



HAL
open science

Evaluation des caractéristiques chimiques et agronomiques de cinq composts de déchets et étude de leurs effets sur les propriétés chimiques du sol, la physiologie et le rendement du maïs (*Zea mays* L. Var. Ikenne) et de la tomate (*Lycopersicon esculentum* L. Var. Tropimech) sous deux régimes hydriques au Togo
Outéndé Toundou

► **To cite this version:**

Outéndé Toundou. Evaluation des caractéristiques chimiques et agronomiques de cinq composts de déchets et étude de leurs effets sur les propriétés chimiques du sol, la physiologie et le rendement du maïs (*Zea mays* L. Var. Ikenne) et de la tomate (*Lycopersicon esculentum* L. Var. Tropimech) sous deux régimes hydriques au Togo. Sciences de la Terre. Université de Limoges; Université de Lomé (Togo), 2016. Français. NNT : 2016LIMO0020 . tel-01589050

HAL Id: tel-01589050

<https://theses.hal.science/tel-01589050v1>

Submitted on 18 Sep 2017

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.



UNIVERSITE DE LOME
Faculté Des Sciences
Laboratoire de Physiologie et de
Biotechnologies Végétales



Ecole doctorale
Sciences pour l'Environnement
Faculté des Sciences & Techniques
Groupement de Recherche Eau Sol
Environnement
N° d'ordre.....

Thèse Présentée

Par **Outéndé TOUNDOU**

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LOME EN COTUTELLE

AVEC L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Formation Doctorale: Biologie Végétale Appliquée

Spécialité: Physiologie Végétale

**Evaluation des caractéristiques chimiques et agronomiques de cinq
composts de déchets et étude de leurs effets sur les propriétés chimiques
du sol, la physiologie et le rendement du maïs (*Zea mays* L. Var. Ikenne)
et de la tomate (*Lycopersicum esculentum* L. Var. Tropimech) sous deux
régimes hydriques au Togo**

Soutenue le 8 Mars 2016 devant le jury composé de:

Président: Gado TCHANGBEDJI, Professeur, Université de Lomé

Membres:

Gérard ZOMBRE, Professeur, Université de Ouagadougou (Rapporteur)

Rémy BAYARD, Maître de Conférences, HDR, Université de Lyon (Rapporteur)

Virginie PALLIER, Maître de Conférences, Université de Limoges

Geneviève FEUILLADE, Professeur, Université de Limoges (Co-Directrice)

Koffi TOZO, Professeur, Université de Lomé (Directeur).

DEDICACES

A Dieu mon créateur qui m'a toujours soutenu! Que tout ce qui respire loue l'éternel!

A mes garçons Obed-Edom, Joseph et à tous ceux qui viendront derrière vous, c'est ce que je fais, toujours loin de vous!

Qu'il soit pour vous un modèle sur ce chemin de la vie!

A ma mère feu Dadavi pour ses encadrements de rigueur!

Et à mon Père Oussoï-ougnam! Papa, Merci!

Que ce document soit pour vous un honneur quel que soit là où vous êtes!!!!!!

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'une thèse en cotutelle entre l'université de Lomé et l'Université de Limoges dans les laboratoires de Gestion, Traitement et Valorisation des Déchets (GTVD), Physiologie et Biotechnologie Végétales (LPBV) de l'Université de Lomé et le Groupement de Recherche Eau Sol Environnement (GRESE) de l'université de Limoges. Ainsi, je tiens à remercier chaleureusement les Directeurs desdits laboratoires, les Professeurs Gado TCHANGBEDJI et Michel BAUDU qui m'ont facilité les travaux dans leurs laboratoires. Cette thèse a été en partie financée par le Gouvernement Français à travers le Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC) de l'Ambassade de France au Togo. J'exprime ma reconnaissance à tout le personnel du SCAC-Togo et de Campus France qui ont administré cette bourse depuis son obtention jusqu'à la fin de ma thèse. Je remercie également la Fondation Internationale des Sciences (IFS) qui nous a accordé un financement ayant largement contribué à la réalisation d'une partie de ce travail à l'Université de Lomé.

Mes profonds remerciements s'adressent au Pr Koffi TOZO, mon Directeur de thèse pour m'avoir reçu dans son laboratoire après mes études de maîtrise jusqu'à ce jour. Vous m'avez initié à la recherche avec une disponibilité particulière malgré vos préoccupations administratives. Vos riches conseils tant scientifiques que sociaux me soutiennent toujours pendant mes moments difficiles et m'ont aidé à mieux orienter ma vie. Je vous suis très reconnaissant. Je peux l'avouer aujourd'hui que vous m'avez transformé positivement. Voici donc le fruit de vos efforts. Qu'il soit pour vous un honneur et une fierté.

Professeur Geneviève Feuillade, mon codirecteur de thèse, vous avez encadré cette thèse à l'Université de Limoges avec une dévotion particulière. Vous avez été toujours proche de nous malgré vos tâches administratives et d'enseignante. Pendant mes trois séjours à Limoges, j'ai bénéficié de vos conseils, votre gentillesse et rigueur scientifique qui ont largement contribué au bon déroulement de ce travail. En espérant que notre collaboration puisse être de plus en plus fructueuse, recevez Professeur, mes sentiments les plus distingués.

Je remercie particulièrement Pr Gérard ZOMBRE de l'Université de Ouagadougou et Monsieur Rémy BAYARD, Maître de conférences, HDR, Institut National des Sciences Appliquées (INSA) Lyon pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse.

Mes remerciements vont également au Professeur Gado TCHANGBEDJI pour m'avoir honoré en acceptant de présider la soutenance de la présente thèse.

Que dire à l'endroit du Professeur Emérite Guy MATEJKA? Je le remercie infiniment pour ses conseils et ses directives pendant mes séjours à l'université de Limoges.

J'exprime ma profonde gratitude à mes coencadrants sur le terrain et au laboratoire. Ainsi mes vifs remerciements au Docteur Virginie PALLIER, Maître de conférences à l'Université de Limoges, qui a suivi les analyses au laboratoire avec efficacité et une rigueur particulières. Vos critiques constructives, corrections et commentaires, lectures approfondies ont beaucoup contribué non seulement à l'avancement des travaux de cette thèse mais aussi à sa rédaction. Merci pour tout.

Au Docteur A.K.K. AMOUZOUVI, Maître Assistant Délégué à l'Ecole Supérieure d'Agronomie de l'université de Lomé, pour votre sens d'écoute et d'instruction depuis nos études de DEA jusqu'à ce jour. Ce qui nous a d'ailleurs permis de réaliser les tests agronomiques avec moins de difficultés. Recevez, Docteur, mes remerciements les plus distingués.

Je tiens également à remercier Mr Lankondjoa KOLANI, Ingénieur Agronome, Doctorant à l'Université de Lomé pour avoir accepté être proche de nous sur les parcelles expérimentales et pour les analyses statistiques. Vous êtes le guide agronome de nos études depuis le DEA jusqu'à ce jour. Merci pour toute votre attention et votre disponibilité.

Mes sincères remerciements au Docteur Atsu Kudjo GUELLY, Maître de Conférences, Chef de Département de Botanique, je vous remercie pour vos encouragements et vos soutiens qui ont contribué à l'avancement de mes travaux.

Je veux dire un sincère remerciement au Docteur Sanonka TCHEGUENI, Maître assistant à l'Université de Lomé pour sa participation à ce travail. Vos conseils méthodiques et votre assistance technique ont facilité l'élaboration des composts et la mise en place de certains protocoles. Merci pour tout votre soutien.

Je tiens à remercier vivement tout le personnel du laboratoire GTVD pour leur participation à ce travail. Mes remerciements vont particulièrement aux Professeurs Gnon BABA, Koffi KILI et aux Docteurs Edem KOLEDZI et Patrick SEGBEAYA pour leurs conseils de tous les jours.

Mes vifs remerciements à tout le personnel du laboratoire de Physiologie et de Biotechnologie Végétales plus particulièrement aux Docteurs Koffi AÏDAM, Komi ODAH, Quashie ATTOH - MENSAH et D. ETSE pour le dévouement que vous avez pour la formation des jeunes au sein de notre laboratoire.

Au Docteur Akouethê AGBOGAN et à mes collègues de laboratoire à l'université de Lomé plus particulièrement K.S. DOSSOU, E. SOGBEDJI, A. BOKOBANA, Y. DAGNON, D. BAMMITE, K. AHAMA, K. GLATO, ALIAKI pour leur franche collaboration et leurs multiples aides pendant toute la durée de cette thèse. Merci également aux amis Doctorants K. DIMOBE, H.

PEREKI, W. ATAKPAMA, H. KAMOU, M. NARE, S. AKPENE, J.D. KOUDEGNAN, M. TCHAO pour leur encouragement et participation diverse à ce travail.

Mes très profondes gratitudes au Docteur Denis MONTANGE, Chercheur au CIRAD. Vous avez contribué à l'amélioration des protocoles d'essai agronomique. Merci infiniment.

Mes vifs remerciements à tout le personnel enseignant du laboratoire GRESE plus particulièrement mes collègues Doctorantes Delphine, Cam Tu, Camille et Maud pour leur assistance technique et aides durant tous mes séjours en France.

A mes chefs de service Messieurs Kossi HEGNON et Kudjo KAMASSA ainsi qu'à mes collègues de service et plus particulièrement I. SOULEMANA, B. ASMANOU, A. AGNONVI, je vous remercie pour la convivialité et le climat d'amour qui m'a toujours réconforté pendant mes moments de doute.

A ma très chère amie Abla Agathe KOUAYI, toute ma gratitude pour toute ton assistance morale et tes aides multiples que tu m'a toujours apportées. Tu as été très utile dans cette phase de ma vie. Je le reconnais et je te dis Merci!

A mon oncle ZIKOU Beaugar pour ses conseils toujours riches. Vous êtes un oncle utile ! Merci pour vos soutiens et encouragements.

Enfin toute ma reconnaissance à ma famille (TOUNDOU, OUWADE, SIMALOU et YEMA) et plus précisément à mes parents papa Oussoï-ougnam et à ma très chère mère feu Kafui, ma marâtre Awoussi qui m'ont montré l'utilité du chemin de l'école dès le bas âge. Avec les moyens de bord dont vous disposez, vous avez su me modeler et me guider jusqu'à ce jour. Que Dieu vous bénisse. Je dois toute ma gratitude à mes oncles, tantes, frères, sœurs et amis Tatalo, Afi, Komi, Sebou, Oudjaniyobi, Koura, Oudjamè, Keyobè, Kapa-Hallo, Antoinette, Afi, Ouyoni, Thérèse, Alphonse, Noel, Jean de Dieu, Rose, Chankpada, Abdoulaye, Eli, Yawotsè, Alphonse, Fabien, Djifa, Oubima, Massama, Akpenè, Afina, Abdou et Claire pour leurs encouragements qui m'ont moralement soutenu pendant toutes mes études doctorales. Que cette thèse vous comble de joie et vous donne de l'espoir.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

Articles publiés

Toundou O., Tozo K., Feuillade G., Pallier V., Tchegueni S., Dossou K.S.S., 2014: Effets de composts de déchets sur les propriétés chimiques du sol et la solubilité d'éléments minéraux sous deux régimes hydriques en conditions contrôlées au Togo. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8(4): 1917-1926.

Toundou O., Tozo K., Amouzouvi K.A.A., Lankondjoa K., Tchchangbedji G., Kili K., Gnon B., 2014: Effets de la biomasse et du compost de *Cassia occidentalis* sur la croissance en hauteur, le rendement du maïs (*Zea mays* L.) et la teneur en NPK d'un sol dégradé en station expérimentale. *European Scientific Journal*, 10 (3): 294-308.

Communications orales et Poster

Toundou O., Tozo K., Feuillade G., Pallier V., Amouzouvi K.A.A., Agbogon A., Dossou K.S.S., Bammite D., Bokobana A., 2015. Effets de différents composts de déchets sur la croissance, le rendement et les paramètres de qualité de la tomate (*Lycopersicum esculentum* Var. Tropimech) sous deux régimes hydriques au Togo. Colloque international d'Université d'Abomey, Communication scientifique, Calavi, 28 au 3 Octobre 2015, Cotonou-Bénin

Toundou O., Tozo K., Sanda K., Feuillade G., Pallier V., Dossou S.S.K., Tchchangbedji G., 2015. Effects of wastes composts on maize (*Zea mays* L.) leaves and grains trace metals contents under two water regimes in Togo. Poster, International symposium on "Health and Environment", 1-3 June 2015, Pretoria, South Africa.

Toundou O., Tozo K., Feuillade G., Pallier V., Amouzouvi A.K.K., Kolani L., Dossou S.S.K., Tchegueni S., 2014: Impact de composts de déchets sur les caractéristiques chimiques du sol et la teneur en quelques éléments minéraux du maïs (*Zea mays* L.), 16^{èmes} Journées Scientifiques Internationales de Lomé, Togo, Communication scientifique, du 20 au 25 Octobre 2014.

Toundou O., Feuillade G., Pallier V., Tozo K., Dossou S.K., 2014: Impacts de l'amendement de composts de déchets sur les teneurs en éléments nutritifs et métalliques des feuilles et grains de maïs (*Zea mays* L.): Etude en station expérimentale au Togo. Poster, Xème Congrès International du GRUTTEE : « Contaminants prioritaires et émergents »; 29-31 Octobre 2014, Limoges, France.

Toundou O., Tozo K., Feuillade G., Pallier V., 2013: Valorization of wastes from Togo under composting conditions: study of the organic and mineral content by using leaching test. Swedish French winter school December 3rd-6th 2013 Göteborg, Sweden.

