) – <i>Cyperus esculentus</i> L. (Cyperaceae) – <i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn. (Euphorbiaceae) – <i>Axonopus compressus</i> (SW) P.Beauv. (Poaceae)
Limbé	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. (Poaceae) – <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (Poaceae) – <i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae) 	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn. (Asteraceae) – <i>Vernonia cinerea</i> (L.) (Asteraceae) – <i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson (Acanthaceae) – <i>Euphorbia hirta</i> L. (Euphorbiaceae) – <i>Amaranthus spinosus</i> (L.) (Amaranthaceae) – <i>Cleome ciliata</i> Schum. & Thonn. (Capparaceae) – <i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC†. (Amaranthaceae)
Yaoundé	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Panicum maximum</i> Jacq. (Poaceae) 	<ul style="list-style-type: none"> – <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. (Poaceae) – <i>Commelina benghalensis</i> L. (Commelinaceae)

1.7. Conclusion

Le présent travail avait pour objectif de faire un screening des plantes potentiellement utilisables dans des essais de phyto-rémediation des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun. Pour y parvenir, les données de base ont été obtenues à partir des inventaires floristiques réalisées dans les villes de Yaoundé, Kribi, Douala et Limbé. 115 sites potentiellement pollués par les hydrocarbures ont été recensés et cartographiés dans toutes ces villes ; dont 54 sites à Douala, 34 à Kribi, 14 à Yaoundé et 13 à Limbé. 88% des sites sont des lieux de réparations de véhicules ou garages, 7% sont des points de vente d'huile de moteur et 5% des sociétés pétrolières. L'analyse de la flore des sites a présenté une diversité floristique (richesse taxonomique) et spécifique (richesse spécifique et indice de Shannon) des sites de déversement d'hydrocarbures significativement inférieure à celle des sites non sujets à des déversements dans la quasi-totalité des villes. Les espèces appartenant aux familles des Poaceae, Cyperaceae, Asteraceae, Amaranthaceae, Euphorbiaceae et Fabaceae ont été les plus représentées sur les sites pollués dans l'ensemble des quatre villes.

Tel que confirmé d'une part par les populations vivants dans les zones de déversement d'hydrocarbures, et suite principalement aux analyses phytosociologiques des sites de déversements d'hydrocarbures d'autre part, les espèces végétales polluo-tolérantes sont constitués de : *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Cyperus esculentus* L., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Acroceras zizanioides* (Kunth) Dandy, *Vernonia cinerea* (L.), *Panicum maximum* Jacq., *Axonopus compressus* (SW) P. Beauv, *Commelina benghalensis* L., *Amaranthus spinosus* (L.), *Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. ex DCy, *Synedrella nodiflora* (L.) Gaertn.), *Euphorbia hirta* L., *Phyllanthus amarus* Schum. & Thonn., *Cleome ciliata* Schum. & Thonn. et *Asystasia gangetica* (L.) T. Anderson. Ces espèces peuvent donc servir comme référence pour des essais de phyto-rémediation des hydrocarbures et de leurs dérivés au Cameroun.

CHAPITRE 2 - POTENTIALITES DE PHYTOREMEDIATION DE SIX ESPECES VEGETALES DANS DES SOLS CONTAMINES AU FIOUL DOMESTIQUE

2. Potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique	161
2.1. Introduction	161
2.2. Evolution globale des espèces végétales dans les sols pollués et non pollués	161
2.2.1. Scores visuels de flétrissement et de décoloration des plantes	161
2.2.2. Effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes	165
2.2.3. Discussion sur les Effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes	167
2.2.4. Indices de croissance relative (RGI) – effets induits des hydrocarbures.....	168
2.3. Caractéristiques des sols en début (0 jour) et fin (150 jours) de croissance des plantes	171
2.4. Performances phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures	174
2.4.1. Efficacité d'élimination des HAP et HCT des sols.....	174
2.4.2. Facteurs de translocation (TF) et de bioconcentration (BCF) des hydrocarbures	177
2.4.2.1. Corrélations entre les BCF et TF des HAP dans les plantes et quelques propriétés physico-chimiques des HAP	179
2.4.3. Potentiel de phytoremédiation des plantes	182
2.4.4. Corrélation entre les espèces végétales et l'ensemble des paramètres de l'étude	184
2.5. Conclusion	187

2. Potentialités de phytoremédiation de six espèces végétales dans des sols contaminés au fioul domestique

2.1. Introduction

La végétation des milieux sujets à des déversements anarchiques de produits pétroliers est généralement riche en espèces tolérantes à la pollution (Ray et George, 2009), certes, mais pour qualifier une espèce végétale de bioindicatrice de pollution hydrocarbonée, ou de phytoremédiatrice d'hydrocarbures, des tests sont fréquemment exécutés sur la germination et la croissance des plantules à différentes concentrations et pour divers types d'hydrocarbures pétroliers ; à travers des tests de morphologie et de physiologie végétale (Pérez-Hernández et al., 2013 ; Baruah et al., 2014). Ainsi, six espèces végétales (*Eleusine indica*, *Cleome ciliata*, *Alternanthera sessilis*, *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica*, *Cynodon dactylon*) ont été sélectionnées sur la base de leur fréquence et abondance sur les sites de déversement d'hydrocarbures au Cameroun ; dans le but d'évaluer leur potentiel de dépollution sur des sols contaminés avec du fioul domestique. Cette étude correspond à la phase expérimentale 1 qui s'est déroulée pendant 150 jours. Elle a été réalisée avec 4 kg de sols pollués à 10% (poids/poids) avec du fioul domestique. Les différentes modalités comprennent : les sols pollués plantés (Tp), les sols pollués non plantés (T0) et les sols plantés non pollués (Tn). Plusieurs tests ont été réalisés sur la morphologie (croissance, biomasse), l'efficacité et le potentiel de phytoremédiation des plantes ainsi que les facteurs de bioconcentration et de translocation des HAP et HCT du sol vers les plantes.

2.2. Evolution globale des espèces végétales dans les sols pollués et non pollués

2.2.1. Scores visuels de flétrissement et de décoloration des plantes

Une semaine après les repiquages, aucune plante ne présente de signe de flétrissement ni de décoloration (score visuel = 4). Quatre semaines plus tard, tous les plants des espèces *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica* et *Cleome ciliata* se développant dans les pots pollués et non pollués sont totalement flétris, décolorés (score visuel entre 0 et 1) et meurent. Ceci est non seulement dû aux hydrocarbures, mais aussi aux conditions climatiques défavorables. A l'inverse, les plants de *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon* et *Alternanthera*

sessilis ont survécus et présentent des scores visuels compris entre 2 et 3 pour les pollués et entre 3 et 4 dans les pots non pollués.

Parmi les trois espèces qui ont survécu, celles se développant dans les pots non pollués (Tn) ont présenté d'excellents scores tout au long de l'expérimentation ; à l'exception de *A. sessilis* (AsTn) où les feuilles étaient flétries et décolorées à près de 50% du pot dès la 12^{ème} semaine (fig. 52). Seuls les plants de *E. indica* pollués (EiTp) ont présenté les meilleurs scores visuels tout au long de l'étude. Les comparaisons entre pollués et non pollués pour chaque espèce, montrent qu'à partir de la semaine 10, les plants de *E. indica* évoluant dans les sols pollués présentent dans l'ensemble les mêmes scores visuels (aucun signe de flétrissement ni de décoloration, score = 4) que ceux des sols non pollués (EiTn). Les plants de *C. dactylon* dans les sols pollués (CdTp) sont flétris et décolorés à environ 50% (score = 2 à 3) dès la 2^{ème} semaine contrairement aux non pollués (CdTn) qui ont un score = 4. De plus, ces scores chez CdTp sont de plus en plus faibles au fur et à mesure du déroulement de l'expérimentation. Quant à *A. sessilis* les plants des pots pollués (AsTp) sont dans l'ensemble plus flétris et décolorés (scores compris entre 2 et 3) que ceux des pots non pollués (AsTn) au cours des semaines durant toute l'expérimentation.

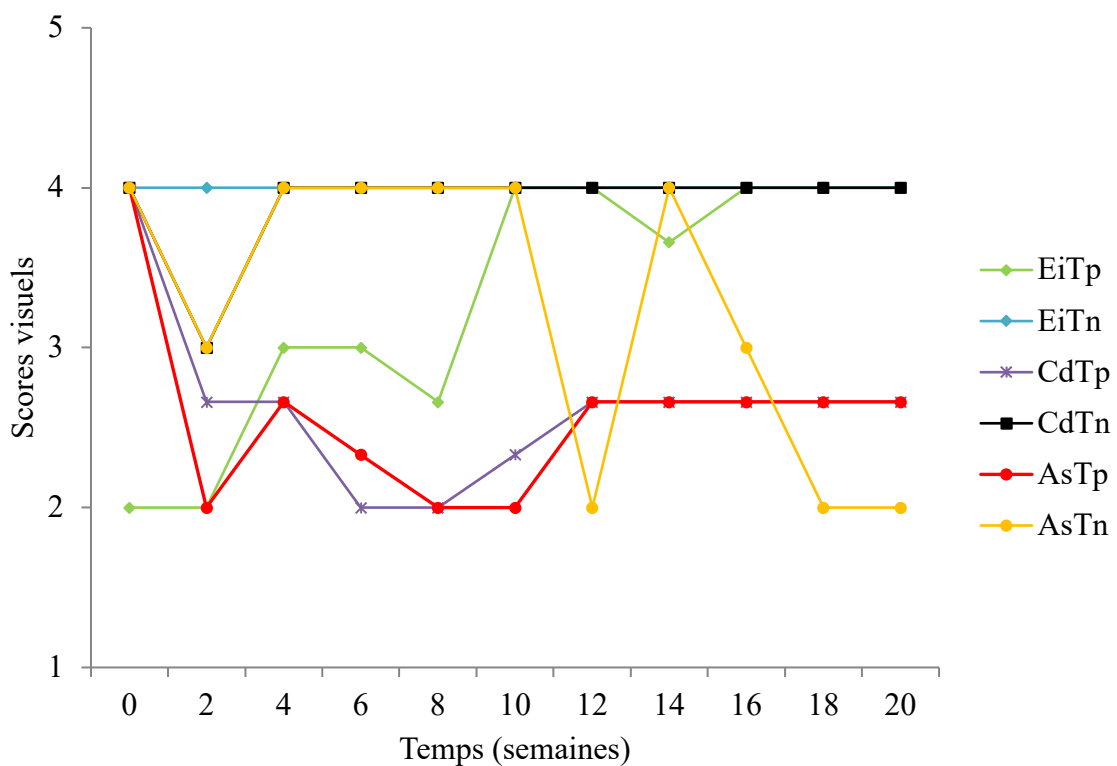
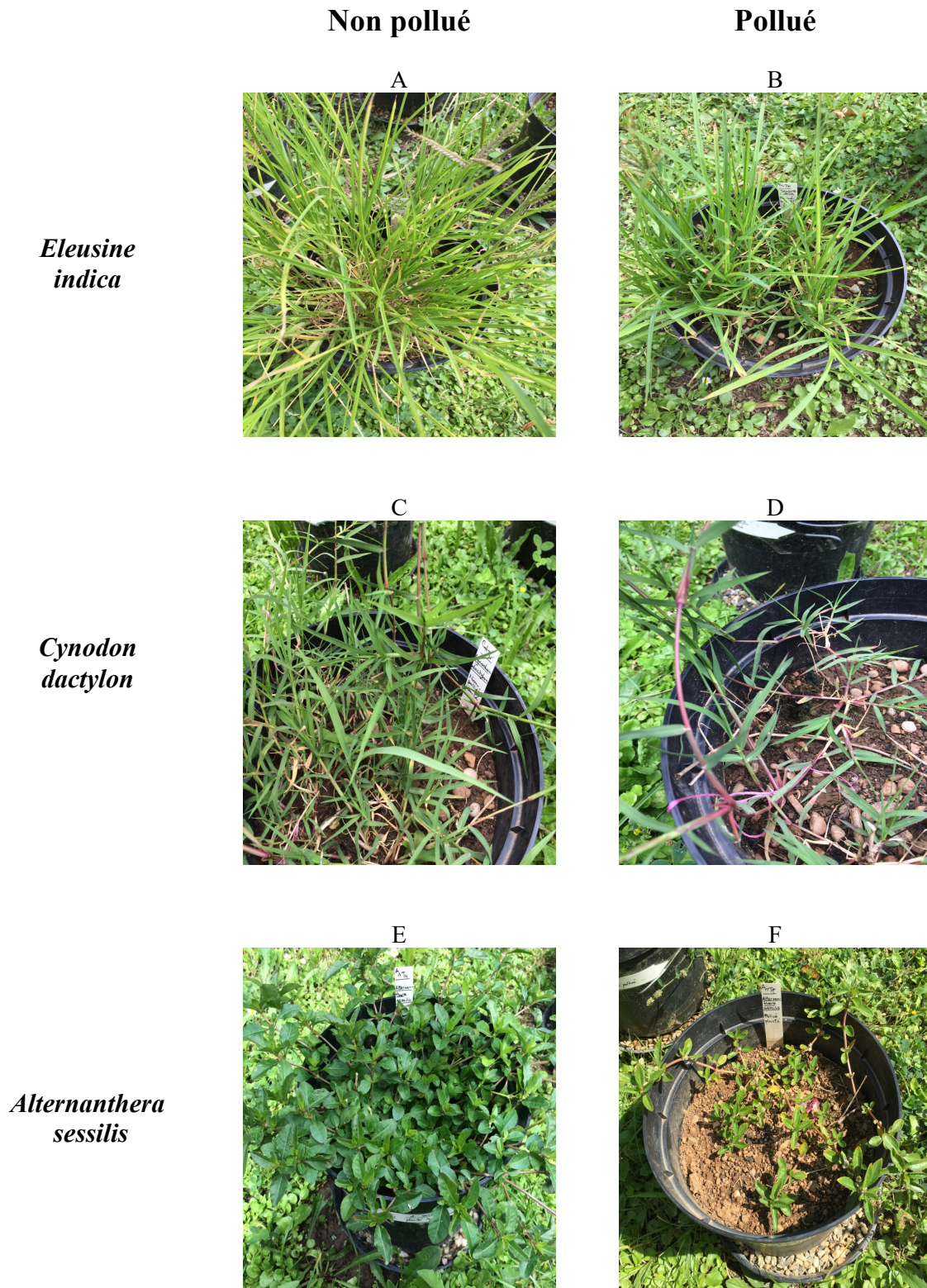


Figure 52. Scores visuels de flétrissement et de décoloration des plantes.

La figure 53 permet de constater qu'il n'existe pas de différence significative de croissance, de développement et de coloration entre les plants de *E. indica* pollué (fig. 53B) et non pollué (fig. 53A). Par contre chez l'espèce *C. dactylon* les plants se développant dans les pots pollués présentent des tiges plus rougeâtres (fig. 53D) que ceux des pots non contaminés par du fioul. L'évolution de l'espèce *A. sessilis* a été retardée dans les pots pollués comparé aux témoins, d'où la très faible densité des plantes dans les pots pollués (fig. 53F). Contrairement à *E. indica* et *C. dactylon*, *A. sessilis* présente une évolution significativement faible et tardive dans les pots pollués.

Les meilleurs scores visuels des plants de *E. indica* dans les sols pollués durant les 5 mois d'expérimentation prouvent que cette espèce tolère parfaitement les hydrocarbures. Les tiges rougeâtres de *C. dactylon* dans les pots pollués pourraient être une preuve que cette espèce a mis en place des mécanismes d'adaptation qui lui ont permis de tolérer la présence des HAP dans le sol. La faible évolution de *A. sessilis* dans les pots pollués serait le résultat d'une inhibition de croissance due à la présence du fioul dans les sols. En effet, Oyedeji et al. (2013) ont fait la remarque selon laquelle les perturbations de l'environnement peuvent modifier les voies de production des régulateurs endogènes par les plantes, ainsi que leur quantité, ce qui affecte directement la croissance des plantes.

1



2

Figure 53. Plantes après 11 semaines d'expérimentation

3

Eleusine indica (non pollué : A, pollué : B) ; *Cynodon dactylon* (non pollué : C, pollué : D) et *Alternanthera*

4

sessilis (non pollué : E, pollué : F).

2.2.2. Effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes

Le taux de croissance élevé ou non des plantes dans les pots non pollués est influencé par les facteurs météorologiques en fonction du découpage des périodes climatiques (froide et humide avec un faible ensoleillement ; humide et pluvieux avec un ensoleillement moyen ; chaude et sèche). Donc, un phénomène différent ou pas observé chez les plantes des pots pollués (fig. 54) sera d'autant plus attribué à la pollution au vu des conditions climatiques similaires pour toutes les modalités en étude.

➤ Surface foliaire des plantes (fig. 54D)

La période froide et humide est la plus favorable pour l'évolution de la surface des feuilles de *C. dactylon* (CdTn) et *A. sessilis* (AsTn) non pollués. Mais au cours des 2 autres saisons (humide et pluvieuse ; chaude et sèche), la surface foliaire de *A. sessilis* diminue considérablement dans les pots non pollués (AsTn) pendant que celle des pollués (AsTp) évolue positivement. Bien que les hydrocarbures aient eu une influence négative en début d'expérimentation (période froide et humide) sur le taux de croissance de la surface foliaire de *C. dactylon* pollué (CdTp), il n'y a cependant pas de différence dans l'évolution finale de la surface foliaire entre pollués et non pollués chez cette espèce. Chez *E. indica*, toutes les 3 périodes climatiques ont été favorables au développement foliaire à la fois dans les modalités pollués et non pollués.

➤ Taille des tiges (fig. 54C)

Dans l'ensemble, la période froide et humide est défavorable pour la croissance de toutes les plantes. Tandis que la période humide et pluvieuse est la plus favorable pour toutes les espèces dans les pots pollués. L'espèce *C. dactylon* a tendance à mieux s'épanouir durant la période chaude et sèche à la fois dans les pots pollués et témoins. Le développement de *E. indica* dans les différents sols est plus favorable durant la période humide et pluvieuse. En plus de l'impact du climat en début d'expérimentation, s'ajoute les conditions pédologiques, notamment la présence des hydrocarbures qui impacte plus le développement de l'espèce *A. sessilis* (AsTp). En effet, le taux de croissance de la taille des tiges chez cette espèce n'évolue positivement qu'avec l'arrivée des pluies (saison humide et pluvieuse) ; tandis que dans les sols non pollués (AsTn), cette espèce n'évolue considérablement qu'en saison chaude et sèche.

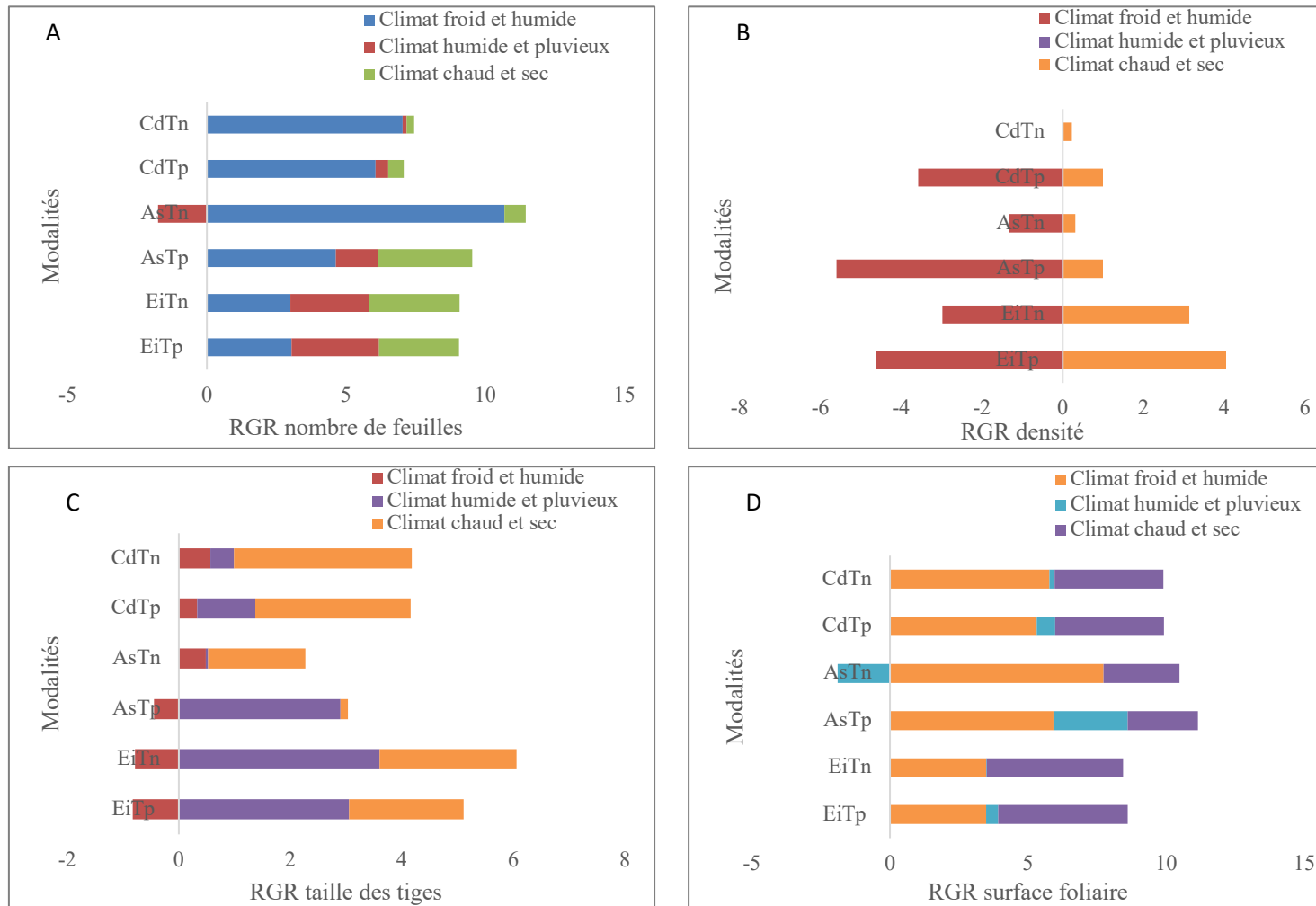


Figure 54. Taux d'évolution relative des paramètres morphologiques dans les modalités plantées et non plantées en référence aux différentes saisons climatiques de l'étude.

➤ **Densité des plantes (fig. 54B)**

Dans les pots pollués, toutes les espèces présentent un taux de croissance en densité négatif au cours de la période 1 (froide et humide). Certains plants de chaque espèce sont donc morts durant la période froide et humide. Aucune évolution de densité n'a été notée durant la période humide et pluvieuse dans toutes les modalités étudiées. Passé cette période, la densité des plants de *E. indica* (EiTp) évolue mieux que celle des 2 autres espèces.

➤ **Nombre de feuilles des plantes (fig. 54A)**

Chez *E. indica* et *C. dactylon* la présence des hydrocarbures dans les sols n'a pas eu une influence significative sur le développement foliaire. En effet, Le taux d'évolution foliaire chez ces deux espèces dans les sols pollués ne présente pratiquement pas de différence avec celles des sols non pollués. L'espèce *A. sessilis* évoluant dans les sols pollués a été très retardée dans sa foliation durant la période froide et humide par rapport aux sols témoins, avant de présenter une évolution foliaire significativement supérieure à celle de son témoin (AsTn) durant les périodes « humide et pluvieuse » et « chaude et sèche ».

2.2.3. Discussion sur les effets combinés de la pollution et des conditions climatiques sur le taux de croissance des plantes

A l'exception de la densité dont le taux de croissance est négatif chez toutes les plantes, les espèces de la famille des Poaceae (*Eleusine indica* et *Cynodon dactylon*) ont dans l'ensemble bien toléré les différentes saisons climatiques contrairement à *Alternanthera sessilis*. En fait, bien que *Cynodon dactylon* soit une espèce commune des climats chauds et donc familière dans l'agriculture subtropicale et tropicale, elle est également une espèce cosmopolite parfois utilisée pour le fourrage (Horowitz, 1972). *Eleusine indica* quant à elle est une espèce végétale originaire d'Afrique. Elle est distribuée dans les régions tropicales, subtropicales et tempérées du monde, y compris l'Afrique, l'Asie, l'Asie du Sud-Est, l'Australie, le Pacifique et les Amériques. Contrairement à *C. dactylon*, elle n'a pas été retrouvée dans les jardins botaniques français consultés dans le cadre de cette étude. Ainsi, son évolution durant les expérimentations laisse croire que *E. indica* est une espèce qui s'adapte à tout climat. *A. sessilis* n'est pas non plus une espèce cosmopolite. Elle est probablement originaire d'Amérique tropicale mais est désormais répandue dans les régions tropicales et subtropicales du monde, dont toute l'Afrique tropicale. Les faibles taux d'évolution et parfois négatifs des paramètres de croissance chez *A. sessilis* seraient attribués à la fois à l'achèvement de son cycle de développement (3 mois environ) et aux conditions rudes imposées par l'entrée en période chaude et sèche. En effet,

bien que *A. sessilis* puisse tolérer des conditions extrêmement sèches, elle se développe mieux dans des endroits à humidité constante ou élevée. Son évolution positive pendant la période humide et pluvieuse (après la 10^{ème} semaine expérimentale) dans les pots pollués (AsTp) serait surtout attribuée à la réduction de la pollution dans les sols, probablement sous l'action combiné ou non du lessivage, de l'évaporation et des microorganismes tel qu'affirmé par Kang (2014).

2.2.4. Indices de croissance relative (RGI) – effets induits des hydrocarbures

L'évolution du nombre de feuille (fig. 55A) ne présente aucune différence entre pollués et témoins chez *E. indica* et *C. dactylon* tout au long de l'expérimentation. Tandis que chez *A. sessilis*, le nombre de feuille dans les pots témoins est significativement plus élevé que dans les pollués à la semaine 14. L'effet inverse est observé à la 16^{ème} semaine.

L'indice d'évolution relative de la surface foliaire (fig. 55D) des différentes espèces végétales en étude ne présente dans l'ensemble aucune différence significative entre pollués et témoins chez toutes les espèces végétales considérées ; à l'exception de *C. dactylon* entre la semaine 10 et 14. L'analyse du RGI de la taille des plantes (fig. 55B) montre que les tiges des plants de *E. indica* ne présentent aucune différence significative entre pollués et témoins. Entre la 13^{ème} à la 17^{ème} semaine, les tiges de *A. sessilis* non pollués sont significativement plus grandes que celles des pollués. Il existe une dominance significative de la taille des tiges de *C. dactylon* dans les pots témoins par rapport à celle des pots pollués au cours des semaines 6 et 18. Le graphe de la figure 55C présente l'indice d'évolution relative de la densité des plantes. Il y ressort des différences entre témoins (Tn) et pollués (Tp) chez *A. sessilis* et *E. indica*. Entre la 8^{ème} et la 14^{ème} semaine expérimentale chez *E. indica*, le nombre de plants par pots est significativement plus élevé dans les pots témoins comparés aux pollués. En effet, il a été dénombré 7 plants/pot dans les pollués tandis que les témoins en possèdent 14. Mais dès la 13^{ème} semaine, les différents pots possèdent tous 16 plants/pots. Chez *A. sessilis*, l'indice d'évolution de la densité des plants dans les pollués est plus élevé que dans les non pollués dès la 2^{ème} semaine expérimentale ; mais aucune différence significative n'est notée. La densité des plantes chez *C. dactylon* suit une même tendance, tant dans les pots pollués que dans les non pollués.

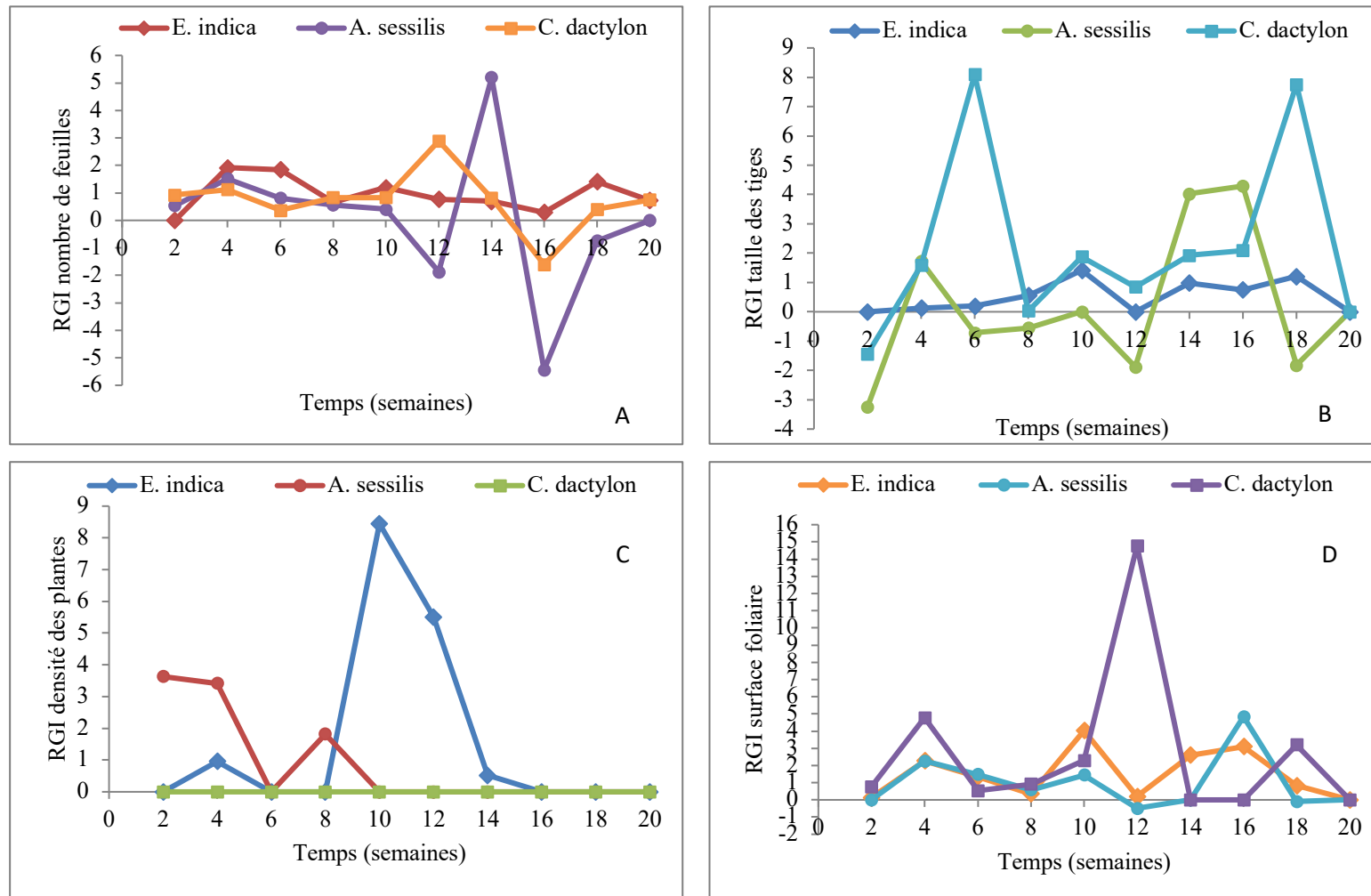


Figure 55. Indices de croissance relative (RGI) des paramètres morphologiques mesurés au cours des expérimentations.

Contrairement à *E. indica* et *C. dactylon*, *A. sessilis* présente une évolution très faible et très tardive dans les pots pollués. Elle serait donc moins tolérante aux hydrocarbures contenus dans les sols. Cette espèce de la famille de Amaranthaceae possède pourtant un système racinaire assez extensif, qui n'est cependant pas très diversifié et fibreux comme celui de la famille des Poaceae. Il est donc difficile aux racines de *A. sessilis* d'atteindre les micro-agrégats du sol. *A. sessilis* aurait tout de même développé d'autres stratégies lui permettant de tolérer les conditions de stress imposées par les hydrocarbures ; et une fois ces derniers réduits dans le sol elle a commencé à évoluer (après 112 jours environ).

L'apparition massive de nouvelles plantules dans les pots de *E. indica* serait due à la germination des graines présentes dans le sol. En fait, le repiquage des plantules en début d'expérimentation s'est fait avec leur substrat. Ainsi, les graines restées en terre auraient germé une fois les conditions climatiques et environnementales devenues favorables au cours des expérimentations. Plusieurs auteurs mentionnent que *E. indica* est capable de germer et de se développer à toute période de l'année si l'humidité du sol est suffisante. Ils affirment également que les opérations culturales tels que le sarclage et le buttage se traduisent par de nouvelles levées (Le Bourgeois et Merlier, 1995). En effet, le retournement des sols de chaque pot a été réalisé à la 6^{ème} semaine.

Les graines de *E. indica* dans les pots pollués (EiTp) n'ont germé que 2 semaines après celles des pots non pollués (EiTn) probablement à cause de la présence de fioul dans les sols ; car la pollution fraîche et les composés hydrosolubles et volatils semblent être les plus toxiques pour la graine (Pérez-Hernández et al., 2013). En effet, la fraction volatile des HAP ayant un pouvoir mouillant plus élevé, a une plus grande capacité de pénétration et donc un impact plus considérable sur la germination des graines (Ouvrard et al., 2014). Outre les fractions solubles et volatiles, les HAP peuvent agir comme une barrière physique en formant un film d'huile autour de la graine, empêchant ou réduisant ainsi le transfert d'eau ou d'oxygène à l'intérieur de celle-ci (Adam et Duncan, 2002). Ainsi, à partir de la 8^{ème} semaine, il se pourrait que la fraction légère du fioul ait été éliminée du sol par volatilisation ou lessivage ; ce qui a réduit la présence de la couche hydrophobe empêchant les graines de germer.

2.3. Caractéristiques des sols en début (0 jour) et fin (150 jours) de croissance des plantes

Les caractéristiques des sols en début et fin d'expérimentation sont présentées au tableau 23. A l'exception des sols plantés à *Eleusine indica*, les teneurs en matière organique sont plus faibles dans les sols plantés par rapport aux non plantés (To); avec des valeurs significativement plus faible ($p < 0,05$) dans les sols plantés à *Alternanthera sessilis*. Il n'y a cependant aucune différence significative entre la matière organique des sols en début et fin d'expérimentation.

Les teneurs en azote du sol en début d'expérimentation sont significativement plus faibles qu'en fin d'expérimentation (150 jours) dans les sols non plantés (To) et dans ceux plantés à *A. sessilis* et *C. dactylon* ($p < 0,001$), ainsi que dans les sols plantés à *E. indica* ($p < 0,01$). Seuls les sols plantés à *A. sessilis* présentent des teneurs en azote significativement en dessous ($p < 0,05$) de celles des sols non plantés (To) en fin d'expérimentation. En ce qui concerne le pH, seuls les sols plantés à *C. dactylon* ont un pH en fin d'expérimentation qui soit significativement supérieur ($p < 0,05$) au pH des sols non plantés en fin d'expérimentation. Cependant, il n'y a aucune différence significative entre les pH des sols en début et fin d'expérimentation ($p > 0,05$). Le phosphore et la CEC ne présentent aucune différence significative entre les sols en début et fin d'expérimentation ($p > 0,05$) et entre les sols plantés et non plantés (To) en fin d'expérimentation ($p > 0,01$).

Tableau 23. Paramètres physico-chimiques des sols avant (0 jour) et après (150 jours) la croissance des plantes.

Paramètres	0 jour		150 jours		
	Sol initial pollué	To (Sol non planté)	EiTp (<i>E. indica</i>)	AsTp (<i>A. sessilis</i>)	CdTp (<i>C. dactylon</i>)
Matière organique (%MS)	5,86 ± 0,51	5,86 ± 0,2	6 ± 0,05	5,3a	5,4 ± 0,2
pH	7,4 ± 0,26	7,13 ± 0,08	7,1 ± 0,1	7,06 ± 0,03	7,3a
Azote Kjeldahl (TKN) (mg/kg MS)	1516,67 ± 44,1	2500 ± 100***	2433,33 ± 185,59**	2233,33 ± 33,33a***	2500 ± 173,21***
Phosphore (mg/kg MS)	1326,51 ± 31,79	1516,66 ± 52,38	1450 ± 45,09	1493,33 ± 43,33	1553,33 ± 56,66
CEC (méq/100g MS)	10,38 ± 1,08	9,2 ± 0,32	9,26 ± 0,12	9,03 ± 0,03	8,83 ± 0,03

Les valeurs sont les moyennes ± l'erreur type. « a » montre des différences significatives ($p < 0,05$) entre les valeurs physico-chimiques finales dans le sol sans végétation et dans le sol avec végétation ; tandis que les astérisques montrent le niveau de différences significatives entre les paramètres physico-chimiques initiales et finales des sols : ** = $p < 0,01$ et *** = $p < 0,001$.

La baisse significative des teneurs en matière organique dans les sols plantés à *A. sessilis* pourrait être attribuée à l'efficacité accrue d'utilisation de matières organiques par les micro-organismes associés à la rhizosphère de cette espèce, d'autant plus que son développement a été très retardé dans les sols pollués. Cette légère baisse de MO chez *C. dactylon* serait cependant due à sa capacité élevée de dégradation des composés organiques suite à l'agencement et aux caractéristiques fibreux, extensif et diversifié de son système racinaire qui favorisent une aération adéquate du sol. Ainsi résulte une meilleure décomposition de la MO sous l'effet des micro-organismes. Ceci est également valable pour *E. indica* ; cependant la concentration légèrement élevée de MO en fin d'expérimentation dans le sol planté avec cette espèce s'expliquerait par une activité biologique plus accentuée dans ce sol. La matière organique du sol jouant un rôle crucial dans le devenir et le transport de nombreux contaminants organiques, la présence de végétation permet d'augmenter la teneur en matière organique du sol en libérant des exsudats racinaires. Egalement, certains hydrocarbures peuvent faire partie de l'humus du sol par l'intermédiaire de la biomasse microbienne ou par incorporation directe (Tsao, 2003). La matière organique est restée stable dans le sol non planté (To) probablement en raison de la mauvaise aération connue des sols contaminés par le pétrole (Oyedeki et al., 2013). En effet, l'activité biologique d'un sol planté, et donc plus aéré, est considérablement plus élevée que celui d'un sol nu en raison de la modification des propriétés physico-chimiques du sol par le développement des racines et les composés exsudés par ces dernières (Delgado et Gómez, 2016).

Les teneurs en azote élevées en fin d'expérimentation ainsi que les valeurs sensiblement égales des autres paramètres (P, CEC) entre le début et la fin de l'étude sont dus aux apports d'engrais organique pendant la période expérimentale. Plusieurs auteurs affirment que les nutriments sont des ingrédients très importants pour une biodégradation réussie des polluants hydrocarbonés, notamment l'azote, le phosphore et dans certains cas, le fer (Das et Chandran, 2010). Ainsi, certains de ces nutriments pourraient devenir un facteur limitant affectant les processus de biodégradation. Les plantes n'ont donc pas été impactées par un quelconque déficit en nutriments. A cet effet, le processus de phytoremédiation a favorisé l'amélioration des propriétés physiques et chimiques des sols à travers l'ajout des nutriments dans le sol (Xiao et al., 2015). Des résultats similaires ont été obtenus par Njoku et al., (2014). Cependant, Oyedeki et al. (2013) ont obtenu une réduction des teneurs en azote dans les sols pollués en fin d'expérimentation. Cette étude aurait présenté des résultats similaires à ceux de ces auteurs si l'amendement organique apporté n'était pas suffisant pour couvrir les besoins des plantes ; car

ces mêmes auteurs révèlent que la présence des hydrocarbures dans le sol contribue à la réduire les concentrations de $\text{NO}_3\text{-N}$, et donc le processus de nitrification. En effet, après un déversement d'hydrocarbures, les micro-organismes utilisant des hydrocarbures, telles que *Arthrobacter*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Burkholderia* deviennent normalement plus abondantes tandis que les bactéries nitrifiantes, comme *Nitrosomonas*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* voient leur nombre réduit dans le sol (Sverdrup et al., 2002).

2.4. Performances phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures

2.4.1. Efficacité d'élimination des HAP et HCT des sols

Les teneurs finales en HCT sont significativement plus faibles ($p < 0,01$ pour To et AsTp ; $p < 0,001$ pour EiTp et CdTp) que les teneurs initiales dans l'ensemble des sols étudiés (fig. 56). En effet, l'abattement des HCT est de plus de 80% dans les sols plantés à *E. indica* (EiTp) et *C. dactylon* (CdTp) ; de 77% dans les sols plantés à *A. sessilis* (AsTp) et seulement de 57% dans le sol non planté (To). Bien qu'il y ait un abattement considérable de la pollution dans les sols plantés (Tp) en comparaison aux non plantés (To), seules les teneurs en HCT dans les sols plantés à *Eleusine indica* (EiTp) en fin d'expérimentation (150 jours) sont significativement inférieures ($p < 0,05$) aux teneurs en HCT des sols non plantés (To).

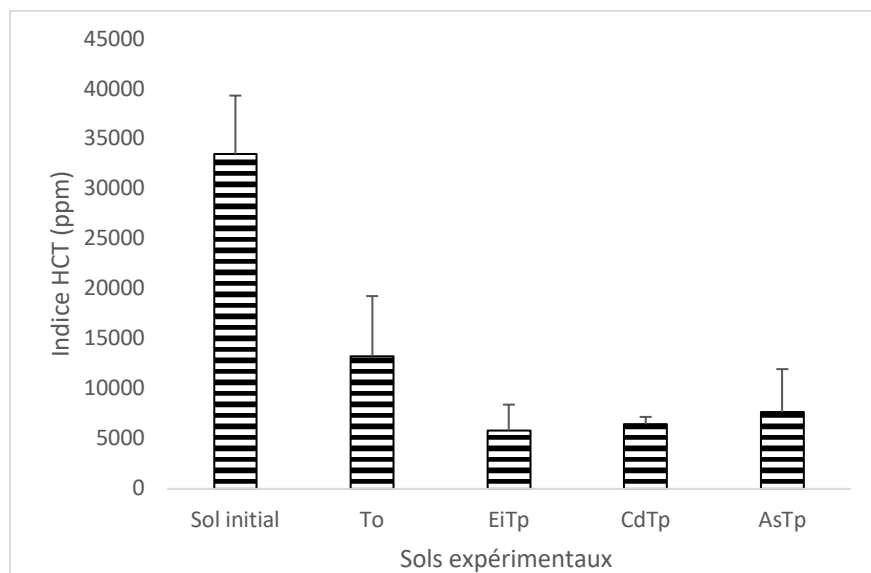


Figure 56. Teneurs initiales (0 jour) et finales (150 jours) des HCT dans les sols expérimentaux (n=3).

Les teneurs en HAP de tous les sols après 150 jours d'expérimentation (tableau 24) sont significativement inférieures ($p < 0,001$) aux teneurs initiales ; exception faite ($p > 0,05$) du sol non planté (To) pour le benzo(a)anthracène et le chrysène ; et du sol planté à *A. sessilis* (AsTp) pour le benzo(a)anthracène seul. De plus, les comparaisons entre les teneurs initiales et finales de benzo(a)anthracène et de chrysène dans tous les sols font ressortir des degrés de significativité plus faibles (valeurs de $p < 0,05$) par rapport aux autres HAP (valeurs de $p < 0,001$ pour la plupart).

Quelques HAP dans les sols plantés à *E. indica* (EiTp) (fluorène, phénanthrène, anthracène et pyrène) et *C.*(CdTp) (Acénaphthène, fluoranthène, pyrène) après 150 jours de culture ont des teneurs significativement plus faibles ($p < 0,05$) que dans les sols non plantés (To). Tandis que dans les sols plantés à *A. sessilis* (AsTp), les teneurs en HAP ne présentent aucune différence significative avec les sols non plantés (To) en fin d'expérimentation (tableau 24). Ces résultats justifient l'affirmation selon laquelle la dégradation effective des HAP dans les sols dépend du potentiel biologique offert par la rhizosphère végétale ; même si les sols ont clairement un potentiel de biodégradation des HAP (Ouvrard et al. 2014).

Le Naphtalène a été éliminé à environ 100% dans tous les sols, à la fois plantés et non plantés (tableau 24). Cette disparition totale du naphtalène des sols, pourtant l'HAP retrouvé en quantité plus élevée dans les sols en début d'expérimentation, pourrait être due à la fois à son caractère très volatil et à sa capacité rapide de biodégradation sous certaines conditions. En effet, des auteurs affirment que le naphtalène peut être rapidement biodégradé en conditions aérobies et dénitrifiantes lorsqu'il est mis en contact avec des micro-organismes du genre *Bacillus* et *Pseudomonas* qui le font quasiment disparaître en 8 à 12 jours dans les meilleurs cas (Bauer et Capone, 1985). Ceci justifierait également l'absence du naphtalène dans les différentes plantes testées au cours de cette étude. Ainsi, durant les 14 jours qui ont suivi la contamination des sols, le naphtalène a dû être à la fois évaporé et dégradé par les bactéries présentes dans le sol.

Tableau 24. Concentrations en HAP (mg/kg MS) dans les sols avant (0 jour) et après (150 jours) la croissance des plantes.

HAP	Valeurs normes	0 jour		150 jours		
		Sol initial	To (sol non planté)	EiTp (<i>E. indica</i>)	AsTp (<i>A. sessilis</i>)	CdTp (<i>C. dactylon</i>)
Nap	0,1	33,88 ± 3,94	0,06 ± 0,01***	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05***
A	0,01	4,22 ± 0,47	0,1 ± 0,02***	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05 ^a ***
Ace	0,01	4,44 ± 1,5	0,06 ± 0,01**	0,14 ± 0,03*	0,06 ± 0,01**	0,05**
F	0,01	8,44 ± 0,86	0,18 ± 0,04***	< 0,05	0,07 ± 0,01***	0,07 ± 0,01***
Phe	0,1	16,66 ± 1,76	0,16 ± 0,05***	< 0,05	0,27 ± 0,09***	0,08 ± 0,01***
Ant	0,01	7,22 ± 1,76	0,46 ± 0,13**	0,12 ± 0,03 ^a **	0,25 ± 0,10**	0,29 ± 0,07**
Flu	0,01	0,82 ± 0,08	0,12 ± 0,03**	0,16 ± 0,06**	0,08 ± 0,02***	0,06 ± 0,003 ^a ***
Pyr	0,01	4,33 ± 0,96	0,69 ± 0,17**	0,19 ± 0,04 ^a **	0,45 ± 0,2**	0,3 ± 0,006 ^a **
BaA	0,01	0,4 ± 0,05	0,38 ± 0,09	0,16 ± 0,05*	0,26 ± 0,10	0,24 ± 0,006*
Chr	0,01	0,55 ± 0,08	0,42 ± 0,1	0,19 ± 0,06*	0,2 ± 0,07*	0,3 ± 0,01*
BbF	0,01	0,35 ± 0,03	0,06 ± 0,01***	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05***
BkF	0,01	0,36 ± 0,03	0,06 ± 0,01***	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05***
BaP	0,01	0,30 ± 0,02	0,06 ± 0,01***	< 0,05	0,06 ± 0,01**	0,05***
DahA	0,01	0,33 ± 0,03	0,06 ± 0,01**	< 0,05	0,06 ± 0,01**	0,05***
BP	0,01	0,33 ± 0,03	0,06 ± 0,01**	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05***
IP	0,01	0,34 ± 0,03	0,06 ± 0,01***	< 0,05	0,06 ± 0,01***	0,05***

Les valeurs sont les moyennes ± l'erreur type de 3 répétitions. « a » montre des différences significatives ($p < 0,05$) entre les teneurs finales en HAP dans les sols non plantés et dans les sols plantés; tandis que les astérisques montrent le niveau de différences significatives entre les teneurs initiales et finales en HAP dans les sols : * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$ et *** = $p < 0,001$. Les abréviations des HAPs sont naphthalène (Nap), acénaphthylène (A), acénaphthène (Ace), fluorène (F), phénanthrène (Phe), anthracène (Ant), fluoranthène (Flu), pyrène (Pyr), benzo(a)anthracène (BaA), chrysène (Chr), benzo(b)fluoranthène (BbF), benzo(k)fluoranthène (BkF), benzo(a)pyrène (BaP), dibenzo(ah)anthracène (DahA), benzo(ghi)perylène (BP) et indeno(1,2,3-cd)pyrène (IP). Les limites de quantifications sont de 0,05 mg/kg

La comparaison des sols plantés entre eux (tableau 24) montre que chez l'espèce *E. indica* (EiTp), l'abattement de ces 4 HAP (benzo(a)anthracène, pyrène, anthracène et fluorène) est plus élevé que chez les espèces *C. dactylon* (CdTp) et *A. sessilis* (AsTp); avec un abattement significativement plus élevé ($p < 0,05$) par rapport à *C. dactylon*. Par contre, *A. sessilis* et *C. dactylon* éliminent mieux le fluoranthène et l'acénaphthène que *E. indica*; mais l'abattement n'est pas significativement différent ($p > 0,05$). L'élimination du phénanthrène est plus prononcée chez les espèces *E. indica* et *C. dactylon* par rapport à l'espèce *A. sessilis*; avec des différences significatives ($p < 0,05$) entre *E. indica* et *A. sessilis*.

Les faibles taux d'élimination des hydrocarbures dans les sols plantés à *A. sessilis* seraient dus au retard de croissance observé chez cette plante durant l'étude. Cette espèce n'a donc pas toléré la présence des hydrocarbures dans le sol. L'abattement de la pollution dans les sols plantés à *A. sessilis* serait donc plus attribué à l'action des microorganismes associés à la rhizosphère de cette espèce. Il est probable que cette plante tolère de plus faibles teneurs en hydrocarbure du fait de son développement tardif au cours des expérimentations.

2.4.2. Facteurs de translocation (TF) et de bioconcentration (BCF) des hydrocarbures

Les facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) des différentes espèces végétales étudiées sont présentés dans le tableau 25. Les HAP les plus légers (naphtalène, acénaphthylène, acénaphthène) sont dans les limites de détection dans les différentes parties de chaque plante. Les valeurs du BCF sont toutes inférieures à 1 pour les trois espèces végétales, exception faite de la valeur de BCF du pyrène (1,19) chez l'espèce *E. indica* et la valeur de BCF des HAP totaux (1,56) chez *C. dactylon*. En ce qui concerne le facteur de translocation (TF), seules les espèces *E. indica* et *A. sessilis* en sont concernées. En effet les hydrocarbures saturés d'huiles minérales (C10-56), le fluorène, le phénanthrène, l'anthracène et le benzo(a)anthracène ont été retrouvés en concentration plus élevée dans les parties aériennes de *E. indica* en comparaison aux racines. Le phénanthrène et l'anthracène sont les HAP qui ont été les plus transloqués dans les parties aériennes de l'espèce *A. sessilis*.

Tableau 25. Concentration en HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}\text{MS}$) et en huiles minérales (C10-56) ($\text{mg.kg}^{-1}\text{MS}$) dans les parties aériennes (tiges_feuilles) et racinaires (racines) de *Eleusine indica*, *Alternanthera sessilis* et *Cynodon dactylon* ; et facteurs de translocation (TF) et de bioconcentration (BCF) des plantes.

Hydrocarbures	<i>Eleusine indica</i>				<i>Alternanthera sessilis</i>				<i>Cynodon dactylon</i>			
	Tiges_feuilles	Racines	TF	BCF	Tiges_feuilles	Racines	TF	BCF	Tiges_feuilles	Racines	TF	BCF
C10-56	34,5 ± 8,5	10 ± 4,36	3,45	0,007	47 ± 19,79	76 ± 5,85	0,06	0,009	31,5 ± 29	790 ± 114,05	0,03	0,13
F	1,83 ± 1,28	1,63 ± 0,97	1,12	0,06	0,6	0,8 ± 0,14	0,75	0,02	0,65 ± 0,21	3 ± 1,27	0,21	0,05
Phe	24,1 ± 25,91	9,46 ± 3,11	2,54	0,67	5,4 ± 0,84	3,35 ± 0,91	1,61	0,02	6,15 ± 6,01	17,35 ± 10,53	0,35	0,23
Ant	4,7 ± 5,19	3,06 ± 3,69	1,53	0,05	1,7 ± 0,84	0,5	3,40	0,006	2,8 ± 2,54	4,8 ± 4,66	0,58	0,03
Flu	11,1 ± 6,98	23,2 ± 21,58	0,47	0,13	5,17 ± 1,2	8,55 ± 3,88	0,60	0,18	3,1 ± 1,97	27,1 ± 20,36	0,11	0,41
Pyr	11,2 ± 1,3	168,23 ± 149,41	0,06	1,19	10,45 ± 2,47	29,9 ± 18,38	0,34	0,06	18,75 ± 20,85	258,25 ± 59,04	0,07	0,89
BaA	3,9 ± 5,8	3,53 ± 4,02	1,10	0,14	0,9 ± 0,56	3,5 ± 3,1	0,25	0,01	0,5	4,8 ± 2,26	0,10	0,02
Chr	5,56 ± 5,85	14,5 ± 14,84	0,38	0,27	2,15 ± 0,91	5,65 ± 1,62	0,38	0,03	1,25 ± 0,91	21,25 ± 14,63	0,05	0,07
BbF	4,23 ± 6,03	6,9 ± 7,13	0,61	0,22	1,8 ± 0,98	6,45 ± 3,32	0,27	0,16	0,8 ± 0,42	10,4 ± 0,56	0,07	0,22
BkF	1,06 ± 0,98	2,73 ± 3,12	0,39	0,07	0,7 ± 0,28	2,4 ± 1,41	0,29	0,06	0,5	3,5 ± 0,98	0,14	0,08
BaP	1,23 ± 1,27	5,86 ± 6,64	0,21	0,14	1,3 ± 0,98	5,35 ± 3,6	0,24	0,13	0,5	8,4 ± 0,84	0,05	0,05
DahA	0,5	0,5	1	0,02	0,5	0,5	1	0,02	0,5	0,85 ± 0,21	0,58	0,02
BP	0,63 ± 0,11	10,33 ± 12,06	0,06	0,21	1,25 ± 0,91	5,5 ± 1,27	0,22	0,13	0,55 ± 0,07	24,65 ± 2,33	0,02	0,50
IP	0,6 ± 0,17	3,36 ± 4,96	0,17	0,07	0,5	1,25	0,40	0,03	0,5	17,9	0,02	0,36

Les abréviations des HAP sont indiquées au tableau 24, MS= Matière sèche.

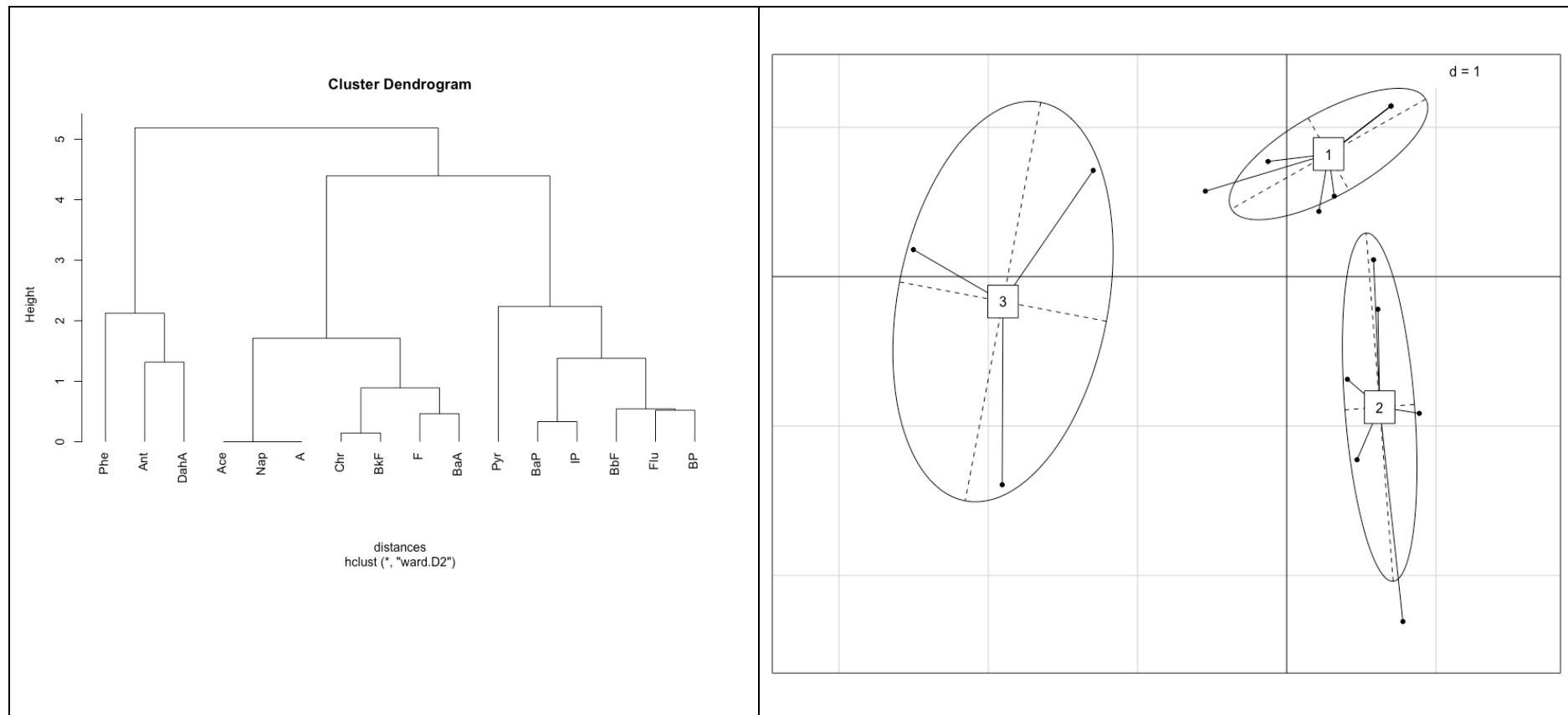
Bien que les valeurs de BCF de certains HAP pour l'ensemble des plantes soient faibles, l'élimination à plus de 70% des hydrocarbures totaux dans les sols plantés indique que toutes les 3 espèces végétales testées sont impliquées dans la rhizodégradation ou phytostimulation des hydrocarbures. Tel qu'affirmé par Ali et al. (2013), la rhizodégradation fait référence à la décomposition des polluants organiques dans le sol par des micro-organismes présents dans la rhizosphère. Celle-ci s'étend sur environ 1 mm autour de la racine et est sous l'influence de la plante. La raison principale de dégradation accrue des polluants dans la rhizosphère est probablement l'augmentation de la flore rhizosphérique ; et donc des activités métaboliques. En effet, les plantes peuvent stimuler l'activité microbienne d'environ 10 à 100 fois plus dans la rhizosphère par la sécrétion d'exsudats contenant des hydrates de carbone, des acides aminés et des flavonoïdes (Miya et Firestone, 2001). La libération d'exsudats, contenant des nutriments, par les racines des plantes fournit des sources de carbone et d'azote aux microbes du sol et crée un environnement riche en nutriments dans lequel l'activité microbienne est stimulée. En plus de sécréter des substrats organiques pour faciliter la croissance et les activités des microorganismes rhizosphériques, les plantes libèrent également certaines enzymes capables de dégrader les contaminants organiques dans les sols (Ouvrard et al., 2014). Ainsi, la présence des espèces *E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis* dans les sols pollués à augmenter le nombre total de champignons et de bactéries bénéfiques à travers un effet de rhizosphère général. En outre, certains composés libérés par les racines de ces espèces auraient permis d'induire des gènes pour les enzymes responsables du métabolisme microbien des hydrocarbures éliminés.

2.4.2.1. Corrélations entre les BCF et TF des HAP dans les plantes et quelques propriétés physico-chimiques des HAP

En fonction des valeurs du BCF et du TF, le dendrogramme (fig. 57) montre un regroupement des HAP entre eux. Ainsi, il se distingue 3 classes d'HAP :

- La Classe 1 (acénaphthylène, naphthalène, acénaphthène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(k)fluoranthène et Fluorène) est constituée des HAP à 3 et 4 cycles benzéniques. Ces composés ont été très faiblement bioaccumulés et transloqués. Parmi ces composés, certains n'ont pas du tout été bioaccumulés dans les plantes (acénaphthylène, naphthalène et acénaphthène).
- La classe 2 (Pyrène, benzo(a)pyrène, indeno(1,2,3)pyrène, benzo(b)fluoranthène et benzo(ghi)pérylène) est constituée des HAP ayant 4 à 6 cycles benzéniques. Ces composés ont été les plus bioaccumulés et les moins transloqués dans les plantes.
- Et la classe 3 constituée de deux HAP à 3 cycles benzéniques (phénanthrène et anthracène) et d'un HAP à 5 cycles, le dibenzo(a,h)anthracène. Cette classe est caractérisée par une translocation assez importante des HAP bien que faiblement bioaccumulés.

Les résultats obtenus avec les plantes testées sont contraires aux informations que révèlent la littérature sur la biodisponibilité des polluants organiques. Car il est supposé que le transfert sol-plante des HAP ne soit possible que pour les HAP de faible poids moléculaire (2 à 3 cycles benzéniques) tandis que les HAP avec 3 à 6 cycles montrent une tendance à l'adsorption sur les racines (Oleszczuk et Baran, 2005) ou sur la matière organique du sol. Mais les HAP des classes 1 et 3 (poids moléculaire faible à moyen) ont été les moins bioaccumulés contrairement aux HAP de la classe 2 (4 à 6 cycles). L'explication la plus plausible de cette inversion des tendances de biodisponibilité des HAP serait attribuée au phénomène d'adsorption ; plus particulièrement l'adsorption plus élevée des HAP lourds à la surface des racines des plantes, tandis que les HAP légers ont tout simplement été adsorbés sur le sol. Cette explication trouve son sens dans le fait qu'il existe un certain équilibre dans les phénomènes d'adsorption des HAP entre les racines des plantes et la matière organique du sol tel qu'affirmé par (Balasubramaniyam, 2015). Ainsi, dans ce cas précis, la MO du sol était assez élevée pour l'adsorption favorable des HAP légers. Cependant, cette même teneur en MO des sols était moins considérable pour une adsorption favorable des HAP lourds sur le sol, d'où leur migration vers les parties racinaires de la plante.



Les abréviations des HAP sont indiquées au tableau 24.

Figure 57. Ellipses de corrélation entre les facteurs de bioconcentration (BCF), de translocation (TF) des HAP et leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, poids moléculaire, log Kow, tension de vapeur) pour l'ensemble des 3 plantes.

2.4.3. Potentiel de phytoremédiation des plantes

Le potentiel de phytoremédiation (P) des sols plantés est présenté dans le tableau 26. Il y ressort que la croissance des espèces *E. indica* et *C. dactylon* a entraîné une plus forte réduction des HCT dans les sols contrairement à celle de *A. sessilis*. Pour ce qui est des HAP, aucune réduction particulière n'a été observée.

Tableau 26. Potentiel de phytoremédiation (%) des espèces *Eleusine indica* (EiTp), *Alternanthera sessilis* (AsTp) et *Cynodon dactylon* (CdTp) après 150 jours de culture.

Hydrocarbures (HCT et HAP)	EiTp (<i>E. indica</i>)	AsTp (<i>A. sessilis</i>)	CdTp (<i>C. dactylon</i>)
C10-40	26,94	21,65	25,25
C10-16	20,03	18,69	20,96
C16-22	28,89	21,79	26,13
C22-30	39,6	29,57	34,77
C30-40	34,89	32,6	32,14
Naphtalène	0,09	0	0,04
Acénaphthylène	1,59	0,73	1,19
Acénaphthène	-1,68	0,01	0,39
Fluorène	1,74	1,25	1,23
Phénanthrène	0,76	-0,69	0,46
Anthracène	4,78	2,96	2,4
Fluoranthène	-6,95	4,92	6,72
Pyrène	12,07	6,18	9,67
Benzo(a)anthracène	92,3	86,4	88,35
Chrysène	63,55	62,85	47,29
Benzo(b)fluoranthène	10,73	0,23	5,77
Benzo(k)fluoranthène	10,16	0	5,35
Benzo(a)pyrène	12,24	0	6,52
Dibenzo(ah)anthracène	10,9	0	5,76
Benzo(ghi)perylène	10,9	0	5,76
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	10,71	0	5,66

Toutes les plantes ont présenté un fort potentiel de phytoremédiation pour le benzo(a)anthracène et le chrysène suite à leur très faible dégradation dans les sols non plantés (To). En effet, les plus faibles taux d'élimination du benzo(a)anthracène et du chrysène ont été observés dans les sols témoins (voir tableau 24). La raison pour laquelle le benzo(a)anthracène et le chrysène sont si considérablement éliminés dans les sols plantés par rapport aux non plantés est sans aucun doute attribuée à la présence des plantes. Ces 2 HAP n'ayant pas présenté

une accumulation exceptionnelle dans les plantes du fait de leurs valeurs de BCF inférieures à 1 pour la quasi-totalité des plantes, elles ont donc été éliminées par biodégradation grâce aux bactéries du sol. Miya et Firestone (2001) ont affirmé que la dégradation microbienne dans la rhizosphère pourrait être le mécanisme le plus important pour l'élimination des composés organiques tels que les hydrocarbures dans les sols végétalisés. Et cela se produit parce que les HAP (tels que le benzo(a)anthracène et le chrysène, $PM = 228 \text{ g/mol}$; 4 cycles benzéniques) sont hautement hydrophobes et leur sorption au sol diminue leur biodisponibilité à l'absorption par les plantes ainsi qu'à la phytotransformation. La littérature affirme que des bactéries vivant dans le substrat et notamment au niveau de la rhizosphère des plantes, permettent d'éliminer les polluants de manière très efficace. Ceci intervient principalement suite à l'influence du duo microorganismes - équipement enzymatique. Elles jouent donc un rôle majeur dans le fonctionnement des écosystèmes en y assurant la régulation de la biodisponibilité de nombreux nutriments. En effet, suite aux voies métaboliques, telles que celle du cytochrome P-450 qui intervient efficacement dans la biodégradation des hydrocarbures (Das et Chandran, 2010), propres à chaque microbe, certains sont spécifiques à la dégradation des hydrocarbures (Macaulay, 2015). Par exemple, les *Pseudomonas* sont les bactéries les plus connues pour leur capacité à utiliser les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie, et de produire des biosurfactants tels que les rhamnolipides à partir des alcanes (Rahman et al., 2003 ; Pornsunthorntawee et al., 2008). Cependant tous ces phénomènes sont accentués par la présence des plantes. En effet, la phytoremédiation des polluants organiques dans les sols est étroitement influencée par les caractéristiques particulières du type de plante (Merkl et al., 2005 ; Ouvrard et al., 2014), bien qu'elle soit promue par l'aspect catalytique de plusieurs enzymes dans la rhizosphère (Liu et al., 2015).

Dans l'ensemble, le potentiel de phytoremédiation des HCT est plus élevé que celui des HAP dans tous les sols considérés. En effet, les hydrocarbures diffèrent dans leur susceptibilité à l'attaque microbienne. Cette susceptibilité des hydrocarbures à la dégradation microbienne peut généralement être classée comme suit : alcanes linéaires > alcanes ramifiés > petits aromatiques > alcanes cycliques. Plus particulièrement, les HAP de haut poids moléculaire sont susceptibles de ne pas du tout être dégradés (Das et Chandran, 2010).

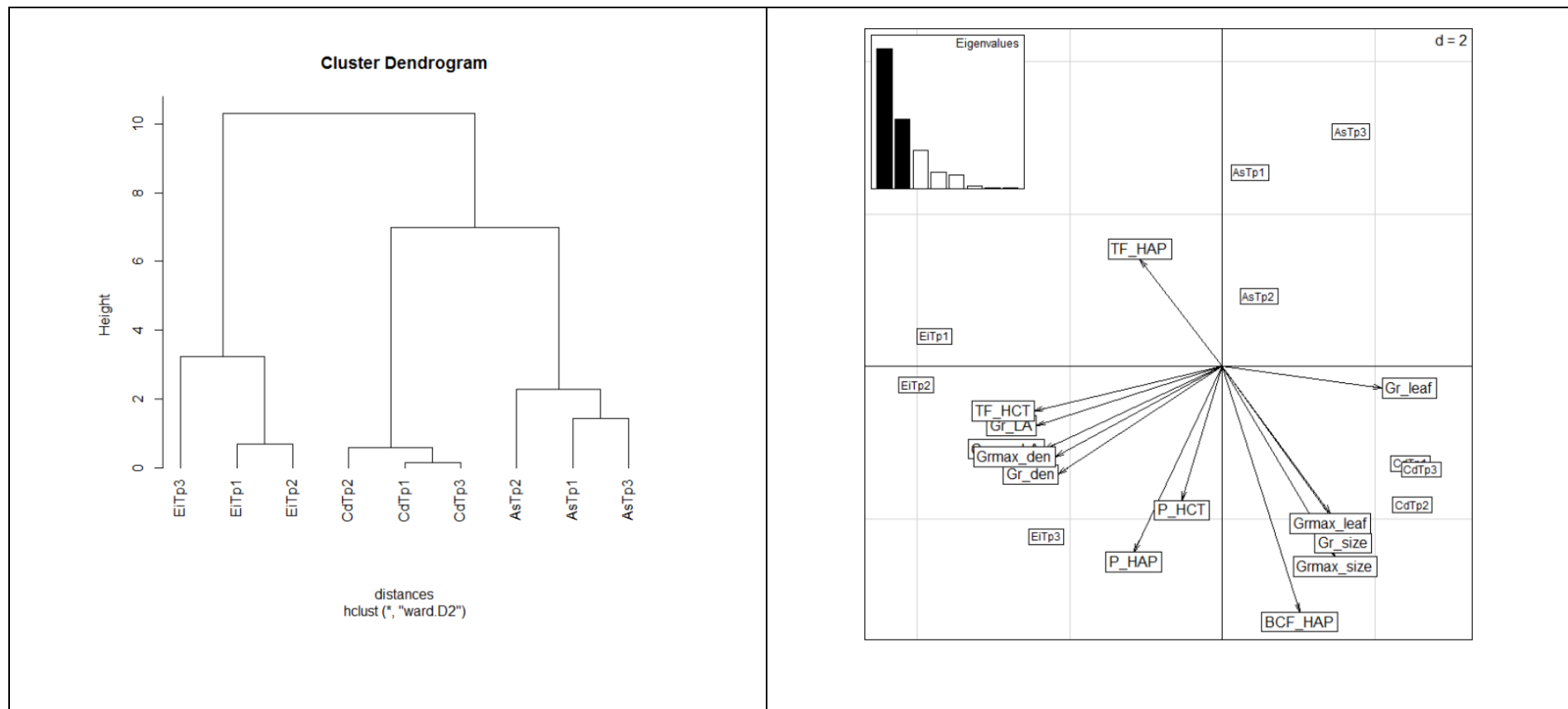
Des 16 HAP, seules les teneurs en naphthalène respectent les valeurs normes (voir tableau 24) dans tous les sols ; et celles du phénanthrène dans les sols plantés avec les espèces *E. indica* et *C. dactylon*. Les valeurs finales des 14 autres HAP sont soit très proches des valeurs normes

(0,01 mg.kg⁻¹), soit très éloignées en fonction des différentes modalités. Quant aux HCT, leurs teneurs ne respectent pas les valeurs normes (15 mg.kg⁻¹) pour une réutilisation quelconque des sols. Ces résultats sont en adéquation avec ceux de certains auteurs (Aprill et Sims, 1990 ; (Reilley et al., 1996 ; Chaineau et al., 1996) ; Pérez-Hernández et al., 2013) sur l'efficacité de la phytoremédiation. Cependant, la non-conformité de certains résultats aux normes établies renvoie aux limites de la phytoremédiation des hydrocarbures dans les sols. En effet la très forte réactivité des HAP à la matière organique du sol limite leur biodisponibilité et leur bioaccessibilité. Par conséquent, envisager leur assainissement en présence de plantes nécessite de se poser la question suivante « de quelle manière les plantes peuvent-elles affecter la disponibilité des HAP ? » (Ouvrard et al., 2014). Ainsi, d'après ces mêmes auteurs, la rhizoatténuation, incluant à la fois la rhizodégradation et les processus de piégeage irréversibles des HAP devraient être l'objectif principal du traitement des sols pollués par les HAP.

2.4.4. Corrélation entre les espèces végétales et l'ensemble des paramètres de l'étude

Le dendrogramme (fig. 58) réalisé avec les résultats des différents paramètres (taux de croissance des plantes, potentiel de phytoremédiation, facteur de bioconcentration et de translocation) utilisés au cours de cette étude montre qu'il existe des corrélations entre tous les triplicats de chaque espèce végétale étudiée. Cependant, les triplicats de *Cynodon dactylon* (CdTp) sont plus proches entre eux que ceux des 2 autres espèces végétales.

De l'analyse en composante principale (fig. 58) il ressort des corrélations entre les espèces végétales et certains paramètres étudiés. Ainsi, le développement en densité et en surface foliaire chez l'espèce *Eleusine indica* (EiTp) est corrélé avec son potentiel de phytoremédiation des hydrocarbures, ainsi que la translocation de ces derniers dans ses parties aériennes (tiges_feuilles). Le développement important du nombre de feuilles et de la taille des plants de l'espèce *Cynodon dactylon* (CdTp) est corrélé avec l'accumulation des hydrocarbures dans ses parties racinaires. Le retard de développement de l'espèce *Alternanthera sessilis* (AsTp) a contribué à réduire ses capacités remédiatrices.



Gr= taux de croissance ; BCF et TF= facteurs de bioconcentration et translocation; P= Potentiel de phytoremédiation; den=densité; LA= surface foliaire; HCT= hydrocarbures totaux; HAP= hydrocarbures aromatiques polycycliques; EiTp, CdTp, et AsTp = plants de *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon* et *Alternanthera sessilis* sur sols pollués respectivement.

Figure 58. Dendrogramme et analyse en composante principale (ACP) de l'ensemble des paramètres de l'étude.