Toundou O., Tozo K., Amouzouvi A.A. K., Kolani L., Tchchangbedji G., Kili K., Gnon B., 2010: Effet de la biomasse et du compost de *Cassia occidentalis* sur le rendement en grains de maïs en station expérimentale, 13^{èmes} Journées Scientifiques Internationales de Lomé, Togo.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.....	2
CHAPITRE I: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	8
I. Présentation du Togo: Généralités et Intégration dans le contexte africain.....	9
I.1. Superficie et ancrage en Afrique.....	9
I.2. L'agriculture au Togo.....	10
I.3. Contexte climatique et enjeux environnementaux au Togo.....	12
I.3.1. Evolutions climatiques au Togo.....	12
I.3.2. Causes de la dégradation des sols.....	14
I.3.3. Adaptation des techniques culturales aux changements climatiques.....	15
I.3.4. Nouvelles techniques culturales et adaptation au déficit hydrique.....	16
I.3.5. Caractéristiques du maïs: (<i>Zea mays</i> L., Var. IKENE).....	17
I.3.6. Caractéristiques de la tomate: (<i>Lycopersicum esculentum</i> L.).....	19
I.3.7. Problématique des déchets au Togo.....	21
I.3.7.1. Définition du terme «déchet».....	21
I.3.7.2. Production et Caractérisation des déchets au Togo.....	21
I.3.7.3. La gestion des déchets au Togo.....	23
I.3.7.4. Compostage des déchets.....	24
I.3.7.4.1. Définition du compostage.....	24
I.3.7.4.2. Processus de compostage.....	24
I.3.7.4.3. Processus et population microbologique au cours du compostage.....	26
I.3.7.4.4. Paramètres du compostage.....	27
I.3.7.4.4.1. La température.....	27
I.3.7.4.4.2. Le pH.....	28
I.3.7.4.4.3. L'humidité.....	29
I.3.7.4.4.4. L'aération.....	29
I.3.7.4.4.5. Rapport C/N.....	30
I.3.7.4.5. Les différentes méthodes de compostage.....	31
I.3.7.4.5.1. Le compostage en andains.....	31
I.3.7.4.5.2. Le compostage en récipient clos.....	31
I.3.7.4.5.3. Les lits rectangulaires remués.....	31
I.3.7.4.5.4. Le vermicompostage.....	31
I.3.7.4.6. Ajout d'adjuvants de compostages.....	32
I.4. Utilisation du compost en agriculture: caractéristiques physico-chimiques du compost.....	32
I.4.1. Evaluation physique de la qualité du compost.....	32
I.4.2. Evaluation biologique et phytotoxique de la qualité du compost.....	33
I.4.3. Evaluation chimique de la qualité du compost.....	33
I.4.3.1. Décomposition de la MO.....	33
I.4.3.2. Teneurs en phosphore et en potassium.....	34
I.4.3.3. Teneurs en éléments traces métalliques.....	34
I.4.4. Evaluation chimique de la maturité du compost par utilisation d'un test de lixiviation.....	34
I.4.4.1. Intérêt de l'utilisation d'un test de lixiviation.....	34
I.4.4.2. Paramètres globaux.....	35
I.4.4.3. Paramètres liés à la matière organique.....	35
I.4.4.4. Paramètres spécifiques de la MO.....	36
I.4.5. Intérêts et limites du compostage de déchets.....	36
I.4.5.1. Intérêts écologiques.....	36

I.4.5.2. Intérêts agronomiques.....	37
I.4.6. Effets sur les caractéristiques des sols.....	37
I.4.7. Limites de l'utilisation des composts de déchets ménagers en agriculture.....	37
II. Rôle de l'eau dans la physiologie des plantes.....	38
II.1. Physiologie et statut hydrique de la plante.....	38
II.2. Réponses et adaptation des plantes aux variations du régime hydrique.....	39
II.2.1. Réponses du maïs à la baisse du régime hydrique.....	40
II.2.2. Réponses de la tomate à la baisse du régime hydrique.....	41
II.3. Effets du déficit hydrique sur le fonctionnement des végétaux: les paramètres physiologiques et biochimiques.....	42
II.3.1. La teneur en eau.....	42
II.3.2. La perméabilité membranaire.....	43
II.3.3. Les teneurs en chlorophylle totale, proline, protéines totales et sucres totaux.....	43
II.3.4. Les paramètres de croissance et de rendement.....	45
II.3.5. La teneur en ions de la plante.....	46
II.4. Intérêts des amendements organiques dans l'adaptation des plantes au déficit hydrique.....	47
III. Effets des composts sur la biodisponibilité des ions et les propriétés chimiques du sol.....	47
 CHAPITRE II: MATERIEL ET METHODES.....	 52
I. Compostage des déchets et caractérisation chimique de la matière organique et minérale des composts.....	53
I.1. Les déchets compostés.....	53
I.2. Méthode de compostage et monitoring du processus.....	56
I.2.1. La méthode de compostage.....	56
I.2.2. Monitoring du processus.....	56
I.3. Caractérisation chimique et physico-chimique des composts.....	57
I.3.1. Evaluation de la part organique.....	57
I.3.2. Evaluation de la part minérale.....	58
I.3.3. Etude de la phytotoxicité des composts <i>via</i> des tests de germination.....	59
I.3.4. Etude du comportement à la lixiviation par utilisation d'un test de lixiviation.....	59
I.3.4.1. Protocole expérimental du test de lixiviation.....	59
I.3.4.2. Caractérisation des lixiviats.....	59
I.3.4.2.1. Paramètres globaux des lixiviats.....	60
I.3.4.2.2. Teneurs en Matières En Suspension (MES) et en Matières Volatiles en Suspension (MVS).....	60
I.3.4.2.3. Evaluation de la charge organique des lixiviats.....	60
I.3.4.2.4. Caractérisation spécifique de la matière organique.....	62
I.3.4.2.5. Teneurs en nutriments et en éléments métalliques des lixiviats.....	63
II. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol et la dynamique des ions dans le sol et dans les feuilles du maïs en conditions contrôlées : Essais sous serre.....	65
II.1. Protocole expérimental.....	65
II.2. Suivi des effets des composts sur les cultures et les caractéristiques du sol.....	67
II.2.1. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol.....	67
II.2.2. Effets des composts sur la teneur en ions solubles du sol et la teneur en ions des feuilles du maïs.....	67
III. Effets des composts sur les paramètres physiologiques et biochimiques liés au statut hydrique du maïs et la tomate: Essais en plein champ.....	68
III.1. Le Site expérimental: Localisation et situation climatique.....	68

III.2. Espèces végétales considérées dans cette étude.....	69
III.3.Effets des composts sur la culture du maïs : essai au champ.....	69
III.3.1. Protocole expérimentale.....	69
III.3.2. Evaluation des effets par mesure des paramètres physiologiques et biochimiques et des paramètres agronomiques.....	71
III.3.2.1. Paramètres physiologiques liés à la croissance.....	71
III.3.2.2. Paramètres biochimiques liés au statut hydrique de la plante.....	71
III.3.2.2.1. La teneur en eau du sol et des feuilles.....	72
III.3.2.2.2. Le flux d'électrolytes des cellules foliaires.....	72
III.3.2.2.3. Extraction et dosage des pigments chlorophylliens totaux.....	72
III.3.2.2.4. Extraction et dosage de la proline.....	73
III.3.2.2.5. Extraction et dosage des protéines totales.....	73
III.3.2.3. Paramètres liés au rendement.....	74
III.3.2.4. Les teneurs en éléments minéraux dans les grains.....	74
III.4. Comparaison à la tomate: Effets des composts sur la culture de la tomate au champ.....	75
III.4.1. Protocole expérimentale.....	75
III.4.2. Evaluation des effets des composts sur la culture de la tomate.....	75
IV. Analyses statistiques.....	76
 CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSION.....	 78
 PARTIE I: SUIVI DU PROCESSUS DE COMPOSTAGE & CARACTERISATION CHIMIQUE DES COMPOSTS	 79
I. Processus de compostage et caractérisation physico-chimique des composts.....	79
I.1. Suivi temporel de la température, du pH et de la teneur en eau des tas.....	79
I.2. Caractérisation chimique et agronomique des composts.....	81
I.2.1. Caractéristiques agronomiques des composts.....	81
I.2.2. Teneurs en substances humiques.....	83
I.2.3. Composition en éléments métalliques des composts.....	85
I.2.4. Tests de germination.....	87
I.3. Caractérisation de la fraction mobilisable par utilisation d'un test de lixiviation.....	88
I.3.1. Evolution du pH, des Acides Gras Volatils et de la charge minérale au cours de la lixiviation.....	88
I.3.2. Evaluation de la matière organique relarguée et caractérisation spécifique de cette matière organique.....	90
I.3.2.1. Paramètres globaux caractéristiques de la matière organique.....	90
I.3.2.2. Caractérisation spécifique de la matière organique.....	92
I.3.2.3. Corrélation entre les paramètres liés à la maturité de la matière organique.....	94
I.3.2.4. Evaluation de la charge minérale: quantification des teneurs en ions et éléments traces métalliques.....	96
 PARTIE II: ETUDE DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PROPRIETES CHIMIQUES D'UN SOL ACIDE DEGRADE.....	 100
II.1. Effets des amendements de composts sur les propriétés chimiques du sol.....	100
II.1.1. Le pH et le potentiel d'oxydoréduction.....	100
II.1.2. La conductivité électrique.....	103
II.1.3. Teneur en eau des supports de culture.....	105
II.1.4.Teneurs en métaux hydrosolubles des supports de culture.....	106
II.2. Corrélation entre les paramètres chimiques du sol et la mobilité des éléments métalliques.....	108

PARTIE III: EVALUATION DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES, BIOCHIMIQUES ET AGRONOMIQUES DU MAÏS: INFLUENCE DU TYPE DE COMPOST ET DU STATUT HYDRIQUE.....	110
III.1. Effets des composts sur la teneur en eau et en ions des feuilles du maïs en conditions contrôlées sous deux régimes hydriques.....	110
III.1.1. Teneur en eau des feuilles du maïs.....	110
III.1.2. Teneurs en macroéléments des feuilles.....	111
III.1.3 Teneurs en éléments métalliques des feuilles à la récolte.....	114
III.1.4. Corrélations entre les propriétés chimiques des supports de culture et la teneur en ions des feuilles.....	118
III.2. Influence des composts sur la croissance, les paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques en plein champ: cas du maïs en situation de déficit hydrique.....	120
III.2.1. Teneur en eau du sol et des feuilles.....	120
III.2.2. Effets des composts sur la croissance et les paramètres physiologiques de résistance au déficit hydrique.....	122
III.2.2.1. La croissance.....	122
III.2.2.2. Les paramètres physiologiques.....	123
III.2.2.2.1. Flux d'électrolytes foliaires.....	123
III.2.2.2.2. Teneurs en chlorophylles totales.....	125
III.2.3. Effets des composts sur les paramètres biochimiques de résistance au déficit hydrique.....	127
III.2.3.1. Teneurs en proline.....	127
III.2.3.2. Teneurs en protéines totales.....	128
III.2.4. ANOVA des paramètres liés à l'adaptation au déficit hydrique.....	130
III.2.5. Effets des composts et du régime hydrique sur les paramètres agronomiques du maïs.....	131
III.2.5.1. Rendement en grains.....	131
III.2.5.2. Biomasse en pailles.....	133
III.2.5.3. Poids de 1000 grains.....	135
III.2.6. Corrélations entre les différents paramètres évalués.....	136
III.2.7. Effets des composts sur la teneur en ions des grains de maïs.....	137
PARTIE IV: EVALUATION DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES ET AGRONOMIQUES DE LA TOMATE: INFLUENCE DU TYPE DE COMPOST ET DU STATUT HYDRIQUE.....	140
IV.1. Identification des effets des composts sur les paramètres de croissance et la teneur en chlorophylle des plantes de tomate sous deux régimes hydriques préfloraux.....	140
IV.1.1. Hauteur des plantes.....	140
IV.1.2. Teneur en chlorophylle totale.....	141
IV.2. Effets des composts sur les paramètres liés au rendement et à la qualité de la tomate.....	143
IV.2.1. Effets des composts sur le rendement de la tomate.....	143
IV.2.2. Effets des composts sur les paramètres liés à la qualité des fruits de tomate.....	145
CONCLUSION GENERALE.....	150
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	156
ANNEXES.....	184

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation du Togo en Afrique (a) et ses subdivisions en zones écologiques et en régions administratives (b).....	10
Figure 2: Variabilité des dates de début et de fin de la petite SPPU au Sud-Togo (a) dans la région des Plateaux (Kloto); et (b) dans la région maritime (Lomé) (l'absence de valeurs indique une absence de cette saison pluviométrique).....	14
Figure 3: Schéma d'un pied de maïs avec ses différentes parties.....	18
Figure 4: Schéma d'une plante de tomate.....	20
Figure 5: Quantités de déchets générés par la ville de Lomé par jour (Koledzi, 2011).....	21
Figure 6: Processus théorique mis en jeu pendant le compostage (Hafidi, 2011).....	26
Figure 7: Courbe théorique d'évolution de température et du pH au cours du compostage (Mustin, 1987).....	26
Figure 8: Courbe de variation du pH au cours du compostage (Mustin, 1987).....	28
Figure 9: Evolution du rapport C/N de différents matériaux au cours du compostage (Hafidi, 2011).....	30
Figure 10: Effets u pH du sol sur le passage en solution du cuivre et du zinc ($\mu\text{g/L}$) (Tyler et Olsson, 2001).....	49
Figure 11: Carte de la région maritime du Togo avec situation géographique des lieux de collecte des déchets des ménages, des déchets de restauration, du fumier et du phosphate naturel.....	55
Figure 12: : Protocole de fractionnement de la matière organique des lixiviats selon leur caractère hydrophobe.....	63
Figure 13: Plan de disposition des pots lors des essais sous serre.....	67
Figure 14: Aspect des plantes de maïs à la serre.....	68
Figure 15: Plan de semis du maïs et de la tomate au champ.....	70
Figure 16: Evolution mensuelle de la température et de la pluviométrie pendant la période du test agronomique.....	71
Figure 17: Aspects des plants au champ.....	75
Figure 18: Evolution de la température des différents tas au cours du processus de compostage.....	80
Figure 19: Teneurs en substances de type humique et fulvique.....	83
Figure 20: Rapport d'humification des cinq composts. Comparaison au compost d'ENPRO.....	84
Figure 21: Evolution du pH (a) et de (b) la conductivité des lixiviats au cours du test de lixiviation.....	89
Figure 22: Teneurs en acides gras volatiles des lixiviats des composts.....	89
Figure 23: Teneurs en orthophosphates (a) et en ammoniums des lixiviats (b).....	90
Figure 24: (a) Demande Chimique en Oxygène (DCO); (b) Teneur en en Carbone Organique Dissout (COD) (*= Compost d' ENPRO).....	91
Figure 25: Evolution des rapports DCO/COD (a) et AGV/COD (b) au cours de la Lixiviation.....	92
Figure 26: Fractionnement de la matière organique des lixiviats selon leur caractère hydrophobe après 120h de lixiviation.....	93
Figure 27: Teneurs en nutriments des lixiviats des composts à 24h et 120h (les valeurs en gras et en italique sont les teneurs respectives de l'élément dans le compost brut).....	97
Figure 28: Evolution du pH des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a) et R2 (b).....	102
Figure 29: Evolution du potentiel d'oxydoréduction des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a) et R2 (b).....	102
Figure 30: Evolution de la conductivité électrique des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a) et R2 (b).....	104