Les différentes corrélations qui existent entre chaque espèce végétale et les paramètres pris en compte durant cette étude donnent un aperçu global sur la tolérance de chacune de ces espèces à la pollution. Ainsi, à la différence de l'espèce *A. sessilis*, les espèces *Eleusine indica* et *Cynodon dactylon* sont à même de tolérer la présence des hydrocarbures dans les sols et de favoriser leur élimination. Suite à ces résultats, *Eleusine indica* et *Cynodon dactylon* peuvent être qualifiées de phytoremédiatrices des sols pollués par les hydrocarbures. La phytoremédiation des sols pollués par le fioul domestique est cependant plus efficace avec l'espèce *Eleusine indica* qu'avec *Cynodon dactylon*. Ce résultat rejoint celui obtenu par (Oyedeji et al., 2013) lors d'une étude comparative des potentialités de ces 2 espèces végétales sur sols pollués au pétrole brut. Cependant *C. dactylon* semble posséder un atout particulier qui est celui de limiter le transfert des HAP vers ses parties aériennes tout en favorisant leur élimination dans le sol. En effet, parmi les différents paramètres à prendre en compte et/ou à respecter pour assurer la réussite d'un phytotraitement appliqué aux sols contaminés par des HAP, l'absence de mobilisation et de transport des polluants vers les eaux ou les plantes est à préconiser (Henner, 2000). Il est donc très envisageable que *C. dactylon* soit favorable à une augmentation considérable du nombre de champignons et bactéries bénéfiques dans les sols contaminés aux HAP.

2.5. Conclusion

En présence d'une pollution à 10 % (poids/poids) des sols avec du fioul domestique, six espèces végétales - *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Cleome ciliata* Schum. & Thonn., *Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. ex DC†, *Commelina benghalensis* L. et *Asystasia gangetica* (L.) T. Anderson) - ont été utilisées pour des essais de phytoremédiation. Seules 3 (*E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis*) d'entre elles ont survécu et se sont développées tout le long des 150 jours d'expérimentation. Seuls les plants de *E. indica* dans les pots pollués ont présenté les meilleurs scores visuels tout au long de l'étude. Les tiges de *C. dactylon* dans les pots pollués étaient plus rougeâtres que celles des pots non pollués. Chez *A. sessilis*, les plants des pots pollués ont eu un retard de croissance significativement plus important que celui des pots non pollués. L'indice de croissance relative des paramètres morphologiques mesurés au cours de l'étude a montré des similitudes de croissance entre pollués et non pollués chez *E. indica* et *C. dactylon*; contrairement à *A. sessilis* dont les plants des pots pollués ont présenté des retards significatifs d'évolution morphologique par rapport à ceux des pots témoins. Dans l'ensemble, *E. indica* est l'espèce qui a le plus toléré la présence du fioul dans les sols.

Les paramètres physico-chimiques des sols n'ont présenté aucune différence significative entre le début et la fin des expérimentations; à l'exception des teneurs en azote qui étaient significativement plus élevées en fin qu'en début d'expérimentation dans tous les sols. Cette étude recommande donc une utilisation d'environ 12 g.kg⁻¹ d'engrais organique chaque mois lors des opérations de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures.

L'abattement des HCT était plus élevé dans les sols plantés que dans les non plantés. En effet Les HCT ont été éliminés à 83%, 81% et 77% respectivement dans les sols plantés à *E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis* ; et de 57% dans les sols non plantés. Le potentiel de phytoremédiation des HCT était plus élevé que celui des HAP dans tous les sols pollués plantés. Des 16 HAP, seuls ceux de poids moléculaire faible à moyen (2 à 4 cycles) ont été retrouvés en quantité significativement plus faibles dans les sols plantés à *E. indica* (fluorène, phénanthrène, anthracène et pyrène) et *C. dactylon* (acénaphthène, fluoranthène, pyrène) par rapport aux sols non plantés. Seul le naphthalène a été éliminé à près de 100% dans les sols plantés et non plantés. Il est apparu que la rhizosphère de toutes les plantes était favorable à l'élimination du benzo(a)anthracène et du chrysène. Les faibles facteurs de bioconcentration (BCF) ont indiqué qu'aucune espèce n'a été impliquée dans la phytoextraction des HAP et HCT. Elles ont tout de même favorisé les processus de rhizodégradation ou phytostimulation des sols pollués par les hydrocarbures. Bien que seules les espèces de la famille des Poaceae (*C. dactylon* et *E. indica*) aient présenté les meilleurs paramètres de croissance, la présence des 3 espèces dans les sols pollués a favorisé une élimination plus élevée des hydrocarbures en comparaison aux sols non plantés. Les espèces *E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis* peuvent donc être considérées comme de bons candidats pour la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun ; pour une pollution des sols à 10% (poids/poids) pour *E. indica* et *C. dactylon*. Mais avec un taux de pollution inférieur à 10% pour s'attendre à une meilleure efficacité de *A. sessilis*.

CHAPITRE 3 - EFFETS DE DIFFERENTES DOSES D'HYDROCARBURES SUR LA MORPHO-ANATOMIE ET LA PHYSIOLOGIE DE *ELEUSINE INDICA* ET *CYNODON DACTYLON*

3. Effets de différentes doses d'hydrocarbures sur la morpho-anatomie et la physiologie de <i>Eleusine indica</i> et <i>Cynodon dactylon</i> (Poaceae).....	190
3.1. Introduction	190
3.2. Effets négatifs des HAP sur la croissance de <i>Cynodon dactylon</i> et <i>Eleusine indica</i>	191
3.2.1. Diminution de la production de biomasse aérienne de <i>Cynodon dactylon</i>	192
3.2.2. Modification du système racinaire de <i>Cynodon dactylon</i>	195
3.2.2.1. Longueur et poids des racines.....	195
3.2.2.2. Longueur racinaire spécifique (LRS)	195
3.3. Effets des HAP sur le taux croissance de <i>Cynodon dactylon</i>.....	198
3.3.1. Nombre de feuilles	199
3.3.2. Taille des tiges.....	199
3.3.3. Densité des plantes.....	200
3.3.4. Surface foliaire.....	201
3.3.5. Discussion sur les effets des HAP sur le taux croissance de <i>Cynodon dactylon</i>	202
3.4. Relations entre les HAP, l'anatomie et la physiologie de <i>Cynodon dactylon</i>	203
3.4.1. Carence hydrominérale et sécheresse physiologique de <i>Cynodon dactylon</i>	203
3.4.2. Perturbation de la photosynthèse de <i>Cynodon dactylon</i> dans les sols pollués	208
3.5. Conclusion.....	210

3. Effets de différentes doses d'hydrocarbures sur la morpho-anatomie et la physiologie de *Eleusine indica* et *Cynodon dactylon* (Poaceae)

3.1. Introduction

Les plantes possédant un système racinaire extensif, diversifié et ayant une croissance rapide, telles que les graminées sont généralement considérées comme utiles en phytoremédiation (Balasubramaniyam, 2015). Dans cette étude, deux espèces de la famille des Poaceae, *Eleusine indica* (L.) Gaertn. et *Cynodon dactylon* (L.) Pers., sont utilisées car elles ont montré une forte efficacité de phytoremédiation des sols contaminés par du fioul domestique. Plus encore, ces espèces ont présenté une parfaite tolérance aux hydrocarbures de par leurs taux de croissance élevés (Nguemté et al., 2018).

Les processus biologiques mis en place par les plantes pour tolérer et éliminer la pollution sont généralement mal connus. Cependant, des auteurs affirment que la plupart des anomalies morphologiques et anatomiques observées au niveau des différentes parties de la plante est généralement attribuée à la pollution (Baruah et al., 2014). En effet, de nombreuses études ont indiqué que les HAP sont absorbés dans les tissus végétaux, séquestrés dans l'une ou l'autre des parois cellulaires après la conjugaison avec le glucose et / ou d'autres composants de la paroi cellulaire ou des vacuoles ; affectant ainsi les structures de la plante (Henner, 2000 ; Balasubramaniyam, 2015). Par exemple, l'aspect plus rougeâtre des tiges de l'espèce *Cynodon dactylon* dans les sols pollués par rapport aux non pollués observée par Nguemté et al. (2018) peut témoigner d'une certaine influence des HAP sur cette espèce.

Ainsi, le but principal de ce travail est de fournir des informations scientifiques supplémentaires sur la phytotoxicité des HAP. Cette étude se propose donc d'évaluer les effets de différentes doses d'hydrocarbures sur la structure externe et interne de *C. dactylon* et *E. indica*, ainsi que sur leur fonctionnement. Elle correspond à la phase expérimentale 2 réalisée sur 160 jours environ. Les expérimentations ont porté sur deux types culturaux. A savoir la culture seule (monoculture) de chacune des espèces dans des sols pollués à 10, 20 et 30% avec du fioul domestique ; et la culture mixte (coculture) des 2 espèces dans des sols pollués à 10%. Les modalités de pollution sont identiques à celles de l'étude précédente (sols pollués plantés : Tp, sols pollués non plantés : T0 et sols plantés non pollués : Tn).

3.2. Effets négatifs des HAP sur la croissance de *Cynodon dactylon* et *Eleusine indica*

Les quantités de fioul apportées au sol se sont avérées létales pour les plantes. En effet, aucune plante ne s'est développée dans les sols pollués à 20 et 30 % en coculture comme en monoculture. Contrairement à *E. indica*, *C. dactylon* a pu se développer en monoculture dans les sols pollués à 10%. En effet, des études en conditions expérimentales ont montré que l'indice de tolérance de *C. dactylon* en monoculture était de 94,47 %, comparativement à 92,92 % pour *E. indica* (Ikhajiagbe et al., 2017). Les indices de tolérance de ces deux espèces n'étant pas très différents, la raison principale de ce résultat contradictoire à celui de la phase expérimentale 1 pour l'espèce *E. indica* serait attribuée à des teneurs plus élevées de certains HAP (tableau 27) dans des sols pourtant pollués à 10%. La comparaison des résultats de ces deux phases expérimentales permet d'affirmer une tolérance aux HAP plus élevée pour l'espèce *C. dactylon* comparée à l'espèce *E. indica*. Bien que possédant les mêmes indices d'hydrocarbures (C10-C40), les différences de concentration notables en HAP entre les phases expérimentales 1 et 2 peuvent être attribuées à la provenance du fioul (fournisseurs différents). Ainsi, il est à noter qu'un pourcentage de pollution en hydrocarbure ne concerne généralement que l'indice carbone de cet hydrocarbure, et donc ne renseigne pas exactement sur les teneurs des autres constituants de l'hydrocarbure, à savoir les HAP, résines, asphaltènes, etc.

Tableau 27. Comparaison des teneurs en HAP et HCT des phases expérimentales 1 et 2

	Exp 2016 (mg/kg)	Exp 2018 (mg/kg)	Ratio Exp 2016 / Exp 2018
Indice hydrocarbures (C10-C40)	33500	33300	0.99
Naphtalène	27	20	0.74
Acénaphthylène	3.4	8.6	2.53
Acénaphène	1.5	34	22.67
Fluorène	7.9	23	2.91
Phénanthrène	14	35	2.5
Anthracène	3.7	20	5.41
Fluoranthène	0.85	1.9	2.23
Pyrène	2.4	7.6	3.17
Benzo(a)anthracène	0.44	0.52	1.18
Chrysène	0.61	0.65	1.07
Benzo(b)fluoranthène	0.3	0.091	0.3
Benzo(k)fluoranthène	0.31	0.05	0.16
Benzo(a)pyrène	0.26	0.092	0.35
Dibenzo(a,h)anthracène	0.29	0.05	0.17
Benzo(ghi)pérylène	0.29	0.05	0.17
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	0.3	0.05	0.16
Somme des HAP	63.55	150	2.36

3.2.1. Diminution de la production de biomasse aérienne de *Cynodon dactylon*

L'analyse des scores visuels montre des différences entre les plantes des modalités polluées et non polluées (fig 59). En début d'expérimentation, les plants de *C. dactylon* dans toutes les modalités présentent des signes de flétrissement et de décoloration sur 25 à 50% du pot. Tandis que les plants des pots non pollués tendent à présenter de meilleurs scores visuels, celles des pots pollués continuent de flétrir et se décolorer durant les semaines 4 à 6 avant d'évoluer positivement pour atteindre des scores de 2,66 (C1Tp) et 1,33 (CpTp) en mono et coculture respectivement. D'un point de vue global, les plants de *C. dactylon* évoluant en monoculture (C1Tp) présentent de meilleurs scores que ceux en coculture (CpTp).

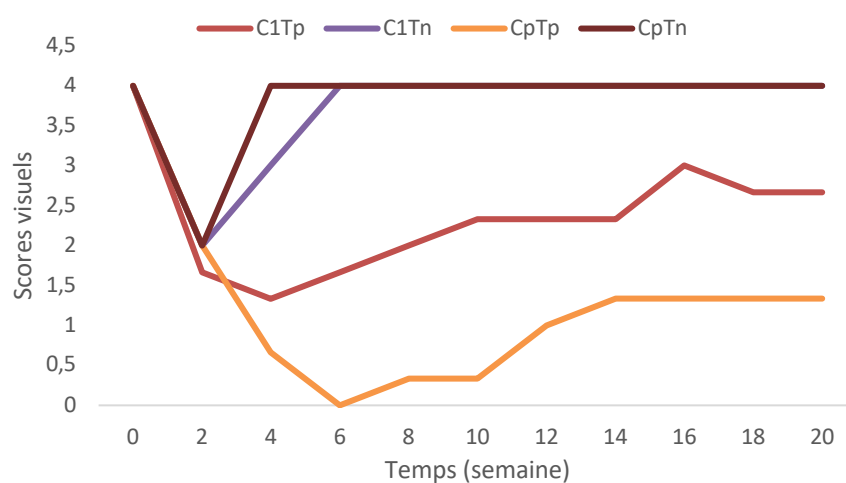


Figure 59. Scores visuels des plants de *C. dactylon* en monoculture et en coculture durant 20 semaines d'expérimentation.

La comparaison des scores visuels entre les 2 phases expérimentales montre des courbes ayant une évolution à peu près similaire dans le temps. Cependant, la période expérimentale de 2018 a été dans l'ensemble marquée par des scores visuels plus faibles ; principalement entre la deuxième et la sixième semaine expérimentale (fig. 60). Toutefois, les scores visuels sont les mêmes en fin d'expérimentation pour les deux phases expérimentales ; à savoir que les plants de *C. dactylon* présentent en fin d'expérimentation des signes de flétrissements et de décoloration sur plus de 25% du pot. Ainsi, il peut être affirmé que l'exposition de *C. dactylon* aux hydrocarbures à 10% et dans les conditions minimalistes du tableau 27 contribue à nuire à sa croissance et son développement normal. En effet, la phytotoxicité des HAP peut être observée à différents stades, de l'inhibition de la germination à la limitation de la production de biomasse (Ouvrard et al., 2014).

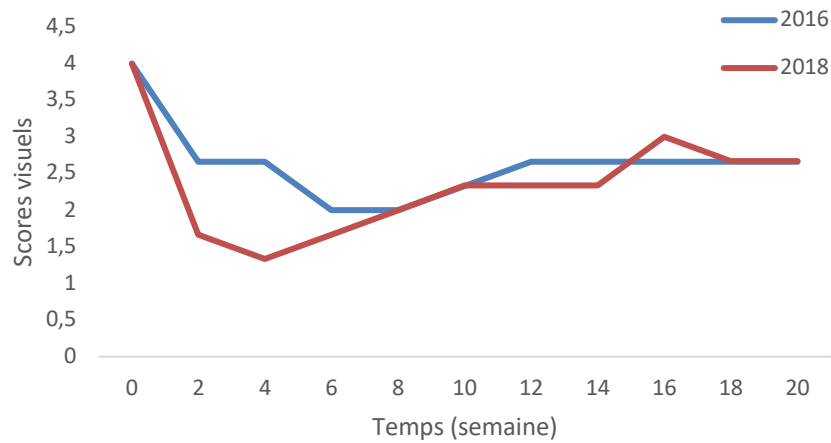


Figure 60. Courbes comparatives des scores visuels des plants de *C. dactylon* durant les phases expérimentales de 2016 et 2018.

L'étape finale des observations visuelles de *C. dactylon* est indiquée à la figure 61 qui différencie la biomasse aérienne de *C. dactylon* dans les sols pollués et non pollués. Pour la coculture, la biomasse de *C. dactylon* dans les sols non pollués (fig. 61C) est nettement plus élevée que dans les sols pollués (fig. 61D) et ses tiges sont plus rouges dans les sols pollués que dans les sols non pollués. En monoculture, le développement de la biomasse de *C. dactylon* dans les sols pollués (fig. 61B) n'est pas significativement différent de celui des sols non pollués (fig. 61A). Ces observations visuelles sont semblables aux travaux menés par Shirdam et al. (2008) lors de l'évaluation des capacités des espèces végétales indigènes tolérantes à croître sur des sols âgés contaminés par des hydrocarbures pétroliers, et aux travaux de Nguemté et al. (2018) sur *C. dactylon*. L'évolution positive de la biomasse de *C. dactylon* dans les sols pollués par les HAP peut être liée à sa nature sessile, qui lui permet de développer sa capacité de résistance à des doses élevées d'HAP dans les sols, comme l'indiquent Xiao et al. (2015). La biomasse aérienne de *C. dactylon* dans les sols pollués est significativement plus élevée en monoculture qu'en coculture. Ce résultat est couramment observé lorsqu'il s'agit de l'élimination des HAP des sols (Sun et al., 2011; Ikhajiagbe et al., 2017). Ces observations sont similaires à celles faites par Sun et al. (2011) sur la fétuque - *Festuca arundinacea* Schreb. (Poaceae) - et de la luzerne - *Medicago sativa* L. (Fabaceae) ; où ils ont montré que la matière sèche aérienne de ces plantes en coculture était inférieure à celle en monoculture.

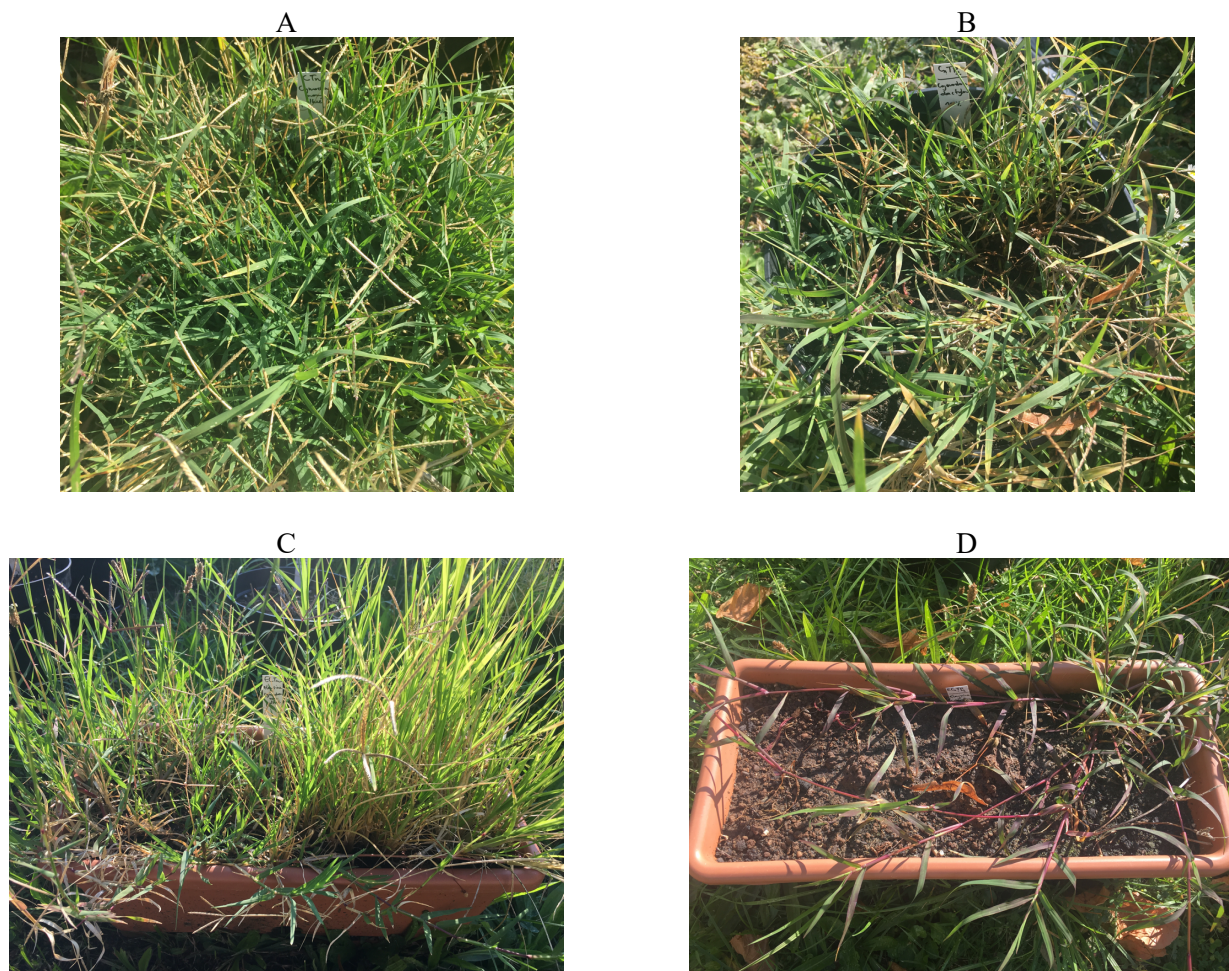


Figure 61. Plants de *C. dactylon* en monoculture (non pollué : A, pollué : B) et en coculture avec *E. indica* (non pollué : C, pollué : D) après 160 jours d'expérimentation.

3.2.2. Modification du système racinaire de *Cynodon dactylon*

3.2.2.1. Longueur et poids des racines

Le tableau 28 présente le poids frais et la longueur des racines de *C. dactylon* en monoculture et coculture dans les sols pollués et non pollués. Il n'y a pas de différences significatives pour le poids frais des racines entre les sols pollués et non pollués en monoculture, mais la longueur des racines de *C. dactylon* est nettement plus élevée ($P < 0,05$) dans les sols non pollués par rapport aux pollués. En coculture, le poids frais des racines de *C. dactylon* est 6 fois plus élevé ($P < 0,01$) dans les sols non pollués par rapport aux pollués. Cette différence est également observée pour la longueur des racines, plus de 8 fois supérieure ($P < 0,01$) dans les sols non pollués par rapport aux pollués. Dans l'ensemble, les différences apparaissent principalement dans la coculture. Cela est probablement dû au retard de croissance de *C. dactylon* dans les sols pollués en coculture. En effet, au cours des 20 semaines d'expérimentation en coculture, la croissance de *C. dactylon* dans des sols pollués n'a débuté qu'à partir de la 12^{ème} semaine expérimentale.

Tableau 28. Poids frais et longueur des racines de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les sols pollués et non pollués.

	Monoculture		Coculture	
	Non pollué (C1Tn)	Pollué (C1Tp)	Non pollué (CpTn)	Pollué (CpTp)
Longueur / pot (cm)	33,45 ± 2,19	22,55 ± 1,34*	79,85 ± 1,2	8,5 ± 0,14**
Poids frais / pot (g)	7,76 ± 0,34	8,43 ± 0,89	62,18 ± 0,28	10,12 ± 0,43**

Les valeurs sont les moyennes ± l'écart-type. Les astérisques montrent le degré de significativité des différences entre les pollués et les non pollués : * = $p < 0,05$ et ** = $p < 0,01$; n = 3.

3.2.2.2. Longueur racinaire spécifique (LRS)

Le calcul de la longueur racinaire spécifique (LRS) de *C. dactylon* montre qu'elle est plus faible dans les sols pollués quel que soit le type de culture (fig. 62). Cependant, la différence est plus significative ($P < 0,01$) en monoculture.

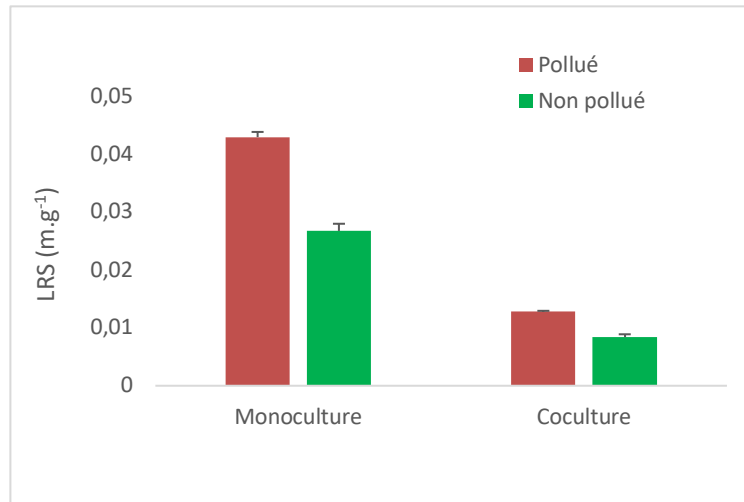


Figure 62. Longueur racinaire spécifique (LRS) de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les sols pollués et non pollués.

L'observation des photographies des racines de *C. dactylon* (fig. 63) permet de mieux expliquer les résultats de LRS. En effet, les racines de *C. dactylon* en coculture dans les sols non pollués (fig. 63C) sont plus longues et fines, donc moins lourdes ; tandis que celles des sols pollués (fig. 63D) ont une longueur plus réduite tout en étant plus épaisses, et donc plus lourdes. Ceci permet de compenser les différences observées, d'où la faible différence de LRS en coculture. En monoculture par contre, les racines des sols pollués (fig. 63B) et non pollués (fig. 63A) ont à peu près le même poids, la seule différence résidant au niveau de la longueur (plus grande chez les non pollués que les pollués). D'où la différence significative de LRS en monoculture. Par ailleurs, des nécroses racinaires sont observées dans les sols pollués (fig. 63 B et D), montrant les dommages cellulaires causés par la pollution par les hydrocarbures qui entraîne la mort prématurée et non programmée des cellules racines. Cela contribue à un dysfonctionnement total des plantes.



Figure 63. Racines de *C. dactylon* en monoculture dans les sols non pollués (A) et pollués (B) et en coculture dans les sols non pollués (C) et pollués (D).

Les racines plus épaisses dans les sols pollués en coculture s'expliquent par la modification des conditions d'humidité du sol suite à une résistance mécanique supérieure dans les sols contaminés (faible perméabilité du sol) (Merkl et al., 2005b). En effet, la nature hydrophobe des HAP peut être responsable de la carence en eau (Njoku et al., 2014). Ainsi, pour s'adapter au stress hydrique *C. dactylon* a par régulation hormonale à travers la synthèse de l'acide abscissique dans les racines, induit la fermeture des stomates, entraînant ainsi un ralentissement général de son développement (Xu et al., 2010). De plus, le rétrécissement des racines de *C. dactylon* est considéré comme une stratégie d'adaptation permettant d'augmenter l'absorption d'eau en fournissant une surface plus absorbante (Davies et Bacon, 2003; Basu et al., 2016).

La modification de la morphologie racinaire de *C. dactylon* en coculture dans les sols pollués permet de constater que cette espèce a mis en jeu des mécanismes pour tolérer la présence des HAP dans le sol et s'adapter aux conditions de culture. En effet, les plantes sont capables de moduler leur croissance végétative et reproductive en fonction du stress, essentiellement par deux mécanismes différents à savoir le développement de la plasticité et une phénologie rapide, notamment suite au stress dû à la sécheresse (Bohnert et al., 1995) induit par les HAP dans le sol. Ceci présente un avantage dans le processus de sélection d'espèces végétales pour la phytoremédiation dans le cadre de l'adoption d'une espèce par rapport à des conditions environnementales défavorables tel qu'expliqué par Merkl et al. (2005). Dans la même lancée, la faible sensibilité de *C. dactylon* en monoculture aux effets toxiques des HAP, suite à un développement racinaire presque identique à celui des sols non pollués (système racinaire fin et largement ramifié) est également un avantage dans le cadre de sa sélection en tant qu'espèce végétale efficace pour la phytoremédiation des HAP. Ainsi, *C. dactylon* aurait développé une résistance au stress grâce à des caractéristiques adaptatives qui lui ont permis de tolérer le stress, comme l'indiquent Basu et al. (2016) pour le cas général des plantes.

3.3. Effets des HAP sur le taux croissance de *Cynodon dactylon*

Les impacts des HAP sur le taux de croissance des paramètres morphologiques de *C. dactylon* se présentent en fonction des périodes climatiques, tandis que la comparaison des deux phases expérimentales (2016 et 2018) est faite en fonction de la durée expérimentale continue.

3.3.1. Nombre de feuilles

Pendant la période froide et humide, le taux d'évolution du nombre de feuilles de *C. dactylon* (fig. 64A) en monoculture dans les sols non pollués (C1Tn) est plus élevé que celui des sols pollués (C1Tp). Tandis qu'en climat chaud et sec, l'évolution du nombre de feuille de *C. dactylon* est plus considérable dans les sols pollués (C1Tp) comparé aux non pollués (C1Tn). En coculture, l'évolution du nombre de feuilles dans les pots pollués (CpTp) est significativement inférieure à celle dans les pots non pollués (CpTn) durant la période froide et humide, et inversement pendant la période chaude et sèche. La comparaison des deux types de culture chez chacune des espèces montre, dans les sols pollués, un taux d'évolution du nombre de feuilles significativement plus élevé chez *C. dactylon* en monoculture (C₁Tp) par rapport à la coculture (CpTp) ; principalement en climat chaud et humide (fig. 64A).

La comparaison des deux périodes expérimentales (fig. 64B) montre une diminution de l'évolution du nombre de feuilles durant les premières semaines expérimentales. Bien que le RGR du nombre de feuilles tend à évoluer positivement en milieu d'expérimentation, il est cependant plus élevé en 2016 qu'en 2018. A la fin, la tendance d'évolution du RGR est plutôt négative pour les 2 phases expérimentales.

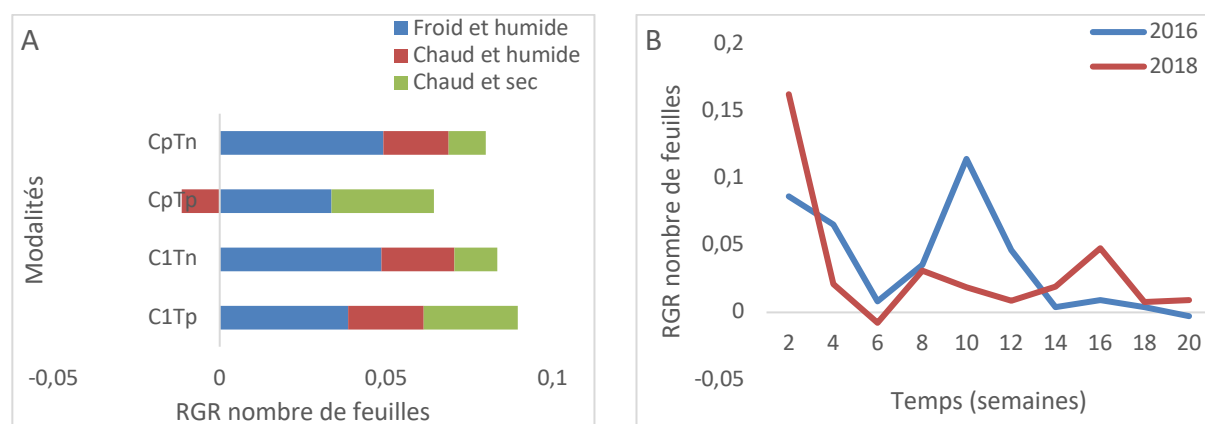


Figure 64. Taux d'évolution relative du nombre de feuilles de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).

3.3.2. Taille des tiges

La comparaison du taux de croissance relative de la taille des tiges (fig. 65A) entre pollués (Tp) et témoins (Tn) de *C. dactylon* en coculture est sensiblement plus identique qu'en monoculture ; indépendamment des saisons. La comparaison des deux types de culture montre,

dans les sols pollués, un taux d'évolution de la taille significativement plus élevé en coculture (CpTp) par rapport à la monoculture (C1Tp), plus particulièrement en climat chaud et sec. Cependant le RGR de la taille des tiges chez C1Tp ne suit pas une évolution positive constante dans le temps. La comparaison des deux périodes expérimentales (fig 65B) montre une tendance similaire d'évolution du RGR, avec une dominance pour la phase expérimentale de 2016 du début à la semaine 10. Tandis qu'en 2018, le RGR de la taille est plus élevé de la 10^{ème} semaine à la fin des expérimentations.

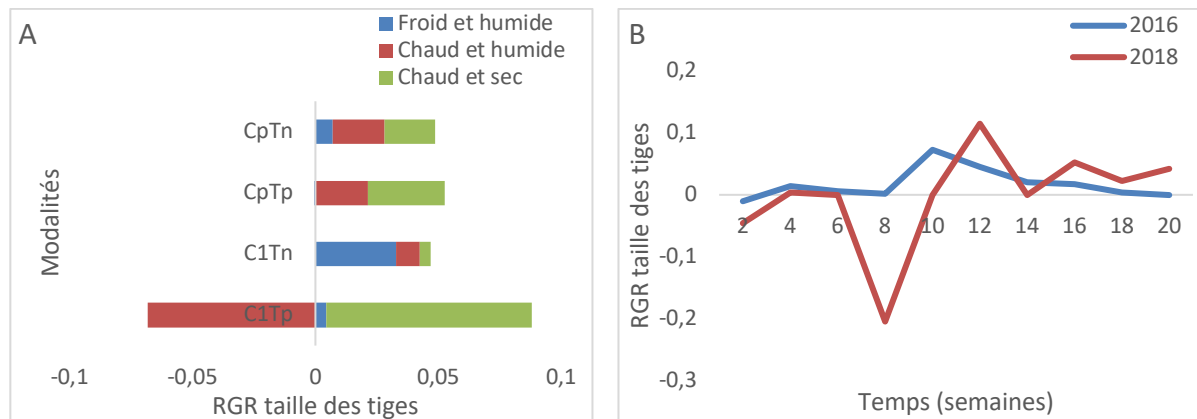


Figure 65. Taux d'évolution relative de la taille des tiges de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).

3.3.3. Densité des plantes

En polyculture, l'évolution de la densité relative des plantes dans les sols pollués (CpTp) est inférieure à celle des non pollués (CpTn) quelque soit le climat (fig. 66A). La monoculture est marquée par un RGR de la densité de *C. dactylon* négatif dans les sols pollués (C1Tp) durant la période froide et humide. Cependant, il est dans l'ensemble significativement similaire à celle des non pollués (C1Tn) pour toute la durée expérimentale. Il ressort de la figure 66B une tendance presque similaire entre 2016 et 2018. Les principales différences sont notées à la 4^{ème} semaine, où en 2016 l'évolution de la densité de *C. dactylon* est plus faible qu'en 2018 ; tandis qu'à la 12^{ème} semaine c'est l'observation inverse.

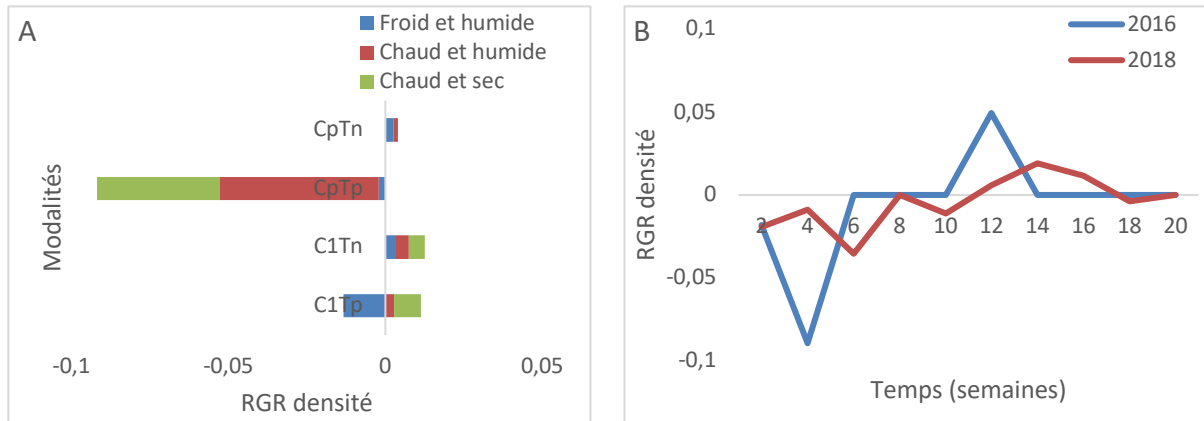


Figure 66. Taux d'évolution relative de la densité de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).

3.3.4. Surface foliaire

L'évolution relative de la surface foliaire de *C. dactylon* en monoculture (fig. 67A) n'est pas significativement différente entre les non pollués (C1Tp) et les pollués (C1Tp). En coculture, l'évolution de la surface foliaire de *C. dactylon* dans les sols non pollués (CpTn) est plus significative que dans les sols pollués (CpTp) pendant la période chaude et humide. Tandis que pendant la période chaude et sèche, c'est l'inverse qui est observé. Dans les sols pollués, la comparaison des deux types de culture chez *C. dactylon* montre un RGR de la surface foliaire plus élevé en coculture (CpTp) qu'en monoculture (C₁Tp), malgré un taux d'évolution négatif observé chez CpTp en climat chaud et humide. L'évolution de la surface foliaire (fig. 67B) est visiblement similaire durant les phases expérimentales 1 (2016) et 2 (2018).