Figure 31: Teneur en eau des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) en fonction du temps.....	106
Figure 32: Teneur en eau des feuilles sous R1 (a) et R2 (b).....	111
Figure 33: Teneur en macroéléments des feuilles du maïs sous le régime hydrique R1.....	112
Figure 34: Teneur en macroéléments des feuilles du maïs sous le régime hydrique R2.....	113
Figure 35: Teneur en éléments traces métalliques des feuilles sous R1 (a) et R2 (b).....	115
Figure 36: Charge totale en éléments traces métalliques des feuilles sous le régime hydrique R1 (a) et R2 (b).....	116
Figure 37: Corrélations entre les propriétés chimiques des composts et la teneur en métaux des feuilles des plants cultivés sur composts.....	119
Figure 38: Teneur en eau du sol (au seuil de probabilité inférieur à 5%) en fonction du régime hydrique au 44 ^{ème} JAS.....	121
Figure 39: Teneur en eau des feuilles (au seuil de probabilité inférieure à 10%) en fonction du régime hydrique au 44 ^{ème} JAS.....	121
Figure 40: Hauteur des plantes sous le premier régime hydrique (a) et sous le deuxième régime hydrique (b) au 44 ^{ème} JAS.....	123
Figure 41: Flux d'électrolytes foliaires des plantes sous le premier régime hydrique (a) et le deuxième régime hydrique (b) au 44 ^{ème} JAS.....	125
Figure 42: Teneur en chlorophylle totale sous le premier régime hydrique (a) et le deuxième régime hydrique (b) au 44 ^{ème} JAS.....	126
Figure 43: Teneur en proline des plantes sous le premier régime hydrique (a) et le deuxième régime hydrique (b) au 44 ^{ème} JAS.....	128
Figure 44: Teneur en protéines totales des feuilles de maïs des plantes sous le premier régime hydrique (a) et le deuxième régime hydrique (b) au 44 ^{ème} JAS.....	130
Figure 45: Rendements en grains (t/ha) sous le premier régime hydrique (a) et le second régime hydrique (b).....	132
Figure 46: Masse de pailles sous R1 (a) et R2 (b).....	134
Figure 47: Poids de 1000 grains sous R1 (a) et R2 (b).....	136
Figure 48: Hauteur des plantes de tomates au 44 ^{ème} JAR sous régime hydrique R1 (a) et le régime hydrique R2 (b).....	141
Figure 49: Teneur en chlorophylle totale des plantes de tomate au 44 ^{ème} JAR sous le premier régime hydrique (a) et le deuxième régime hydrique (b).....	142
Figure 50: Effets des traitements sur les paramètres agronomiques de la tomate sous le premier régime hydrique.....	144
Figure 51: Effets des traitements sur les paramètres agronomiques de la tomate sous le second régime hydrique.....	145
Figure 52: Effets des traitements sur le pH et l'acidité du jus des fruits de tomate sous le premier régime (a) et le second régime (b).....	147
Figure 53: Effets des traitements sur la conductivité électrique du jus des fruits de tomate sous le premier régime (a) et le second régime (b).....	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Evolution des températures et des précipitations dans les différentes zones écologiques au Togo entre 1961 et 2005.....	13
Tableau 2: Caractéristiques de la variété de maïs Ikenne	19
Tableau 3: Caractéristiques phénologiques de la variété de tomate Tropimech	21
Tableau 4: Composition par catégorie de déchets d'une décharge finale dans la ville de Lomé – Comparaison au MODECOM	23
Tableau 5: Valeurs limites en E.T.M. dans les composts de déchets (AFNOR, 2005) et pour certains composts Africains	34
Tableau 6: Effets du stress hydrique sur la croissance et le rendement de la tomate <i>cultivar Moneymaker</i>	42
Tableau 7: Mécanismes généraux d'adaptation au déficit hydrique chez les plantes	45
Tableau 8: Composition chimique du minerai de Hahotoé-Kpogamé au Togo	54
Tableau 9: Composition des cinq différents types de composts fabriqués	55
Tableau 10: Récapitulatif des analyses effectuées sur les lixiviats : paramètres, méthode de dosage et appareillage, précision et gamme de mesure	65
Tableau 11: Caractéristiques chimiques et granulométriques du sol	69
Tableau 12: Caractéristiques des traitements étudiés dans les essais au champ sous deux régimes hydriques.....	70
Tableau 13: Chronologie des activités au cours de l'essai sur le maïs.....	74
Tableau 14: Caractéristiques de la matière organique des différents composts.....	82
Tableau 15: Composition en fertilisants minéraux des composts.....	82
Tableau 16: Teneurs en éléments métalliques associées à des caractéristiques chimiques spécifiques des composts.....	86
Tableau 17: Test de germination sur <i>Zea mays</i> L. et <i>Lycopersicum esculentum</i> L.....	87
Tableau 18: Caractéristiques de la matière organique des composts.....	94
Tableau 19: Corrélation entre les paramètres caractéristiques de la matière organique.....	95
Tableau 20: Conductivité et potentiel d'oxydo-réduction des lixiviats après 24h et 120h de lixiviation.....	96
Tableau 21: Teneurs en éléments traces métalliques des lixiviats des composts à 24h et 120h.....	98
Tableau 22: Teneur (ppm) en éléments métalliques hydrosolubles dans les supports de culture sous le régime hydrique.....	108
Tableau 23: Teneur en éléments métalliques hydrosolubles dans les supports de culture sous le régime hydrique R2.....	108
Tableau 24: Coefficients de corrélation de Pearson (R) entre les paramètres chimiques des supports et la fraction hydrosoluble des éléments métalliques.....	109
Tableau 25: ANOVA pour la teneur en chlorophylle totale (Chl), la proline (prol), et les protéines totales (prot) dans les feuilles du maïs et pour la fuite d'électrolytes (FE) sous amendements (A) et le régime hydrique (RH)	131
Tableau 26: Tableau de variance ANOVA des effets de l'interaction des deux facteurs sur les paramètres physiologiques d'adaptation au déficit hydrique.....	131
Tableau 27: Analyse (ANOVA) des paramètres liés au rendement.....	131
Tableau 28: Corrélation entre les paramètres physiologiques de croissance et les paramètres agronomiques.....	137
Tableau 29: Effets des traitements sur la teneur en macroéléments des grains de maïs sous le régime hydrique R1.....	138
Tableau 30: Effets des traitements sur la teneur en macroéléments des grains de maïs sous régime hydrique R2.....	138

Tableau 31: Effets des traitements sur la teneur en quelques éléments traces métalliques des grains de maïs sous régime hydrique R1 et R2.....	139
Tableau 32: Analyse ANOVA des paramètres agronomiques du fruit de la tomate.....	144
Tableau 33: Analyse ANOVA des paramètres liés à la qualité des fruits.....	146

GLOSSAIRE ET ABBREVIATIONS:

ADEME: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

AF: Acides Fulviques

AFNOR: Association Française des Normes

AGV: Acides Gras Volatiles

AH: Acides Humiques

ANOVA: Analyse Of Variance

APX: Ascorbate Peroxydase

BB: Brasserie du Bénin

CAT: Catalases

CEFREPADE: Centre Francophone de Recherche Partenariale sur l'Assainissement, les Déchets et l'Environnement

CILSS: Comité permanent Inter-Etats de Lutte contre la Sécheresse dans le Sahel

CNC: Combustibles Non Classés

COD: Carbone Organique Dissout

COT: Carbone Organique Total

DCO: Demande Chimique Organique

DO: Densité Optique

E.T.M.: Eléments Traces Organiques

ENPRO: Ecosystème Naturel Propre

FAO: Organisation Mondiale de l'Agriculture et de l'Alimentation

GPX: Glutathion Peroxydase

HAP: Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

HPI: Hydrophile

HPO: Hydrophobe

INC: Incombustibles Non Classés

ITRA: Institut Togolais de la Recherche Agronomique

JAR: Jour Après Repiquage

JAS: Jours Après Semis

MERF: Ministère de l'Environnement et des Ressources Forestières

MES: Matières en Suspension

MO: Matière Organique

MODECOM: Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères

MVS: Matières Volatiles Solides

NF: Norme Française

ONG: Organisation Non Gouvernementale

PED: Pays En Développement

PNUD: Programme des Nations Unies pour le Développement

ppm: parti par million

RECA: Réseau national des Chambres d'Agriculture du Niger

SH: Substances Humiques

ROS: Espèces actives de l'oxygène

SPPU: Saison de Pluies Potentiellement Utile

SUVA: Absorbance Spécifique UV

TL: Test de Lixiviation

TPH: Transphilique

US: Etats Unis

Résumé

L'appauvrissement des sols et les changements climatiques réduisent de nos jours les rendements des récoltes en Afrique de l'Ouest. En guise de solution, l'amendement des sols à base de composts est souvent envisagé. Dans cette étude, cinq composts ont été élaborés à partir de deux types de déchets (urbains et de restauration) du fumier et du phosphate: les composts C1 (déchets d'ordures ménagères + restauration), C2 (C1 + fumier), C3 (C1 + phosphate naturel), C4 (C1 + fumier + phosphate naturel) et C5 (déchets de restauration). Ces composts sont d'abord caractérisés puis leurs effets étudiés sur un sol pauvre et sur deux cultures (le maïs et la tomate) sous serre et au champ sous deux régimes hydriques afin d'identifier ceux pouvant améliorer la résistance des deux plantes à une baisse de régime hydrique, appliquée pendant la phase préflorale. Les résultats montrent que les composts C3, C4 et C5 présentent des teneurs élevées en phosphore, en moyenne 1,62%, contre 0,09% pour le compost C1. Les composts C3 et C4 présentent les plus fortes teneurs en calcium, en moyenne 3,9 %, contre 1,2% pour le compost C1 tandis que les composts C4 et C1 se sont révélés plus hydrophobes que tous les autres composts. Les plantes de maïs cultivées sous irrigation permanente sur les sols amendés avec les composts C4 et C5 sous serre ont montré des teneurs en azote et en potassium élevées, respectivement 2,55% et 6,69% contre 1,33% et 3,97% pour les plantes témoins et celles cultivées avec l'engrais chimique. La réduction du régime hydrique entraîne une élévation des teneurs en potassium et en calcium chez les plantes cultivées sur les 5 composts comparées aux plantes témoins. Au champ, sous régime hydrique réduit, les composts C4 et C5 sont ceux qui ont permis aux plantes de maïs de maintenir des niveaux de paramètres physiologiques (faible perméabilité membranaire et un taux de chlorophylle totale élevé) comparés à ceux des plantes normalement irriguées. Ces 2 composts ont aussi permis de conserver les rendements en grains chez les plantes partiellement privées d'eau (5,52t/ha et 6,72t/ha pour C4 et C5) comparées à celles normalement arrosées (5,65t/ha et 5,09t/ha pour C4 et C5). Les plantes de la tomate cultivées avec le compost C3 ont enregistré sous le régime hydrique réduit, une augmentation du poids des fruits par plant comparé à celles arrosées normalement (95,93g contre 44,29g) tandis que dans les mêmes conditions, le compost C5 s'est révélé plus performant en terme d'augmentation du nombre de fruit par plant (7,39 contre 4,26). Ces données indiquent que les composts C3, C4 et C5 sont les plus performants et pourraient être retenus dans les programmes de vulgarisation des 2 plantes dans le contexte actuel des changements climatiques en vue d'un développement durable.

Mots Clés: Fertilisation, sécheresse, maïs, tomate, Togo

Abstract

Soil nutrient depletion and water deficit as a result of seasons' disruption are major factors adversely affecting crop yields in West Africa. To remedy this, the amendment of compost-based soil is often considered. In this study, Five composts were elaborated using household waste and agri-food waste, manure and phosphate: composts C1 (household waste + agri-food waste), C2 (C1 + manure), C3 (C1 + natural phosphate), C4 (C1 + manure + natural phosphate) and C5 (agri-food waste). These composts were first characterized and their effects on an acidic soil and on two crops (corn and tomato) were then investigated in greenhouse and field under two water regimes in the goal to identify the best's ones in improving resistance of the two crops to watering reducing, applied prior flowering. The results showed for C4 and C5 high contents of phosphorus, about 1.62% compared to 0.09% for the C1 compost. Composts C3 and C4 showed the highest levels of calcium, about 3.9% compared to 1.2% for the C1 compost while composts C4 and C1 were more hydrophobic than all other composts. Plants of corn grown under constant irrigation on soil amended with compost C4 and C5 in greenhouse showed high nitrogen and potassium contents, respectively 2.55% and 6.69% compared to 1.33% and 3.97 % of the control plants and those grown on synthetic fertilizers. Under reduced watering, we recorded higher potassium and calcium contents in plants grown on all of the five composts compared to control plants. In field, under reduced watering, composts C4 and C5 were those leading corn plants to maintain physiological parameters levels (low cell membrane permeability and high total chlorophyll) compared to well –watered plants. We also recorded for both composts the same grain yields in plants submitted to two water regimes, respectively 5.52t/ha and 6.72t/ha for C4 and C5 in well-watered plants and 5.65t/ha and 5.09t/ha for C4 and C5 in plants grown under low water regime. In tomato, an increased weight of fruit per plant was recorded in C3 compost plants under reduced-watering compared to those well-watered (95.93g compared to 44.29g) while in the same conditions, the compost C5 was the best for the number of fruits per plant (7.39 against 4.26). These data indicated that the three composts C3, C4 and C5 were the most efficient in this study and may be retained in adaptation programs of two crops to climate change for a sustainable development.

Key words: Fertilization, drought, corn, tomato, Togo

INTRODUCTION GENERALE

L'agriculture en Afrique subsaharienne est confrontée à de nombreux fléaux parmi lesquels la sécheresse et la dégradation des sols constituent les plus menaçants (Stoorvogel *et al.*, 1993; Poss *et al.*, 1997). L'Afrique de l'Ouest connaît depuis plusieurs années des changements du régime pluviométrique qui se manifestent par des sécheresses de longue durée ou des inondations à des périodes inattendues (L'Hôte *et al.*, 2002; Ozer *et al.*, 2003; Chappell *et al.*, 2004). La sécheresse représente le facteur environnemental le plus menaçant à l'origine de perturbations chez les végétaux et selon Berg *et al.* (2013), le changement du régime pluviométrique pourrait avoir un effet négatif global sur la production du mil, du maïs et du sorgho dans les prochaines années. Selon plusieurs études, les impacts négatifs sur les végétaux incluent plus spécifiquement la réduction du nombre de feuilles, de la croissance en hauteur, du métabolisme et donc par conséquent du rendement (Triboï 1990; Vieira *et al.*, 1992; Gates *et al.*, 1992; Chapman *et al.*, 1999; Fonseca *et al.*, 2005; Gladden *et al.*, 2012). Ces effets sont amplifiés si le déficit hydrique intervient avant la période reproductive (Pervez *et al.*, 2009). Pour s'adapter au déficit hydrique, les plantes développent plusieurs mécanismes dont des modifications morphologiques comme, entre autres, le repli des feuilles et la fermeture des stomates dans le but de réduire la transpiration tout en gardant la turgescence et le volume cytosolique aussi élevé que possible (Cornic *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2003). D'autres travaux ont mis en évidence l'accumulation de molécules comme des protéines, des sucres totaux et certains acides aminés comme la proline dans les tissus des plantes sujettes à des stress abiotiques (Rai *et al.*, 1983; Zerrad *et al.*, 2008; Lepengue *et al.*, 2012). Cependant, ces mécanismes deviennent inefficaces avec l'augmentation de la durée de la période de sécheresse. De plus, la sécheresse provoque des réactions négatives sur le comportement hydrique, thermique et structural de sols cultivés (Le Gouée *et al.*, 2010). Les effets de la sécheresse sur le sol et les plantes constituent de réels handicaps pour le développement de l'agriculture dans les PED.

Dans ce contexte bidimensionnel de dégradation des sols et de changements climatiques, de nouvelles pratiques culturales comme par exemple des amendements à composts de déchets, les jachères, l'utilisation des engrais verts sont pratiqués; ces pratiques s'intégrant en plus parfaitement dans les principes de développement durable (Golueke, 1977; Attrasi *et al.*, 2005). Parmi ces pratiques, l'amendement des sols par les composts de déchets présente des avantages tels que la réduction des effets de serre par séquestration du carbone, la diminution de la masse et du volume des déchets (Houot, 2002), la limitation de l'utilisation d'engrais chimiques et la restauration des propriétés physico-chimiques des sols dégradés (Mustin, 1987; He *et al.*, 1992; Francou, 2003). A ces avantages s'ajoutent un coût de production et d'achat bas (2,66 dollars en moyenne pour 20 kg de compost contre 24,44 FCFA pour 20 kg d'engrais

chimique au Togo), rendant la pratique plus facilement accessible aux agriculteurs (Eriksen *et al.*, 1999; Wolkowski, 2003; Koledzi *et al.*, 2011). Les effets positifs déjà recensés incluent l'amélioration de la structure et des propriétés chimiques et physiques du sol (texture, granulométrie, taux d'humidité, pH, potentiel d'oxydo-réduction et conductivité ionique) (Mustin, 1987; Hadas et Portnoy, 1997; Agassi *et al.*, 1998; Pagliai *et al.*, 2004; Pedra *et al.*, 2007; Movahedi et Cook, 2010), l'augmentation de sa capacité de rétention de l'eau et de sa perméabilité (Wong *et al.*, 1996; Bresson *et al.*, 2001). Ces avantages classent l'amendement des sols par des composts de déchets comme un moyen de régénération de la fertilité des sols dégradés efficace et concurrentiel. Des impacts positifs directs sur la croissance des végétaux sont observés avec une amélioration de la nutrition des plantes et surtout un meilleur potentiel de survie et de résistance en cas de sécheresse (Guittonny-Larchevêque, 2004; Tartoura, 2010). Cependant, les effets des composts sur les sols et les végétaux dépendent directement de la nature des déchets compostés (Francou, 2003; Koledzi *et al.*, 2012). La productivité des plantes est par exemple fortement liée à la nature des matériaux de base du compost et au degré de maturité de la matière organique (Petruzzelli, 1989; Pigozzo *et al.*, 2006). La nature des matériaux de base du compost, le degré de maturité, la nature de la matière organique compostée et les teneurs en éléments traces métalliques du compost solide constituent donc les principaux facteurs influençant les effets des composts sur les sols et les plantes. Des tests caractéristiques sont utilisés pour qualifier le degré de maturité des composts, dont par exemple les tests respirométriques et les tests de germination (Brinton *et al.*, 1995). Ces tests peuvent être couplés à des tests de lixiviation, largement utilisé comme outil de caractérisation des matrices organiques issues des déchets en dégradation (Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Berthe, 2006; Said-Pullicino et Gigliotti, 2007; Shao *et al.*, 2009; Parodi *et al.*, 2010; Chantou, 2012). Au cours de ce tests, les analyses des lixiviats combinent des paramètres globaux indicateurs de la charge organique (Demande Chimique en Oxygène, Acides Gras Volatils, Carbone Organique Dissous) et des paramètres spécifiques de la matière organique, indicateurs de sa qualité et de son état de dégradation (Specific UV Absorbance index - indice SUVA et le fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe).

Au Togo, le maïs (*Zea mays* L.) et la tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) constituent respectivement les principales cultures vivrière et maraîchère. La culture du maïs est saisonnière et dépend fortement de la fertilité du sol et de la pluviométrie. La culture de la tomate est également saisonnière et est pratiquée deux à trois fois par an par les maraichers. Des petits exploitants cultivent également la tomate en plus d'autres cultures comme le maïs, le mil,

l'igname et le manioc. La production de maïs croît environ 1,5 fois plus vite que celle du sorgho/mil entre 1990 et 2009. La quantité de maïs produite en 2000 est estimée à 493570 tonnes (FAO, 2002)

Ces dernières années, ces cultures ont été largement impactée par la pauvreté des sols et les décalages saisonniers réguliers réduisant considérablement les rendements (Akibodé, 1986; Adewi *et al.*, 2010). Ces auteurs ont montré que ces phénomènes sont à l'origine de la réduction du rendement des principales cultures parmi lesquelles figurent le maïs et la tomate.

Des études antérieures au Togo se sont intéressées à la valorisation des déchets urbains de la ville de Lomé par compostage (Koledzi *et al.*, 2012), les transformations subséquentes du compost incorporé au sol (Tchegueni *et al.*, 2012) et ses effets sur les rendements de certaines cultures telles que le maïs, la tomate, les carottes, le chou et le haricot (Kolani, 2007; Koledzi, 2011; Toundou *et al.*, 2014). Il ressort de ces travaux que les amendements à composts améliorent les rendements de ces cultures par rapport aux engrais chimiques. De plus, le coût de production du compost est faible par rapport à celui d'achat des engrais chimiques. Peu d'études se sont par contre intéressées aux effets des composts sur les propriétés du sol, la nutrition et le rendement des plantes même si les études précédentes ont contribué à la fabrication et à la commercialisation de composts de déchets urbains par une Organisation Non Gouvernementale Togolaise du nom d'ENPRO (Environnement Propre). Ainsi, afin de promouvoir la qualité de ces composts, il est important de définir et maîtriser des méthodes de caractérisation adéquates. Cette caractérisation assurera une évaluation de l'impact des caractéristiques chimiques des composts sur, d'une part les propriétés des sols et l'amélioration de leur fertilité et, d'autre part sur la croissance des végétaux et l'adaptation des plantes au déficit hydrique. Les axes de travail se définissent en deux points:

- identifier les caractéristiques de la matière organique et minérale des composts afin de mieux prévoir leurs effets sur le sol et les plantes via un test de lixiviation,
- identifier le type de compost et ses caractéristiques assurant une meilleure résistance des plantes à une baisse du régime hydrique.

L'objectif général de notre étude est donc d'identifier le ou les compost(s) de déchets permettant à la fois de garantir la fertilité des sols et d'améliorer l'adaptation des plantes à la réduction du régime hydrique. L'étude est menée sur des cultures de maïs et de tomate sous deux régimes hydriques préfloraux différents. Les objectifs spécifiques visent à:

- 1) élaborer, caractériser et comparer des composts de déchets en combinant des analyses du compost solide à une évaluation spécifique des fractions minérales et organiques hydrosolubles *via* un test de lixiviation développé par Parodi *et al.* (2010).

2) évaluer les effets des composts sur les propriétés chimiques du sol et la teneur en ions des feuilles de maïs en conditions contrôlées sous serre sous deux régimes hydriques différents.

3) identifier les effets des composts sur certains paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques du maïs et de la tomate sous deux régimes hydriques différents pendant la période préflorale en plein champ.

Afin de répondre à ces objectifs, une revue bibliographique, synthétisée dans un premier chapitre, a permis de répertorier et identifier l'état des connaissances sur le processus de compostage et les effets du compost produits sur la plante et le sol sous conditions normales et sous déficit hydrique afin de relier les caractéristiques du compost à la productivité de la plante. Cette revue bibliographique a permis de définir la démarche expérimentale adoptée: les conditions de compostage et les déchets compostés, le choix des cultures et les conditions des essais expérimentaux. L'ensemble de la démarche est présenté dans un deuxième chapitre associé aux méthodes analytiques et au matériel de mesure utilisés. Enfin, le dernier chapitre, hiérarchisé en quatre parties, synthétise, interprète et conclut les résultats obtenus sur les effets des caractéristiques du compost sur: 1) les caractéristiques des composts, 2) les effets des composts sur les propriétés chimiques du sol, 3) les effets des composts sur les paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques du maïs sous deux régimes hydriques et 4) les effets des composts sur les paramètres physiologiques et agronomiques de la tomate sous deux régimes hydriques.

CHAPITRE I :
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Présentation du Togo: Généralités et Intégration dans le contexte africain

I.1. Superficie et ancrage en Afrique

Le Togo est l'un des plus petits pays d'Afrique de l'Ouest avec une superficie de 56 785 km², s'étirant sur environ 700 km du nord au sud mais dont la largeur n'excède pas 100 km. Il est situé entre le 6^{ème} et le 11^{ème} degré latitude nord et est limité au nord par le Burkina Faso, au sud par le Golfe de Guinée, à l'est par le Bénin et à l'ouest par le Ghana. La population est estimée en 2010 à 6 millions d'habitants, représentant 0,6 % de la population du continent africain, et la densité est évaluée à 106 hab/km². En raison de son étirement en latitude (6,5° de latitude Nord à Lomé et 11° à la frontière du Burkina Faso), le Togo connaît deux régimes climatiques :

- Au Sud (région maritime et région des plateaux) règne un climat de type tropical humide avec deux saisons pluvieuses et deux saisons sèches. La plus longue saison des pluies s'étend d'avril à juillet et la plus petite de septembre à octobre. La moyenne des précipitations annuelles est de 800 à 1000 mm.

- Au Nord (région centrale, région de la kara et région des savanes) règne un climat de type soudanien à soudano-sahélien caractérisé par une seule saison pluvieuse d'avril à octobre, et une seule saison sèche de novembre à mars.

Le Togo subit l'influence de la mousson du sud-ouest, vent océanique humide à l'origine des pluies et de harmattan, vent sec, mi-froid, mi-chaud responsable de la sécheresse. Sur le plan écologique et administratif, le Togo est subdivisé en cinq zones selon la structure du relief et le paysage naturel de chaque zone. Le Togo présente donc cinq principaux domaines phytogéographiques dénommés zones écologiques (Ern, 1979). La figure 1 localise le Togo en Afrique ainsi que ses différentes régions écologiques et administratives.

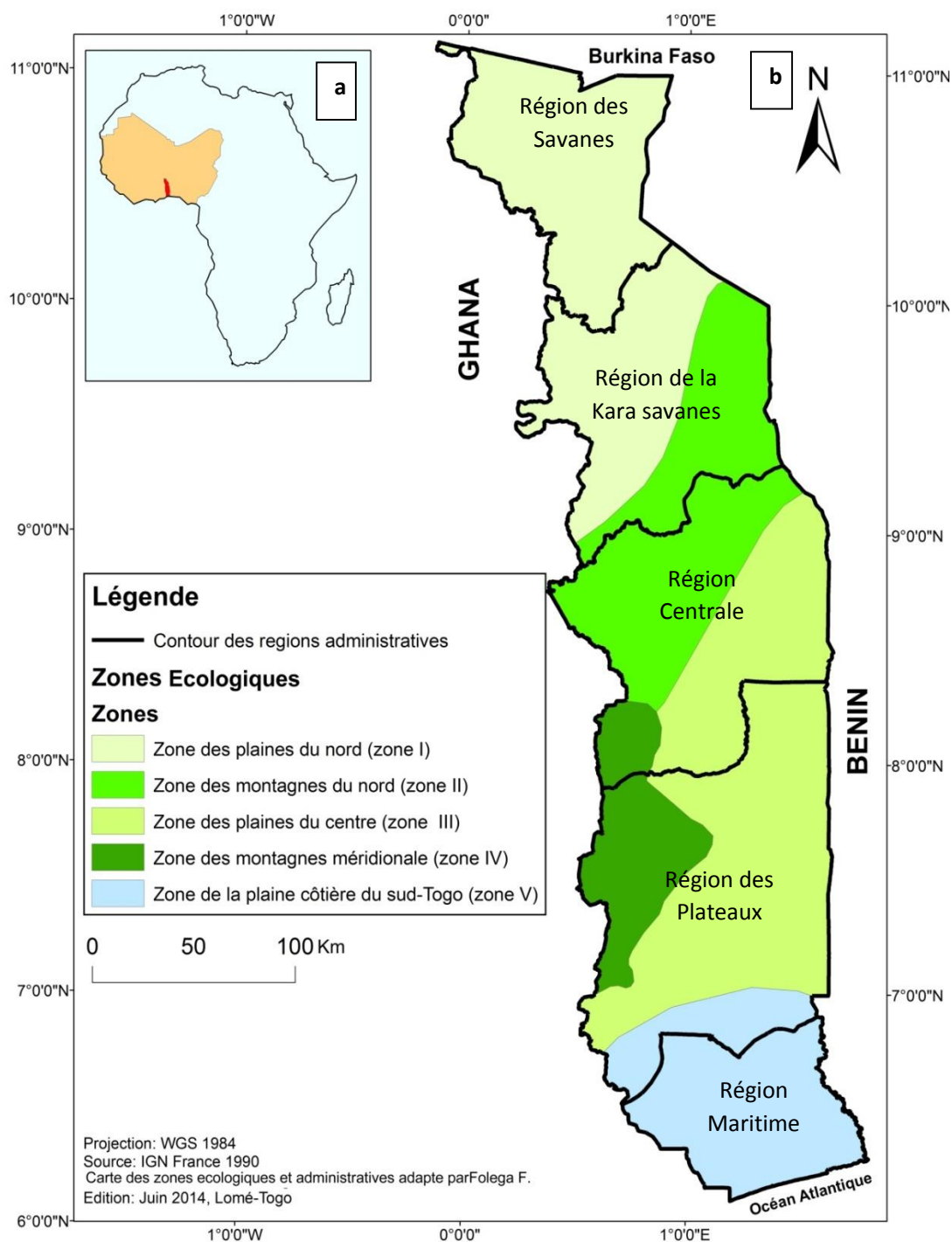


Figure 1: Localisation du Togo en Afrique (a) et ses subdivisions en zones écologiques et en régions administratives (b) (Source: Agbogban, 2015)

I.2. L’agriculture au Togo

A l’image de l’ensemble des pays d’Afrique de l’Ouest, l’agriculture représente au Togo la principale source de revenus pour 70 à 80% de la population mais ce revenu n’excède pas un Dollar US par jour. Dans les zones urbaines et périurbaines, les producteurs agricoles sont

principalement des maraîchers alors que dans les zones rurales, les cultures vivrières telles que le maïs, le mil et le sorgho constituent les principales productions agricoles.