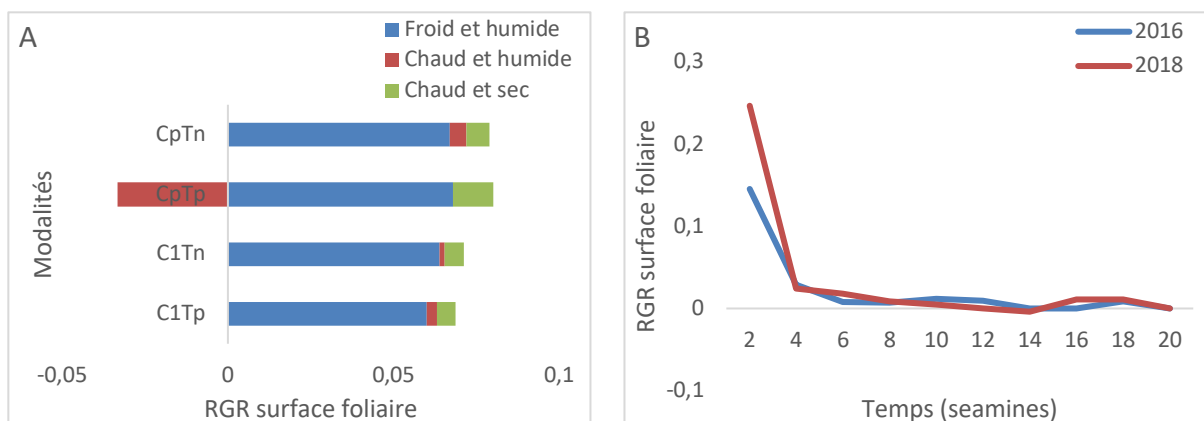


Figure 67. Taux d'évolution relative de la surface foliaire de *C. dactylon* en monoculture et en coculture dans les différentes modalités (A) et courbes comparatives entre les 2 phases expérimentales (B).

3.3.5. Discussion sur les effets des HAP sur le taux croissance de *Cynodon dactylon*

En comparaison à la coculture, la monoculture est marquée par une évolution généralement croissante des paramètres morphologiques de *C. dactylon* dans les sols pollués (C1Tp), se traduisant par l'acquisition avec le temps d'une certaine tolérance de *C. dactylon* au fioul domestique. Ce résultat est similaire à celui de Ikhajiagbe et al. (2017) qui ont montré que les paramètres morphologiques de *C. dactylon* dans les sols pollués étaient mieux améliorés lorsqu'elle était cultivée seule que lorsqu'elle était combinée avec *E. indica*. Contrairement aux expérimentations de 2016, *C. dactylon* a eu besoin de plus de temps pour s'adapter aux indices d'hydrocarbure pourtant similaires (voir tableau 27). Certainement à cause des teneurs de certains HAP plus élevées en 2018 qu'en 2016.

Les résultats observés en coculture montrent qu'en présence d'HAP, il existe une compétition double. En effet, *C. dactylon* s'est très bien développé en coculture avec *E. indica* dans les sols non pollués (CpTn), tandis que cela n'a pas été le cas dans les sols pollués pour l'ensemble des paramètres de croissance. Il est donc possible d'affirmer la forte sociabilité de ces 2 espèces en environnement non perturbé. Cependant, en présence de pollution des sols aux HAP, il existe une plus grande compétition entre *E. indica* et *C. dactylon* ; se traduisant principalement par une dominance de *C. dactylon* sur *E. indica* pour ce cas d'étude précis. Une culture de ces 2 espèces dans des sols moins pollués en HAP favoriserait une meilleure évolution de *E. indica* ; car cette dernière est bien connue pour ses capacités de résistance au fioul domestique (Nguemté et al., 2018). Par ailleurs, quelques caractéristiques de base des deux espèces comme par exemple leur cycle de vie (Nguemté et al., 2018) expliquerait mieux ce cette dominance de *C. dactylon* sur *E. indica*. En effet, *C. dactylon* qui est une espèce pérenne aura tendance à entrer en état de dormance dans un environnement défavorable à sa croissance et son développement, d'où son évolution tardive en coculture. Chez *E. indica* (plante annuelle) par contre une perturbation extrême de son environnement, à l'instar de celle causée par les HAP, lui sera immédiatement létale ; comme il a été observé durant cette phase expérimentale. En plus de la compétition nutritive entre *E. indica* et *C. dactylon*, il existe aussi une compétition nutritive entre ces plantes et la microflore rhizosphérique. En effet, lors de la dégradation microbienne des hydrocarbures, la consommation d'éléments nutritifs augmente et les plantes sont en concurrence avec les micro-organismes pour la nutrition (Merkl et al., 2005b).

3.4. Relations entre les HAP, l'anatomie et la physiologie de *Cynodon dactylon*

3.4.1. Carence hydrominérale et sécheresse physiologique de *Cynodon dactylon*

La comparaison des observations microscopiques des feuilles de *C. dactylon* entre sols pollués et non pollués montre des différences particulières au niveau des stomates. Les cellules de garde sont significativement plus minces ($P < 0,01$) pour les feuilles des sols pollués en monoculture ($32 \pm 6 \mu\text{m}$) (fig. 68A) par rapport aux feuilles des sols non pollués ($56 \pm 6 \mu\text{m}$) (fig. 68C) et des sols pollués en coculture ($60 \pm 10 \mu\text{m}$) (fig. 68B).

Des études ont mis en évidence la fermeture des stomates comme une réaction immédiate des plantes lorsqu'elles sont exposées au stress dû à la sécheresse. Les principales phytohormones, telles que l'acide abscissique (ABA), la cytokinine (CK), l'acide gibbérellique (GA), l'auxine et l'éthylène régulent divers processus qui permettent aux plantes de s'adapter à la sécheresse. Lors de l'exposition des plantes à la sécheresse, l'ABA est la principale hormone synthétisée dans les racines et transférée aux feuilles pour amorcer l'adaptation des plantes à la sécheresse par la fermeture des stomates et la réduction de la croissance des plantes (Basu et al., 2016). Ceci souligne le fait que la présence d'hydrocarbures dans les sols limite l'approvisionnement en eau pour les plantes. Les différences observées entre la monoculture et la coculture pour les sols pollués sont dues à l'évolution tardive de *C. dactylon* en coculture. Donc, les plants de *C. dactylon* en coculture n'ont pas été soumis au même niveau d'impact des hydrocarbures qu'en monoculture. Ces derniers ayant été probablement éliminés des sols par plusieurs mécanismes tels que la volatilisation, le lessivage et la biodégradation (Nguemté et al., 2018).

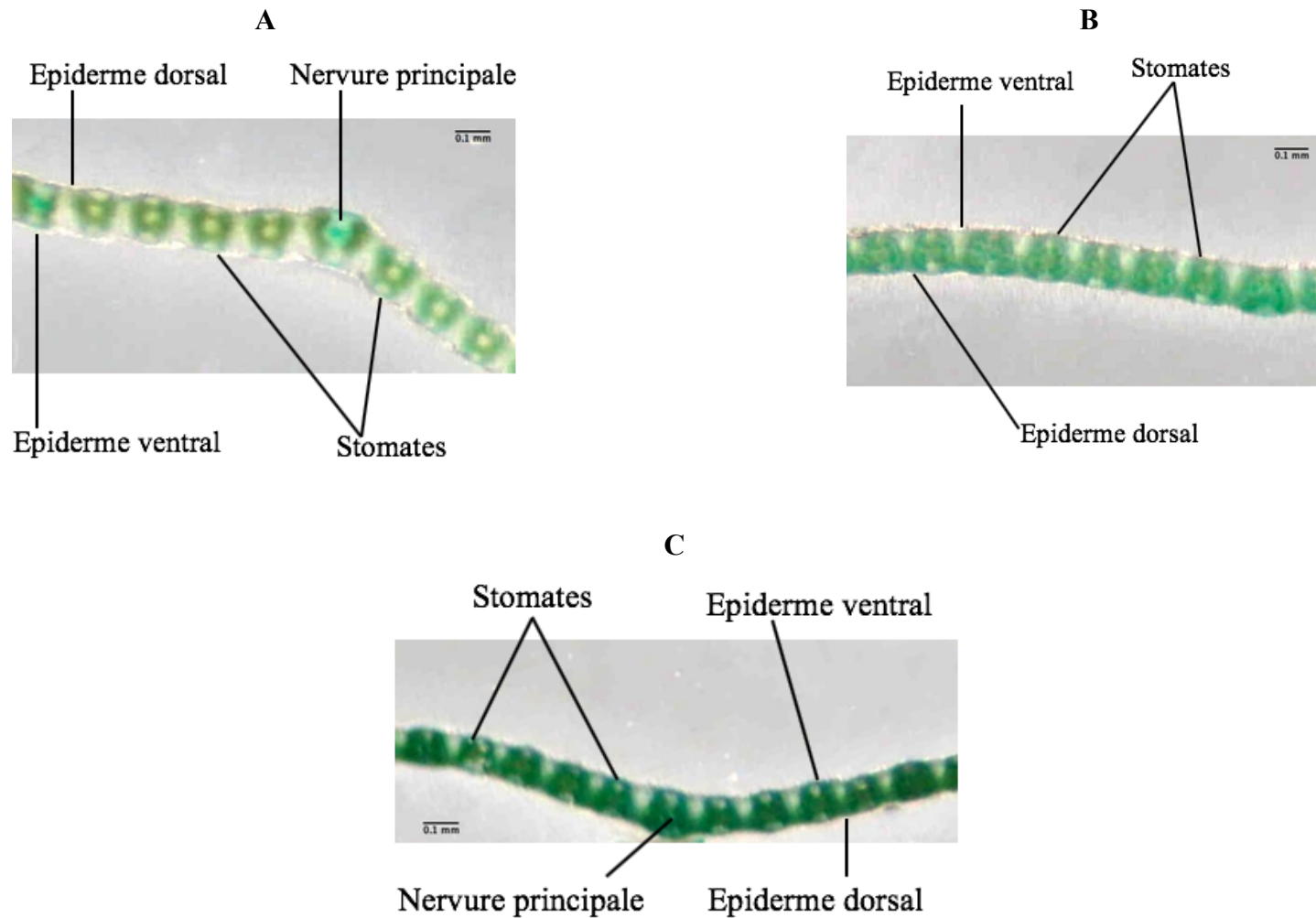


Figure 68. Coupes transversales des feuilles de *Cynodon dactylon* issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B)

(n= 10).

L'observation des coupes transversales des tiges montre que chez les pollués, principalement en monoculture (fig. 69A), les faisceaux vasculaires se présentent en nombre inférieur par rapport à ceux des non pollués (fig. 69C). Au niveau des racines les différences sont plus visibles au niveau des vaisseaux du xylème qui sont moins nombreux chez les pollués (fig. 70A, B) par rapport aux non pollués (fig. 70C). Ces modifications anatomiques des tiges et des racines de *C. dactylon* pourraient s'expliquer par la capacité de *C. dactylon* à absorber ou adsorber les HAP. En fait, l'efficacité d'élimination des HAP est plus élevée dans les sols plantés à *C. dactylon* que dans les sols sans végétation (annexe 8). Ce résultat est similaire à celui de nombreux auteurs (Sun et al., 2011; Ikhajiagbe et al., 2017; Nguemté et al., 2018), confirmant ainsi le rôle de *C. dactylon* dans la réhabilitation des sols pollués par les hydrocarbures. Cependant, certains HAP (BbF, BaA, Pyr, Flu, Flu, Flu, Phe et Chy), en particulier ceux de poids moléculaire intermédiaire, ont été très faiblement ou pas du tout éliminés des sols sans végétation (To) par rapport aux sols plantés (annexe 8). Il est bien connu que les HAP ayant ces propriétés ont tendance à s'adsorber sur les sols et/ou les racines des plantes, en raison de leur caractère lipophile ($\log K_{ow} > 4$) (Balasubramaniam, 2015). Il est donc possible que ces HAP se soient accumulés au niveau de la zone corticale des racines de *C. dactylon*, obstruant et détruisant leurs vaisseaux de xylème.

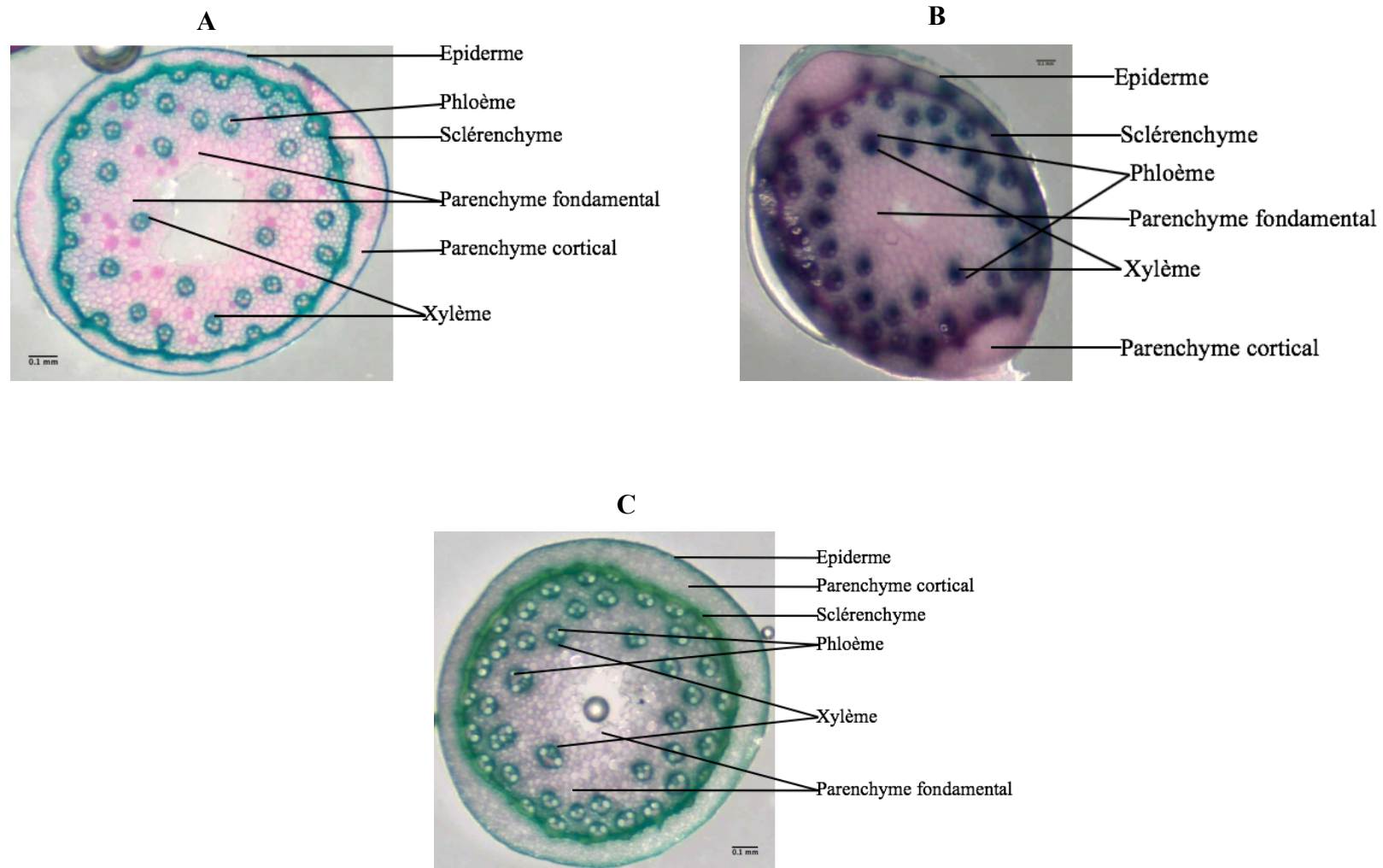


Figure 69. Coupes transversales des tiges de *Cynodon dactylon* issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B) (n= 10).

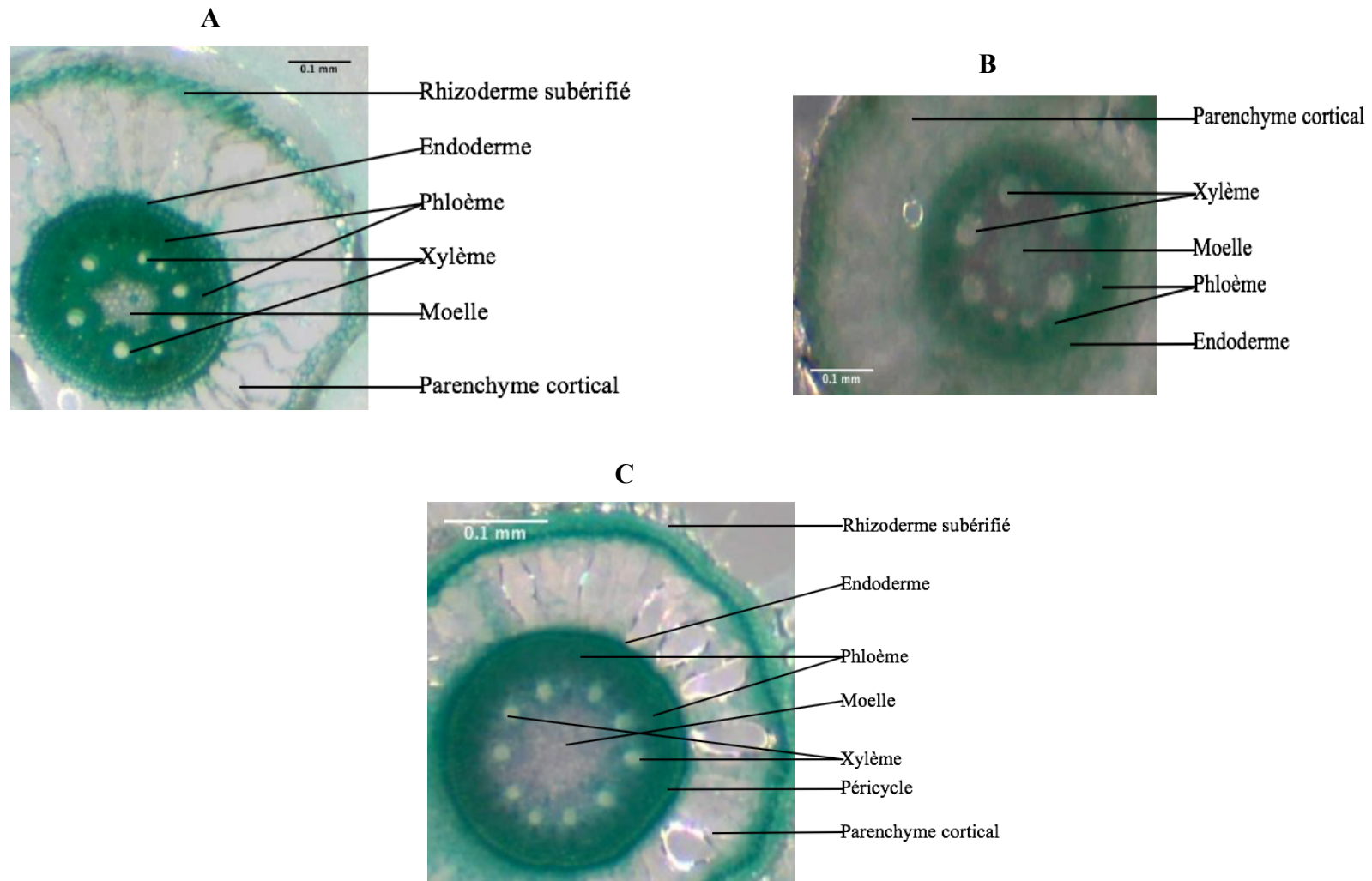


Figure 70. Coupes transversales des racines de *Cynodon dactylon* issues des sols non pollués (C) et pollués (monoculture : A, coculture : B) (n= 10).

Seuls les HAP légers (Nap, Acy, Ace, Ant, F) à l'exception du Phe dans les sols non végétalisés (To) ont montré une efficacité d'élimination significativement similaire à celle des sols plantés à *C. dactylon* (annexe 9). En effet, ces composés de faible log Kow ont une plus grande possibilité d'être dégradés par les microorganismes du sol en raison de leur solubilité élevée (Macaulay, 2015). De plus, les voies de réduction de ces contaminants peuvent être stimulées par des processus actifs de dépollution tels que la phytoremédiation suite à la possibilité d'une dégradation microbienne des xénobiotiques plus active dans la zone racinaire (Tsao, 2003). Il est bien connu que les métabolites des HAP pourraient être plus dangereux qu'eux (Henner, 2000). Ainsi, lors de leur translocation dans les parties aériennes de *C. dactylon*, les produits des HAP ont probablement modifié la composition de la sève brute, ce qui aurait entraîné des modifications morphologiques des structures cellulaires et des vaisseaux du xylème. Bien que peu visibles sur les feuilles, les impacts des HAP demeurent du fait de la continuité des vaisseaux. Les éléments conducteurs et les fibres des vaisseaux du xylème étant principalement constitués de tissus morts, le fioul se serait adsorbé et accumulé sur les parois des vaisseaux et les aurait bloqués. Cette obstruction des vaisseaux du xylème, qui ont pour rôle principal d'acheminer l'eau et les éléments nutritifs du sol aux feuilles (Morgan et Connolly, 2013), a eu un impact direct sur l'approvisionnement hydrominéral de *C. dactylon*, entraînant sa sécheresse physiologique (Xu et al., 2010). Comme résultat, la taille et le diamètre des cellules ont été réduites, entraînant un dysfonctionnement biologique avec pour incidence directe la réduction de la croissance et du développement de *C. dactylon*.

A ce stade d'impacts anatomiques des HAP sur *C. dactylon*, il est envisageable que ces derniers influent sur plusieurs processus physiologiques. Par exemple, l'éthylène est un régulateur négatif de la réponse au stress dû à la sécheresse. A cet effet, il favorise la sénescence des feuilles, inhibe la croissance et le développement des racines, l'expansion des pousses et des feuilles, ainsi que la photosynthèse (Basu et al., 2016).

3.4.2. Perturbation de la photosynthèse de *Cynodon dactylon* dans les sols pollués

Le tableau 29 présente les teneurs en chlorophylle de *C. dactylon* dans les sols pollués et non pollués en mono et coculture. Dans l'ensemble, la comparaison des plants de *C. dactylon* entre pollués et non pollués montre une différence hautement significative pour les deux types de culture. En effet, les valeurs des pollués sont doublement inférieures à celles des non pollués en mono comme en coculture. Cette différence est attribuée à la présence des HAP dans les sols pollués. En effet, plusieurs auteurs cités par Baruah et al. (2014) font mention de la réduction

des teneurs en chlorophylle des plantes comme indicateur de perturbation environnementale de type HAP. Ils affirment également que l'état alcalin de la sève cellulaire, dû à la dissolution des produits chimiques présents dans les hydrocarbures peut être responsable de la diminution de la teneur en chlorophylle totale dans les feuilles.

Tableau 29. Teneurs en chlorophylle ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de *C. dactylon* dans les sols pollués et non pollués en mono et coculture.

Modalités		Chl a	Chl b	Chl totale
Monoculture	C ₁ Tn	481 ± 8	100,5 ± 5,5	558,5 ± 22,5
	C ₁ Tp	177,5 ± 15,55	44,5 ± 5,5	232,5 ± 19,5
Coculture	CpTn	931,5 ± 21,5	158,5 ± 4,5	1045 ± 49
	CpTp	500 ± 6	88,5 ± 2,5	588,5 ± 1,5

Les valeurs sont les moyennes \pm l'écart-type ; n = 3.

La chlorophylle intervient dans le processus de photosynthèse, donc de nutrition de la plante. L'inhibition de sa production concourt à un dysfonctionnement physiologique qui ralentit le développement de la plante sur tous les plans. Bohnert et al. (1995) ont déclaré que la disponibilité de l'eau pour ses rôles biologiques de solvant et de milieu de transport, de donneur d'électrons dans la réaction de Hill et de fluide réfrigérant est souvent compromise par les conditions environnementales. Ainsi, les cellules racinaires de *C. dactylon* dépourvues d'eau et riches en soluté (contenu dans les organites cellulaires) auront tendance à conserver de l'eau, sous l'effet de la régulation hormonale, en limitant leur acheminement vers les parties aériennes (les feuilles). Les électrons seront donc fournis en faible quantité par l'eau suite au déficit de cette dernière dans le photosystème II (P680) où débute la photosynthèse. Tout ceci associé aux faibles teneurs en chlorophylle, le processus de photosynthèse sera impacté. En fait, il est connu que le stress dû à la sécheresse réduit la photosynthèse en diminuant à la fois la surface foliaire et la vitesse de photosynthèse par unité de surface foliaire (Basu et al., 2016). Cependant, l'évolution et le développement considérable de *C. dactylon* en conditions de stress permet d'affirmer que cette espèce possède des mécanismes spécifiques qu'elle active pour lutter contre les conditions de stress imposées par les HAP. Ce résultat corrobore celui de Pérez-Hernández et al. (2013) pour d'autres espèces végétales à l'instar de *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae). De plus, les changements anatomiques et morphologiques de *C. dactylon* sont moindres comparés à ceux de *Amaranthus hybridus* L. (Amaranthaceae) chez qui la pollution à 4% du sol par les hydrocarbures est létale (Omosun et al., 2008).

3.5. Conclusion

L'objectif de cette étude était de contribuer à l'avancée de la science en ce qui concerne la phytotoxicité dues sur les espèces *Cynodon dactylon* et *Eleusine indica*. Pour cela, l'étude visait à déterminer les effets des HAP sur la structure externe et interne ainsi que le fonctionnement de ces espèces végétales à travers des tests morphologiques, anatomiques et physiologiques à différents niveaux de pollution. Les expérimentations ont été réalisées en monoculture pour des pollutions à 10, 20 et 30% (poids/poids) avec du fioul domestique et en coculture pour une pollution unique des sols à 10%. Dans l'ensemble, les résultats ont montré que : i) la pollution des sols à 20% et 30% est létale pour *C. dactylon* et *E. indica* et celle à 10% est létale pour *E. indica* dans les deux types de culture ; ii) en coculture, la sociabilité de *C. dactylon* et *E. indica* est très compromise en présence des HAP comparativement aux sols sans HAP ; iii) La pollution des sols à 10% contribue à ralentir les processus physiologiques de *C. dactylon* dans les deux types de culture. En effet, les feuilles de *C. dactylon* dans les sols pollués ont présenté une réduction à 50% des teneurs en chlorophylle par rapport aux sols non pollués. De plus, les observations des coupes transversales des tiges et racines de *C. dactylon*, ont montré que les HAP ont des impacts négatifs sur sa nutrition hydrominérale. Ceci d'une part à travers la fermeture des stomates des feuilles et d'autre part à travers une réduction du nombre de vaisseaux de xylème dans les tiges et les racines. Cependant, les résultats morphologiques ont été marqués par une tolérance plus élevée de *C. dactylon* aux HAP en monoculture par rapport à la coculture. Les taux de croissance relatifs des paramètres morphologiques dans les sols pollués n'ont pas présenté de différences significatives entre pollués et non pollués en monoculture.

Malgré ces impacts des HAP sur les processus physiologiques de *C. dactylon*, le potentiel de phytoremédiation élevé de cette espèce permet de la recommander pour la gestion des sols pollués par les hydrocarbures pour une pollution ne dépassant pas 10% (poids/poids). Il peut ainsi être affirmé que la phytotoxicité des teneurs très élevés en HAP n'est pas létale pour *C. dactylon*.

CHAPITRE 4 - MODELISATION DU TRANSFERT SOL-PLANTE DES HAP PAR TROIS HERBACEES

Chapitre 4 - Modélisation du transfert sol-plante des HAP par trois herbacées.....	211
4. Modélisation du transfert sol-plante des HAP par trois herbacées.....	212
4.1. Introduction	212
4.2. Analyse de sensibilité	213
4.3. Influence des HAP légers sur le calage du modèle.....	214
4.4. En quoi le modèle MM_19 diffère-t-il du modèle Mackay_97 ?	216
4.4.1. Importance du facteur du flux de phloème	216
4.4.2. Efficacité des deux modèles	217
4.5. Comparaison des valeurs expérimentales et simulées du modèle MM_19.....	218
4.5.1. Vue d'ensemble des similitudes et différences entre modèle et expérimental	218
4.6. Conclusion.....	220

4. Modélisation du transfert sol-plante des HAP par trois herbacées

4.1. Introduction

Un modèle mécaniste - le modèle MM_19 (modèle Mackay_97 modifié version 2019) - de transfert sol-plante des HAP a été élaboré à partir du concept de fugacité de Hung et Mackay (1997). Le choix du modèle Mackay_97 repose sur le fait que : i) il est basé sur une approche compartimentée qui prend en compte la dynamique du transfert des HAP à travers les sols, les racines, les tiges, les feuilles et l'air ; ii) l'équation différentielle résultante pourrait être résolue analytiquement en évitant les erreurs des méthodes numériques. Ce modèle appliqué aux plantes herbacées à courte période végétative tient compte des propriétés physico-chimiques des sols, de la physiologie des plantes et des principaux processus de transfert entre les compartiments de la plante.

La modélisation se fait pour 13 des 16 HAP de l'US-EPA. Ces derniers sont ceux qui ont été principalement analysés dans les différentes parties des plantes lors de l'étude expérimentale menée par Nguemté et al. (2018). Les 13 HAP sont le fluorène (F), le phénanthrène (Phe), l'anthracène (Ant), le fluoranthène (Flu), le pyrène (Pyr), le benzo(a)anthracène (BaA), le chrysène (Chy), benzo(b)fluoranthène (BbF), benzo(k)fluoranthène (BkF), benzo(a)pyrène (BaP), dibenzo(ah)anthracène (DahA), benzo(ghi)pérylène (BP) et indeno(1,2,3-cd)pyrène (IP).

Deux compartiments sont considérés pour chaque plante : les parties aériennes (L) = tiges + feuilles et la partie racinaire (R). Les autres compartiments qui vont interagir avec la plante sont le sol (S) et l'air (A). Les principaux flux de transfert à travers la plante sont les flux de xylème (X) (ascendant) et de phloème (P) (descendant). Les deux processus clés se déroulant dans les différents compartiments de la plante sont pris en compte : la dilution de croissance (G) et le métabolisme (M) suite aux différentes réactions de dégradation (catabolisme) et de synthèse (anabolisme) se produisant à l'intérieur de la plante. Le modèle Mackay_97 considère séparément le bilan massique des flux ascendant et descendant (Hung et Mackay, 1997), évitant ainsi la résolution d'une équation couplée. Ceci conduit à une mauvaise prise en compte des pertes liées aux mécanismes de transport et de transformation qui ont lieu dans chaque compartiment de la plante. Bien qu'approximative, cette approche présente l'avantage de simplifier la résolution mathématique du modèle Mackay_97, mais elle biaise la mise en équation. Pour y remédier, la présente étude est basée sur l'élaboration d'un modèle dont les flux de xylème et de phloème co-existent dans chaque compartiment et leur dynamique ne

saurait être dissociée. Par conséquent, pour chaque espèce végétale, et chaque HAP, un système linéaire de deux équations différentielles couplées est résolu analytiquement afin de calculer la fugacité de chaque compartiment.

La modélisation sol-plante des HAP est basée sur les données expérimentales de l'étude menée par Nguemté et al. (2018). Dans cette dernière, sont disponibles les données qui ont été utilisées pour calculer les paramètres d'entrée du modèle. L'objectif principal de ce travail est de développer une version plus améliorée du modèle Mackay_97 et de l'utiliser pour prédire le transfert de 13 HAP dans 2 compartiments (aériens et racinaires) de 3 plantes herbacées en fonction du temps et des concentrations initiales des HAP dans le sol et l'air. Pour cela, les objectifs spécifiques de cette étude sont : i) de concevoir une version améliorée (modèle MM_19) du modèle Mackay_97 ; ii) de caler le modèle en utilisant le paramètre le plus sensible ; iii) de comparer les résultats théoriques des deux modèles à celles expérimentales issues de Nguemté et al. (2018) ; iv) de montrer les impacts des paramètres physico-chimiques des HAP sur la modélisation de leur transfert du sol vers la plante. L'ensemble des données théoriques et expérimentales utilisées tant pour le paramétrage et le calage du modèle sont disponibles au chapitre 3 de la partie méthodologie et en annexe 5.

4.2. Analyse de sensibilité

Il est ressorti de l'analyse de sensibilité que les variations du facteur α influent le plus sur le modèle (tableau 30). La modification des paramètres de α d'un ordre de grandeur entraîne des modifications équivalentes au niveau des valeurs simulées. Le paramètre τ_0 influence également de façon significative le modèle, cependant son impact n'est pas homogène comme celui du facteur α . En ce qui concerne \emptyset , le modèle est moins sensible à sa variation, comparé aux deux autres. En fait, il n'influence que le compartiment racinaire.

Par exemple, pour le cas du chrysène (Chy) dans le compartiment tiges_feuilles (tableau 30), en multipliant α par 10^{-1} et 10^{-2} , la valeur initiale du Chy (4,44E-01) est modifiée respectivement de l'ordre de 10^{-1} (4,59E-02) et 10^{-2} (4,63E-03). En appliquant le même schéma avec τ_0 , aucun changement ne s'observe lorsque τ_0 est multiplié par 10^{-1} (4,47E-01); et pour une multiplication de τ_0 par 10^{-2} les valeurs simulées de Chy sont modifiées de l'ordre de 10^{-1} (3,67E-01). En multipliant \emptyset par 10^{-2} , la valeur initiale de Chy (7,06E-03) dans les racines est modifiée de 10^{-1} seulement (6,75E-03).

Tableau 30. Exemple d'analyse de sensibilité du modèle MM_19 chez *E. indica*

Paramètres du modèle	Compartiments végétaux	Variation des paramètres d'entrée	Quelques HAP		
			Flu	Chy	DahA
Facteur de multiplicatif du flux de phloème (α)	Tiges_feuilles	5,00E-02	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
		5,00E-03	4,43E-01	4,59E-02	4,85E-03
		5,00E-04	4,59E-02	4,63E-03	4,87E-04
		5,00E-01	3,14E+01	3,31E+00	3,50E-01
	Racines	5,00E-02	8,61E-02	7,06E-03	7,14E-04
		5,00E-03	6,69E-02	6,74E-03	7,08E-04
		5,00E-04	6,67E-02	6,74E-03	7,08E-04
		5,00E-01	1,50E+00	3,07E-02	1,16E-03
Fraction de diffusion du flux de xylème (\emptyset)	Tiges_feuilles	5,00E-02	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
		5,00E-03	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
		5,00E-04	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
		5,00E-01	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
	Racines	5,00E-02	8,61E-02	7,06E-03	7,14E-04
		5,00E-03	8,36E-02	6,78E-03	6,84E-04
		5,00E-04	8,33E-02	6,75E-03	6,81E-04
		5,00E-01	1,11E-01	9,89E-03	1,02E-03
Temps caractéristique de séjour des HAP dans la cuticule (τ_0)	Tiges_feuilles	126h	4,26E+00	4,44E-01	4,68E-02
		12,6h	3,77E+00	4,47E-01	4,82E-02
		1,26h	1,73E+00	3,67E-01	4,65E-02
		1260h	3,34E+00	3,67E-01	3,50E-02
	Racines	126h	8,61E-02	7,06E-03	7,14E-04
		12,6h	7,33E-02	6,90E-03	7,11E-04
		1,26h	2,88E-02	5,59E-03	6,83E-04
		1260h	8,31E-02	7,00E-03	7,13E-04

4.3. Influence des HAP légers sur le calage du modèle

Indépendamment des espèces végétales et des compartiments considérés, le calage réalisé avec les HAP légers a conduit à des résultats non physiquement admissibles. Il s'agit du fluorène, de l'antracène et du phénanthrène qui possèdent 3 cycles benzéniques. La somme des écarts au carré (SEC) calculés entre les valeurs simulées et les valeurs réelles de ces 3 HAP n'est pas dans les mêmes ordres de grandeur que celle des 10 autres HAP (tableau 31). Cela contribue donc à fausser le calage du modèle. En conséquence, le calage retenu dans la suite de cette étude ne concerne que les HAP les plus lourds (4-6 cycles benzéniques).

Tableau 31. Somme des écarts au carré (SEC) calculés entre la valeur simulée et la valeur réelle pour les 13 HAP.