Les cultures les plus répandues sur le territoire togolais sont celles du sorgho, du mil, du maïs, de l'igname, du manioc, de l'arachide, du coton et de la tomate. Parmi toutes ces cultures, le maïs et la tomate sont les plus cultivées sur toute l'étendue du territoire et rentrent dans les habitudes alimentaires de tous les ménages.

Le maïs constitue donc la principale culture vivrière alimentant la population. La culture de maïs est exploitée par des familles sur des parcelles de petite taille en moyenne 0,5 ha à 1 ha avec des techniques rudimentaires. Elle est essentiellement traditionnelle, faite en général manuellement à l'aide d'outils aratoires simples (houe, machette). Le maïs est stocké et transformé en farine pour des fins culinaires. La production de maïs croît environ 1,5 fois plus vite que celle du sorgho/mil entre 1990 et 2009. La transformation du maïs au Togo est essentiellement artisanale. Les formes de transformation recensées sont la transformation traditionnelle de maïs en bouillie, ablo, akpan et surtout en pâte. Actuellement, l'ONG RAFIA est en phase d'expérimentation d'un projet de transformation du maïs en spaghetti et en couscous. Cependant, la culture du maïs est confrontée ces dernières décennies à des anomalies climatiques (décalages et raccourcissement des saisons des pluies) réduisant fortement son rendement. En effet, si les besoins en eau à la floraison du maïs sont satisfaits à moins de 60%, les rendements deviennent très faibles, quelles que soient les conditions hydriques pendant le reste du cycle (Poss *et al.*, 1998).

Selon des enquêtes récentes faites par Kanda (2014), 27 sites de production maraîchère sont repartis sur toute l'étendue du territoire togolais, et la région maritime et des savanes abritent les meilleurs producteurs maraîchers au Togo. Parmi les cultures maraîchères les plus répandues au Togo figure en première position la tomate. La production annuelle s'élève à 7000 tonnes depuis 1987. 86% de la production se fait dans la région maritime. Les rendements sont parfois négativement impactés par la pauvreté des sols, l'attaque de ravageurs, l'accessibilité des points d'eau et la conservation après la récolte (Kirdja, 1991; ITRA, 2007).

La tomate est l'un des fruits les plus populaires au monde. Elle constitue une véritable source des vitamines A et C (Farooq *et al.*, 2005). Elle est aussi appréciée pour ses vertus pharmacologiques à cause de nombreux composés comme l'acide ascorbique, la vitamine E, le lycopène et les flavonoïdes qu'elle renferme. Parmi ces composés l'acide 9-oxo-octadécadiénoïque présente des effets anti-dyslipidémiques. L'activité antioxydante de la tomate résulterait aussi des activités d'autres substances telles que les flavonoïdes. Elle est une arme antifatigue, car elle accélère la formation de sucre dans le sang, permettant à l'organisme

de se réapprovisionner en énergie. Elle intervient aussi dans La filtration des déchets de l'organisme par le biais de la chlorine et évite l'engorgement du foie. Ce fruit favorise le bon fonctionnement du rein, assurant chez les hypertendus une diminution de leur tension artérielle. Il lutte également contre les brûlures causées par l'exposition au soleil.

I.3. Contexte climatique et enjeux environnementaux au Togo

I.3.1. Evolutions climatiques au Togo

Par définition, les changements climatiques correspondent à des variations dans les cycles du climat caractérisées par l'augmentation des températures, et l'amplification des périodes de sécheresse et par des pluies intenses sur des temps très réduits (Blivi, 2010).

Le Togo connaît, depuis 1970, des changements climatiques qui s'expriment par une augmentation des températures et une diminution de la pluviométrie (PNUD, 2008; Adewi *et al.*, 2010). En 2009, les températures moyennes étaient généralement élevées par rapport aux années précédentes: jusqu'à 28°C dans les régions septentrionales, 27°C dans la région maritime, entre 24 et 26° C dans les autres localités contre 25°C environ en moyenne pour les années antérieures (MERF, 2009). De plus, des températures extrêmes maximales se manifestent pratiquement chaque année et pouvaient atteindre jusqu'à 40°C, plus fréquemment dans les Régions Maritime et des Savanes (MERF, 2009).

Parallèlement, le Togo connaît une diminution de la pluviométrie et du nombre de jours de pluie avec une forte variabilité interannuelle et inter-décennale (Adewi *et al.*, 2010). La variabilité spatio-temporelle des pluies au Togo, comme dans toutes les régions soudano-sahéliennes d'Afrique de l'Ouest, a en effet été reconnue comme l'une des plus importantes au monde (PNUD, 2008). Le Sud-Togo (régions maritime et des plateaux) est la région la plus impactée par ces variations des précipitations. Le Tableau 1 présente l'évolution moyenne des températures et des précipitations dans les différentes zones écologiques au Togo entre 1961 et 2005.

Tableau 1: Evolution des températures et des précipitations dans les différentes zones écologiques au Togo entre 1961 et 2005 (Source: Direction Nationale de la Météorologie In : Etude sectorielle Etablissements humains et santé, 2007)

Régions	Moyenne de T (°C) 1961-1985	Moyenne de T (°C) 1986-2005	Moyenne des Pluies(mm)1961-1985	Moyenne des Pluies (mm) 1986-2005
Lomé (Maritime) 06° 10' N – 01°15' E	26,8	27,7	876,0	762,2
Atakpamé (Plateaux) 07°35' N – 01°07' E	25,8	26,7	1363,3	1290,0
Sokodé (Centrale et Kara) 08°59'N – 01° 07' E	26,2	26,7	1380,7	1301,0
Mango (Savanes) 10° 22' N – 00° 28' E	27,9	29,0	1085,1	1092,6

Source: Direction Nationale de la Météorologie In: Etude sectorielle Etablissements humains et santé (2007)

Les moyennes des températures des années 1986 à 2005 sont supérieures à celles des années 1961 à 1985 (en moyenne $+0,8 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ sur les quatre régions) tandis que la pluviométrie moyenne diminue sur ces mêmes périodes ($- 89 \pm 22$ mm) sauf pour la région des Savanes où la moyenne des pluies est stable depuis 1961.

Le Togo se trouve sous l'influence de deux grands régimes climatiques: le régime tropical soudanien au nord avec une saison pluvieuse de Mai à Octobre et une saison sèche de Novembre à Avril; et le régime tropical guinéen au sud caractérisé par deux saisons sèches et deux saisons pluvieuses de durées inégales. Les précipitations varient respectivement entre 900 et 1100 puis 1000 et 1600 mm/an depuis les années 1970, pour des températures moyennes équivalentes, avoisinant les $27-28^{\circ}\text{C}$. Plusieurs études mettent en évidence un déficit pluviométrique depuis 1970 plus particulièrement dans la région maritime (Badameli, 1996; Klassou, 1996; Lemou, 2008) avec des fluctuations annuelles dans les deux zones climatiques (guinéenne et soudanien) des saisons des pluies potentiellement utiles (SPPU). Les saisons des pluies potentiellement utiles correspondent à la durée nécessaire de la saison des pluies pour un bon rendement des cultures. Cette saison des pluies n'est alors plus maîtrisée par les producteurs et des sécheresses de courtes périodes interviennent pendant les cycles cultureux, réduisant considérablement les rendements des cultures (Adewi *et al.*, 2010). La Figure 2 présente la variabilité des dates de début de la grande saison des pluies en région Guinéenne (régions maritime, des plateaux et centrales) de 1950 à 2000. Ainsi, 27 jours en moyenne séparent les dates précoces et les dates tardives. La petite SPPU (Saison des Pluies Potentiellement Utile)

est inexistante. Les fluctuations des pluies et des températures depuis plusieurs années constituent un véritable frein au développement de la population Togolaise de par une modification de la structure des sols cultivés et cultivables et donc une baisse des rendements des cultures (Adewi *et al.*, 2010; Lemou, 2008). Le début et la fin de la petite saison n'est pas stable au fil des ans. Cette variation peut s'étaler jusqu'à plus de 20 jours dans la région des plateaux. En plus de ces variations, la région maritime connaît une inexistence de la petite saison pluvieuse depuis les années 1968. Les paysans ne maîtrisant plus des saisons agricoles sont exposés à des sécheresses pouvant intervenir pendant le développement des cultures causant ainsi de dégâts importants.

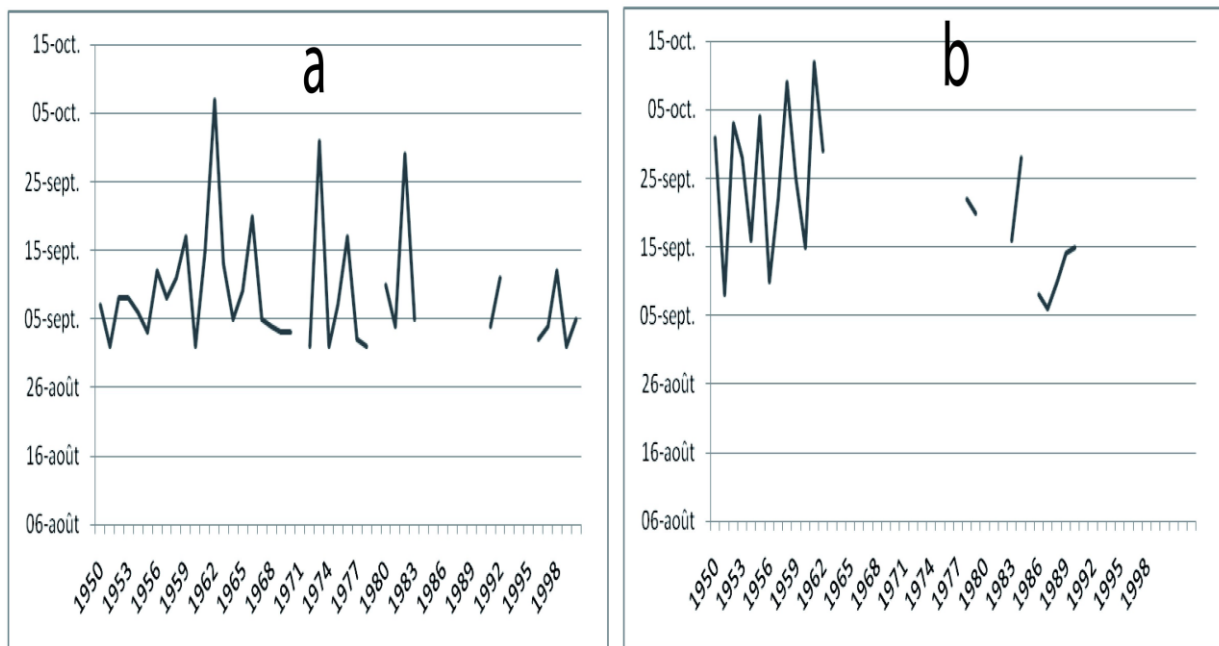


Figure 2: Variabilité des dates de début et de fin de la petite SPPU au Sud-Togo (a) dans la région des Plateaux (Kloto); et (b) dans la région maritime (Lomé) (l'absence de valeurs indique une absence de cette saison pluviométrique) (Adewi *et al.*, 2010)

I.3.2. Causes de la dégradation des sols

La "dégradation des terres" désigne la diminution de la fertilité des terres cultivées non irriguées, des terres cultivées irriguées, des parcours, des pâturages, des forêts ou des surfaces boisées du fait de leur utilisation par l'homme et de ses modes de peuplement, entraînant la diminution de la productivité biologique et donc économique. Le sol est une des principales bases de la production agrosylvopastorale. L'utilisation de pratiques paysannes largement en dessous des recommandations techniques appauvrit les sols et menace ainsi la durabilité de l'agriculture (PNUD, 2008; Sogbedji, 2006). En effet, les sols sont pratiquement exploités de façon continue sans jachère en raison d'une pression démographique (Lare, 2008; PNUD,

2008). La région des savanes située à l'extrême nord du pays compte le plus fort pourcentage de terres dégradées, soit 54,2% des terres dégradées du pays (Lare, 2008). Parmi les causes de la dégradation des sols, l'érosion et le lessivage des ions ainsi que les mauvaises techniques culturales constituent les facteurs les plus actifs. Cette dégradation des sols se caractérise par une perte de structure, une diminution des teneurs en matière organique et en nutriments et un caractère de plus en plus acide (Dabin, 1985). La structure du sol maintient ses propriétés physiques telles que la perméabilité, la porosité et la capacité de rétention d'eau. La structure en agrégats est la plus favorable car les ions sont sous forme de complexes, liés à l'argile et à l'humus évitant ainsi leur lessivage vers les couches profondes les rendant disponibles pour les plantes (Duchaufour, 1951). Ce phénomène est essentiellement favorisé par la richesse de ces sols en matière organique pouvant retenir les éléments minéraux dans les couches superficielles.

I.3.3. Adaptation des techniques culturales aux changements climatiques

Les changements climatiques présentent un impact négatif sur les cultures en réduisant fortement leur rendement (MERF, 2009). L'adoption de nouvelles méthodes culturales tenant compte du contexte actuel des changements climatiques est une voie pour un développement durable. Plusieurs études se sont intéressées à l'utilisation d'engrais verts et de jachères dans la restauration des sols dégradés (Saragoni *et al.*, 1992; Sogbedji *et al.*, 2006) et à l'élaboration de composts de déchets pour l'amélioration des propriétés physico-chimiques du sol et l'augmentation de leur fertilité (Tchegueni *et al.*, 2012; Toundou *et al.*, 2014). Selon Toundou *et al.* (2014) et Tchegueni *et al.* (2012), les composts de déchets améliorent significativement les propriétés chimiques (la teneur en fertilisants) du sol et par conséquent le rendement du maïs (jusqu'à 8t/ha contre 3t/ha pour les traitements sans amendement). Dans les études de Sawadogo *et al.* (2008) concernant l'impact des composts déchets sur le rendement du sorgho, une amélioration très significative par rapport au traitement sans amendement (1,28 t/ha contre 0 t/ha pour le témoin absolu) est observée. Bado *et al.* (1998) et Bielders *et al.* (2002) ont constaté également des augmentations de rendement sur des cultures diverses comme le sorgho et le riz grâce à l'utilisation des phosphates naturels et de la matière organique. Cependant, aujourd'hui, peu d'études se sont intéressées au développement de techniques culturales permettant à la fois la restauration des sols dégradés et l'adaptation des plantes au déficit hydrique compte tenu de l'irrégularité des pluies et de l'augmentation progressive des températures. Les substances organiques à travers leur structure permettent de maintenir voire améliorer la fertilité des sols appauvris par l'excès d'utilisation d'engrais minéraux très solubles (Bresson *et al.*, 2001). En effet, la matière organique du compost contient de l'humus qui

intervient dans l'assimilation des ions par la plante et leur rétention dans le sol. Ainsi le compost améliore le pH, la conductivité électrique et le potentiel redox des sols. Selon Lakhdar *et al.* (2008) et Garcia *et al.* (2012), l'ajout de matière organique au sol favorise l'adaptation de la plante aux conditions de déficit hydrique. Ainsi, les composts de déchets verts, le compost d'écorces et le compost de tourteaux de café, qui sont les produits les plus riches en calcium, ont un effet alcalinisant sur le sol. En revanche, le fumier frais et le fumier déshydraté n'ont pas d'effet statistiquement significatif sur le pH.