	SEC_L			SEC_R		
	Ei	As	Cd	Ei	As	Cd
F	3,04E-01	2,43E-01	6,47E-01	9,96E+00	2,24E+01	3,82E+00
Ant	4,69E-02	3,85E-02	1,22E-01	2,40E+00	6,75E+00	1,29E+00
Phe	2,23E-01	1,92E-01	6,14E-01	1,22E+01	3,46E+01	6,64E+00
Flu	1,32E-05	3,03E-07	5,74E-05	1,89E-03	1,33E-02	9,92E-04
Pyr	5,28E-06	3,63E-06	1,13E-05	1,08E-03	5,43E-02	1,69E-02
BaA	1,07E-05	2,91E-07	1,51E-08	9,04E-06	8,80E-05	2,43E-06
Chy	2,36E-05	3,22E-06	4,13E-07	6,02E-05	5,88E-05	2,15E-04
BbF	1,50E-05	2,56E-06	2,14E-07	9,46E-06	1,25E-06	4,42E-05
BaP	1,13E-06	1,31E-06	1,23E-07	1,62E-05	4,89E-06	4,33E-05
BkF	8,01E-07	3,72E-07	1,24E-07	7,81E-07	1,64E-06	2,78E-06
DahA	1,89E-07	2,18E-07	1,99E-07	4,33E-08	8,34E-07	2,09E-08
BP	3,25E-07	1,48E-06	2,48E-07	9,30E-05	1,70E-05	5,74E-04
IP	3,45E-07	2,44E-07	2,40E-07	1,04E-05	9,64E-07	3,16E-04

Ce différentiel de comportement entre HAP lourds et légers lors du calage pourrait s'expliquer par la physico-chimie de ces 2 groupes. En fait, il est supposé que le transfert sol-plante des HAP ne soit possible que pour les HAP de faible poids moléculaire (2 à 3 cycles benzéniques) alors que les HAP de 3 à 6 cycles montrent une tendance à l'adsorption sur la zone corticale des racines (Oleszczuk et Baran, 2005). Par ailleurs, les HAP légers, et donc de faible poids moléculaire (152 à 178 g.mol⁻¹), ont une solubilité et une volatilité plus élevées que les HAP lourds. Cette tendance à la solubilité accroît la probabilité de pénétration dans la plante à travers les flux de xylème et de phloème. Or concernant le flux de phloème (flux descendant du compartiment air vers les sols), la non limitation physique du compartiment air et donc l'accentuation de la volatilisation atténueraient les transferts descendants. Quant aux flux de xylème, la biodégradation dans le sol de ces HAP très solubles (2 à 3 cycles benzéniques) doit être prise en compte. En fait, les caractéristiques du sol et l'interaction plante-microbe affectent significativement l'état nutritionnel du sol, la qualité et la quantité des exsudats racinaires et par conséquent la biodisponibilité et la remédiation des HAP dans la rhizosphère (Hajabbasi, 2016). Par ailleurs, la rhizosphère pourrait stabiliser les polluants par des réactions de polymérisation telles que l'humification (Binet et al., 2000). Toutes ces affirmations permettent de comprendre pourquoi le modèle a surestimé (tableau 31) le transfert des HAP à 3 cycles (Fluorène, Anthracène et Phénanthrène), surtout dans le compartiment racinaire, pour presque

toutes les trois espèces. Il est possible que si Nguemté et al. (2018) avaient mené des expériences dans des conditions contrôlées, les écarts auraient probablement été réduits entre le modèle et les valeurs réelles des HAP. Au vu de ce qui précède seuls 10 HAP seront pris en compte dans la suite pour le calage du modèle.

4.4. En quoi le modèle MM_19 diffère-t-il du modèle Mackay_97 ?

4.4.1. Importance du facteur du flux de phloème

Spécifié dans la partie méthodologie, le flux de phloème (ou sève descendante du compartiment air vers le sol) est calculé à partir du flux de xylème par le biais d'un facteur multiplicatif α . La difficulté dans l'estimation de ce facteur multiplicatif vient essentiellement du fait que le compartiment air ne soit pas physiquement limité comme le modèle le considère. Des simulations directes réalisées en faisant varier de 0 à 15% des paramètres d'intérêt d'entrée du modèle ont fait apparaître que les sorties du modèle étaient très sensibles au flux de phloème et donc au facteur multiplicatif α . Le tableau 32 présente les valeurs de α pour toutes les espèces végétales, avant et après calage. La valeur calée obtenue pour *E. indica* a été utilisée comme valeur initiale (avant calage) pour *C. dactylon* et *A. sessilis*.

Tableau 32. Valeurs initiales et calibrées du facteur du flux de phloème de chaque espèce végétale.

Modèles	Facteur du flux de phloème (α)	<i>E. indica</i>	<i>C. dactylon</i>	<i>A. sessilis</i>
MM_19	Valeur initiale	5×10^{-2}	$6,64 \times 10^{-5}$	$6,64 \times 10^{-5}$
	Valeur calibrée	$6,64 \times 10^{-5}$	$6,95 \times 10^{-5}$	$9,22 \times 10^{-5}$
Mackay_97	Valeur initiale	5×10^{-2}	$2,72 \times 10^{-4}$	$2,72 \times 10^{-4}$
	Valeur calibrée	$2,72 \times 10^{-4}$	$6,07 \times 10^{-4}$	$4,69 \times 10^{-2}$

Il existe des différences significatives entre le flux de phloème du modèle Mackay_97 et celui du modèle MM_19. En fait, le bromacil, polluant utilisé par Hung et Mackay (1997), a de faibles valeurs de H et de log K_{OW} . Il a donc pu être facilement transféré à travers les flux de phloème et de xylème ; d'où le facteur élevé du flux du phloème.

Le tableau 32 montre également que les valeurs calées du facteur α permettant l'estimation du flux de phloème pour le modèle MM_19 ont une certaine cohérence au vu des

ordres de grandeur identiques (10^{-5}) pour l'ensemble des espèces, comparé aux valeurs calées du modèle Mackay_97.

4.4.2. Efficacité des deux modèles

Le tableau 33 présente l'efficacité des deux modèles à l'aide des valeurs des NSE. Globalement, il montre que le modèle MM_19 est plus efficace que le modèle Mackay_97. Les valeurs de NSE du modèle MM_19 montrent que son efficacité est très bonne (0,72 - 0,86) dans quatre cas (compartiment racinaire de *E. indica* et *C. dactylon* ; compartiment tige_feuille de *A. sessilis* et *C. dactylon*) ; satisfaisante (0,55) pour le compartiment tige_feuille de *E. indica* ; et non satisfaisante uniquement pour le compartiment racinaire de *A. sessilis*. L'efficacité du modèle Mackay_97 est insatisfaisante dans trois cas (compartiment racine de *E. indica* et *C. dactylon* ; compartiment feuille tige de *A. sessilis*) ; satisfaisante pour le compartiment feuille tige de *E. indica* (0,58) et *C. dactylon* (0,52) ; et très bonne (0,78) juste pour le compartiment racinaire de *A. sessilis* (tableau 33).

Tableau 33. Efficacité des modèles MM_19 et Mackay_97

Modèles	NSE	<i>E. indica</i>	<i>C. dactylon</i>	<i>A. sessilis</i>
MM_19	NSE_L	0,55	0,8	0,85
	NSE_R	0,86	0,72	-1,05E+02
Mackay_97	NSE_L	0,58	0,52	-6,56E+03
	NSE_R	-1,47E-01	-1,95E-01	0,79

L'efficacité du modèle développée dans cette étude serait probablement plus élevée si les processus de biodégradation des HAP avaient été pris en compte dans le modèle. En effet, d'après Ouvrard et al. (2014), la description de la réactivité chimique des HAP dans la rhizosphère est la première étape à prendre en compte en ce qui concerne la modélisation des interactions sol/plante/HAP ; et il faut plus de connaissances pour établir l'influence des différents types de dépôts rhizosphériques sur la disponibilité des HAP. Cette approche aurait le mérite de fournir une description bien plus précise des interactions sol/plante/HAP, mais introduirait davantage de complexité et de paramètres.

4.5. Comparaison des valeurs expérimentales et simulées du modèle MM_19

4.5.1. Vue d'ensemble des similitudes et différences entre modèle et expérimental

Le cluster et l'ACP (fig. 71) comparent les valeurs simulées et expérimentales des 10 HAP modélisés pour le modèle MM_19. Ils ne prennent pas en compte les valeurs des HAP dans le compartiment racinaire de *A. sessilis* pour lequel l'efficacité du modèle MM_19 a été insatisfaisant. Ces comparaisons montrent dans l'ensemble des similitudes entre le modèle et l'expérimental pour les 2 compartiments de chaque plante. En fait, dans chacun des 2 groupes du cluster, les valeurs expérimentales et simulées correspondant à un compartiment d'une plante quelconque sont présentes. Par exemple, dans le premier groupe, se retrouvent à la fois les valeurs expérimentales et simulées des HAP dans le compartiment racinaire de *E. indica*, et *C. dactylon*.

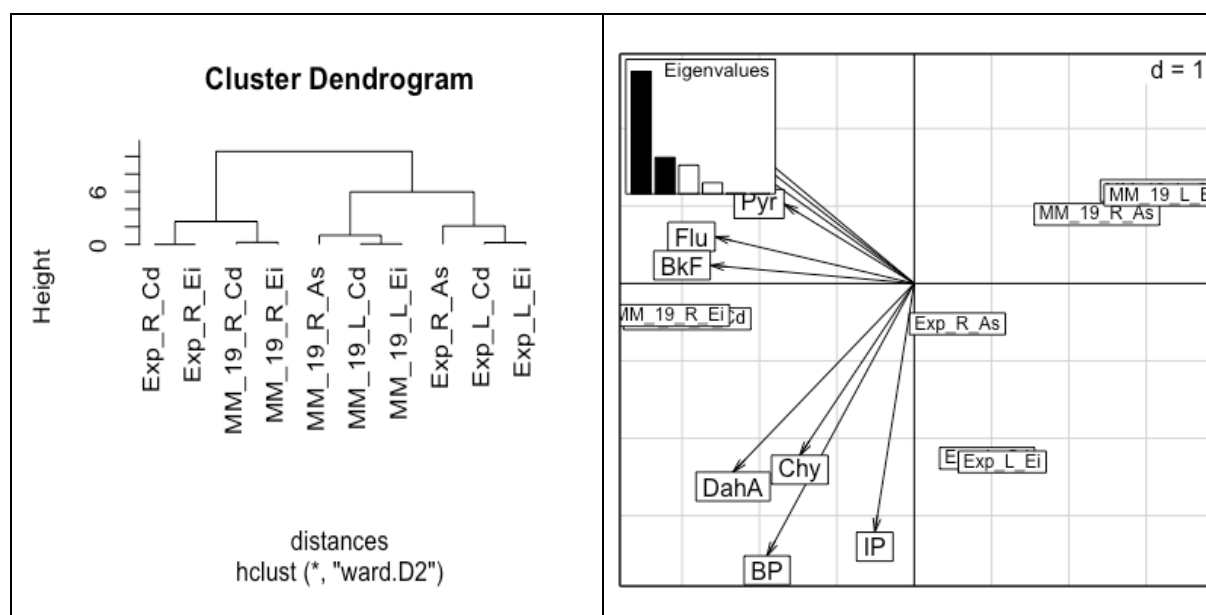


Figure 71. Comparaison entre modèle et expérimental.

Dans l'ensemble, les concentrations simulées des 10 HAP lourds sont généralement plus proches des concentrations expérimentales pour les différents compartiments de toutes les espèces végétales. Cependant, certaines différences sont perceptibles selon les propriétés physico-chimiques des HAP. Plus spécifiquement, le modèle a sous-estimé les concentrations expérimentales de 4 HAP, principalement ceux de poids moléculaires les plus élevés (DahA, BP et IP) dans les compartiments aériens de toutes les plantes. Ce résultat est conforme avec la littérature car en raison de leur faible biodisponibilité et leur forte bioaccumulation, les HAP lourds ont tendance à s'accumuler sur les lipides végétaux et sur les zones à forte teneur en

matière organique (Balasubramaniyam, 2015). Les concentrations simulées du Flu dans les parties racinaires sont significativement plus élevées que celles expérimentales ($P < 0,05$) pour *C. dactylon* et *E. indica*. Ceci prédit une forte tendance à la bioaccumulation et au transfert de cet HAP dans les racines. Seules les valeurs simulées du Pyr sont significativement inférieures ($P < 0,01$) à celles expérimentales dans le compartiment tiges_feuilles de *C. dactylon*.

4.6. Conclusion

Ce travail visait à modéliser le transfert sol-plante de 13 HAP US-EPA en utilisant le concept de fugacité du modèle Mackay_97. Cependant, la double intégration des pertes dans ce modèle ont conduit au développement d'un nouveau modèle, le modèle MM_19. L'analyse de sensibilité a montré que le facteur de multiplication du flux du phloème (α) était le paramètre le plus sensible de l'étude. Il a ensuite été utilisé pour le calage du modèle. Des 13 HAP, seul le transfert sol-plante de 10 (4-6 cycles benzène) a été simulé en raison de différences significatives dans la somme des écarts au carré pour les HAP à 3 cycles (F, Ant et Phe), ce qui a causé une incohérence dans le calage du modèle. L'analyse des performances des deux modèles a révélé que le modèle MM_19 est plus efficace que le modèle Mackay_97. La résolution du modèle MM_19 a montré qu'il surestimait les valeurs réelles de deux HAP intermédiaires (Flu et Pyr), en particulier dans les racines de toutes les espèces pour la Flu et dans le compartiment tige_feuille de *C. dactylon* pour le Pyr. Les 8 autres HAP les plus lourds ont présenté des similitudes significatives entre les valeurs réelles et les valeurs modélisées, à l'exception du BP, DahA et IP dont les valeurs réelles ont été sous-estimées par le modèle dans le compartiment tige_feuille de chaque espèce. En raison de sa grande efficacité pour les trois espèces herbacées et de sa précision dans la prédiction du transfert sol-plante de 8 des 10 HAP, le modèle MM_19 peut être recommandé pour des travaux similaires. Cependant, l'intégration des processus de biodégradation rhizosphérique des HAP par les microorganismes serait utile pour fournir des prévisions plus précises du modèle MM_19. Les résultats obtenus à partir des valeurs calibrées du facteur α pour le modèle MM_19 permettent de recommander son utilisation future dans les processus de modélisation concernant principalement les polluants lipophiles tels que les HAP. Bien que le facteur α de toutes les espèces végétales ait montré les mêmes ordres de grandeur, celui de *E. indica* (6.64E-5) est le plus fiable puisqu'il a été utilisé pour les deux autres espèces, sans différence significative entre les valeurs initiales et calibrées.

CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES DE LA THESE

1. Conclusion générale

1.1. Synthèse des résultats

Le présent travail de recherche qui a porté sur la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures se déclinait en trois objectifs principaux ; à savoir : i) faire une étude floristique des sites et sols polluées par les hydrocarbures dans différentes localités du Cameroun ; ii) évaluer les potentialités de phytoremédiation des sols par des espèces végétales bien spécifiques ; iii) Modéliser le transfert sol-plante des HAP. Ceci dans le but de répondre à des questions de recherche bien spécifiques.

1.1.1. Quel est l'état des déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun ?

Les investigations réalisées au Cameroun ont permis de relever un total de 115 sites de déversement de produits pétroliers et d'huiles usagées dans une trentaine de quartiers répartis dans les villes de Douala, Kribi, Limbé et Yaoundé. Avec une prépondérance des sites pollués dans la ville de Douala (54 sites), suivie des villes de Kribi (34 sites), Yaoundé (14 sites) et Limbé (13 sites). Les principaux sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures sont les garages automobiles (89%), les points de ventes d'huiles de vidange (5,5%) et les sociétés pétrolières (5,5%).

1.1.2. La flore des sites de déversement d'hydrocarbures au Cameroun regorge-t-elle d'espèces polluo-tolérantes ?

Les sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun ont servi de base pour les inventaires floristiques. Au total 106 espèces végétales appartenant à 76 genres et 30 familles y ont été recensées. Cependant, seule 15 espèces (tableau 34) ont rempli les conditions requises pour être testées dans des essais préliminaires de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures sous les tropiques. Ces espèces dites polluo-tolérantes sont celles ayant présenté une fréquence relative (Fri) > 10% ainsi qu'un recouvrement local (RI) > 7% sur l'ensemble des sites de déversement d'hydrocarbures investigués dans les 4 villes du Cameroun.

Tableau 34. Espèces végétales majoritaires sur les sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures au Cameroun.

	Nom commun	Nom scientifique	Famille, genre
1	Euphorbe hérissée	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae, <i>Euphorbia</i>
2	Eleusine indienne	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae, <i>Eleusine</i>
3	Amaranthe épineuse	<i>Amaranthus spinosus</i> (L.)	Amaranthaceae, <i>Amaranthus</i>
4	Chiendent pied de poule	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae, <i>Cynodon</i>
5	Magloire	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC†	Amaranthaceae, <i>Alternanthera</i>
6	/	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae, <i>Acroceras</i>
7	Benghal dayflower	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae, <i>Commelina</i>
8	Petite-marguerite	<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae, <i>Synedrella</i>
9	Herbe le rail	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	Acanthaceae, <i>Asystasia</i>
10	Herbe de Guinée	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae, <i>Panicum</i>
11	Lovanga	<i>Cleome ciliata</i> Schum. & Thonn.	Capparaceae, <i>Cleome</i>
12	Graines-en-bas-feuilles	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae, <i>Phyllanthus</i>
13	Souchet comestible	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae, <i>Cyperus</i>
14	Gazon	<i>Axonopus compressus</i> (SW) P.Beauv.	Poaceae, <i>Axonopus</i>
15	Herbe le rhum	<i>Vernonia cinerea</i> (L.)	Asteraceae, <i>Vernonia</i>

1.1.3. Peut-on attribuer aux espèces polluo-tolérantes des potentialités de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures ?

1.1.3.1. Comportement des plantes en milieu pollué aux hydrocarbures

Parmi les quinze espèces végétales jugées aptes à être testées dans des essais de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures, les six majoritaires (*Eleusine indica*, *Cynodon dactylon*, *Alternanthera sessilis*, *Commelina benghalensis*, *Cleome ciliata* et *Asystasia gangetica*) ont été testées dans des sols pollués au fioul domestique sur deux campagnes expérimentales. Durant la première phase expérimentale qui s'est déroulée en 2016, les sols ont été contaminés à 10% (82,5 ml/kg de sol pour 4 kg de sols) avec du fioul domestique. Les différentes modalités de l'étude étaient : Tn (sols plantés non pollués), T0 (sols pollués non plantés) et Tp (sols plantés pollués). Les résultats ont montré que seules trois espèces végétales ont toléré la présence de fioul dans les sols. Il s'agit, dans l'ordre décroissant de tolérance, de *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon* et *Alternanthera sessilis*. En effet, seuls les plants de *E. indica* dans les sols pollués ont présenté les meilleurs scores visuels tout au long de l'étude. Les tiges de *C. dactylon* dans les sols pollués étaient plus rougeâtres que celles des sols non pollués. Chez *A. sessilis*, il a été observé quelques signes de flétrissement et de décoloration à environ 25 à 50% des pots tout au long de l'étude. Les indices de croissance relative (RGI) des paramètres de croissance mesurés au cours de l'étude ont montré des similitudes entre témoins et pollués pour *E. indica* et *C. dactylon* ; mais pas pour *A. sessilis* dont les plants dans les sols contaminés ont eu un retard de croissance significativement plus important comparé aux plants des pots témoins.

Au cours de la seconde phase expérimentale réalisée en 2018, des tests supplémentaires ont été effectués sur les deux espèces majoritaires de l'étude précédente, à savoir *E. indica* et *C. dactylon*. Différents niveaux de pollution des sols (10%, 20% et 30% poids/poids) au fioul domestique ont été considérés, ainsi que différents types culturaux (monoculture et coculture) pour chaque espèce. A l'issue de cela, les résultats ont montré qu'une pollution supérieure ou égale à 10% était létale pour *E. indica*, tandis que *C. dactylon* a mieux toléré la pollution à 10%. Les résultats morphologiques ont principalement été marqués par une tolérance élevée de *C. dactylon* aux HAP avec une évolution des paramètres de croissance dans les sols pollués presque similaire à celle des sols non pollués en monoculture. Cependant, la présence des hydrocarbures dans les sols a eu des impacts majeurs sur la morphologie racinaire de *C. dactylon*.

1.1.3.2. Capacités phytoremédiatrices des espèces polluo-tolérantes

Au cours de la phase expérimentale 1, les teneurs initiales (33500 ppm) en hydrocarbures totaux (HCT) ont été réduites de 27660 ppm, 27033 ppm et 25793 ppm dans les sols plantés avec *E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis* respectivement, comparativement aux sols non plantés (20207 ppm). *E. indica* et *A. sessilis* ont fait intervenir les processus de rhizodégradation et la phytoextraction des sols pollués par les hydrocarbures, alors que *C. dactylon* n'a été impliqué que dans la rhizodégradation. Cependant, le potentiel de phytoremédiation de *E. indica* et *C. dactylon* était supérieur à celui de *A. sessilis* dans des sols contaminés par le fioul domestique. Toutes les 3 espèces végétales ont présentés des potentiels de phytoremédiation plus élevés pour le benzo(a)anthracène et le chrysène comparé aux 14 autres HAP. La phase expérimentale 2 a été marquée par une plus faible élimination des HAP dans les sols plantés et non plantés, du fait de leurs concentrations plus élevées par rapport à la phase 1. Cependant, *C. dactylon* a montré un meilleur potentiel de phytoremédiation durant la seconde phase expérimentale.

Au vu de ce qui précède, il est évident de conclure que les espèces de la famille des Poaceae, à savoir *E. indica* et *C. dactylon* sont efficaces pour la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Cependant, l'utilisation de l'espèce *E. indica* doit se faire *via* les graines ou au stade de plantules. Cette plante, du fait qu'elle soit annuelle, ne dispose pas des propriétés lui permettant de survivre sur plusieurs années à l'instar de l'espèce *C. dactylon*, plante pérenne. Contrairement à *C. dactylon*, *E. indica* ne tolère que de très faibles taux de pollution en HAP dans les sols ; car sa germination y est extrêmement impactée (absente durant la phase 2). En effet, *C. dactylon* s'adapte et se développe bien dans un sol très pollué en HAP ; tandis que *E. indica* est incapable d'y germer et de s'y développer. Toutefois, cette étude recommande l'utilisation de *C. dactylon* en monoculture plutôt qu'en coculture car son développement morphologique et ses performances phytoremédiatrices sont meilleures lorsqu'elle est cultivée seule.

1.1.4. Quel est le degré de toxicité des hydrocarbures sur les plantes ?

Cynodon dactylon étant la seule espèce à s'être développée sur des sols fortement pollués en HAP, des tests supplémentaires ont été réalisés pour évaluer les impacts des HAP sur sa morpho-anatomie et sa physiologie. Il en est ressorti plusieurs informations à savoir :

- Modification de la couleur des tiges : *C. dactylon* présente généralement des tiges plus rouges en présence d'HAP.

- Diminution de la production de biomasse aérienne et racinaire : En coculture, le poids frais des racines de *C. dactylon* était 6 fois plus élevé dans les sols non pollués par rapport aux pollués. La longueur des racines, plus de 8 fois supérieure dans les sols non pollués par rapport aux pollués.
- Modification du système racinaire: les racines de *C. dactylon* en coculture dans les sols non pollués sont plus longues et fines ; tandis que celles des sols pollués sont moins longues et plus épaisses.
- Déficit d'approvisionnement hydrominérale : le nombre de vaisseaux de xylème était moins élevé au niveau des tiges et racines de *C. dactylon*, impactant ainsi sa nutrition hydrominérale.
- Perturbation de la photosynthèse: les teneurs en chlorophylle des feuilles *C. dactylon* dans les sols pollués présentent une réduction de 50% par rapport aux sols non pollués.

1.1.5. Peut-on théoriquement confirmer le transfert des HAP du sol vers les plantes ?

Le dernier objectif de ces travaux qui consistait à modéliser le transfert sol-plante des HAP s'est fait dans le but de valider ou non les expérimentations réalisées. A cet effet, le modèle Mackay_97, basé sur le concept de fugacité du polluant, a été modifié pour la circonstance. Le modèle Mackay_97 considère séparément le bilan massique des flux descendants et ascendants, ce qui conduit à une mauvaise prise en compte des pertes liées aux mécanismes de transport et de transformation qui ont lieu dans chaque compartiment végétal. Le modèle amélioré (MM_19) dans cette étude a donc reconsidéré ces pertes à travers la prise en compte d'une dynamique de flux continu entre le xylème et le phloème. Ce qui a permis de développer un système de deux équations différentielles et d'exprimer les concentrations des HAP dans chaque compartiment des plantes en fonction des concentrations initiales dans le sol et dans l'air. Les valeurs de NSE ont montré que le modèle développé dans cette étude, MM_19 est plus efficace que le modèle Mackay_97. Les comparaisons entre les résultats expérimentaux et les résultats simulés ont présenté des similitudes pour chaque compartiment des espèces végétales considérées. Ainsi, le modèle MM_19 peut servir à la prédiction du transfert sol-plante des polluants organiques.

2. Recommandations générales

La meilleure solution en réponse aux déversements anarchiques d'hydrocarbures étant de les stopper, cette étude propose :

- De former les garagistes au Cameroun dans la manipulation et la gestion écologique des huiles de moteur ou tout autre déchet issu d'hydrocarbures.
- La mise sur pied et un suivi strict par le Ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature et du Développement durable du Cameroun (MINEPDED) d'un système de récupération, de recyclage et de traitement d'huiles usagées de moteur dans l'ensemble des garages du Cameroun.

Il est également recommandé la mise sur pied d'un plan national de gestion écologique des sites de déversements anarchiques d'hydrocarbures. Ceci débiterait par une prise en compte et une dépollution des sites de déversements recensés dans cette étude. Et plus loin par un recensement national des différents sites de manipulations d'hydrocarbures en vue de leur future gestion durable en utilisant par exemple les espèces phytoremédiatrices recensées et testées dans cette étude.

3. Perspectives de la thèse

- Tester le potentiel dépolluant des 9 autres espèces potentiellement phytoremédiatrices des hydrocarbures recensées dans cette étude afin de favoriser leur éventuelle utilisation dans des perspectives de dépollution des sols pollués par les hydrocarbures au Cameroun.
- De nouvelles études floristiques devraient être conduites afin de confronter les résultats obtenus dans cette étude d'une part, et d'autre part de suivre l'évolution de la flore des sites cartographiés. Ce qui permettrait d'avoir des informations sur la vitesse de reconstitution de la flore suite à des perturbations de ce genre.
- Des études visant à réaliser une cinétique de dégradation des hydrocarbures dans les sols est à prendre en compte, eu égard aux caractéristiques de certains HAP (volatilité, biodégradabilité rapide), afin de faire une attribution effective du mérite d'élimination à chaque entité (plantes, microorganismes) impliquée dans le processus.
- Des études portant sur la microflore associée à chaque espèce végétale devrait être envisagée dans le but d'évaluer et de quantifier l'impact réel des microorganismes dans les processus de dépollution des sols.
- Ce travail de thèse devrait dans une moindre mesure être validé dans des conditions tropicales réelles par des tests les plus simples possibles en territoire camerounais ; en particulier sur des sites de déversements d'hydrocarbures connus qui ont été répertoriés lors des inventaires floristiques.
- Les potentialités phytoremédiatrices de *C. dactylon* se traduisent dans cette étude par la capacité de cette espèce à favoriser le développement d'une microfaune spécifique à la dégradation des HAP. Il serait donc indispensable de se pencher sur cette question, plus précisément en rapport avec une pollution des sols au benzo(a)anthracène; l'HAP le plus dégradé dans les sols plantés à *C. dactylon* durant les deux phases expérimentales.
- La modélisation présente seulement l'influence des propriétés physiologiques de la plante sur le transfert sol-plante des HAP; sans toutefois considérer l'impact des microorganismes de la rhizosphère. Il serait donc intéressant de développer une étude visant à établir l'apport de la bioremédiation dans le processus global de modélisation du transfert sol-plante des HAP.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adam, G., Duncan, H., 2002. Influence of diesel fuel on seed germination. *Environ. Pollut.* 120, 363–370.
- Akilla, B., Manickavasakam, K., 2014. Anatomical studies on the seeds of *Alternanthera sessilis* Linn. ResearchGate. URL <https://www.researchgate.net/publication/272770234>.
- Alchimia, 2016. La phytoremédiation : du Cannabis pour nettoyer les sols. Blog Growshop Alchimia. URL <https://www.alchimiaweb.com/blogfr/phytoremediation-cannabis-nettoyer-sols-contamines>.
- Alexander, M., 2000. Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4259–4265. <https://doi.org/10.1021/es001069+>
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Al-Mansoori, A.F., Idris, M., Abdullah, S.R.S., Anuar, N., 2015. Phytoremediation of contaminated soils containing gasoline using *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) in greenhouse pots. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5261-5>
- Aprill, W., Sims, R.C., 1990. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere* 20, 253–265. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(90\)90100-8](https://doi.org/10.1016/0045-6535(90)90100-8)
- Arzayus, K.M., Dickhut, R.M., Canuel, E.A., 2001. Fate of Atmospherically Deposited Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Chesapeake Bay. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2178–2183. <https://doi.org/10.1021/es001672s>
- Badmus, M.A.O., Audu, T.O.K., Anyata, B.U., 2007. Removal of Lead Ion from Industrial Wastewaters by Activated Carbon Prepared from Periwinkle Shells (*Typanotonus fuscatus*). URL <http://connection.ebscohost.com/c/articles/26215354/removal-lead-ion-from-industrial-wastewaters-by-activated-carbon-prepared-from-periwinkle-shells-typanotonus-fuscatus>.
- Balakrishnan, B., 2013. Evaluation of Antioxidant Activity of *Clitoria ternatea* and *Alternanthera sessilis* Plant Extracts Using Model System for Yeast Cells.
- Balasubramaniyam, A., 2015. The Influence of Plants in the Remediation of Petroleum Hydrocarbon- Contaminated Sites. *Pharm. Anal. Chem. Open Access* 2015. <https://doi.org/10.4172/2471-2698.1000105>
- Banks, M.K., Schwab, P., Liu, B., Kulakow, P.A., Smith, J.S., Kim, R., 2003. The effect of plants on the degradation and toxicity of petroleum contaminants in soil: a field assessment. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.* 78, 75–96.
- Baruah, P., Saikia, R.R., Baruah, P.P., Deka, S., 2014. Effect of crude oil contamination on the chlorophyll content and morpho-anatomy of *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 12530–12538. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3195-y>
- Basu, S., Ramegowda, V., Kumar, A., Pereira, A., 2016. Plant adaptation to drought stress. *F1000Research* 5. <https://doi.org/10.12688/f1000research.7678.1>
- Bauer, J.E., Capone, D.G., 1985. Effects of four aromatic organic pollutants on microbial glucose metabolism and thymidine incorporation in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, 828–835.
- Benfardia, H., Chenine, A., 2014. Effets de la nature du sol sur l'efficacité d'un dispositif de biodépollution à l'aide des bactéries hydrocarboruclastes. *Mém. En Vue 'obtention*

- Diplôme MASTER Acad. 72.
- Berardino, B., 2017. Lezione del 9 marzo 2017 Metabolismo cellulare, ATP, membrana plasmatica, proteine di membrana, diffusione semplice e facilitata, trasporto attivo, uniporto, - ppt scaricare [WWW Document]. URL <https://slideplayer.it/slide/13477509/>.
- Bergue, J.-M., Mérienne, D., 1985. La pollution des sols par les hydrocarbures - PDF [WWW Document]. URL <https://docplayer.fr/8277970-La-pollution-des-sols-par-les-hydrocarbures.html>.
- Binet, P., Portal, J.M., Leyval, C., 2000. Dissipation of 3–6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2011–2017. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00100-0)
- Bohnert, H.J., Nelson, D.E., Jensen, R.G., 1995. Adaptations to Environmental Stresses. *Plant Cell* 7, 1099–1111. <https://doi.org/10.1105/tpc.7.7.1099>
- Bouderhem, A., Khelil, A.O.E.H., 2017. Isolation and characterization of crude oil degrading bacteria from soil of Ouargla (Algeria).
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*, 3rd ed. Springer-Verlag, Wien.
- Briggs, G.G., Bromilow, R.H., Evans, A.A., 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pestic. Sci.* 13, 495–504. <https://doi.org/10.1002/ps.2780130506>
- Burken, J.G., 2004. Uptake and Metabolism of Organic Compounds: Green-Liver Model, in: *Phytoremediation*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 59–84. <https://doi.org/10.1002/047127304X.ch2>
- Calamari, D., Vighi, M., Bacci, E., 1987. The use of terrestrial plant biomass as a parameter in the fugacity model. *Chemosphere* 16, 2359–2364. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(87\)90293-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(87)90293-1)
- Chaineau, C. h, J.I, M., J, O., 1996. Land treatment of oil-based drill cuttings in an agricultural soil. *J. Environ. Qual.*
- Chakraborty, R., Coates, J.D., 2004. Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 64, 437–446. <https://doi.org/10.1007/s00253-003-1526-x>
- Chiapusio, G., Pujol, S., Toussaint, M.-L., Badot, P.-M., Binet, P., 2007. Phenanthrene toxicity and dissipation in rhizosphere of grassland plants (*Lolium perenne* L. and *Trifolium pratense* L.) in three spiked soils. *Plant Soil* 294, 103–112.
- Coleman, J., Blake-Kalff, M., Davies, E., 1997. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation. *Trends Plant Sci.* 2, 144–151. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(97\)01019-4](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(97)01019-4)
- Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., Hube, D., Zornig, C., Girardeau, I., 2010. Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûtsbénéfices. URL <https://docplayer.fr/1993422-Quelles-techniques-pour-quels-traitements-analyse-coutsbenefices.html>.
- CSTB, 2010. L'épuration de l'air intérieur par les plantes : état des connaissances URL <http://docplayer.fr/13426300-L-epuration-de-l-air-interieur-par-les-plantes-etat-des-connaissances.html>.
- Cunningham, S.D. (DuPont, Anderson, T.A., Schwab, A.P., Hsu, F.C., 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron. USA.*
- Dabbs, C.W., 1996. Oil Production and Environmental Damage [URL <http://environment-ecology.com/environment-writings/759-oil-production-and-environmental-damage.html>].

- Danesh, A. (Ed.), 1998. 3 - Phase Equilibria, in: *Developments in Petroleum Science, PVT and Phase Behaviour of Petroleum Reservoir Fluids*. Elsevier, pp. 105–128. [https://doi.org/10.1016/S0376-7361\(98\)80025-3](https://doi.org/10.1016/S0376-7361(98)80025-3)
- Das, N., Chandran, P., 2010. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overview. *Biotechnol. Res. Int.* 2011. <https://doi.org/10.4061/2011/941810>
- Davies, W.J., Bacon, M.A., 2003. Adaptation of Roots to Drought, in: de Kroon, H., Visser, E.J.W. (Eds.), *Root Ecology, Ecological Studies*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 173–192. https://doi.org/10.1007/978-3-662-09784-7_7
- Delgado, A., Gómez, J.A., 2016. The Soil. Physical, Chemical and Biological Properties, in: *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture*. Springer, Cham, pp. 15–26. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8_2
- Denise, E., Udoh, E., Akansi, P., 2014. Phytoremediation of xylene polluted environment, using a macrophyte *Commelina benghalensis* L. 4.
- Djongmo, V., 2016. Memoire Online - Diversité floristique et stocks de carbone des plantations à anacardium occidentale (anacardiaceae) dans la région du nord Cameroun: cas de Ngong - Djongmo Victor AWE [WWW Document]. Memoire Online. URL <https://www.memoireonline.com/06/17/9971/Diversite-floristique-et-stocks-de-carbone-des-plantations--anacardium-occidentale-anacardiaceae.html>.
- Djoufack-Manetsa, V., 2011. Multiscale study of rainfall and vegetation cover in Cameroon : spatial analysis, temporal trends, climatic and anthropogenic factors of NDVI variability.
- Dufresne, M., 2013. Les technologies de traitement des sols contaminés : lesquelles sont durables? (Essai). Université de Sherbrooke. <http://hdl.handle.net/11143/7176>
- Dupuy, J., 2014. Interactions entre les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les plantes supérieures : prélèvement et réponses toxiques. Université de Lorraine.
- Efe, S.I., Okpali, A.E., 2012. Management of Petroleum Impacted Soil with Phytoremediation and Soil Amendments in Ekpan Delta State, Nigeria. *J. Environ. Prot.* 03, 386. <https://doi.org/10.4236/jep.2012.35048>
- Eke, P.E., 2008. Hydrocarbon removal with constructed wetlands. Doctoral Thesis. Edinburgh University.
- Empereur-Bissonnet, P., Asselineau, J., Bernillon, P., Daniau, C., Fismes, J., Morel, J.-L., Cabanes, P.-A., 2013. Modeling polycyclic aromatic hydrocarbon uptake in common vegetables grown in aged polluted soils. *Environ. Risques Santé* 12, 29–40. <https://doi.org/10.1684/ers.2012.0589>
- EMSE, 2011. “Pétrole propre” : projet environnement EMSE [WWW Document]. <http://petrolepropre.canalblog.com/>. URL <http://petrolepropre.canalblog.com/>.
- Eom, I.C., Rast, C., Veber, A.M., Vasseur, P., 2007. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67, 190–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.12.020>
- Fingas, M., 2012. *The Basics of Oil Spill Cleanup* [WWW Document]. CRC Press. URL <https://www.crcpress.com/The-Basics-of-Oil-Spill-Cleanup/Fingas/p/book/9781439862469>.
- Fränzle, O., 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecol. Indic.*, Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management 6, 114–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.015>
- Frick, C.M., Farrell, R.E., Germida, J.J., 1999. Assessment of phytoremediation as an in-situ technique for cleaning oil-contaminated sites.
- Gabet, S., 2004. Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Limoges.