I.3.4. Nouvelles techniques culturales et adaptation au déficit hydrique

L'adaptation des plantes au déficit hydrique combine la culture de variétés précoces et l'utilisation de composts de déchets. Ces techniques améliorent la résistance des végétaux et micro-organismes au stress hydrique (Lakhdar *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Tartoura, 2010). Selon ces travaux, les composts riches en matière organique et micronutriments augmentent l'activité antioxydant de plusieurs enzymes telles que APX (Ascorbate Peroxydase), GPX (Glutathion Peroxydase), CAT (Catalase) et SOD (Superoxyde Dismutase) et améliorent la biomasse du blé et du riz même sous déficit hydrique, soit 3 g/plant pour le traitement à compost contre 2 g/plant en moyenne pour celui sans amendement. Le compost permet également de minimiser les dommages oxydatifs dus aux ROS (Reactive Oxygen Species), active le système de défense antioxydant et augmente la stabilité des membranes cellulaires (Tartoura, 2010; Oliveira *et al.*, 2013). Les substances humiques constituent la fraction de matière organique la plus stable provenant de la dégradation biologique de la matière organique des déchets putrescibles. Elles sont utilisées à des doses faibles mais modifient le métabolisme de la plante (Muscolo *et al.*, 1999) par pénétration (Vaughan et Malcom, 1985). Cependant, le mécanisme d'action est encore mal connu. L'acide de type fulvique est plus facilement mobilisé que l'acide humique en raison de son poids moléculaire apparent plus faible et de son potentiel acide plus élevé (Tan, 2003). Les effets positifs des substances humiques sur la rhyzogénèse ont également été largement étudiés (Nardi *et al.*, 1996). Selon plusieurs auteurs, les substances humiques favorisent la croissance des racines (Vaughan et Malcom, 1985) et des tiges (Mustin, 1987) et cette augmentation de la masse racinaire jouent un rôle important dans l'absorption des éléments minéraux par la plante (Kapulnik, 1996; Pinton *et al.*, 1999; Bresson *et al.*, 2001). L'humus posséderait de nombreux atouts qui agissent sur la physiologie des végétaux par une réduction de la consommation d'eau par unité de matière sèche et par diminution de la transpiration et accélération des processus respiratoires et indirectement de la photosynthèse. Le compost de par sa composition minérale et organique minimise donc les dégâts provoqués

par le déficit hydrique et favorise la synthèse de la chlorophylle, des protéines LEA (Late Embryogenesis Abundant) et augmente l'activité de la RuBisCO (Ribulose 1,5-Bisphosphate Carboxylase Oxygénase) donc le rendement des cultures (Lakhdar *et al.*, 2008; Mamo *et al.*, 2000). L'utilisation du compost comme amendement en agriculture représente donc une voie prometteuse pour limiter les effets néfastes de la sécheresse sur les cultures et améliorer les caractéristiques organiques du sol et leur fertilité, tout en représentant une voie durable de valorisation des déchets. Au Togo, les stratégies d'adaptation développées concernent l'utilisation de variétés précoces et résistantes à la sécheresse telles que des variétés du riz, du maïs, du sorgho et de la tomate possédant un fort potentiel de résistance vis-à-vis du stress hydrique (ITRA, 2008), combinée à des pratiques agroforestières doublées d'amendements organo-minéraux, tels que les engrais verts et les jachères (Saragoni *et al.*, 1992; Sogbedji *et al.*, 2006; Toundou *et al.*, 2014). Ces pratiques émergent majoritairement dans les régions de Kara et des Savanes.

I.3.5. Caractéristiques du maïs: (*Zea mays* L., Var. IKENE)

Le nom scientifique de l'espèce est *Zea mays*. Le nom binomial lui a été attribué par Linné en 1753. Le nom générique, *Zea*, vient d'un nom grec, *Zeia*, qui désignait dans l'antiquité une sorte de blé (De Candolle, 1883). Elle appartient à la famille des Poacées et à la sous-famille des Panicoideae (comme le sorgho et la canne à sucre et à la différence des autres céréales telles que le blé, le riz, l'orge et le seigle). La classification actuelle de l'espèce et des espèces voisines résulte des travaux de Doebley et Iltis (1980). Il est admis que le téosinte (*Z. mexicana*) est l'ancêtre du maïs. Les téosintes annuels comptent deux sous-espèces de *Z. mays* L.: la sous-espèce *mexicana* et la sous-espèce *parviglumis* (Doebley et Iltis, 1980). Au cours de sa domestication à partir du téosinte, le maïs a gagné des attributs agronomiques qui lui ont fait perdre des potentialités de vie sauvage. Sa taxonomie est la suivante.

Règne: Plantae

Sous-règne: Tracheobionta

Division: Magnoliophyta

Classe: Liliopsida

Sous-classe: Commelinidae

Ordre: Cyperales

Famille: Poaceae

Sous-famille: Panicoideae

Tribu: Maydeae

Genre: *Zea*

Espèce: *Zea mays*

La tige unique, est pleine et formée de plusieurs entrenœuds d'une vingtaine de centimètres séparés par autant de nœuds. Au niveau de chaque nœud est insérée une feuille alternativement d'un côté et de l'autre de la tige. Les feuilles, typiques des graminées, mais de grande taille (jusqu'à 10 cm de large et un mètre de long) ont une gaine enserrant la tige et un limbe allongé en forme de ruban à nervures parallèles. Les fleurs sont unisexuées et regroupées en inflorescences mâles et femelles composées d'épillets de deux fleurs. Les fleurs femelles sont groupées en épis insérés à l'aisselle des feuilles médianes (les plus grandes). Les fleurs mâles sont groupées dans une panicule terminale qui apparaît après la dernière feuille. Cette panicule est constituée d'épillets regroupant chacun deux fleurs à trois étamines. Le grain de maïs est un caryopse, formé de trois parties d'origines différentes. La Figure 3 présente un pied de maïs avec ses différentes parties.

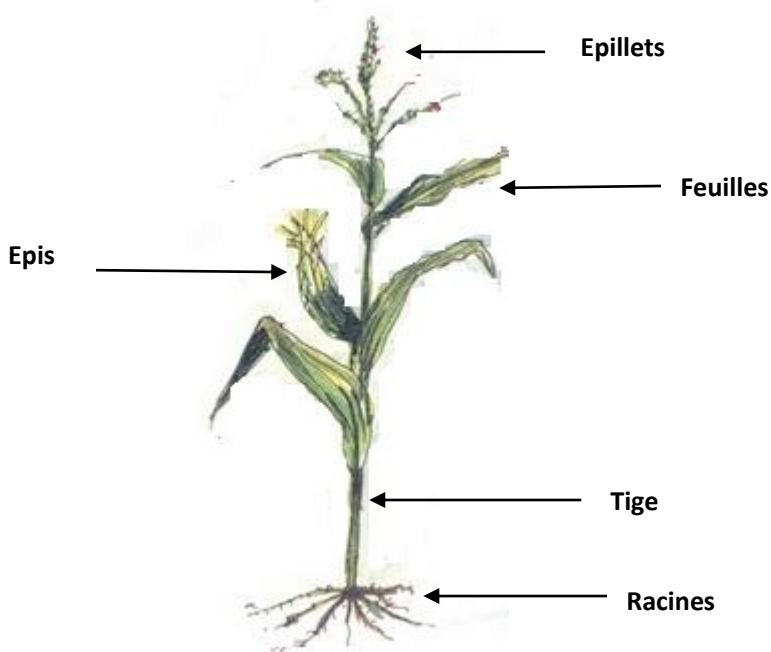


Figure 3: Schéma d'un pied de maïs avec ses différentes parties

La variété de maïs considéré dans cette étude est la variété Ikenne. Ses caractéristiques sont présentées (Tableau 2).

Tableau 2: Caractéristiques de la variété de maïs Ikenne (Djaname, 1989)

Lieu de création	Mexique (CIMMYT) à partir de Mexico 8049
Année de création	1981
Génotype	Composite
Durée de végétation, jours	90–95 (cycle court)
Couleur du grain	Blanche
Texture du grain	Dentée à semis dentée, endosperme farineux
Rendement grain (q/ha)	40–50
Couleur du feuillage	Vert sombre
Hauteur du plant (cm)	150–175(jusqu'à 2,10m au Togo)
Hauteur d'insertion de l'épi (cm)	90
Forme de l'épi	Cylindrique
Résistance vis à vis des facteurs extérieurs	Tolérance à la verse, à la sécheresse et à la rouille ; résistance à la striure du maïs
Caractéristiques phénologiques	Début levée: 4 ^{ème} jour après le semis Début floraison : 47 ^{ème} jour après le semis Début épiaison : 51 ^{ème} jour après le semis Début maturité : 100 ^{ème} jour après le semis

I.3.6. Caractéristiques de la tomate (*Lycopersicum esculentum* L.)

Le genre *Lycopersicum* appartient à la famille des solanacées qui comprend 102 genres avec environ 2500 espèces d'annuelles, de vivaces ligneuses ou non ligneuses, de petits arbustes et arbres. Selon les 7 sous familles, les genres et leurs espèces sont soit largement répandus dans le monde entier (solanoidées), soit originaires d'Amérique du sud (Schwenckioïdées, Pétunioïdées), d'Amérique centrale (Pétunioïdées), des Antilles, d'Australie (Nicotianoïdées). La tomate est une plante herbacée qui tend à se lignifier en vieillissant. Son port dressé au début de plantation, devient naturellement tapissant si aucun tuteurage n'intervient lorsque qu'elle grandit. Les feuilles, alternes, peuvent prendre des formes très différentes, selon les variétés. La Figure 4 présente un schéma d'un pied de tomate.

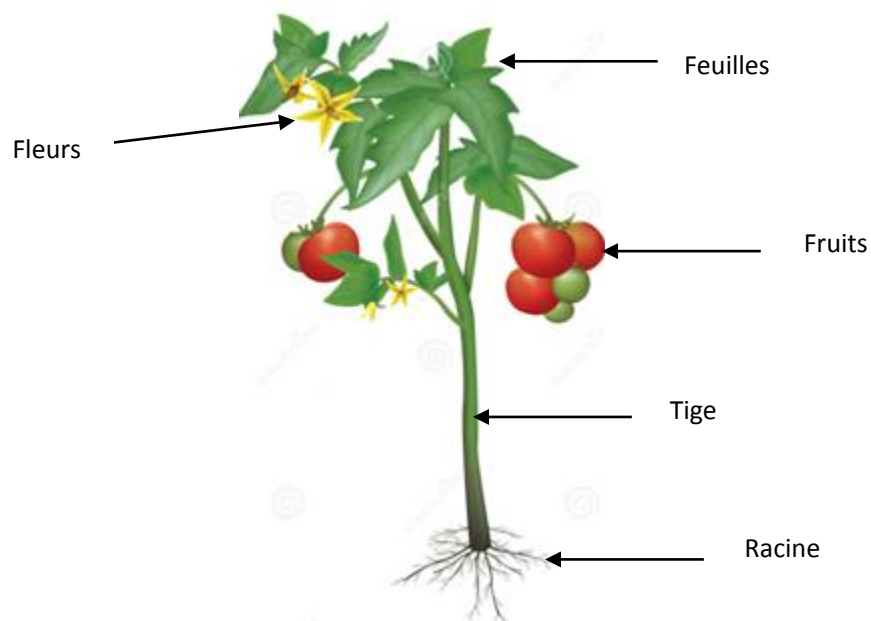


Figure 4: Schéma d'une plante de tomate

La classification de la tomate se présente comme suit:

Règne: Plantae

Sous règne: Trachenobionta

Division: Magnoliophyta

Classe: Magnoliopsida

Sous classe: Asteridae

Ordre: Solanales

Famille: Solanaceae

Genre: *Solanum* ou *Lycopersicon*

Espèce: *Lycopersicon esculentum*

La culture de la tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) a connu de fortes mutations technologiques au cours des dix dernières années pour s'adapter aux exigences de qualité et de calendrier imposés par les marchés, et permettre de relever le défi de la compétitivité par rapport aux autres origines concurrentielles et aux facteurs environnementaux. La variété de tomate Tropimech est considérée dans cette étude. Ses caractéristiques sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3: Caractéristiques phénologiques de la variété de tomate Tropimech (RECA, 2014)

Croissance	Déterminée, vigueur moyenne
Fruit	Forme allongée, collet vert, très bonne conservation
Poids moyen	90 à 100g
Temps moyen de production	65 à 70 jours après repiquage
Résistance et tolérance aux pathogènes	<i>Fusarium oxysporum</i> sp. lycopersici (race 0), Tolérance à <i>Alternaria alternata</i> f. sp. Lycopersici, Tolérance à <i>Stemphyllium</i> sp

I.3.7. Problématique des déchets au Togo

I.3.7.1. Définition du terme «déchet»

Selon Farinet et Niang (2005), le déchet constitue un rejet solide, toute substance ou tout matériau que son détenteur ne peut ni valoriser ni rejeter tel quel dans le milieu extérieur, dans les conditions de lieu et de temps de sa production. Selon AFNOR (1996), le déchet constitue tout résidu d'un processus, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon.

I.3.7.2. Production et caractérisation des déchets au Togo

L'explosion démographique au Togo est responsable d'une augmentation de la production de déchets et les villes Togolaises et principalement la capitale génère plus de 1600 tonnes de déchets globaux (tous les déchets confondus) par jour (Figure 5) (Segbeaya, 2012).