- Gillet, F., 2000. La phytosociologie synusiale intégrée Guide méthodologique URL http://www.side.developpementdurable.gouv.fr/EXPLOITATION/DEFAULT/doc/IFD/IFD_REFDOC_0514022/la-phytosociologie-synusiale-integree-guide-methodologique.
- Grall, J., Coïc, N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier - URL <https://docplayer.fr/7916926-Synthese-des-methodes-d-evaluation-de-la-qualite-du-benthos-en-milieu-cotier.html>.
- Gruyer, N., Groleau, P.-E., Triffault-Bouchet, G., Ouellet, A., Dupont, F., 2015. Hydrocarbures pétroliers : caractéristiques, devenir et criminalistique environnementale - URL <https://docplayer.fr/52397786-Hydrocarbures-petroliers-caracteristiques-devenir-et-criminalistique-environnementale.html>.
- Hajabbasi, M.A., 2016. Importance of soil physical characteristics for petroleum hydrocarbons phytoremediation: A review. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 10, 394–405. <https://doi.org/10.5897/AJEST2016.2169>
- Harmens, H., Foan, L., Simon, V., Mills, G., 2013. Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: a review. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 173, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.005>
- Hegde, R.S., Fletcher, J.S., 1996. Influence of plant growth stage and season on the release of root phenolics by mulberry as related to development of phytoremediation technology. *Chemosphere* 32, 2471–2479. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00144-0](https://doi.org/10.1016/0045-6535(96)00144-0)
- Henner, P., 2000. Phytoremédiation appliquée au traitement de sols contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques [WWW Document]. ResearchGate. URL https://www.researchgate.net/publication/324435000_Phytoremediation_appliquee_a_u_traitement_de_sols_contamines_par_des_hydrocarbures_aromatiques_polycycliques
- Hill, A.J., Ghoshal, S., 2002. Micellar Solubilization of Naphthalene and Phenanthrene from Nonaqueous-Phase Liquids. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3901–3907. <https://doi.org/10.1021/es011175r>
- Horowitz, M., 1972. Spatial Growth of *Cynodon Dactylon* (L.) Pers.*. *Weed Res.* 12, 373–383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1972.tb01231.x>
- Hung, H., Mackay, D., 1997. A novel and simple model of the uptake of organic chemicals by vegetation from air and soil. *Chemosphere* 35, 959–977.
- Hutchinson, J., Dalziel, J.M., Keay, R.W.J., Hepper, N., 2014. Flora of West Tropical Africa.
- Ikhajiagbe, B., Edegbai, B., Omoregie, G., Eweka, A., 2017. Assessment of the phytoreclamation of an oil-contaminated soil cultivated with *Cynodon dactylon*, *Eleusine indica* and *Eragrostis tenela*. *Stud. Univ. Babeş-Bolyai Biol.* 62, 43–55. <https://doi.org/10.24193/subbb.2017.1.03>
- INERIS, 2002. Modèle de transfert sol-plante des polluants organiques. Tome 1 : Revue bibliographique | Ineris [WWW Document]. URL <https://www.ineris.fr/fr/modele-transfert-sol-plante-polluants-organiques-tome-1-revue-bibliographique>.
- Infante, C., Hernández-Valencia, I., López, L., Toro, M., 2012. Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soils in Venezuela, in: *Phytotechnologies*. CRC Press, pp. 99–112. <https://doi.org/10.1201/b12954-7>
- Innoverensvt, 2012. TS, Chapitre 1: Plantes à fleurs et vie fixée. - Innover en svt [WWW Document]. URL <http://www.innoverensvt.com/archives/2018/04/17/36328934.html> (accessed 4.25.19).
- ITOPF, 2012. TIP 01: Aerial observation of marine oil spills - ITOPF [WWW Document]. URL <https://www.itopf.org/knowledge-resources/documents-guides/document/tip-01-aerial-observation-of-marine-oil-spills-1/>.

- Janakiraman, N., Jansi J, J., M, J., Jeeva, S., Joy Jeba Malar T, R., 2012. Phytochemical analysis on *Asystasia gangetica* (L.) t. anderson. j. Harmon. Res. Pharm.
- Johnson, A., Seng, T.K., 1958. *Cleome ciliata* Schum. et Thonn. in Singapore 6.
- Jones, D.L., Hodge, A., Kuzyakov, Y., 2004. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New Phytol.* 163, 459–480. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01130.x>
- Jouannin, F., 2004. Etude de la mobilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) contenus dans un sol industriel pollué (thesis). Lyon, INSA.
- Kang, J.W., 2014. Removing environmental organic pollutants with bioremediation and phytoremediation. *Biotechnol. Lett.* 36, 1129–1139. <https://doi.org/10.1007/s10529-014-1466-9>
- Karickhoff, S.W., 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10, 833–846. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(81\)90083-7](https://doi.org/10.1016/0045-6535(81)90083-7)
- Kengne, I.M., Akoa, A., Soh Kengne, E., Tsama, V., Ngoutane, M.M., Dodane, P.-H., Koné, D., 2008. Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and *Cyperus papyrus* L. *Ecol. Eng.* 34, 233–242. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.007>
- Kengne, I.M., Brissaud, F., Akoa, A., Eteme, R.A., Nya, J., Ndikeyfor, A., Fonkou, T., 2003. Mosquito development in a macrophyte-based wastewater treatment plant in Cameroon (Central Africa). *Ecol. Eng.* 21, 53–61.
- Kirk, J.L., Klimomos, J.N., Lee, H., Trevors, J.T., 2002. Phytotoxicity Assay to Assess Plant Species for Phytoremediation of Petroleum-Contaminated Soil. *Bioremediation J.* 6, 57–63. <https://doi.org/10.1080/10889860290777477>
- Kloff, S., Wicks, C., 2004. Un document d'information à l'attention des parties prenantes de l'écorégion marine ouest africaine 80.
- Kouawa, T., Wanko, A., Beck, C., Mose, R., Maïga, A.H., 2015. Feasibility study of faecal sludge treatment by constructed wetlands in Sahelian context: Experiments with *Oryza longistaminata* and *Sporobolus pyramidalis* species in Ouagadougou. *Ecol. Eng.* 84, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.021>
- Krein, A., Schorer, M., 2000. Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments [WWW Document]. *Water Res.* URL <https://eurekamag.com/research/003/551/003551275.php>.
- Kumari, A., Lal, B., Rai, U.N., 2016. Assessment of native plant species for phytoremediation of heavy metals growing in the vicinity of NTPC sites, Kahalgaon, India. *Int. J. Phytoremediation* 18, 592–7. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1086301>
- Lang, F.S., Destain, J., Campanella, B., Delvigne, F., Druart, P., Thonart, P., 2014. Aperçu des connaissances actuelles sur la gestion de la pollution des mangroves par les hydrocarbures. *Biotechnol Agron Soc Env.* 14.
- LANO, 2019. LANO - Laboratoire Agronomique de Normandie - pH (Potentiel hydrogène). URL http://www.lano.asso.fr/web/potentiel_dhydrogene.html.
- Larson, D.L., 2002. Native weeds and exotic plants: relationships to disturbance in mixed-grass prairie. *Plant Ecol.* 169, 317–333. <https://doi.org/10.1023/A:1026046810307>
- Lasdon, L.S., Fox, R.L., Ratner, M.W., 1974. Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. *RAIRO - Oper. Res. - Rech. Opérationnelle* 8, 73–103.
- Le Bourgeois, T., Merlier, H., 1995. Adventrop : les adventices d'Afrique soudano-sahélienne . URL http://www.e-leclerc.com/espace+culturel/produit/adventrop-les-adventices-d-afrique-soudano-sah%C3%A9lienne,604989/#onglet_fiche_detaille.
- Lemière, B., Seguin, J.J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, Ph., Saada, A., 2008. Guide

- sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes Applications dans un contexte de gestion des impacts sur les eaux souterraines - URL <http://docplayer.fr/15688253-Guide-sur-le-comportement-des-polluants-dans-les-sols-et-les-nappes-applications-dans-un-contexte-de-gestion-des-impacts-sur-les-eaux-souterraines.html>.
- Liste, H.H., Alexander, M., 2000. Plant-promoted pyrene degradation in soil. *Chemosphere* 40, 7–10.
- Liu, R., Dai, Y., Sun, L., 2015. Effect of Rhizosphere Enzymes on Phytoremediation in PAH-Contaminated Soil Using Five Plant Species. *PLoS ONE* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120369>
- Lotfinasabasl, S., Gunale, V., Rajurkar, N., 2013. Petroleum hydrocarbons pollution in soil and its bioaccumulation in mangrove species *Avicennia marina* from Alibang mangrove ecosystem, India. *Int J Adv Res Tech* 2.
- Lu, M., Zhang, Z., Sun, S., Wei, X., Wang, Q., Su, Y., 2009. The Use of Goosegrass (*Eleusine indica*) to Remediate Soil Contaminated with Petroleum. *Water. Air. Soil Pollut.* 209, 181–189. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0190-x>
- Macaulay, B., 2015. Understanding the behaviour of oil-degrading micro-organisms to enhance the microbial remediation of spilled petroleum. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 13, 247–261.
- Macek, T., Macková, M., Kás, J., 2000. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnol. Adv.* 18, 23–34.
- Maerten, N., Cuny, D., Université du droit et de la santé (Lille), 2012. La phytoremédiation un moyen de lutter contre la pollution de l'air à l'intérieur des locaux? [s.n.], S.I.
- Majeti, P., Freitas, H., Fraenzle, S., Wünschmann, Dr.S., Markert, Prof.Dr.B., 2009. Knowledge Explosion in Phytotechnologies for Environmental Solutions. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 158, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.038>
- Maliszewska-Kordybach, B., Klimkiewicz-Pawlas, A., Smreczak, B., Janusauskaite, D., 2007. Ecotoxic Effect of Phenanthrene on Nitrifying Bacteria in Soils of Different Properties. *J. Environ. Qual.* 36, 1635–1645. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0118>
- Masakorala, K., Yao, J., Guo, H., Chandankere, R., Wang, J., Cai, M., Liu, H., Choi, M.M.F., 2013. Phytotoxicity of Long-Term Total Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil—A Comparative and Combined Approach. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1553. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1553-x>
- McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L., 2004. Phytoremediation: Transformation and control of contaminants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 11, 40–40. <https://doi.org/10.1007/BF02980279>
- Meagher, R.B., Heaton, A.C.P., 2005. Strategies for the engineered phytoremediation of toxic element pollution: mercury and arsenic. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 32, 502–513. <https://doi.org/10.1007/s10295-005-0255-9>
- Meddour, R., 2011. La methode phytosociologique sigmatiste ou braun-blanqueto-tüxenienne 40.
- Mekhalif, F., 2009. Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. URL <https://docplayer.fr/17452529-Memoire-de-magister-reutilisation-des-eaux-residuaires-industrielles-epurees-comme-eau-d-appoint-dans-un-circuit-de-refroidissement.html>.
- Melbye, A.G., Brakstad, O.G., Hokstad, J.N., Gregersen, I.K., Hansen, B.H., Booth, A.M., Rowland, S.J., Tollefsen, K.E., 2009. Chemical and toxicological characterization of an unresolved complex mixture-rich biodegraded crude oil. *Environ. Toxicol. Chem.* 28, 1815–1824. <https://doi.org/10.1897/08-545.1>

- Merkl, N., Schultze-Kraft, R., Infante, C., 2005a. Assessment Of Tropical Grasses And Legumes For Phytoremediation Of Petroleum-Contaminated Soils. *Water. Air. Soil Pollut.* 165, 195–209. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-4979-y>
- Merkl, N., Schultze-Kraft, R., Infante, C., 2005b. Phytoremediation in the tropics--influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environ. Pollut. Barking Essex 1987* 138, 86–91. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.023>
- Merkl, N., Schultze-Kraft, R., Infante, C., 2004. Phytoremediation in the Tropics—The Effect of Crude Oil on the Growth of Tropical Plants. *Bioremediation J.* 8, 177–184. <https://doi.org/10.1080/10889860490887527>
- Messou, A., Coulibaly, L., Doumbia, L., Gourene, G., 2013. Plants diversity and phytoaccumulators identification on the Akouedo landfill (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Afr. J. Biotechnol.* 12.
- Miya, R.K., Firestone, M.K., 2001. Enhanced phenanthrene biodegradation in soil by slender oat root exudates and root debris. *J. Environ. Qual.* 30, 1911–1918.
- Moran, R., Porath, D., 1980. Chlorophyll Determination in Intact Tissues Using N,N-Dimethylformamide. *Plant Physiol.* 65, 478–479.
- Morgan, J.B., Connolly, E.L., 2013. Plant-Soil Interactions: Nutrient Uptake | Learn Science at Scitable. URL <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/plant-soil-interactions-nutrient-uptake-105289112>.
- Müller, J.F., Hawker, D.W., Connell, D.W., 1994. Calculation of bioconcentration factors of persistent hydrophobic compounds in the air/vegetation system. *Chemosphere* 29, 623–640. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90035-3](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90035-3)
- Muller, J.F., Hawker, D.W., Connell, D.W., 1994. Calculation of bioconcentration factors of persistent hydrophobic compounds in the air/vegetation system. *Chemosphere* 29, 623–640. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90035-3](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90035-3)
- Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K., Chiemchaisri, C., 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Manag.* 26, 1357–1369. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.05.003>
- Nguemté, P., Wafo, G.V., Djocgoue, P., Kengne Noumsi, I., Wanko Ngnien, A., 2017. Phytoremédiation de sols pollués par les hydrocarbures – évaluation des potentialités de six espèces végétales tropicales. *Rev. Sci. L217eau J. Water Sci.* 30, 13–19. <https://doi.org/10.7202/1040058ar>
- Nguemté, P.M., Wafo, G.V.D., Djocgoue, P.F., Noumsi, I.M.K., Ngnien, A.W., 2018. Potentialities of Six Plant Species on Phytoremediation Attempts of Fuel Oil-Contaminated Soils. *Water. Air. Soil Pollut.* 229, 88. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3738-9>
- Nguyen, T.H., Goss, K.-U., Ball, W.P., 2005. Polyparameter Linear Free Energy Relationships for Estimating the Equilibrium Partition of Organic Compounds between Water and the Natural Organic Matter in Soils and Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 39, 913–924. <https://doi.org/10.1021/es048839s>
- Njoku, K., Akinola, M., M. Nkemdilim, C., M. Ibrahim, P., S. Olatunbosun, A., 2014. Evaluation of the Potentials of Three Grass Plants to Remediate Crude Oil Polluted Soil. *Curr. Adv. Environ. Sci.* 2, 131–137. <https://doi.org/10.14511/caes.2014.020402>
- Njoku, K.L., Akinola M.O., Oboh B.O., 2009. Phytoremediation of crude oil contaminated soil: the effect of growth of glycine max on the physico-chemistry and crude oil contents of soil. *Nat. Sci.* 7, 9.
- Norini, M.-P., 2007. Ecodynamique des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et des communautés microbiennes dans des sols à pollution mixte (HAP, métaux) avant et après traitement par biopile et par désorption thermique: Influence de la rhizosphère

- et de la mycorrhization 303.
- Ogbo, E.M., Zibigha, M., Odogu, G., 2009. The effect of crude oil on growth of the weed (*Paspalum scrobiculatum* L.) –phytoremediation potential of the plant. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 3, 5.
- Oleszczuk, P., Baran, S., 2005. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Content in Shoots and Leaves of Willow (*Salix*. *Water. Air. Soil Pollut.* 168, 91–111. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-0884-7>
- Omosun, G., A. Markson, A., Mbanasor, O., 2008. Growth and anatomy of *Amaranthus hybridus* as affected by different crude oil concentrations. *Am.-Eurasian J. Sci. Res.* 31 70-74 3.
- Ousmane, N., Aly, D., Bassimbé, S.M., Aliou, G., 2013. Diversité floristique des peuplements ligneux du Ferlo, Sénégal. *Vertigo - Rev. Électronique En Sci. Environ.* <https://doi.org/10.4000/vertigo.14352>
- Ouvrard, S., Leglize, P., Morel, J.L., 2014. PAH Phytoremediation: Rhizodegradation or Rhizoattenuation? *Int. J. Phytoremediation* 16, 46–61. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.759527>
- Oyedeji, S., Raimi, I.O., Odiwe, A.I., 2013a. A comparative assessment of the crude oil-remediating potential of *Cynodon dactylon* and *Eleusine indica*. *Environ. Exp. Biol.* 11, 6.
- Oyedeji, S., Raimi Olawale, I., Odiwe Ifechukwude, A., 2013b. A comparative assessment of the crude oil-remediating potential of *Cynodon dactylon* and *Eleusine indica* URL http://www.academia.edu/6762354/A_comparative_assessment_of_the_crude_oil-remediating_potential_of_Cynodon_dactylon_and_Eleusine_indica.
- Pérez-Hernández, I., Ochoa-Gaona, S., Schroeder, R.H.A., Rivera-Cruz, M.C., Geissen, V., 2013. Tolerance of Four Tropical Tree Species to Heavy Petroleum Contamination. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1637. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1637-7>
- Petrová, Š., Rezek, J., Soudek, P., Vaněk, T., 2017. Preliminary study of phytoremediation of brownfield soil contaminated by PAHs. *Sci. Total Environ.* 599–600, 572–580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.163>
- Pichtel, J., Kuroiwa, K., Sawyerr, H.T., 2000. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environ. Pollut. Barking Essex 1987* 110, 171–178.
- Pimsee, P., 2014. Étude du comportement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) lors du déversement accidentel d'hydrocarbures en eaux continentales (phd). [Plantes-botanique.org](http://www.plantes-botanique.org), 2002. Plantes et botanique - Le système racinaire [WWW Document]. *Plantes Bot.* URL https://www.plantes-botanique.org/biologie_04_0_le-systeme-racinaire.
- Pornsunthorntawe, O., Wongpanit, P., Chavadej, S., Abe, M., Rujiravanit, R., 2008. Structural and physicochemical characterization of crude biosurfactant produced by *Pseudomonas aeruginosa* SP4 isolated from petroleum-contaminated soil. *Bioresour. Technol.* 99, 1589–1595. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.020>
- Qiu, X., Leland, T.W., Shah, S.I., Sorensen, D.L., Kendall, E.W., 1997. Field Study: Grass Remediation for Clay Soil Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, in: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, ACS Symposium Series. American Chemical Society, pp. 186–199. <https://doi.org/10.1021/bk-1997-0664.ch014>
- Qixing, Z., Zhang, C., Zhineng, Z., Weitao, L., 2011. Ecological Remediation of Hydrocarbon Contaminated Soils with Weed Plant. *J. Resour. Ecol.* 2, 97–105. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1674-764x.2011.02.001>
- Quoreshi, A.M., 2008. The Use of Mycorrhizal Biotechnology in Restoration of Disturbed

- Ecosystem, in: Siddiqui, Z.A., Akhtar, Mohd.S., Futai, K. (Eds.), *Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 303–320. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8770-7_13
- Radović, J.R., Domínguez, C., Laffont, K., Díez, S., Readman, J.W., Albaigés, J., Bayona, J.M., 2012. Compositional properties characterizing commonly transported oils and controlling their fate in the marine environment. *J. Environ. Monit. JEM* 14, 3220–3229. <https://doi.org/10.1039/c2em30385j>
- Rahman, K.S.M., Rahman, T.J., Kourkoutas, Y., Petsas, I., Marchant, R., Banat, I.M., 2003. Enhanced bioremediation of n-alkane in petroleum sludge using bacterial consortium amended with rhamnolipid and micronutrients. *Bioresour. Technol.* 90, 159–168.
- Raju, M.N., Golla, N., Vengatampalli, R., 2017. Soil Physicochemical Properties, in: *Soil Enzymes*, SpringerBriefs in Environmental Science. Springer, Cham, pp. 5–10. https://doi.org/10.1007/978-3-319-42655-6_2
- Ramade, F., 2012. *Éléments d'écologie: écologie appliquée*.
- Ray, J.G., George, J., 2009. Phytosociology of roadside communities to identify ecological potentials of tolerant species. ResearchGate 1.
- Reilley, K.A., Banks, M.K., Schwab, A.P., 1996. Organic chemicals in the environment, dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Rhizosphere. *J. Environ. Qual.* 25. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500020002x>
- Sandermann, H., 1994. Higher plant metabolism of xenobiotics: the “green liver” concept. *Pharmacogenetics* 4, 225–241.
- Saraswat, S., Rai, J.P.N., 2009. Phytoextraction potential of six plant species grown in multimetal contaminated soil. *Chem. Ecol.* 25, 1–11. <https://doi.org/10.1080/02757540802657185>
- Scherer, M.M., Richter, S., Valentine, R.L., Alvarez, P.J.J., 2000. Chemistry and Microbiology of Permeable Reactive Barriers for in Situ Groundwater Clean-Up. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 30, 363–411. <https://doi.org/10.1080/10643380091184219>
- Semple, K.T., Morriss, A.W.J., Paton, G.I., 2003. Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 809–818. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0564.x>
- Shahsavari, E., Adetutu, E.M., Anderson, P.A., Ball, A.S., 2013. Tolerance of Selected Plant Species to Petrogenic Hydrocarbons and Effect of Plant Rhizosphere on the Microbial Removal of Hydrocarbons in Contaminated Soil. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1495. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1495-3>
- Shirdam, R., Zand, A., Bidhendi, G., Mehrdadi, N., 2008. Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soils with emphasis on the effect of petroleum hydrocarbons on the growth of plant species. *Phytoremediation* 89, 21–29. <https://doi.org/10.7202/000379ar>
- Siciliano, S.D., Germida, J.J., Banks, K., Greer, C.W., 2003. Changes in Microbial Community Composition and Function during a Polyaromatic Hydrocarbon Phytoremediation Field Trial. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 483–489. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.1.483-489.2003>
- SNGDC, 2007. *Stratégie Nationale de Gestion des Déchets au Cameroun (période 2007 – 2015), DRAFT V 04/09/200810:52:49 [WWW Document]*. [Httpwwwminep.gov.cm/index.php?option=com_content&view=article&id=1203Astrategie-Natl.-Gest.--Dechetscatid333Agestion--DechetsItemid77langfr](http://www.minep.gov.cm/index.php?option=com_content&view=article&id=1203Astrategie-Natl.-Gest.--Dechetscatid333Agestion--DechetsItemid77langfr).
- Soleimani, M., Jaber, N., 2014. Comparison of Biological and Thermal Remediation Methods in Decontamination of Oil Polluted Soils | OMICS International. URL <https://www.omicsonline.org/open-access/comparison-of-biological-and-thermal->

- remediation-methods-in-decontamination-of-oil-polluted-soils-2155-6199.1000e145.php?aid=24606.
- Sparkman, O.D., Penton, Z.E., Kitson, F.G., 2011. Chapter 21 - Hydrocarbons, in: Sparkman, O.D., Penton, Z.E., Kitson, F.G. (Eds.), *Gas Chromatography and Mass Spectrometry (Second Edition)*. Academic Press, Amsterdam, pp. 331–339. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373628-4.00021-6>
- Sun, M., Fu, D., Teng, Y., Shen, Y., Luo, Y., Li, Z., Christie, P., 2011. In situ phytoremediation of PAH-contaminated soil by intercropping alfalfa (*Medicago sativa* L.) with tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) and associated soil microbial activity. *J. Soils Sediments* 11, 980–989. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0382-z>
- Susarla, S., Medina, V.F., McCutcheon, S.C., 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.* 18, 647–658. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00026-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00026-5)
- Sverdrup, L.E., Ekelund, F., Henning Krogh, P., Nielsen, T., Johnsen, K., 2002. Soil microbial toxicity of eight polycyclic aromatic compounds: effects on nitrification, the genetic diversity of bacteria, and the total number of protozoans. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 1644. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(2002\)021<1644:SMTOEP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<1644:SMTOEP>2.0.CO;2)
- Tahir, U., Sohail, S., Khan, U.H., 2017. Concurrent uptake and metabolism of dyestuffs through bio-assisted phytoremediation: a symbiotic approach. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24, 22914–22931. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0029-8>
- Tarayre, C., 2012. Bioremediation de sols pollués aux hydrocarbures [WWW Document]. URL <https://www.abebooks.fr/9783838182315/Bioremediation-sols-pollu%C3%A9s-hydrocarbures-C%C3%A9dric-3838182316/plp>.
- Técher, D., 2011. Réhabilitation de sols pollués par des HAP grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *Miscanthus X giganteus*.
- Tharanivasan, A.K., Yarranton, H.W., Taylor, S.D., 2012. Asphaltene Precipitation from Crude Oils in the Presence of Emulsified Water. *Energy Fuels* 26, 6869–6875. <https://doi.org/10.1021/ef301200v>
- Tomatosphère, 2019. Tomatosphere. <http://tomatosphere.parlonssciences.ca/Ressources/bibliotheque/ArticleId/5724/cellules-specialises-du-systeme-de-feuilles.aspx>.
- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2)
- Trapp, S., Legind, C., 2011. Uptake of Organic Contaminants from Soil into Vegetables and Fruits [WWW Document]. springerprofessional.de. URL <https://www.springerprofessional.de/uptake-of-organic-contaminants-from-soil-into-vegetables-and-fru/4719244>.
- Trapp, S., McFarlane, C., 1994. Plant contamination: modeling and simulation of organic chemical processes.
- Tsao, D. (Ed.), 2003. *Phytoremediation*, 2003 edition. ed. Springer, Berlin.
- Tuháčková, J., Cajthaml, T., Novák, K., Novotný, Č., Mertelík, J., Šašek, V., 2001. Hydrocarbon deposition and soil microflora as affected by highway traffic. *Environ. Pollut.* 113, 255–262. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00193-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00193-7)
- ULaval, 2008. combustibles.fossiles.rtf [WWW Document]. URL <http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/combustibles.fossiles.html>.
- Vaziri, A., Panahpour, E., Beni, M.H.M., 2013. Phytoremediation, a Method for Treatment of Petroleum Hydrocarbon Contaminated Soils. *Int. J. Farming Allied Sci.* 2, 909–913.
- Wan, X., Lei, M., Chen, T., 2016. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Sci. Total Environ.* 563–564, 796–802.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.080>
- Webster, T.M., Burton, M.G., Culpepper, A.S., York, A.C., Prostko, E.P., 2005. Tropical Spiderwort (*Commelina benghalensis*): A Tropical Invader Threatens Agroecosystems of the Southern United States. *Weed Technol.* 19, 501–508.
- Wu, Q., Wang, S., Thangavel, P., Li, Q., Zheng, H., Bai, J., Qiu, R., 2011. Phytostabilization potential of *Jatropha curcas* L. in polymetallic acid mine tailings. *Int. J. Phytoremediation* 13, 788–804. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.525562>
- Xiao, N., Liu, R., Jin, C., Dai, Y., 2015. Efficiency of five ornamental plant species in the phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecol. Eng.* 75, 384–391. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.008>
- Xu, Z., Zhou, G., Shimizu, H., 2010. Plant responses to drought and rewatering. *Plant Signal. Behav.* 5, 649–654.
- Yang, X., Feng, Y., He, Z., Stoffella, P.J., 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Biol. Organ Soc. Miner. Trace Elem. GMS* 18, 339–353. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.007>
- Zmirou D., Beausoleil de Coninck P., Déportes I., Dor F., Empereur Bissonet P., Hours M., Keck G., Lefebvre L. et Rouisse L., 2003. Déchets et sols pollués. *Environnement et santé publique - Fondements et pratiques*, pp. 397-440.

1- AD 2-CE 3- ES 4- EN 5-LT 6-OU 7- SU 8- SO 9- N 10-NO 11-
pays (à préciser) / _____ /

006- Depuis combien d'années vivez-vous dans ce quartier / ___ /

1- ≤ 1 an 2- entre 1 et 5 ans 3- entre 5 et 10 ans 4-
entre 10 et 15 ans 5- entre 15 et 20 ans 6- ≥ 20 ans

100/- IDENTIFICATION DU SITE

101- Région du Cameroun / ___ /

1) Littoral 2) Centre 3) Sud 4) Sud-ouest

102- Ville / ___ /

1-Douala 2- Limbe 3- Kribi 4-Yaoundé 5-Autres (à préciser) / _____ /

103- Nom du quartier ou de la rue : / _____ /

104- Coordonnées géographiques du site

Latitude / _____ / Longitude / _____ / Altitude / _____ /

200/- INFORMATIONS GENERALES SUR LE SITE

201- Avez-vous déjà été témoin des déversements d'hydrocarbures dans ce quartier ou dans ses
environs ? / ___ / 1- Oui 2- Non

202- Si oui, à quelle période / _____ /

203- Qui fut les responsables de ces déversements ? / ___ /

1- Société 2- individu 3- Garages

4- Autres (à préciser) / _____ /

204- Quel a été l'impact de ces déversements sur vous et les habitants de la zone ? / ___ / / ___ /
/ ___ / / ___ /

1- Cas de maladies (à préciser) / _____ /

2- Pollution 3- Inondations 4- Destruction de la végétation existante 5-
Autres (à préciser) / _____ /

205- Avant déversement des hydrocarbures, des plantes se développaient-elles sur le site ? / ___ /

1- Oui 2- Non

206- Après déversement des plantes se sont-elles développées sur le site ? / ___ /

1- Oui 2- Non

207- Si oui, à quelle période ces plantes se sont-elles développées ? / ___ /

1- Saison sèche 2- Saison pluvieuse 3- Les deux saisons

208- De quelle (s) plante (s) s'agit-il ? (Voir fiche de relevé floristiques)

COMMENTAIRE DE L'ENQUETEUR :

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Annexe 3. Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimique des sols ; des HAP, HCT et huiles minérales dans les plantes et les sols.

➤ Humidité résiduelle (NF ISO 11465)

Principe : les échantillons de sol sont séchés jusqu'à masse constante à $105 \text{ °C} \pm 5 \text{ °C}$. La différence de masse d'une quantité de sol donnée avant et après le processus de séchage sert de mesure pour la teneur en matière sèche et en eau. Dans les calculs, la teneur en matière sèche et en eau est exprimée en pourcentage en masse.

Mode opératoire : faire sécher un récipient et son couvercle à $105 \text{ °C} \pm 5 \text{ °C}$, puis le laisser refroidir, fermé par son couvercle, dans un dessiccateur pendant au moins 45 min. Déterminer la masse (m_0) du récipient fermé, avec une précision de 10 mg. À l'aide d'une cuillère, transférer de 10 g à 15 g de sol séché à l'air dans le récipient. Puis déterminer la masse du sol et du récipient fermé (m_1), avec une précision de 1 mg. Faire sécher le récipient et le sol dans une étuve 105 °C jusqu'à masse constante. Sécher en même temps le couvercle. Laisser refroidir le récipient, fermé par son couvercle, dans un dessiccateur pendant au moins 45 min. Sortir le récipient du dessiccateur et déterminer immédiatement la masse (m_2) du récipient, fermé par son couvercle, contenant le sol séché en étuve, avec une précision de 10 mg.

Expression des résultats : la teneur en eau est calculée à partir des sols séchés en étuve. La teneur en eau pondérale est exprimée en pourcentage en masse avec une précision de 0,1 % (m/m) à l'aide de l'équation suivante :

$$w_{\text{H}_2\text{O}} = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_0} \times 100$$

- m_0 est la masse, en grammes, du récipient vide avec son couvercle ;
- m_1 est la masse, en grammes, du récipient contenant le sol séché à l'air ou le sol dont le taux d'humidité est celui de son lieu de prélèvement ;
- m_2 est la masse, en grammes, du récipient contenant le sol séché en étuve.

➤ Matière organique totale

La matière organique a été déterminée selon la méthode adaptée de la norme XP P 94-047. La teneur en matières organiques par calcination (C_{MOC}) est le rapport de la masse de matières organiques contenues dans un échantillon, détruites par calcination, sur la masse sèche des particules solides avant calcination de la fraction du matériau passant au tamis de 2 mm.

L'essai consiste à déterminer la perte de masse d'un échantillon préalablement séché, après calcination dans un four à une température de 450 °C.

Pour la préparation, placer les creusets devant contenir les prises d'essai dans le four à une température comprise entre 450 °C et 500 °C pendant 1 h au moins. Laisser refroidir les creusets à l'intérieur d'un dessiccateur puis peser chaque creuset (m_0).

Les étapes de la préparation sont les suivantes :

- sécher la totalité du matériau à l'étuve réglée à 50 °C. Deux pesées séparées par un étuvage d'un intervalle de temps d'au moins 8 h sont effectuées après chacun des passages à l'étuve. Conventionnellement, l'évaporation de l'eau est considérée comme achevée si la masse n'a pas varié de plus de 2 / 1000 entre ces deux pesées ;
- tamiser au tamis de 2 mm ;
- peser le passant au tamis de 2 mm, la masse du tamisât doit être supérieure ou égale à 200 g;
- broyer les éléments passant au tamis de 2 mm;
- prélever deux prises d'essai au moins, d'environ 50 g chacune et les déposer dans un creuset différent ;
- peser chaque creuset et son contenu (m_1).

Calcination : placer les creusets dans le four et élever la température progressivement. Chaque prise d'essai est maintenue pendant au moins 3 h dans le four dont la température est comprise entre 450 °C et 500 °C. Chaque creuset et son contenu sont pesés (m_2) après refroidissement dans une enceinte avec un dessiccateur.

La teneur en matières organiques est calculée à partir des pesées effectuées.

La teneur en matières organiques de la fraction granulométrique inférieure à 2 mm est la moyenne arithmétique des n prises d'essai et est exprimée en pourcentage arrondi au nombre entier suivant cette formule :

$$C_{MOC} = \frac{1}{n} \sum (m_1 - m_2) / (m_1 - m_0)$$

➤ Détermination du pH

La méthode potentiométrique de la norme NF ISO 10390 est celle utilisée pour déterminer le pH dans les sols.

À l'aide de la cuillère, prélever sur l'échantillon de laboratoire une prise d'essai représentative d'au moins 5 ml. Transférer cette prise d'essai dans la bouteille d'échantillonnage et ajouter cinq fois son volume d'eau. À l'aide d'un agitateur mécanique ou d'un mélangeur, agiter ou mélanger la suspension pendant $60 \text{ min} \pm 10 \text{ min}$ et attendre au moins 1 h mais pas plus de 3 h. Il convient d'éviter l'entrée d'air pendant le temps de repos après l'agitation.

Étalonner le pH-mètre de la manière prescrite dans le manuel du fabricant en utilisant les solutions tampons à $20 \text{ °C} \pm 2 \text{ °C}$. Mesurer le pH de la suspension à $20 \text{ °C} \pm 2 \text{ °C}$ pendant l'agitation ou immédiatement après. Il convient d'effectuer l'agitation à une vitesse permettant d'obtenir une suspension de particules de sol suffisamment homogène mais il convient d'éviter d'entraîner de l'air. Relever le pH une fois l'équilibre atteint. Noter les valeurs à la deuxième décimale près.

➤ Dosage de l'azote kjeldahl (NTK)

La teneur en azote Kjeldahl, constitué d'azote organique et ammoniacal a été déterminée suivant la norme NF EN 13342.

Principe : La minéralisation de l'échantillon en milieu acide fort et en présence de sélénium ou de cuivre transforme la plupart des composés azotés présents en sulfate d'ammonium. On ajoute du sulfate de sodium pour réaliser la minéralisation à la température appropriée. La distillation du minéralisât en milieu alcalin dans une solution d'acide sulfurique dilué en excès (ou acide borique en excès) libère l'ammoniac pour former une solution de sulfate d'ammonium (ou sulfate de bore). La teneur en azote ammoniacal de cette solution peut être analysée en utilisant la méthode appropriée (voir ISO 5664 et EN 25663).

Mode opératoire : Transférer une masse connue de sol humide homogénéisée (équivalent à une quantité de 0,25 g à 0,5 g de matière sèche) dans un réacteur de minéralisation. Un essai à blanc doit être effectué en remplaçant la boue humide par 5 ml d'eau pour chaque lot d'échantillons. Ajouter $5,0 \pm 0,1 \text{ g}$ de catalyseur (ou la quantité équivalente de pastilles disponibles dans le commerce) et 2 ou 3 régulateurs d'ébullition. Ajouter avec précaution $10 \pm 0,5 \text{ ml}$ d'acide sulfurique et imprimer doucement un mouvement de rotation du réacteur. Chauffer lentement le réacteur dans une zone ventilée (hotte de laboratoire, par exemple) pour éliminer l'eau présente et jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de mousse. Augmenter la température de chauffe pour maintenir une ébullition plus vive. Il convient que l'acide sulfurique reflue jusqu'à environ la moitié du col du réacteur et que des fumées blanches (trioxyde de soufre) apparaissent au-dessus du liquide.