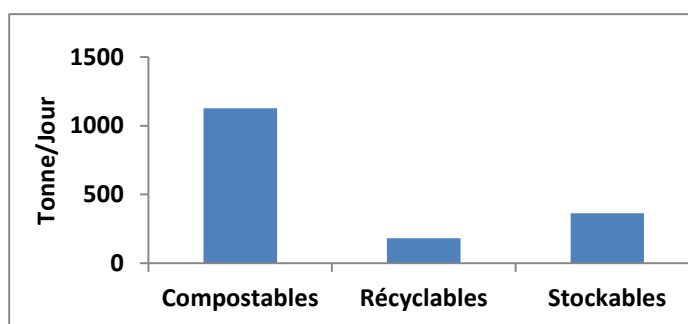


Figure 5: Quantités de déchets générés par la ville de Lomé par jour (Koledzi, 2011)

Les déchets urbains représentent les déchets des ménages et constituent la part la plus importante des déchets (en moyenne 30% des déchets globaux). Ils regroupent les restes des repas, les feuilles, cartons, bouteilles, tissus... La répartition des déchets des ménages de la ville de Kara selon quatre granulométries: les « gros » ($d > 100$ mm), les « moyens » ($20 < d < 100$ mm), les « fines » ($10 < d < 20$ mm) et les «extra-fines» ($d < 10$ mm) met en évidence leur forte proportion d'extrafines (50%) tandis que les gros et les hétéroclites (>300 mm) ne représentent

que moins de 15% (Segbeaya, 2012). La séparation par catégorie de déchets selon le MODECOM (ADEME, 1993) des déchets urbains au Togo est donnée (Tableau 4). Les fractions putrescibles et les fractions ultrafines représentent la part la plus importante. Ces pourcentages sont liés au mode de vie et aux conditions de collecte des déchets sur des terrains sablonneux. De plus, la proportion des putrescibles varie selon les saisons: leur part est plus importante pendant la saison sèche car leur décomposition est plus lente (Koledzi, 2011). La comparaison de la caractérisation des déchets français et togolais révèle des différences directement corrélables aux cultures et à l'industrialisation. Les papiers, cartons, textiles et plastiques représentent plus de 40% de la masse humide des déchets français contre environ 20% pour les déchets togolais. Une différence est également notable sur la proportion d'extra fines et directement imputable au mode de collecte des déchets. La caractérisation chimique des déchets ménagers met en évidence des teneurs faibles en éléments minéraux majeurs comme l'azote, le phosphore et le potassium (Traoré, 2000; Kaboré, 2004; Ye, 2007). La composition physique des déchets varie beaucoup, d'un même continent comme (Diop, 1988; Zaïri *et al.*, 2004) et dans différents continents (ADEME, 2000; Mbulugwe et Kassenga, 2004; Mohee, 2002; Ojeda-Benitz *et al.*, 2003). Ainsi, dans les PED le développement des modes de vie des sociétés a généré les déchets dans tous les milieux, ces déchets sans être identiques à ceux des pays industrialisés, s'y rapprochent. La production des fractions papiers et cartons, provenant des emballages, entre les pays industrialisés et les PED diffère énormément. Cette fraction dans les pays industrialisés dépasse 40 % de la masse globale des déchets (Charnay, 2005). Les fractions comme celles des emballages, montrent aussi cette différence liée au mode de consommation et reflète la disparité entre les niveaux de vie dans les PED et les pays industrialisés. Il s'agit notamment du verre qui varie de 1 à 5 % environ dans les premiers alors que ce taux peut atteindre 13 % en France et au Japon, par exemple (Charnay, 2005; Chantou, 2012; Koledzi, 2011).

Afin d'estimer l'influence des pollutions sur l'environnement et sur l'homme, il est important de connaître la composition physico-chimique des déchets. Les teneurs en eau, en matière organique totale, en cendres, en azote total et en métaux sont les principaux paramètres qui permettent d'apprécier le potentiel polluant des déchets. Le Tableau 4 présente la composition par catégorie finale d'une décharge finale de la ville de Lomé comparée à celle du MODECOM.

Tableau 4: Composition par catégorie de déchets d'une décharge finale dans la ville de Lomé – Comparaison au MODECOM (Koledzi, 2011)

% matière humide	Année 1		Année 2		Caractérisation type MODECOM (Chantou, 2012)
	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	
Putrescibles	21,7	14,4	13,3	11,8	10,2
papiers-cartons	4,4	10,2	2,8	2,8	24,5
Textiles	4,4	5,1	4,4	3,7	18,3
Plastiques	11,3	6,4	9,7	14,2	19,2
Verres	1,0	0,4	1	0,6	1,5
Métaux	0,6	0,9	1,6	0,6	2,9
CNC	6,2	4,0	5,2	6,1	3,6
INC	2,7	1,4	2,8	2	0,7
Spéciaux	1,4	1,2	2	0,6	0,2
 fines - (20-10 mm)	10,6	19,7	12,9	13	7,8
 extra fines (<10 mm)	35,7	36,3	44,3	44,6	11,1
Total	100	100	100	100	100

I.3.7.3. La gestion des déchets au Togo

La gestion des déchets est une problématique majeure en Afrique et plus particulièrement au Sud du Sahara (Rabo *et al.*, 1998). Contrairement aux pays développés, leur traitement par enfouissement ou incinération n'a jamais constitué une priorité et les décharges à ciel ouvert et dépotoirs ou dépôts sauvages constituent les seules voies d'élimination des déchets. Au Togo, les déchets urbains sont collectés directement des foyers et déversés sur des décharges publiques. Ces décharges non contrôlées représentent de véritables sources de pollution de l'environnement par la libération des micro-organismes pathogènes et les éléments traces métalliques, qui peuvent être entraînés vers les rivières et ainsi contaminer certains maillons de la chaîne alimentaire (Segbeaya, 2012). Selon Segbeaya (2012), la contamination de l'eau de la rivière Kara par exemple provient essentiellement d'une mauvaise gestion des déchets très chargés en polluants organiques et métalliques. En effet, l'étude de la qualité bactériologique et physico-chimique des eaux de la rivière, couplée avec l'évaluation du niveau de contamination des sédiments et leur capacité à remobiliser les polluants accumulés a montré un lien entre la dégradation de la qualité des eaux de la rivière et le mode de gestion des déchets. Néanmoins, aujourd'hui, des progrès considérables sont constatés dans le traitement des

déchets avec 10% en moyenne des déchets togolais valorisés par compostage. En effet, la teneur en matière organique dans les déchets putrescibles varie de 21,4 % à 75 %. La forte proportion de putrescibles dans les déchets urbains (plus de 30%) des PED représente donc un gisement important de matière organique (Farinet et Niang, 2005; Attrasi *et al.*, 2005; Koledzi, 2011) et justifie le choix de leur valorisation par compostage pour une utilisation du compost produit en agriculture (Koledzi, 2011). De nombreuses études se sont donc intéressées à la valorisation des déchets et en leurs transformations en amendements organiques (Toundou, 2010; Koledzi, 2011; Tchegueni, 2012).

I.3.7.4. Compostage des déchets

Le recyclage des déchets par compostage est actuellement considéré comme une des composantes du développement durable (Golueke, 1977; Basalo, 1974) car il permet à la fois de réduire le volume des déchets et d'assurer une voie de traitement tout en valorisant le produit obtenu en agriculture.

I.3.7.4.1. Définition du compostage

Le compostage est un processus de décomposition et de transformations contrôlées de produits organiques sous l'action de populations microbiennes évoluant en milieu aérobie (AFNOR, 2005). Selon Devisscher (1997), le compostage consiste en une fermentation en présence de l'oxygène de l'air des déchets organiques pour obtenir un amendement riche en humus. Pour De Bertoldi *et al.* (1983) et Leclerc (2001), le compost est un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale par une succession de communautés microbiennes évoluant en condition aérobie, entraînant une montée de température et conduisant à l'élaboration d'une matière organique riche en humus et stabilisée. Pour la FAO (1988), le compostage est un processus naturel de dégradation et de décomposition de la matière organique par les micro-organismes. Dans un objectif de valorisation, le compostage représente une stratégie de transformation de la matière organique en produit de qualité constituant un amendement organique intéressant pour les sols (Côte, 1999 et Attrassi *et al.*, 2005).

I.3.7.4.2. Processus de compostage

Trois grandes phases étaient généralement définies dans le processus de décomposition de la matière organique par compostage (Inckel, 1990). Cependant, de manière plus précise, Leclerc (2001) subdivise le compostage en quatre phases isolant la phase de maturation: les phases mésophile, thermophile, de refroidissement et de maturation (Figures 6 et 7).

- **La phase mésophile** correspond à la phase initiale de compostage caractérisée par la présence de matières organiques facilement décomposables telles que les glucides (hémicelluloses, sucres), les protéines et les lipides. La forte activité biologique génère une élévation rapide de la température à l'intérieur du compost. La température idéale pour cette phase initiale de compostage est de 20 à 45°C. La durée de cette phase peut varier de 4 à 5 jours après la composition du tas jusqu'à deux semaines en fonction des conditions environnementales.

- **La phase thermophile ou phase de réchauffement** se caractérise par une augmentation de la température du tas jusqu'à 60 à 70°C (Inckel, 1990) résultant de la décomposition de 46 à 62% de la matière organique (Inckel, 1990) sous forme de CO₂ et H₂O par les organismes thermophiles.

- **La phase de refroidissement** est caractérisée par un ralentissement de l'activité microbienne en raison d'une diminution de la quantité de matière organique facilement dégradable. La température du tas diminue jusqu'à des valeurs de l'ordre de 30°C.

- **La phase de maturation** constitue la phase finale du processus au cours de laquelle la température atteint celle du sol soit 20 à 30°C (Compaoré *et al.*, 2010). Le processus de compostage se poursuit indéfiniment à un rythme très lent et est caractérisé par des processus d'humification. La durée de cette phase est assujettie à l'utilisation du compost mûr obtenu sous forme de terreau.

Pour obtenir compost sans micro-organismes pathogènes, il faut une température de 55°C au moins pendant 15 jours en compostage à l'air libre (ADEME, 1998). Dans des réacteurs, la température doit dépasser 60°C pendant une semaine (ADEME, 1998). Une température supérieure à 55°C permet l'hygiénisation, entre 45 et 55°C, elle favorise la biodégradation et entre 35 et 40°C, elle améliore la diversité des micro-organismes. Des températures voisines de 20°C ou supérieure à 82°C inhibe et arrête l'activité microbienne (Liang *et al.*, 2003).

Chimiquement, le compostage peut être résumé par l'équation (Kuo, 2004):



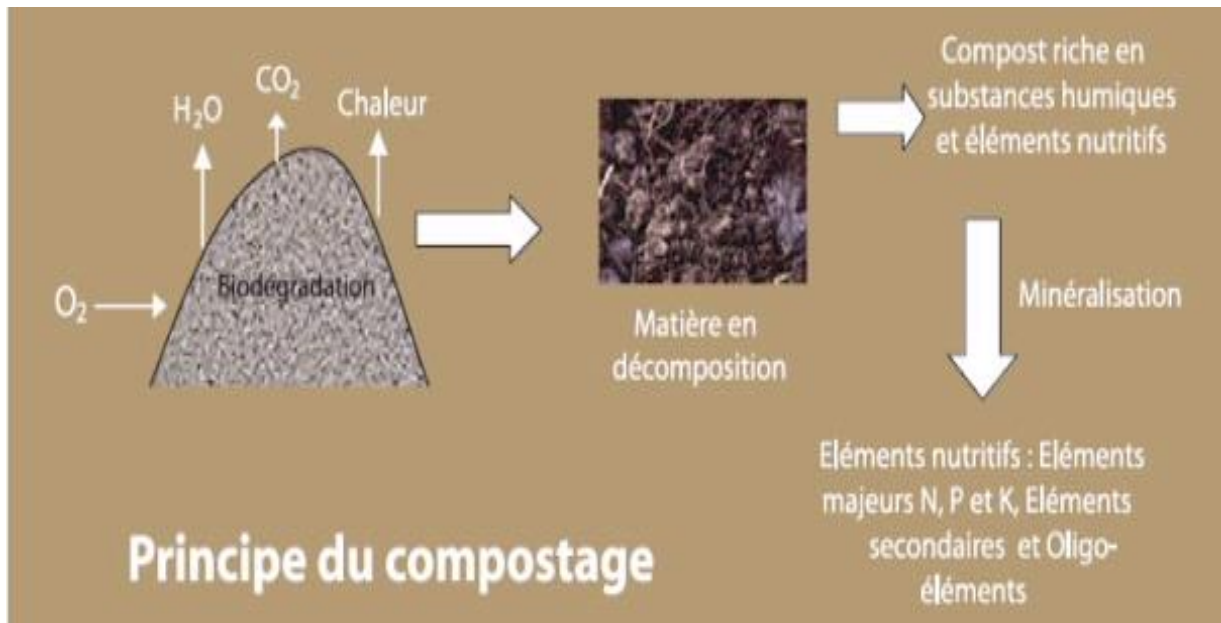


Figure 6: Processus théorique mis en jeu au cours du compostage (Hafidi, 2011)

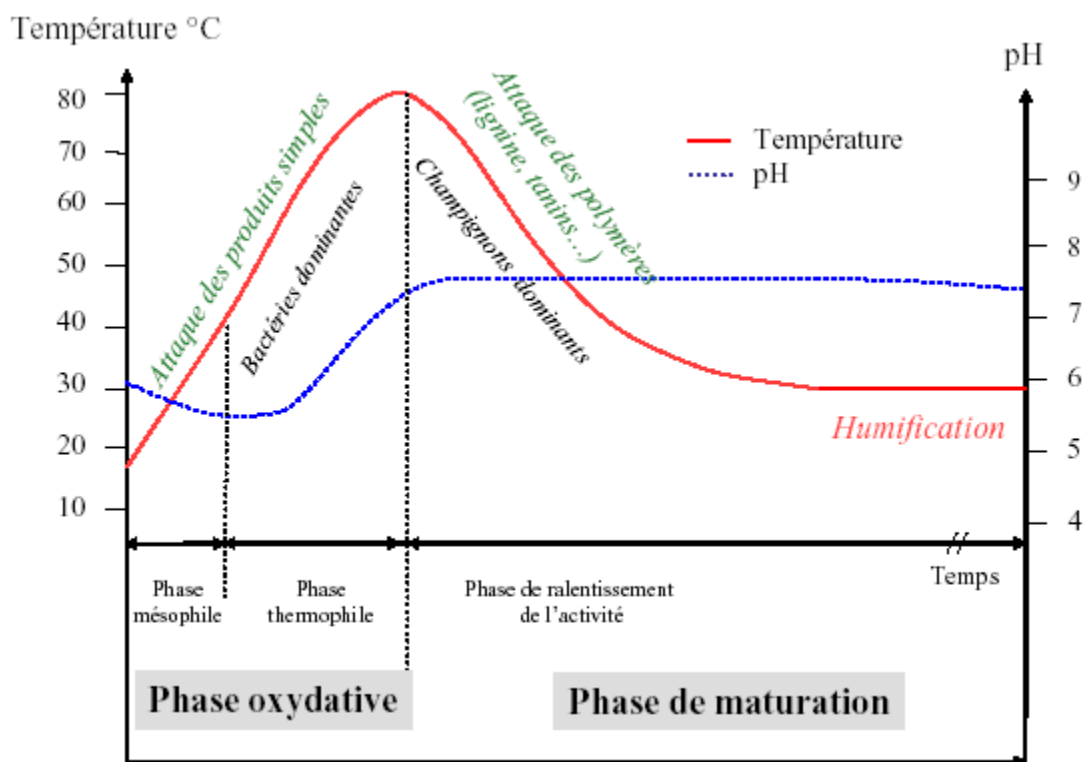


Figure 7: Courbe théorique d'évolution de température et du pH au cours du compostage (Mustin, 1987)