La teneur en azote Kjeldahl (N) est exprimée en grammes par kilogramme de matières sèches et est donnée par l'équation suivante :

$$N = \frac{(C - B) \times V}{m \times 10 \times W_{DR}}$$

Où :

- C est la teneur en azote ammoniacal du distillat ajouté au volume, en mg.l^{-1} ;
- m est la masse de l'échantillon humide prélevé pour la minéralisation, en grammes ;
- V est le volume final du distillat, en millilitres ;
- W_{DR} est la teneur en matière sèche du sol exprimée en pour cent, déterminée conformément à l'EN 12880 ;
- B est le résultat de l'essai à blanc du distillat ajusté au volume, en milligrammes par litre.

➤ Détermination de la teneur en hydrocarbures totaux (HCT) des sols

La méthode (NF EN ISO 16703) d'analyse des hydrocarbures totaux 4 tranches (C_{10} à C_{40}) est celle de l'extraction *n*-heptane/acétone et dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (GC/FID).

Principe : Une quantité connue de l'échantillon de sol homogénéisé est extraite par agitation mécanique ou traitement aux ultrasons à l'aide d'acétone/*n*-heptane. La phase organique est séparée et lavée deux fois à l'eau. Les composés polaires sont éliminés par adsorption sur du Florisil. Une aliquote de l'extrait purifié est analysée par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détection par ionisation de flamme. L'aire totale des pics est mesurée dans la plage délimitée par les étalons *n*-décane et *n*-tétracontane et la quantité d'hydrocarbures de l'échantillon est quantifiée par rapport à un étalon externe composé, en quantités égales, de deux types différents d'huile minérale.

D'autres solvants non polaires (par exemple éther de pétrole, cyclohexane, *n*-hexane) peuvent être employés à la place de l'heptane mais leur aptitude à l'emploi pour l'extraction des hydrocarbures du sol doit être démontrée.

Extraction et purification : Peser une quantité exacte (environ 20 g) de l'échantillon de sol brut homogénéisé ou prétraité conformément à l'ISO 14507 dans un récipient d'extraction en verre (7.7) et ajouter 40 ± 1 ml d'acétone. Après une brève agitation manuelle, ajouter $20 \pm 0,1$ ml de la solution étalon RTW. Fermer le récipient et extraire l'échantillon pendant 1 h par agitation mécanique ou traitement aux ultrasons. Après décantation de la matière solide,

transférer le plus possible de surnageant dans une ampoule à décanter. Pour éliminer l'acétone, laver la phase organique deux fois en agitant soigneusement (5 min) avec 100 ml d'eau. Collecter la phase organique dans un tube en verre. Ajouter une quantité suffisante de sulfate de sodium de façon à empêcher toute formation de blocs. Transférer 10 ml de l'extrait dans une colonne de purification remplie de Florisil. Ne pas prélever la colonne avec un solvant organique. Recueillir la totalité de l'éluat. Transférer une aliquote de l'extrait purifié dans un flacon pour GC et analyser par chromatographie en phase gazeuse.

Utiliser pour l'analyse chromatographique une colonne capillaire présentant l'une des phases stationnaires spécifiées. Régler le chromatographe en phase gazeuse de manière à obtenir une séparation optimale. Les *n*-alcanes de la solution étalon de mesure de la performance du système doivent être séparés avec retour à la ligne de base. La réponse relative du *n*-tétracontane (C₄₀) doit être d'au moins 0,8 par rapport au *n*-éicosane (C₂₀).

Calculer la teneur en huiles minérales de l'échantillon de sol à l'aide de l'Équation :

$$w_h = \rho \cdot \frac{V_h}{m} \cdot f \cdot \frac{100}{w_s}$$

Où

$$\rho = \frac{A_s b}{a}$$

Et où

- w_h est la fraction massique d'hydrocarbures de l'échantillon de sol, en milligrammes par kilogramme de matière sèche ;
- ρ est la concentration massique d'hydrocarbures de l'extrait calculée d'après la fonction d'étalonnage, en milligrammes par litre ;
- V_h est le volume de l'extrait de *n*-heptane, en millilitres ;
- f est le facteur de dilution (le cas échéant) ;
- m est la masse de l'échantillon prélevé pour l'analyse, en grammes ;
- w_s est la teneur en matière sèche de l'échantillon de sol, exprimée en pourcentage (fraction massique), déterminée conformément à l'ISO 11465 ;
- A_s est l'aire intégrée des pics de l'extrait d'échantillon, exprimée en unités dépendantes de l'instrument ;
- b est l'ordonnée à l'origine, exprimée en unités dépendantes de l'instrument ;

- a est la pente de la fonction d'étalonnage, exprimée en litres par milligramme (l/mg).

Arrondir le résultat à deux chiffres significatifs.

➤ Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La méthode de détermination des HAP est celle établie par la norme NF ISO 18287 (XP X 33-012).

Principe : l'extraction est effectuée en utilisant de l'acétone et de l'éther de pétrole. L'acétone est un extractant efficace, notamment parce qu'elle est capable de disloquer les agrégats de sol. L'éther de pétrole accroît l'efficacité de l'extraction et son utilisation comme solvant est nécessaire lors de la procédure de concentration qui suit. Il convient que toute méthode d'extraction des HAP utilise au moins 50 ml d'acétone et 50 ml d'éther de pétrole (pour un échantillon ayant été soumis à un séchage chimique). Si l'échantillon utilisé est humide, il convient d'augmenter la quantité d'acétone jusqu'à au moins 100 ml. Différentes méthodes d'extraction peuvent conduire aux mêmes résultats, à condition qu'elles respectent les recommandations susmentionnées. Si l'échantillon contient une grande quantité d'eau ou si l'on a ajouté de l'eau, il convient d'ajouter du chlorure de sodium (NaCl) pour augmenter l'efficacité de l'extraction.

Mode opératoire : Méthode A (méthode en deux étapes): Peser de 10 g à 25 g d'échantillon brut et les introduire dans une fiole conique ou dans un tube à centrifuger à capuchon vissé de 100 ml de capacité. Ajouter 1 ml de la solution mère contenant plusieurs étalons internes (10 µg de chacun des HAP deutérés), puis 50 ml d'acétone à l'échantillon pour essai, obturer la fiole à l'aide d'un capuchon vissé muni d'un joint en polytétrafluoroéthylène (PTFE) et procéder à l'extraction en agitant vigoureusement pendant 1 h sur l'agitateur. Ajouter 50 ml d'éther de pétrole, de nouveau agiter, décantier, agiter avec une nouvelle quantité de 50 ml d'éther de pétrole. Après décantation, recueillir le surnageant. Combiner les extraits et éliminer l'acétone ainsi que les autres composés polaires en agitant à deux reprises avec 400 ml d'eau. Éliminer l'eau. Sécher la phase organique sur du sulfate de sodium anhydre, transférer l'extrait sec dans le concentrateur et ajouter 100 µl d'isooctane comme solvant de garde. Concentrer au bain-marie à 40 °C jusqu'à environ 10 ml au moyen du concentrateur à pression réduite. La dernière étape de concentration peut se dérouler sous un léger courant d'azote à température ambiante. La solution alors appropriée à l'analyse de GC-MS contient nominalement 1 µg/ml de chacun des HAP deutérés.

Il est également possible d'appliquer d'autres techniques d'extraction telles que l'extraction aux ultrasons, l'extraction assistée par micro-ondes ou l'extraction par fluide sous pression. Néanmoins, dans ce cas, il est nécessaire de démontrer que la technique utilisée est comparable à celle décrite dans la présente Norme Internationale.

Pour réaliser l'analyse de GC/MS, régler le chromatographe de manière à obtenir une séparation optimale des HAP. Par exemple, régler au mieux l'appareil à partir des conditions suivantes :

Colonne de séparation	Colonne capillaire, phase stationnaire de polarité nulle à moyenne, épaisseur du film : 0,25 μm , longueur de 30 m, diamètre intérieur de 0,25 mm.
Programme de température de l'étuve	60 °C, 2 min
	30 °C/min jusqu'à 120 °C
	5 °C/min jusqu'à 300 °C
	300 °C, 15 min
Température d'injection	260 °C
Injection sans division	1 μl , maintenir la fuite de division fermée 1,8 min
Gaz vecteur	Hélium, de 0,8 ml/min à 1 ml/min

➤ Dosage du phosphore total

La détermination du phosphore total est effectuée par minéralisation à l'eau régale et dosage par spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP/AES) selon la norme NF EN ISO 13346 (X 33-010) méthode B. Cette méthode consiste à mesurer l'émission de lumière par une technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP). Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur. Les signaux du (des) détecteur(s) sont traités et contrôlés par un système informatique. Lors du dosage des éléments à l'état de traces, une correction appropriée du bruit de fond est utilisée pour compenser les variations des contributions du bruit de fond.

➤ Capacité d'échange cationique (CEC) des sols

La capacité d'échange cationique représente la quantité maximale de cations que le sol peut retenir sur le complexe adsorbant. Elle représente la réserve totale assimilable du sol en éléments minéraux. Ce paramètre donne la fertilité chimique du sol.

La détermination de la CEC se fera selon la méthode d'échange de METSON (NF X 31-130). Elle comprend trois étapes :

- L'échantillon de sol est d'abord saturé en ions ammonium (NH_4^+) par percolations successives d'une solution d'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{NH}_4$) à 1 mol/L. Ce qui provoquera une saturation du milieu avec cet ion qui déloge tous les cations du complexe d'échange et prend leur place. La quantité de NH_4^+ adsorbée sera donc égale à la CEC (Albrecht, 2007). ;
- Le pouvoir tampon de cette dernière permet de ramener le pH du milieu aux environs de 7, ce qui constitue une des caractéristiques essentielles de cette méthode ;
- Après avoir éliminé l'excès d'ions ammonium par percolations d'alcool éthylique, il s'en suit un échange de ces mêmes ions par une solution de chlorure de sodium à 1 mol/L.

Le calcul de la capacité d'échange cationique se fait selon la formule suivante :

$$CEC \left(\frac{m\acute{e}q}{100g} \right) = \frac{X \times N \times V \times 100}{v \times P}$$

Où :

- X= volume de H_2SO_4 utilisé pour la distillation (ml)
- N= normalité de H_2SO_4 utilisé
- V= volume de l'extrait total
- v= volume de l'extrait qui a été distillé
- P= prise de terre

➤ **Dosage des Huiles minérales (C10-56) (MOSH-POSH) dans les plantes**

La méthode décrit l'extraction, la pré-séparation et la détermination quantitative des hydrocarbures à partir d'huiles minérales (MOSH et MOAH) ou de matières plastiques (POSH et PAO) dans les parties aériennes et souterraines des espèces végétales en étude. L'extraction des hydrocarbures est suivie par la séparation de la fraction contenant MOSH, POSH et PAO de la fraction contenant le MOAH par une cartouche d'extraction en phase solide nitrate d'argent / gel de silice. La détermination quantitative finale des deux fractions est réalisée par GC-FID avec une injection sur colonne de grand volume.

– **Procédure de préparation de l'échantillon**

L'échantillon entier de plante est broyé et homogénéisé dans un récipient en verre ou en métal inerte. 10 g ($\pm 0,1$ g) de l'échantillon homogénéisé sont pesés dans un tube à centrifuger avec un bouchon à vis recouvert de polytétrafluoroéthylène (PTFE). Après dopage avec 10 μ l de mélange étalon interne, 10 mL d'hexane sont ajoutés. L'échantillon est vigoureusement secoué et laissé au repos pendant 12 heures. Avant le retrait de l'extrait, le mélange est secoué une fois de plus. Afin de séparer l'extrait, l'échantillon est laissé décanté ou centrifugé. Enfin, une partie aliquote de la phase surnageante d'hexane est prélevée pour la séparation sur la cartouche d'extraction en phase solide.

– **Procédure d'extraction en phase solide**

Après insertion d'une fritte de fibre de verre adaptée (alternativement laine de verre cuite), la cartouche en verre (colonne de chromatographie) est cuite dans une étuve à 400°C pendant 24 heures. Afin de remplir la cartouche en verre, il est placé dans un gobelet à parois hautes recouvert de papier d'aluminium. Exactement 3 g du mélange nitrate d'argent / silice à 0,3% sont pesés dans la cartouche de verre et légèrement compactés en tapotant la cartouche.

– Conditions du GC

Conditions chromatographiques			
Température initiale	75°C		
Temps isotherme	9,0 minutes		
Programme de température	Taux	Température	Temps isotherme
	22°C / min	240°C	0,0 min
	30°C / min	380°C	12,0 min
Injecteur	Frais sur colonne		
Volume d'injection	40 µL		
Vitesse d'injection	Lente		
Pression d'entrée	60 kPa pendant 4 minutes suivie d'une constante de 35 kPa		
Gaz vecteur	hydrogène		
Mode	pression de rampe		
Système de séparation			
➤ Pré-colonne non revêtue			
Silice fondue brute ou désactivée			
Longueur	7 m		
Diamètre intérieur	0,53 mm		
➤ Colonne de séparation			
Phase stationnaire	100% diméthylpolysiloxane		
Longueur	10-15 m		
Diamètre intérieur	320 µm		
Épaisseur de film	0,1 µm		
Débit initial	2,8 ml / min		
Vitesse moyenne	66 cm / sec		
➤ Paramètres du détecteur-FID			
Température	365 ° C		
Hydrogène	40 mL / min		
Débit d'air	450 mL / min		
Mode de flux	maquillage constant		
Débit de maquillage	45 ml / min		
Gaz de maquillage	Azote		

➤ **Procédure de mesure**

Les conditions de la chromatographie en phase gazeuse doivent être identiques lors de la mesure de blancs, d'extraits d'échantillons, de solutions étalons d'hydrocarbures et de contrôles. Un mélange de solvants de composition égale aux échantillons (hexane / toluène) doit être inclus dans chaque programme d'échantillonnage. Le chromatogramme résultant est utilisé pour corriger le blanc, les extraits d'échantillons, les solutions étalons d'hydrocarbures et les chromatogrammes de contrôle en ce qui concerne la purge de la colonne avant l'intégration

Annexe 4. Données météorologiques des différentes périodes d'étude

➤ Données météorologiques phase expérimentale 1

Mois	Semaines		Température ambiante (°C)	Humidité du sol (% VWC)	Pression atmosphérique (mm-Hg)	Radiations solaires (Wat/m ²)	Humidité relative (%)	Température (°C)	Pluviométrie (mm)	Direction du vent (°)	Rafale de vent (Km/h)	Vitesse du vent (Km/h)	Point de rosée (°C)
Avril	2	Moyenne	16,56 ± 4,6	0	748,61 ± 2,42	61,2 ± 191,16	57,92 ± 11,61	16,32 ± 4,47	0	116,11 ± 131,73	0,13 ± 0,63	0,05 ± 0,4	7,75 ± 3,71
		Min	3,3	0	743,7	0	28,1	3,3	0	0	0	0	-1,6
		Max	27,2	0	753,4	1061	93,9	20,1	0,2	360	11	8	11,7
	4	Moyenne	11,57 ± 5,78	0	753,43 ± 2,34	201,7 ± 303,44	62,84 ± 22,02	10,78 ± 4,99	0	217,54 ± 101,52	0,16 ± 0,72	0,07 ± 0,48	2,9 ± 2,5
		Min	3,1	0	746,6	0	28,1	3,1	0	0	0	0	-1,9
		Max	26,7	0	757,1	1275	98,7	22,7	0,2	360	11	11	9,2
Mai	6	Moyenne	12,23 ± 4,98	0	757,64 ± 3 288,56	173,71 ± 21,92	79,35 ± 21,92	12,06 ± 4,8	0	211,41 ± 136,16	0,03 ± 0,29	0,01 ± 0,15	7,75 ± 1,94
		Min	5,2	0	752,7	0	27,3	5,4	0	0	0	0	1,9
		Max	25,4	0	764,3	1079	100	24,3	0,2	360	9	4	12,1
	8	Moyenne	16,72 ± 5,33	0	751,46 ± 2,85	176,78 ± 277,85	69,43 ± 21,13	16,33 ± 4,86	0	176,18 ± 145,16	0,38 ± 1,09	0,17 ± 0,75	9,8 ± 1,67
		Min	10,1	0	743,1	0	20,2	10	0	0	0	0	0,8
		Max	32,7	0	757,7	1201	97	29,8	0	360	14	14	14,4
Juin	10	Moyenne	20,18 ± 7,48	0	750,03 ± 2,69	346,88 ± 380,02	65,16 ± 23,96	19,95 ± 7,26	0	79,92 ± 75,78	0,45 ± 1,76	0,02 ± 0,19	11,79 ± 1,64
		Min	11,2	0	742,9	0	27,1	11,3	0	0	0	0	8,2
		Max	31,6	0	785,8	1100	100	31,1	0	358	14	3	20,3
	12	Moyenne	19,13 ± 4,55	0	748,31 ± 4,18	168,85 ± 254,32	77,93 ± 18,89	19 ± 4,45	0,01 ± 0,05	191,79 ± 151,26	2,04 ± 2,83	0	14,45 ± 1,79
		Min	12,6	0	740,5	0	29,2	12,8	0	0	0	0	9,9
		Max	34,6	0	756,5	985	100	33,9	0,02	360	14	1	20,8

Mois	Semaines		Température ambiante (°C)	Humidité du sol (% VWC)	Pression atmosphérique (mm-Hg)	Radiations solaires (Wat/m ²)	Humidité relative (%)	Température (°C)	Pluviométrie (mm)	Direction du vent (°)	Rafale de vent (Km/h)	Vitesse du vent (Km/h)	Point de rosée (°C)
Juillet	14	Moyenne	21,08 ± 5,67	0,01 ± 0,19	753,02 ± 5,25	188,49 ± 259,73	71,38 ± 18,92	20,75 ± 5,43	0,09 ± 0,8	220,48 ± 139,52	2,31 ± 2,97	0,01 ± 0,1	14,58 ± 3,89
		Min	11,7	0	700,4	0	29,3	11,7	0	0	0	0	-33,4
		Max	39,1	3,5	807,6	992	100	39,1	15,7	360	14	1	23,4
	16	Moyenne	22,89 ± 5,52	0	752,19 ± 2,75	202,8 ± 278,83	57,72 ± 18,37	22,41 ± 5,07	0,03 ± 0,3	228,92 ± 116,97	2,18 ± 2,64	0,02 ± 0,15	12,77 ± 2,63
		Min	14,1	0	745	0	19	13,9	0	0	0	0	5,4
		Max	37	0	757,7	1007	90,9	34,2	6	360	12	1	24,4
Août	18	Moyenne	25,01 ± 5,96	0	752,98 ± 3,29	232,36 ± 306,07	60,6 ± 20,93	24,77 ± 5,68	0	214,84 ± 124,37	0,87 ± 1,67	0	15,54 ± 3,26
		Min	13,1	0	745,7	0	19	12,8	0	0	0	0	6,2
		Max	39,4	0	760,9	992	96,6	38,1	0,5	354	11	1	24,3
	20	Moyenne	21,82 ± 4,93	0	753,45 ± 3,71	177,17 ± 254,62	64,1 ± 20,25	21,4 ± 4,56	0,08 ± 0,4	244,91 ± 124,12	1,76 ± 2,18	0	13,46 ± 2,74
		Min	11,9	0	746,1	0	27	11,8	0	0	0	0	4,8
		Max	33,7	0	762	959	97,9	31,8	4,5	360	9	0	19,1

➤ **Données météorologiques phase expérimentale 2**

Mois	Semaines		Température ambiante (°C)	Pression atmosphérique (mm- Hg)	Radiations solaires (Wat/m ²)	Humidité relative (%)	Pluviométrie (mm)	Direction du vent (°)	Point de rosée (°C)
Mai	2	Moyenne	12,99 ± 5,24	758,33 ± 3,4	186,51 ± 299,2	72,12 ± 22,88	0,0001 ± 0,01	208,16 ± 136,6	6,85 ± 1,89
		Min	5,2	752,9	0	27,3	0	0	1,9
		Max	25,4	764,3	992	99,6	0,2	360	11,4
	4	Moyenne	17,14 ± 5,78	751,30 ± 2,88	197,87 ± 297,84	68,88 ± 21,56	0,00	164,29 ± 142,02	10,03 ± 1,79
		Min	10,1	742,9	0	20,2	0	0	0,8
		Max	32,7	785,8	1201	100	0	360	20,3
Juin	6	Moyenne	19,56 ± 4,43	749,58 ± 2,98	171,25 ± 257,07	75,29 ± 19,09	0,01 ± 0,05	180,01 ± 154,88	14,31 ± 2
		Min	13,4	743,8	0	29,2	0	0	8,2
		Max	34,6	756,5	985	100	0,2	360	20,8
	8	Moyenne	20,04 ± 6,42	750,80 ± 6,25	170,49 ± 241,69	75,05 ± 18,71	0,08 ± 0,8	230,44 ± 135,97	14,35 ± 3,48
		Min	11,7	700,4	0	29,3	0	0	-33,4
		Max	39,1	807,6	992	100	15,7	360	23,4
Juillet	10	Moyenne	22,65 ± 5,22	752,45 ± 3,29	177,68 ± 248,14	61,93 ± 19,52	0,05 ± 0,86	232,28 ± 111,77	13,55 ± 2,97
		Min	13,3	712,9	0	19	0	0	6,5
		Max	38,1	757,2	971	99,5	15,7	360	21,3
	12	Moyenne	25,51 ± 6,61	750,11 ± 2,15	240,71 ± 316,97	54,23 ± 21,74	0,00	190,94 ± 118,77	13,35 ± 2,9
		Min	15,9	744,1	0	19	0	1	6,2
		Max	39,6	754,9	961	97,1	0	358	19,3
Août	14	Moyenne	23,16 ± 5	752,57 ± 3,34	183,86 ± 260,41	64,01 ± 20,26	0,07 ± 0,42	253,10 ± 110,48	14,72 ± 2,36
		Min	14,9	746,1	0	27	0	1	8
		Max	36,6	762	959	97,9	4,5	358	24,3
	16	Moyenne	24,10 ± 6,42	753,28 ± 3,24	234,43 ± 297,21	54,99 ± 21,08	0,02 ± 0,17	190,87 ± 139,25	12,78 ± 2,95
		Min	11,9	745,9	0	19	0	0	4,8
		Max	37,6	760,5	861	100	2	360	22,4

Mois	Semaines		Température ambiante (°C)	Pression atmosphérique (mm- Hg)	Radiations solaires (Wat/m ²)	Humidité relative (%)	Pluviométrie (mm)	Direction du vent (°)	Point de rosée (°C)
Septembre	18	Moyenne	21,01 ± 5,65	752,07 ± 2,81	149,93 ± 228,11	62,68 ± 19,02	0,00	188,27 ± 96,44	12,17 ± 3,38
		Min	10,9	745,8	0	23,2	0	0	0,7
		Max	38,9	758	855	97,7	0	347	19,7
	20	Moyenne	22,26 ± 6,36	753,43 ± 3,26	177,13 ± 250,34	62,42 ± 21,89	0,00	199,63 ± 101,57	12,41 ± 3,11
		Min	11,3	745,5	0	19	0	5	3,2
		Max	39,8	774,2	816	99	0	360	36,3
Octobre	22	Moyenne	17,32 ± 6,64	757,31 ± 5,56	125,81 ± 196,26	60,68 ± 18,15	0,00	175,51 ± 100,31	7,69 ± 4,06
		Min	5,8	745,3	0	26,9	0	2	-0,1
		Max	37,3	769,4	682	96,4	0	358	19,8

Annexe 5. Résolution de la matrice (Eqn. 5).

En considérant $A = \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{LA,L}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,L}} + k_{LG} + k_{LM} \right]$, $B = \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{RL,R}} + \frac{\ln(2)}{\tau_{RS,R}} + k_{RG} + k_{RM} \right]$, $C = \frac{\ln(2)}{\tau_{LR,R}}$ et $D = \frac{\ln(2)}{\tau_{RL,L}}$; les valeurs propres (λ) de la matrice M (Eqn. 5) s'obtiennent en résolvant l'équation $\Delta = 0$ comme suit :

$$\begin{aligned} (A + \lambda)(B + \lambda) - (CD) &= 0 & (24) \\ AB + A\lambda + B\lambda + \lambda^2 - CD &= 0 \\ \lambda^2 + (A + B)\lambda - 4(AB - CD) &= 0 \\ \Delta &= (A + B)^2 - 4AB - 4CD \end{aligned}$$

où Δ est le déterminant de la matrice

- Si $\Delta < 0$, l'équation $\lambda^2 + (A + B)\lambda - 4(AB - CD)$ n'admet pas de solution dans R
- Si $\Delta = 0$, l'équation admet une double solution ($\lambda = -(A + B)/2$)
- Si $\Delta > 0$, l'équation admet deux solutions distinctes λ_1 et λ_2 tel que :

$$\lambda_1 = \frac{-(A+B)+\sqrt{\Delta}}{2} \text{ et } \lambda_2 = \frac{-(A+B)-\sqrt{\Delta}}{2}$$

La dernière suggestion étant le cas de cette étude, soit P_1 le vecteur propre associé à λ_1 , la matrice peut s'écrire comme suit ; il en est de même pour P_2 (le vecteur propre associé à λ_2) :

$$\begin{bmatrix} (-A - \lambda_1) & D \\ C & (-B - \lambda_1) \end{bmatrix} \begin{pmatrix} f_L \\ f_R \end{pmatrix} = 0 \quad (25)$$

L'équation (25) devient :

$$\begin{cases} -(A + \lambda_1)f_L + Df_R = 0 \\ Cf_L - (B + \lambda_1)f_R = 0 \end{cases} \quad (26)$$

Où

$$P_1 = \begin{pmatrix} 1 \\ \frac{A+\lambda_1}{D} \end{pmatrix} \text{ et } P_2 = \begin{pmatrix} 1 \\ \frac{A+\lambda_2}{D} \end{pmatrix}$$

La résolution de l'équation (26) se fait sous cette forme :

$$\begin{pmatrix} f_L \\ f_R \end{pmatrix} = C_1 e^{\lambda_1 t} P_1 + C_2 e^{\lambda_2 t} P_2 \quad (27)$$

Ainsi, les expressions brutes de la fugacité des deux compartiments (L et R) de la plante sont :

$$f_L = C_1 e^{\lambda_1 t} + C_2 e^{\lambda_2 t} \quad (28)$$

$$f_R = C_1 e^{\lambda_1 t} \left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right) + C_2 e^{\lambda_2 t} \left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right) \quad (29)$$

Où C_1 et C_2 sont des constantes

A un temps donné et en considérant C_1 et C_2 comme fonction du temps, l'Eqn. (27) devient :

$$f(t) = C_1(t) e^{\lambda_1 t} P_1 + C_2(t) e^{\lambda_2 t} P_2 \quad (30)$$

$$\frac{df}{dt} = \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} P_1 + C_1 \lambda_1 e^{\lambda_1 t} P_1 + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} P_2 + C_2 \lambda_2 e^{\lambda_2 t} P_2 \quad (31)$$

La réorganisation de l'Eqn. (5) donne :

$$Mf + F = \begin{bmatrix} -A & D \\ C & -B \end{bmatrix} \begin{pmatrix} f_L \\ f_R \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{pmatrix} \quad (32)$$

$$\frac{df}{dt} = \begin{pmatrix} \frac{df_L}{dt} \\ \frac{df_R}{dt} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -A f_L + D f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ C f_L - B f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{pmatrix} \quad (33)$$

Inclure les valeurs de P_1 et P_2 à l'Eqn. (31) et réorganiser l'Eqn (33) donne :

$$\begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} \left(\frac{1}{\left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right)} \right) + C_1 \lambda_1 e^{\lambda_1 t} \left(\frac{1}{\left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right)} \right) + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} \left(\frac{1}{\left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right)} \right) \\ + C_2 \lambda_2 e^{\lambda_2 t} \left(\frac{1}{\left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right)} \right) = \begin{pmatrix} -A f_L + D f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ C f_L - B f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{pmatrix} \end{aligned} \quad (34)$$

La réorganisation de l'Eqn. (34) donne :

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} + C_1 \lambda_1 e^{\lambda_1 t} + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} + C_2 \lambda_2 e^{\lambda_2 t} &= -A f_L + D f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} \left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right) + C_1 \lambda_1 \left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right) e^{\lambda_1 t} + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} \left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right) + C_2 \lambda_2 \left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right) e^{\lambda_2 t} &= C f_L - B f_R + \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{aligned} \right. \quad (35)$$

En simplifiant les termes répétitifs similaires dans le système d'Eqn. (35), on obtient :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} = \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} \left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right) + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} \left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right) = \frac{\ln(2)}{\tau_{SR,R}} f_S \end{array} \right. \quad (36)$$

Avec $C = \begin{pmatrix} C_1 \\ C_2 \end{pmatrix}$ et $N = \begin{bmatrix} e^{\lambda_1 t} & e^{\lambda_2 t} \\ e^{\lambda_1 t} \left(\frac{A + \lambda_1}{D} \right) & e^{\lambda_2 t} \left(\frac{A + \lambda_2}{D} \right) \end{bmatrix}$

En multipliant la seconde équation du système par $[-D/(A + \lambda_1)]$, l'Eqn. (36) devient :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} = \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ -\frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} - \frac{dC_2}{dt} \frac{(A + \lambda_2)}{(A + \lambda_1)} e^{\lambda_2 t} = \frac{-D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \end{array} \right. \quad (37)$$

Ainsi, l'Eqn. (37) peut s'écrire comme suit :

$$\frac{dC_2}{dt} = \frac{\left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] e^{-\lambda_2 t}}{\left(1 - \frac{(A + \lambda_2)}{(A + \lambda_1)} \right)} \quad (38)$$

L'intégration de l'Eqn. (38) donne :

$$C_2 = \frac{\left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] e^{-\lambda_2 t}}{\left(1 - \frac{(A + \lambda_2)}{(A + \lambda_1)} \right) \times (-\lambda_2)} + C_{20} \quad (39)$$

En multipliant la seconde équation du système par $[-D/(A + \lambda_2)]$, l'Eqn. (36) devient :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} + \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} = \frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A \\ -\frac{dC_1}{dt} e^{\lambda_1 t} \frac{(A + \lambda_1)}{(A + \lambda_2)} - \frac{dC_2}{dt} e^{\lambda_2 t} = \frac{-D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \end{array} \right. \quad (40)$$

Par analogie avec les Eqns. (37) et (38), l'Eqn. (40) peut s'écrire comme suit :

$$C_1 = \frac{\left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] e^{-\lambda_1 t}}{\left(1 - \frac{(A + \lambda_1)}{(A + \lambda_2)} \right) \times (-\lambda_1)} + C_{10} \quad (41)$$

Au temps initial ($t = 0$), la fugacité est nulle dans tous les compartiments de la plante ($f_L = f_R = 0$) ; et à partir des Eqns. (28) et (29), $f_L = 0$ et $f_R = 0$ signifient que $C_1 + C_2 = 0$ et $\frac{C_1(A+\lambda_1)}{D} + \frac{C_2(A+\lambda_2)}{D} = 0$, respectivement. Ainsi, l'Eqn. on obtient :

$$\begin{cases} C_1 + C_2 = 0 \\ \lambda_1 C_1 + \lambda_2 C_2 = 0 \end{cases} \quad (42)$$

La réorganisation de la première équation du système de l'Eqn. (42) en utilisant les expressions de C_1 et C_2 donne :

$$\begin{aligned} & \left[\left(-\frac{1}{\lambda_1} \right) \frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] + C_{10} \right] \\ & + \left[\left(-\frac{1}{\lambda_2} \right) \frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] + C_{20} \right] = 0 \end{aligned} \quad (43)$$

La réorganisation de la seconde équation du système de l'Eqn. (42) en utilisant les expressions de C_1 et C_2 donne :

$$\begin{aligned} & \left[-\frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] + \lambda_1 C_{10} \right] \\ & - \left[\frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] + \lambda_2 C_{20} \right] = 0 \end{aligned} \quad (44)$$

L'Eqn. (43) multipliée par $(-\lambda_1)$ donne :

$$\begin{aligned} & \left[\frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] - \lambda_1 C_{10} \right] \\ & + \left[\left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2} \right) \frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] - \lambda_1 C_{20} \right] = 0 \end{aligned} \quad (45)$$

L'addition des Eqns. (44) et (45) donne :

$$C_{20} = \frac{(A + \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_1) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_2} \right) \quad (46)$$

Eqn. (43) x $(-\lambda_2)$ + Eqn. (44) donne :

$$C_{10} = \frac{(A + \lambda_2)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} \left[\frac{\ln(2)}{\tau_{AL,L}} f_A - \frac{D \ln(2)}{(A + \lambda_2) \tau_{SR,R}} f_S \right] \left(\frac{1}{\lambda_1} \right) \quad (47)$$

Annexe 6. Diversité spécifique des sites investigués.

➤ Diversité spécifique des sites investigués dans la ville de Douala.

Quartiers	Sites	Richesse spécifique (S)		Indice de Shannon (H')		Indice de Pielou (J')	
		Pollué	Témoin	Pollué	Témoin	Pollué	Témoin
Bonabéri	Site 1	20	24	2,79	2,70	0,93	0,85
Mboppi	Site 2	9	27	1,84	2,73	0,83	0,83
Camp-yabassi	Site 3	18	25	2,70	2,77	0,93	0,86
New-Bell	Site 4	13	26	2,56	2,92	1	0,89
Brazzaville	Site 5	14	21	2,55	2,69	0,96	0,88
Song-Mahop	Site 6	9	19	2,10	2,74	0,95	0,93
Cité des billes	Site 7	12	40	2,38	3,61	0,95	0,98
	Site 8	12	25	2,43	3,12	0,97	0,97
	Site 9	4	37	1,39	3,35	1	0,93
Ndogpassi III	Site 10	17	26	2,43	3,11	0,86	0,96
	Site 11	9	32	1,56	3,275	0,71	0,92
	Site 12	6	42	1,69	3,5	0,94	0,94
Yassa	Site 13	13	30	1,06	3,17	0,41	0,93

➤ Diversité spécifique des sites investigués dans la ville de Yaoundé.

Quartiers	Sites	Richesse spécifique (S)		Indice de Shannon (H')		Indice de Pielou (J')	
		Pollué	Témoin	Pollué	Témoin	Pollué	Témoin
Etoudi	Site 1	4	27	1,02	2,82	0,63	0,85
	Site 2	6	23	1,18	2,72	1	0,86
	Site 3	4	49	2,11	3,61	0,80	0,93
Tongolo	Site 4	5	42	0,89	3,26	0,64	0,87
	Site 5	6	26	1,49	2,73	0,83	0,83
Obobogo	Site 6	8	24	1,37	2,65	0,65	0,83
	Site 7	10	23	2,24	2,82	0,97	0,90
Biyem-Assi	Site 8	9	29	2,01	3,04	0,91	0,90
	Site 9	9	47	1,82	3,56	0,83	0,92
	Site 10	17	26	2,31	2,85	0,81	0,87
Nsam	Site 11	22	23	2,24	2,24	0,71	0,71
Simbock	Site 12	20	50	2,07	3,45	0,69	0,88
	Site 13	18	18	2,64	2,44	0,91	0,84

➤ Diversité spécifique des sites investigués dans la ville de Kribi.

Quartiers	Sites	Richesse spécifique (S)		Indice de Shannon (H')		Indice de Piélou (J')	
		Pollué	Témoin	Pollué	Témoin	Pollué	Témoin
Ngoyé plage	Site 1	9	51	2,01	3,40	0,91	0,86
	Site 2	11	34	2,48	2,52	0,93	0,71
	Site 3	19	29	2,90	2,65	0,98	0,75
	Site 4	22	29	2,90	2,59	0,93	0,77
Tradex	Site 5	16	30	2,66	3,08	0,94	0,90
	Site 6	30	29	3,19	2,77	0,94	0,82
New-Bell	Site 7	20	38	2,71	3,19	0,90	0,87
Dombé	Site 8	31	57	3,15	3,73	0,92	0,92
	Site 9	20	57	2,66	3,73	0,89	0,92
Mokolo	Site 10	20	32	2,58	3,25	0,86	0,94
Ecole adventiste	Site 11	17	51	2,78	3,84	0,98	0,98
	Site 12	11	41	1,98	3,14	0,82	0,84
	Site 13	13	40	2,04	3,48	0,80	0,94

➤ Diversité spécifique des sites investigués dans la ville de Limbé.

Quartiers	Sites	Richesse spécifique (S)		Indice de Shannon (H')		Indice de Piélou (J')	
		Pollué	Témoin	Pollué	Témoin	Pollué	Témoin
Limbe Camp	Site 1	11	37	2,39	3,28	1	0,91
	Site 2	15	26	2,31	3,04	0,85	0,93
	Site 3	13	31	2,12	3,26	0,82	0,95
New-Town	Site 4	21	26	2,86	3,04	0,94	0,93
	Site 5	7	26	1,75	3,04	0,89	0,93
	Site 6	8	31	1,96	3,26	0,94	0,95
Bota Hill	Site 7	21	32	2,70	3,16	0,88	0,91
	Site 8	20	35	2,71	3,22	0,90	0,91
	Site 9	17	32	2,41	3,12	0,85	0,90
	Site 10	18	26	2,05	3,11	0,70	0,96
Bonadikombo	Site 11	6	30	1,79	3,17	0,99	0,93
Beach Camp	Site 12	11	28	2,05	3,2	0,85	0,96
Isokolo	Site 13	14	37	2,22	3,35	0,84	0,93

Annexe 7. Fréquence relative et recouvrement local des espèces végétales dans les différentes villes investiguées.

➤ **Espèces végétales retrouvées dans la ville de Yaoundé (sites témoins = 62 espèces, sites pollués = 50 espèces).**

Familles	Espèces	Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
		Pollués	Témoins	Pollués	Témoins
Malvaceae	<i>Abutilon sp.</i> Mill.	0	12,85	0	85,71
Euphorbiaceae	<i>Acalypha hispida</i> (Burn F.)	0,91	0	6,12	0
Asteraceae	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	0	22,18	0	85,71
Amaranthaceae	<i>Achyranthes lanata</i> L.	0,15	0	1,02	0
Poaceae	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	0,76	2,14	21,42	14,28
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0	8,95	0	28,57
Mimosaceae	<i>Albizia zygia</i> (DC.) Macbr	0	4,3	0	42,85
Euphorbiaceae	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	0	16,07	0	42,85
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	5,34	0	64,28	0
	<i>Amaranthus esculentus</i> (L.)	1,88	2,88	57,14	57,14
	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	0,17	0	2,04	0
	<i>Amaranthus spinosus</i> (L.)	0,71	0	7,14	0
	<i>Amaranthus viridis</i> (L.)	1,3	0	12,24	0
Annonaceae	<i>Anonidium manni</i> (OL.) Engl.	0	18,21	0	57,14
Acanthaceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	6,14	7,5	28,57	28,57
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (SW) P. Beauv.	1,81	2,15	21,42	28,57
Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> (L.)	4,85	0	14,28	0
Euphorbiaceae	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	0	2,15	0	28,57
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	0	4,28	0	28,57

		Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> (L.)	0,48	0	6,12	0
Fabaceae	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	2,37	2,14	19,38	14,28
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) King & H.E. Robins.	5,4	4,28	17,34	28,57
Amaranthaceae	<i>Cleome ciliata</i>	2,7	0	28,57	0
Combretaceae	<i>Combretum hispidum</i> Laws.	0	7,52	0	42,85
	<i>Combretum zenkeri</i> Engl. & Diels	0	12,85	0	42,85
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	9,59	4,64	42,85	42,85
Poaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (Linn.) Blume	1,07	0	20,42	0
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	6,73	5,71	64,28	28,57
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	3,85	0	28,57	0
Burseraceae	<i>Dacryodes edulis</i> H.J. Lam	0	6,42	0	42,85
Dracaenaceae	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link	0	5,37	0	28,57
Poaceae	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	2,24	0	11,22	0
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	0	7,5	0	28,57
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	8,06	0,02	85,71	14,28
Asteraceae	<i>Erigeron floribundus</i> (Kunth) Sch.Bip.	0,77	6,12	14,28	14,28
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	1,81	4,28	7,14	28,57
	<i>Euphorbia hirta</i> L.	0,33	0	14,28	0
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	0	0,02	0	14,28
Moraceae	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	0	4,28	0	28,57
Gnetaceae	<i>Gnetum gnemon</i> L.	0,15	0	7,14	0
Poaceae	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P.Beauv.	0	2,14	0	14,28
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	3,09	4,28	10,2	28,57
	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	0	6,42	0	42,85

		Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
	<i>Ipomoea tuberosa</i> L.	0,17	0	1,02	0
Urticaceae	<i>Laportea</i> sp. Conn.	0,17	0	2,04	0
Onagraceae	<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	0	4,28	0	28,57
Solanaceae	<i>Lycopersicon esculentum</i> P. Mill.	0	5,38	0	14,28
Anacardiaceae	<i>Mangifera foetida</i> Lour.	0	4,28	0	28,57
Maranthaceae	<i>Marantochloa purpurea</i> (Ridl.) Milne-Redh	0	14,67	0	42,85
Cyperaceae	<i>Mariscus alternifolius</i> Vahl	1,09	0	9,18	0
	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth	0	4,31	0	42,85
Fabaceae	<i>Millettia</i> sp. Wight & Arn.	0	20	0	42,85
Mimosaceae	<i>Mimosa invisa</i> Colla	0	4,28	0	28,57
	<i>Mimosa pudica</i> L.	4,28	8,6	50	71,42
Rubiaceae	<i>Mitragyna stipulosa</i> (DC.) Kuntze	0	18,92	0	57,14
Cucurbitaceae	<i>Momordica</i> sp. L.	0,15	0	1,02	0
Fabaceae	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	0	0,02	0	14,28
Musaceae	<i>Musa sapientum</i> Linn.	0,01	0	1,02	0
Rubiaceae	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T.Durand) Merrill	0	20,02	0	57,14
Dryopteridaceae	<i>Nephrolepis undulata</i> (Afzelius ex Sw.) J. Sm.	0,1	0	7,14	0
Poaceae	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	0,15	0	1,02	0
Oxalidaceae	<i>Oxalis barrelieri</i> L.	1,92	23,92	13,26	71,42
	<i>Oxalis corniculata</i> L.	2,5	0	7,14	
Pandanaceae	<i>Pandanus</i> sp. Parkinson	0	52,14	0	71,42
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	14,11	4,28	85,71	28,57
Poaceae	<i>Paspalum polystachyum</i> R. Br.	0,48	2,14	6,12	14,28
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	0	4,64	0	42,85

		Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
	<i>Pennisetum sp.</i> Pers.	0,15	0	1,02	0
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> Linn.	0,15	0	1,02	0
Polygonaceae	<i>Polygonum lanigerum</i> R.Br.	0	7,5	0	28,57
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	0,22	0	4,08	0
Fabaceae	<i>Pueraria phaseoloïdes</i> (Roxb.) Benth.	2,78	0	9,18	0
Apocynaceae	<i>Rauvolfia sp.</i> L.	0	4,3	0	42,85
Cyperaceae	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (Linn.) Britt.	0	13,92	0	71,42
Poaceae	<i>Saccharum officinarum</i> L.	0	0,35	0	14,28
Cyperaceae	<i>Scleria sp.</i> P.J.Bergius	0	6,42	0	42,85
Poaceae	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	0	9,64	0	42,85
	<i>Sida alba</i> Linn.	0,15	0	1,02	0
Malvaceae	<i>Sida corymbosa</i> RE Fries	2,83	8,62	21,42	85,71
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	0,5	7,52	5,1	42,85
Solanaceae	<i>Solanum aethiopicum</i> L.	0	11,07	0	28,57
	<i>Solanum nigrum</i> L.	0	2,15	0	28,57
Poaceae	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	0	5,71	0	28,57
Asteraceae	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	1,98	0	7,14	0
Tiliaceae	<i>Triumfetta cordifolia</i> A. Rich.	0	6,44	0	57,14
Phyllanthaceae	<i>Uapaca guineensis</i> Müll.Arg.	0	15,38	0	85,71
Malvaceae	<i>Urena lobata</i> L.	0	2,14	0	14,28
Apocynaceae	<i>Voacanga africana</i> Stapf	1,07	2,14	4,08	14,28
Araceae	<i>Xanthosoma mafaffa</i> Schott	1,25	2,14	9,18	14,28
Poaceae	<i>Zea mays</i> L.	0,45	0	4,08	0
Cucurbitaceae	<i>Zehneria scabra</i> (L.f.) Sond.	1,24	4,28	9,18	28,57

➤ Espèces végétales retrouvées dans la ville de Kribi (sites témoins = 84 espèces, sites pollués = 50 espèces).

Familles	Espèces végétales	Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
		Pollués	Témoins	Pollués	Témoins
Asteraceae	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	11,75	0	0,75	0
Poaceae	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	26	42,85	14,15	1,07
Fabaceae	<i>Aeschynomene indica</i> L.	0	42,85	0	0,74
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	3,75	14,28	4,97	2,14
Euphorbiaceae	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	0	57,14	0	34,28
Apocynaceae	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	0	14,28	0	2,14
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	13,5	14,28	2,14	2,14
	<i>Amaranthus esculentus</i> (L.)	5	28,57	0,18	4,28
	<i>Amaranthus spinosus</i> (L.)	0	28,57	0	4,28
	<i>Amaranthus viridis</i> (L.)	6,25	0	1,85	0
Acanthaceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	15,2	57,14	4	6,08
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (SW) P. Beauv.	30	14,28	7,31	12,5
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia coccinea</i> (L.)	0	14,28	0	2,14
Poaceae	<i>Brachiaria</i> sp. (Trin.)	0	14,28	0	2,14
Euphorbiaceae	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	0	71,42	0	13,22
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	2,5	57,14	2,31	10,74
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> (L.)	15	42,85	2,81	6,42
Apocynaceae	<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don	0	85,71	0	0,08
	<i>Catharanthus</i> sp. (L.)	0	71,42	0	3,57
Fabaceae	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	16,25	42,85	0,18	1,07
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) King & H.E. Robins.	1,25	28,57	0,38	11,07
Rutaceae	<i>Citrus grandis</i> (L.) Osbeck	0	14,28	0	2,14

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Capparaceae	<i>Cleome ciliata</i> Schumach. & Thonn.	35	42,85	7,78	6,42
Verbenaceae	<i>Clerodendrum sp.</i> (L.)	0	28,57	0	0,02
Connaraceae	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	0	71,42	0	9,67
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	26	14,28	12,84	5,35
Tiliaceae	<i>Corchorus olitorius</i> L.	0	14,28	0	2,14
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (Linn.) Blume	31	71,42	5,5	11,81
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	36	0	4,53	0
Cyperaceae	<i>Cyperus alternifolius</i> L.	28	0	0,84	0
	<i>Cyperus esculentus</i> L.	31	0	8,62	0
	<i>Cyperus iria</i> L.	1,25	0	0,18	0
	<i>Cyperus longibracteatus</i> Cherm.	22,5	0	1,59	0
	<i>Cyperus sp.</i> L.	23,75	0	0,06	0
Burseraceae	<i>Dacryodes edulis</i> H.J. Lam	0	14,28	0	0,01
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	0	85,71	0	0,08
Fabaceae	<i>Desmodium sp.</i> Desv.	0	71,42	0	1,78
Poaceae	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	0	28,57	0	2,5
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	15	57,14	3,25	27,15
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	0	100	0	13,94
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	80	28,57	31,47	4,28
Asteraceae	<i>Emilia praetermissa</i> Milne-Redh.	0	28,57	0	6,44
Berberidaceae	<i>Epimedium sp.</i> L.	0	14,28	0	2,14
Poaceae	<i>Eragrostis sp.</i> (L.)	6,25	0	0,87	0
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv.ex Roem.& Schult.	5	71,42	4,31	10,71
Acanthaceae	<i>Eremomastax speciosa</i> (Hochst.) Cufod.	0	14,28		2,14
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.	15	57,14	2,93	8,57
Moraceae	<i>Ficus umbellata</i> Vahl	0	14,28	0	0,35

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Cyperaceae	<i>Fimbristylis ferruginea</i> (L.) Vahl	5	0	3,06	0
Hypericaceae	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir	0	71,42	0	8,58
Convolvulaceae	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	5	0	6,56	0
Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i> (Andrews) Haw.	0	14,28	0	2,14
	<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	7,5	0	1,12	0
Cyperaceae	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	6,25	0	1,25	0
	<i>Kyllinga squamulata</i> Thonn. ex Vahl	7,5	42,85	2,81	6,42
Verbenaceae	<i>Lippia multiflora</i> Moldenke	0	28,57	0	4,3
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	1,25	0	0,18	0
Cyperaceae	<i>Mariscus alternifolius</i> Vahl	7,5	71,42	3,90	13,92
	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth	7,5	42,85	4,97	6,42
Anacardiaceae	<i>Mangifera foetida</i> Lour.	0	28,57	0	4,28
Mimosaceae	<i>Mimosa pudica</i> L.	1,25	42,85	0,96	4,64
Rubiaceae	<i>Mitracarpus villosus</i> (Sw.) Cham. & Schltdl.	0	42,85	0	13,21
Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	0	42,85	0	7,52
	<i>Musa spp.</i> L.	5	28,57	2,31	12,5
Dryopteridaceae	<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	0	71,42	0	2,54
Rubiaceae	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	8,75	0	4,22	0
	<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) P. Beauv.	0	42,85	0	6,42
Poaceae	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	0	71,42	0	4,32
Oxalidaceae	<i>Oxalis barrelieri</i> L.	0	14,28	0	2,14
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	24	57,14	6,68	15
Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius	5	57,14	5,34	27,15
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	0	14,28	0	8,92
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> L.	1,25	0	0,37	0
Piperaceae	<i>Peperomia pellucida</i> Kunth	1,25	0	0,75	0

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	0	14,28	0	2,14
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	26	28,57	7,65	0,02
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	0	14,28	2,14	0
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	1,25	71,42	3,22	0,37
Cyperaceae	<i>Pycreus lanceolatus</i> (Poir.) C.B.Clarke	1,25	0	0,84	0
Apocynaceae	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel	0	28,57	0	4,28
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	0	71,42	0	9,67
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	8,75	42,85	1,34	6,42
	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	1,25	14,28	0,47	0,01
Fabaceae	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin. & Barneby.	2,5	57,14	1,34	8,57
	<i>Senna occidentalis</i> L.	0	14,28	0	2,14
Poaceae	<i>Setaria sp.</i> P.Beauv.	0	71,42	0	0,41
Malvaceae	<i>Sida corymbosa</i> RE Fries	0	71,42	0	29,31
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	0	14,28	0	12,5
	<i>Solanum aethiopicum</i> L.	0	28,57	0	2,5
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L.	1,25	28,57	0,84	2,15
	<i>Solanum torvum</i> Sw.	0	14,28	0	0,35
Lamiaceae	<i>Solenostemon monostachyus</i> (P Beauv.) Briq.	2,5	14,28	4,18	2,14
Poaceae	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	2,5	28,57	4,21	4,28
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	0	28,57	0	4,3
Asteraceae	<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	1,25	28,57	0,93	4,28
Portulacaceae	<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	0	42,85	0	4,64
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	0	14,28	0	2,14
Apocynaceae	<i>Thevetia peruviana</i> (pers). K Shum	0	28,57	0	5,37
Malvaceae	<i>Urena lobata</i> L.	0	42,85	0	0,04
Asteraceae	<i>Vernonia amygdalina</i> Del.	0	14,28	0	2,14
	<i>Vernonia cinerea</i> Less.	24	28,57	3,93	4,28

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Araceae	<i>Xanthosoma mafaffa</i> Schott	0	28,57	0	7,5

➤ Espèces végétales retrouvées dans la ville de Limbé (sites témoins = 63 espèces, sites pollués = 31 espèces).

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Familles	Espèces végétales	Pollués	Témoins	Pollués	Témoins
Euphorbiaceae	<i>Acalypha wilkesiana</i> Muell Arg.	0	50	0	3,33
Asteraceae	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	30,8	16,66	4,62	2,5
Poaceae	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	0	33,33	0	20,83
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0	50	0	7,5
Euphorbiaceae	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	0	50	0	7,5
Zingiberaceae	<i>Alpinia purpurata</i> (Vieill.) K. Schum.	0	83,33	0	12,5
	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	46	66,66	9	13,75
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i> (L.)	30,8	50	8,08	15
	<i>Amaranthus viridis</i> (L.)	38,5	33,33	4,81	5
Acanthaceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	62	66,66	10	10
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (SW) P. Beauv.	23,1	0	2,31	0
Araceae	<i>Caladium bicolor</i> (Ait.) Vent	0	16,66	0	0,01
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i> (L.)	0	33,33	0	5
Rutaceae	<i>Citrus sp.</i> (L.)	7,7	0	1,15	0
Capparaceae	<i>Cleome ciliata</i> Schumach. & Thonn.	54	83,33	10	16,25
Areaceae	<i>Cocos nucifera</i> (L.)	0	50	0	7,5
Euphorbiaceae	<i>Codiaeum variegatum</i> (L.) A.Juss.	0	33,33	0	5
Araceae	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	0	16,66	0	2,5
	<i>Colocasia sp.</i> (L.)	0	83,33	0	12,5

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	69	50	19	7,5
Costaceae	<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	0	66,66	0	10
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (Linn.) Blume	15,4	66,66	2,31	7,53
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	69	33,33	23	5
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	23,1	50	0,83	7,5
Burseraceae	<i>Dacryodes edulis</i> H.J. Lam	23,1	0	2,32	0
Fabaceae	<i>Desmodium ramosissimum</i> G. Don	0	33,33	0	5
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i> L.	0	83,33	0	12,5
Poaceae	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	0	16,66	0	10,41
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	8	33,33	0,83	5
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	85	16,66	22	10
Asteraceae	<i>Emilia praetermissa</i> Milne-Redh.	46	33,33	5,78	2,53
Berberidaceae	<i>Epimedium sp.</i> L.	0	16,66	0	2,5
Poaceae	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv.ex Roem.& Schult.	30,8	50	4,62	7,5
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia forskalii</i> Gay.	30,8	16,66	4,62	2,5
	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	15,4	0	2,31	
	<i>Euphorbia hirta</i> L.	69	66,66	8	10,41
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	0	33,33	0	5
Amaranthaceae	<i>Gomphrena sp.</i> L.	7,7		1,15	0
	<i>Hewittia sublobata</i> Linn. f. O. Ktze	0	83,33	0	12,5
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	0	50	0	7,5
	<i>Ipomoea indica</i> (Burm.f.) Merr.	0	50	0	7,5
	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	0	33,33	0	18,75
Rubiaceae	<i>Ixora coccinea</i> L.	0	33,33	0	5
Acanthaceae	<i>Justicia sp.</i> L.	15,4	0	3,08	0

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Urticaceae	<i>Laportea ovalifolia</i> (Schum.) Chew	0	33,33	0	5
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	0	50	0	1,25
Cucurbitaceae	<i>Luffa aegyptiaca</i> Mill.	0	83,33	0	52,08
Cyperaceae	<i>Mariscus alternifolius</i> Vahl	7,7	33,33	2,31	2,53
	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth	0	16,66	0	0,03
Mimosaceae	<i>Mimosa pudica</i> L.	15,4	33,33	0,83	5
Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	7,7	0	6,73	0
	<i>Musa sapientum</i> Linn.	0	66,66	0	10
Rubiaceae	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	30,8	16,66	2,52	2,5
Poaceae	<i>Paspalum polystachyum</i> R. Br.	0	50	0	7,5
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	7,7	0	1,15	0
	<i>Pennisetum purpurerum</i> Schumach.	0	66,66	0	33,75
Piperaceae	<i>Peperomia pellucida</i> Kunth	0	33,33	0	5
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	0	33,33	0	5
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	46	66,66	0,83	10
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	0	66,66	0	10
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	0	33,33	0	0,83
Fabaceae	<i>Pueraria phaseoloïdes</i> (Roxb.) Benth.	0	33,33	0	15
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	0	66,66	0	11,28
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O.F.Cook	0	66,66	0	10
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	15,4		0,21	0
Fabaceae	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. S. Irwin and R. C. Barneby	0	66,66	0	10
Solanaceae	<i>Solanum aethiopicum</i> L.	0	16,66	0	0,01
Lamiaceae	<i>Solenostemon monostachyus</i> (P Beauv.) Briq.	0	16,66	0	2,5
Poaceae	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	7,7	0	0,19	0
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta jamaicensis</i> (L.) Vahl	30,8	16,66	5,21	0,03

		Fréquence relative (%)		Recouvrement local (%)	
Asteraceae	<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	54	33,33	8	5
Malvaceae	<i>Theobroma cacao</i> L.	0	33,33	0	7,5
Apocynaceae	<i>Thevetia peruviana</i> (pers). K Shum	7,7	0	0,19	0
Asteraceae	<i>Tridax procumbens</i> L.	7,7	0	1,15	0
	<i>Vernonia cinerea</i> Less.	54	33,33	9	5

➤ Espèces végétales retrouvées dans la ville de Douala (sites témoins = 55 espèces, sites pollués = 41 espèces).

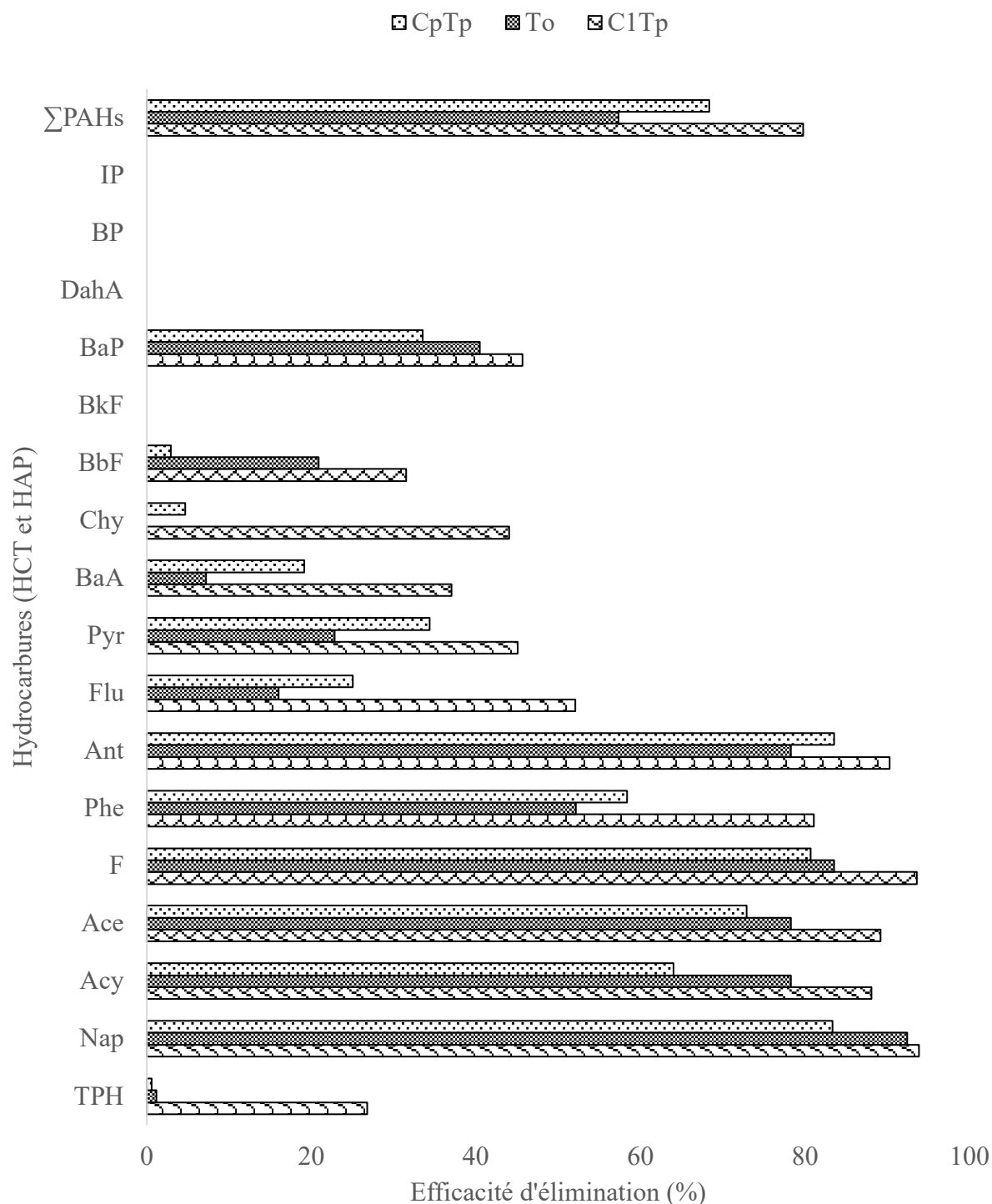
Familles	Espèces végétales	Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
		Témoins	Pollués	Témoins	Pollués
Poaceae	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	0	2,71	0	25,53
Fabaceae	<i>Aeschynomene indica</i> L.	0	5,58	0	9,57
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0	1,6	0	13,82
Euphorbiaceae	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	28,33	0	83,33	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea laxiflora</i> (Benth.) Pax and Hoffman	12,55	0	83,33	0
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	11,25	13,87	50	51,06
Amaranthaceae	<i>Amaranthus esculentus</i> (L.)	2,5	0	16,66	0
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i> (L.)	5	0	33,33	0
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i> (L.)	5	0	33,33	0
Poaceae	<i>Andropogon sp.</i> (L.)	25,03	0	100	0
Acanthaceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	6,26	7,95	33,33	22,34
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (SW) P. Beauv.	0	2,01	0	20,21
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	2,5	0	16,66	0
Cannabaceae	<i>Cannabis sp.</i> (L.)	12,6	0	83,33	0
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> (L.)	0,83	0	33,33	0

		Recouvrement local		Fréquence relative	
		(%)		(%)	
Fabaceae	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	20,85	0	66,66	0
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) King & H.E. Robins.	20,86	0	83,33	0
Capparaceae	<i>Cleome ciliata</i> Schumach. & Thonn.	2,51	2,58	33,33	30,85
Araceae	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	2,5	0	16,66	0
	<i>Commelina benghalensis</i> L.	6,25	8	16,66	25,53
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (Linn.) Blume	2,5	0,15	16,66	32,97
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	6,26	20,82	33,33	46,8
Cyperaceae	<i>Cyperus alternifolius</i> L.	2,55	0	50	0
Cyperaceae	<i>Cyperus difformis</i> L.	0	2,31	0	4,25
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	2,5	0	16,66	0
Cyperaceae	<i>Cyperus haspan</i> L.	2,5	6,11	16,66	12,76
Cyperaceae	<i>Cyperus iria</i> L.	2,5	1,27	16,66	9,57
Burseraceae	<i>Dacryodes edulis</i> H.J. Lam	0,03	0	16,66	0
Poaceae	<i>Echinochloa obtusiflora</i> Stapf	0	0,66	0	6,38
Poaceae	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	0	0,31	0	10,63
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	5	2,71	33,33	26,59
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	7,5	0	50	0
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	5	14,87	33,33	63,82
Poaceae	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv.ex Roem.& Schult.	0	0,71	0	7,44
Acanthaceae	<i>Eremomastax speciosa</i> (Hochst.) Cufod.	2,5	0	16,66	0
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	0	2,24	0	6,38
Cyperaceae	<i>Fimbristylis ferruginea</i> (L.) Vahl	0	3,67	0	6,38
Cyperaceae	<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.	0	5,96	0	3,19
Cyperaceae	<i>Fuirena ciliata</i> Bush.	0	1,99	0	2,12
Convolvulaceae	<i>Ipomoea indica</i> (Burm.f.) Merr.	10	0	66,66	0

		Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	27,5	0,15	83,33	13,82
Convolvulaceae	<i>Ipomoea tuberosa</i> L.	0	3,46	0	4,25
Cyperaceae	<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	6,25	0,31	16,66	7,44
Cyperaceae	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	0	0,82	0	6,38
Cyperaceae	<i>Kyllinga squamulata</i> Thonn. ex Vahl	7,5	6,49	50	19,14
Urticaceae	<i>Laportea ovalifolia</i> (Schum.) Chew	8,75	0	33,33	0
Verbenaceae	<i>Lippia multiflora</i> Moldenke	0	1,85	0	1,06
Onagraceae	<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	7,5	1,46	50	15,95
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	0	0,47	0	8,51
Euphorbiaceae	<i>Manihot esculenta</i> L.	2,5	0	16,66	0
Cyperaceae	<i>Mariscus alternifolius</i> Vahl	0	1,19	0	14,89
Cyperaceae	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth	7,5	3,44	50	21,27
Mimosaceae	<i>Mimosa invisa</i> Colla	2,5	0	16,66	0
Rubiaceae	<i>Morinda lucida</i> Benth.	27,5	0	83,33	0
Musaceae	<i>Musa spp.</i> L.	6,25	0,15	16,66	3,19
Rubiaceae	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	0	0,66	0	13,82
Oxalidaceae	<i>Oxalis barrelieri</i> L.	0	0,34	0	10,63
Poaceae	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	17,11	0	83,33	0
Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius	2,5	0	16,66	0
Poaceae	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	5	1,91	33,33	14,89
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> L.	16,25	0	83,33	0
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	2,51	0	16,66	0
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	0,33	0,16	16,66	23,4
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus discoideus</i> Müll.Arg.	7,5	0	66,66	0
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	7,5	0	50	0
Anacardiaceae	<i>Pseudopondias sp</i> Engl.	5,03	0	83,33	0

		Recouvrement local (%)		Fréquence relative (%)	
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	5	0	33,33	0
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes		1,59	0	1,06
Poaceae	<i>Saccharum officinarum</i> L.	0,03	0	16,66	0
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	0,45	0,71	33,33	7,44
Poaceae	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	0	4,36	0	3,19
Solanaceae	<i>Solanum aethiopicum</i> L.	2,5	0	16,66	0
Lamiaceae	<i>Solenostemon monostachyus</i> (P Beauv.) Briq.	2,91	2,15	33,33	19,14
Poaceae	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	2,5	0	16,66	0
Poaceae	<i>Sporobolus sp.</i> R.Br.	2,5	0	16,66	0
Cannabaceae	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	23,33	0	50	0

Annexe 8. Efficacité d'élimination des HCT et des HAP dans les sols non plantés (To) et les sols plantés à *Cynodon dactylon* en monoculture (C1Tp) et en coculture (CpTp) durant la seconde phase expérimentale.



LITES DES COMMUNICATIONS

➤ Conférences internationales

- P. Matsodoum, G. V. Djumyom, P. F. Djocgoue, A. Wanko, I. M. Kengne. Potentially useful plant species for phytoremediation attempts of hydrocarbon-polluted soils in tropical zone: case of 4 cities in Cameroon. The 8th International Conference on Environmental Science and Technology (IC EST 2016), USA, Houston; du 06 au 10 Juin 2016.
- P. Matsodoum, S. G. Ndemba, G. V. Djumyom, P. F. Djocgoue, A. Wanko, I. M. Kengne. Espèces végétales potentiellement utiles pour des essais de phytoremédiation de sols pollués par les hydrocarbures en zone tropicale : cas de 4 villes du Cameroun. 5th Life Sciences Conference organized by the University of Dschang (Cameroon) and CAFOBIO (Cameroon Forum for Biological Sciences), du 03 au 05 Août 2016.
- P. Matsodoum, G. V. Djumyom, P. F. Djocgoue, A. Wanko, I. M. Kengne. Potentialités de six espèces végétales dans des essais de phytoremédiation des sols contaminés par du fioul. 5th Life Sciences Conference organized by the University of Dschang (Cameroon) and CAFOBIO (Cameroon Forum for Biological Sciences), du 03 au 05 Août 2016.
- Matsodoum N. P., Djumyom Wafo G. V.; Djocgoue P. F.; Kengne Noumsi I. M., Wanko N. A. Phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures - évaluation des potentialités de six espèces végétales tropicales. 11^{ème} congrès international du Gruttee « De la Préservation de la Ressource à la Production d'Eau Potable : Quels Outils et Procédés Innovants ? »; ENSI/Poitiers, France ; Octobre 11-13 2016.
- P. M. Nguemté, G. V. Djumyom Wafo, P. F. Djocgoue, I. M. Kengne, A. Wanko. Potentialities of six plant species in phytoremediation attempts of fuel oil-contaminated soils. The 9th International Conference on Environmental Science and Technology (IC EST 2018), USA, Houston; du 25 au 29 Juin 2018.
- P. M. Nguemté, G. V. Djumyom Wafo, P. F. Djocgoue, I. M. Kengne, A. Wanko. Potentialities of six plant species in phytoremediation attempts of fuel oil-contaminated soils - PAHs impacts on bioconcentration and translocation factors. 8th international conference on environmental pollution and remediation (ICEPR'18), Madrid, Spain; du 19-21 Août 2018.

➤ **Articles publiés**

- **Pulchérie Matsodoum Nguemté**, Guy Valérie Djumyom Wafo, Pierre François Djocgoue, Ives Magloire Kengne Noumsi et Adrien Wanko Ngnien "Phytoremédiation de sols pollués par les hydrocarbures – évaluation des potentialités de six espèces végétales tropicales." *Revue des sciences de l'eau* 301 (2017): 13–19. DOI : 10.7202/1040058ar
- **Matsodoum Nguemte Pulchérie**, Suzanne II Nina Gregoire Ndemba Etim, Guy Valerie Djumyom Wafo, Pierre François Djocgoue, Ives Magloire Kengne Noumsi & Adrien Wanko Ngnien (2018). Floristic surveys of hydrocarbon-polluted sites in some Cameroonian cities (Central Africa), *International Journal of Phytoremediation*, 20:3, 191-204, DOI: 10.1080/15226514.2017.1365334
- **Nguemté, P.M.**, Wafo, G.V.D., Djocgoué, P.F., Noumsi, I.M.K., Ngnien, A.W., 2018. Potentialities of Six Plants Species on Phytoremediation Attempts of Fuel Oil-contaminated Soils. *Water. Air. Soil Pollution* 229,88. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3738-9>

➤ **Articles soumis**

- **Matsodoum N. P.**, Kengne N. I. M., Djumyom W. G. V., Djocgoue P. F., Wanko N. A. "Modeling PAHs transfer from polluted soil to herbaceous species in phytoremediation attempts" has been received by us (Editorial Production) of **Ecological Modelling**
- **Pulchérie Matsodoum Nguemté**, Ives Magloire Kengne Noumsi, Guy Valérie Djumyom Wafo, Pierre François Djocgoue and Adrien Wanko Ngnien. Effects of high PAHs-polluted soil on morpho-anatomical and physiological development of Bermuda grass **Environmental and Experimental Botany**

PHYTOREMEDIATION DES SOLS POLLUES PAR LES HYDROCARBURES

*Inventaires floristiques, évaluation des performances des espèces végétales et modélisation
du transfert sol-plante des HAP*

Résumé

Proposer l'adoption de la procédure de phytoremédiation des sites de déversement d'hydrocarbures au Cameroun nécessite des arguments scientifiques vérifiés. L'objectif principal de cette thèse est de (i) faire une étude floristique des sites de déversement anarchique de produits pétroliers au Cameroun, (ii) tester les potentialités de phytoremédiation de quelques espèces végétales sur des sols contaminés au fioul domestique, (iii) évaluer l'effet de différentes concentrations d'hydrocarbures sur la morpho-anatomie et la physiologie des plantes, (iv) modéliser le transfert sol-plante des HAP. Les prospections floristiques des sites de déversement d'hydrocarbures menées dans 4 villes du Cameroun ont permis d'identifier 106 espèces appartenant à 76 genres et 30 familles ; dont seules 15 espèces sont qualifiées de polluo-tolérantes. Les expérimentations ont permis de montrer que toutes les 3 espèces (*C. dactylon*, *E. indica* et *A. sessilis*) sont impliquées dans les processus de rhizodégradation des HCT et HAP ; *E. indica* and *C. dactylon* ayant favorisé une meilleure phytoextraction de quelques HAP comparé à *A. sessilis*. La modélisation mécaniste du transfert sol-plante des HAP a confirmé ces observations. La tolérance aux HAP est plus accrue chez *E. indica* et *C. dactylon* par rapport à *A. sessilis*. La culture mixte de *E. indica* et *C. dactylon* est très impactée par les HAP. En culture seule, le ralentissement des processus physiologiques de *C. dactylon* dans les sols pollués n'a pas d'impacts majeurs sur ses capacités phytoremédiatrices. Ceci permet donc de recommander *C. dactylon* pour la gestion durable des sols pollués par les hydrocarbures dans le monde entier en général, et au Cameroun en particulier ; pour des pollutions de sols n'excédant pas 33500 ppm.

Mots clés : Cameroun, étude floristique, modélisation mécaniste, rhizodégradation, sites de déversement d'hydrocarbures, transfert sol-plante des HAP

Abstract

To propose the implementation of phytoremediation process to clean up oil spill sites in Cameroon requires verified scientific arguments. The main objective of this thesis is to (i) carry out a floristic study of anarchic oil spill sites in Cameroon, (ii) test the phytoremediation potential of some plant species in soils contaminated with fuel oil, (iii) evaluate the effect of different hydrocarbon concentrations on morpho-anatomy and plant physiology, (iv) modelling the soil-plant transfer of PAHs. Floristic surveys of oil spill sites carried out in 4 Cameroonian cities have identified 106 species belonging to 76 genera and 30 families; among which 15 species are qualified as polluo-tolerant. Experiments have shown that the (*C. dactylon*, *E. indica* and *A. sessilis*) are involved into rhizodegradation of TPHs and PAHs; *E. indica* and *C. dactylon* having promoted a better phytoextraction of some PAHs compared to *A. sessilis*. Mechanistic modelling of the soil-plant transfer of PAHs confirmed these observations. Tolerance to PAHs is higher for both *E. indica* and *C. dactylon* than *A. sessilis*. The mixed cropping of *E. indica* and *C. dactylon* is highly impacted by PAHs. Cropping alone, the slowing down of *C. dactylon*'s physiological processes in polluted soils does not have a significant impact on its phytoremediation potentialities. This makes it possible to recommend *C. dactylon* in the sustainable management of hydrocarbon-polluted soils worldwide in general, and particularly in Cameroon; for soil pollution not exceeding 33500 ppm.

Keywords: Cameroon, floristic surveys, mechanistic modelling, oil spill sites, rhizodegradation, soil-plant transfer of PAHs