I.3.7.4.3. Processus et population microbiologique au cours du compostage

Le processus de décomposition est entièrement assuré par des micro-organismes. Les bactéries et les actinomycètes (bactéries filamenteuses hétérotrophes) du compost sont de tailles

et de formes variables. Elles restent actives durant tout le processus de compostage et surtout pendant la phase de réchauffement. Elles jouent un rôle important dans la dégradation de la matière organique complexe comme la cellulose, la lignine, la chitine et les protéines. Certains micro-organismes apparaissent lors de la phase thermophile du compostage et d'autres durant la phase de refroidissement. La plupart des actinomycètes sont des hétérotrophes utilisant des molécules organiques préfabriquées, soit en les fermentant, soit en les oxydant. Lors des analyses réalisées sur les composts de déchets d'épluchures d'ananas, les coliformes totaux et les levures ont été les plus représentés (Azouma, 2011). Les micro-organismes de genre *Thermus* et *Bacillus* sont souvent rencontrés dans les tas à haute température (Beffa *et al.*, 1996). Les composts peuvent être colonisés par d'autres micro-organismes pathogènes pour l'homme tels que des bactéries comme *E. Coli*, de genres *Pseudomonas* et *Staphylococci*, des champignons comme *Aspergillus fumigatus* et de genre *Penicillium* ainsi que des virus de types Coxsackie-B-virus et Echo-virus (Beffa, 1996; Rabia *et al.*, 2007).

I.3.7.4.4. Paramètres du compostage

Le compostage est un phénomène naturel ayant lieu spontanément mais pour lequel le contrôle des conditions biologiques et physico-chimiques optimise le processus de dégradation et permet la production d'un compost de qualité. L'optimisation du processus nécessite la maîtrise de l'activité biologique des micro-organismes par régulation des conditions d'aération (taux d'oxygène lacunaire), d'humidité, de température et de pH (Finstein et Morris, 1975; Miller *et al.*, 1989; Devisscher, 1997).

I.3.7.4.4.1. La température

Le compostage étant un processus aérobie; le suivi de la température est un indicateur pertinent de l'activité microbienne et des températures élevées sont caractéristiques d'une activité microbienne importante. Le suivi de la température renseigne donc sur la qualité du processus de dégradation (Soudi, 2009) et permet si nécessaire d'adapter les conditions du système. En effet, la température optimale pour la dégradation des déchets se situe aux environs de 60°C. Cependant, par leur respiration, les micro-organismes dégagent une chaleur telle que des hautes températures (80°C voire même plus de 90°C dans un tas bien isolé) peuvent leur devenir létales. L'optimisation du processus consiste donc à veiller à ne pas dépasser une température de 70°C mais en respectant des températures supérieures à 55°C qui permettent une bonne hygiénisation (Soudi, 2009; Kolezi, 2011). Cependant, ces variations de température sont assujetties aux autres conditions physico-chimiques du milieu telles que l'aération et l'humidité, paramètres importants dans le développement des différents micro-organismes

impliqués dans le processus. En fin de processus de compostage, la température reste un indicateur pertinent de la maturité du compost (Soudi, 2009). En effet, une stabilisation de la température est caractéristique d'un arrêt de l'activité biologique de dégradation.

I.3.7.4.4.2. Le pH

Le suivi du pH est un indicateur du degré de décomposition biologique et biochimique des déchets à composter. En effet, au cours de la dégradation aérobie, deux phases distinctes caractérisées par des variations de pH se succèdent: une phase acidogène suivie d'une alcalinisation (Figure 8). La phase d'acidogénèse se produit au début du processus de dégradation et est caractérisée par une diminution du pH vers des valeurs voisines de 6 (Attrassi *et al.*, 2010, Compaoré *et al.*, 2010). Cette diminution du pH est la conséquence de la production d'acides organiques et de dioxyde de carbone (CO₂) par les bactéries acidogènes à l'origine de la décomposition du matériel organique complexe. La phase d'alcalinisation est alors caractérisée par une hydrolyse bactérienne de l'azote avec production d'ammoniac associée à la dégradation des protéines et à la décomposition d'acides organiques (Haug, 1993). Sans adjonction de tampon, le pH se situe donc entre 6 et 8 (Mustin, 1987), en fonction de la nature du substrat d'origine. Par contre, tout au long d'un processus de dégradation aérobie, le pH des suspensions solides de déchets se situe entre 5 et 8 et peut même atteindre 9 (Yu *et al.*, 2009).

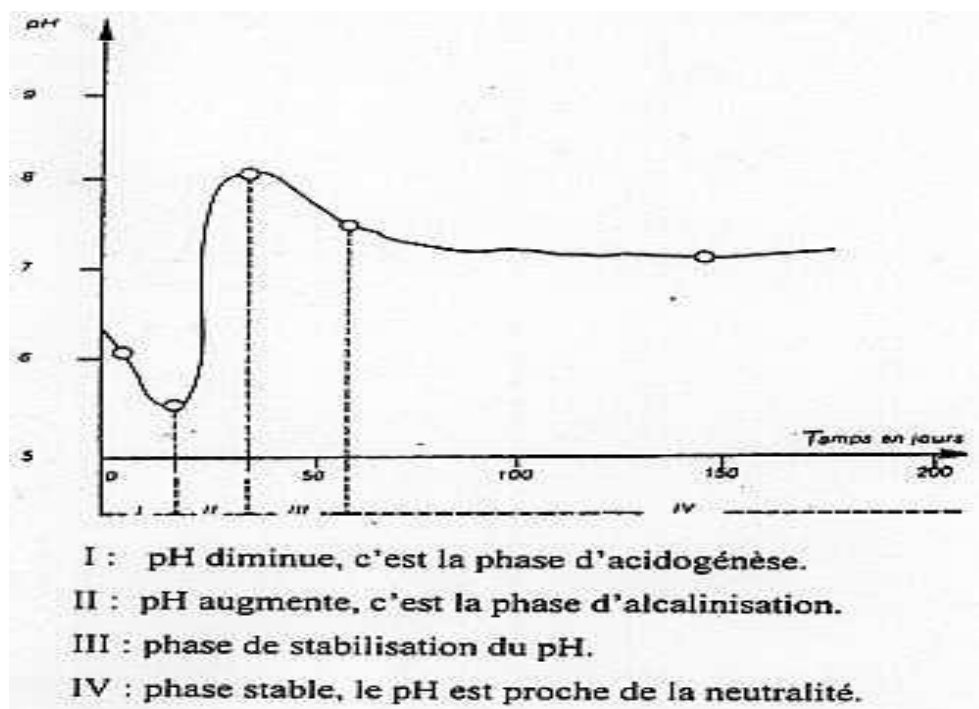


Figure 8: Courbe de variation du pH au cours du compostage (Mustin, 1987)

I.3.7.4.4.3. L'humidité

La teneur en eau ou humidité du compost conditionne l'activité des micro-organismes et donc la vitesse de dégradation de la matière organique. Selon Mustin (1987) et Liang *et al.* (2003), l'humidité est le paramètre le plus influent du processus de compostage. La teneur optimale dépend de la densité du milieu et donc de l'état physique et de la nature du substrat. Ce paramètre est conditionné par deux phénomènes se produisant au cours du processus de dégradation: la libération d'eau lors de la décomposition de la matière organique d'une part et l'évaporation de l'eau sous l'effet de la chaleur libérée par la fermentation d'autre part. La teneur en eau optimale est comprise entre 40 et 60% de la matière fraîche (Mustin,1987). Une humidité inférieure à 20% inhibe la décomposition de la matière organique. Au contraire, des valeurs supérieures à 70% entraînent une diminution des échanges d'oxygène et des conditions favorables à l'anaérobiose s'installent car l'eau remplit les espaces lacunaires. L'arrosage de la masse en fermentation permet de maintenir un taux d'humidité de 50 à 70%. Les conditions météorologiques influencent également le taux d'humidité dans le tas. Des systèmes de couverture, toiture ou bâche sont donc souvent utilisées pour limiter l'impact de pluies intenses ou de périodes fortement ensoleillées sur le processus de dégradation. En fin de processus, un produit sec facilite son conditionnement mécanique.

Ces trois paramètres, pH, température et humidité, sont interdépendants et difficilement dissociables lors du suivi du compost en cours de dégradation. Certains auteurs définissent des valeurs optimales pour chacun de ces paramètres alors que d'autres préfèrent étudier les effets combinés de deux paramètres (Liang *et al.*, 2003). Dans tous les cas, les paramètres sont considérés comme optimaux lorsqu'ils permettent une hygiénisation du produit et une vitesse de dégradation rapide; et leurs valeurs sont fonction de la nature du substrat et des conditions de mise en œuvre du procédé.

I.3.7.4.4.4. L'aération

L'oxygène est utilisé par les micro-organismes lors de la respiration aérobie et l'oxydation des substances organiques. Sa présence est donc indispensable lors du processus de compostage pour maintenir les conditions aérobies nécessaires à une décomposition rapide et inodore. La teneur en oxygène lacunaire représente le pourcentage d'oxygène dans l'air des vides entre les particules de compost. Ce taux est fonction de la granulométrie et de l'humidité des particules. Selon Puyuelo *et al.* (2010), le taux minimal d'oxygène dans les espaces lacunaires d'un andain en fermentation doit être de 5% et au fur et à mesure de la dégradation, le besoin en oxygène diminue. Si la teneur en oxygène est trop faible ou la masse à composter

trop compacte, les conditions favorables à l'anaérobiose s'installent. Les systèmes d'aération les plus fréquemment rencontrés sont les retournements mécaniques, les systèmes d'aération forcée ou pilotée, avec ou sans recirculation. De tels systèmes influent également sur d'autres paramètres par diminution de l'humidité initiale, amélioration de l'homogénéité du substrat et contrôle de la température.

I.3.7.4.4.5. Rapport C/N

Lors du processus de compostage, la décomposition de la MO se traduit par une consommation de l'azote et du carbone et donc par une diminution du rapport C/N (Bernal *et al.*, 1998). En effet, les micro-organismes utilisent le carbone des matières organiques comme source d'énergie à travers des oxydations dites métaboliques et l'azote comme source protéique. Cependant, l'évolution dépend du taux de matière organique du substrat à composter et de sa teneur en azote. L'évaluation initiale du rapport C/N est donc primordiale pour optimiser le mélange à composter et ajouter la quantité d'éléments déficitaires afin d'assurer une dégradation idéale et homogène sur l'ensemble du processus. L'évolution du rapport C/N de différents substrats compostés est présentée Figure 9. Le rapport C/N des composts de broussailles et de bois est plus élevé que ceux d'ordures ménagères et de déchets potagers (Figure 9). Plus ce rapport est élevé, plus le déchet en compostage est riche en matière organique. Le rapport C/N est donc un facteur nutritionnel important dont la valeur optimale est définie par de nombreux auteurs et dépend des caractéristiques initiales du substrat à composter. Par exemple, selon Chitsan *et al.* (2008), cette valeur optimale se situe entre 19 et 20 alors que d'autres auteurs proposent un rapport C/N entre 25 et 30 (Godden, 1995) pour des composts de déchets et entre 25 et 45 pour des ordures ménagères hétérogènes (Bernal *et al.*, 1998). Si ce rapport est supérieur à 35, la dégradation de la matière est ralentie par manque d'azote. Au contraire s'il est inférieur à 15, l'excès d'azote est perdu par volatilisation sous forme d'ammoniac entraînant ainsi une diminution du pH.

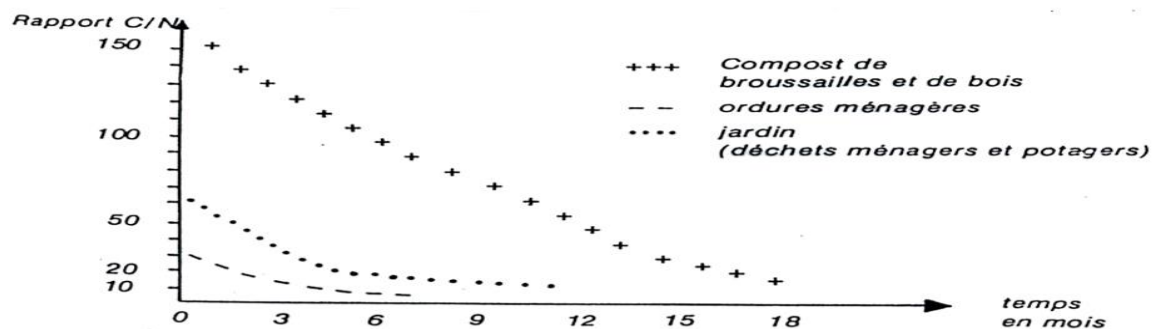


Figure 9: Evolution du rapport C/N de différents substrats au cours du compostage (Hafidi, 2011)

I.3.7.4.5. Les différentes méthodes de compostage

I.3.7.4.5.1. Le compostage en andains

Il est utilisé par les Chinois depuis 1960 et consiste à placer le mélange de matières à composter en longs tas étroits appelés andains, remués ou retournés de façon régulière afin d'assurer une aération et de favoriser la dégradation aérobie. Les tas généralement rencontrés s'étalent sur 7 à 8 m de long pour 7m de haut. Plusieurs dispositifs permettent d'assurer le taux d'oxygène et on distingue les andains retournés, les andains aérés passivement, et les andains statiques aérés. Les andains sont aérés essentiellement par un mouvement passif ou naturel de l'air (convection et diffusion gazeuse). Le taux d'échange avec l'air dépend de la porosité de l'andain. Les systèmes d'aération sont divers et variés: retournements mécaniques, aération forcée ou pilotée, avec ou sans recirculation. L'apport d'oxygène réduit aussi l'humidité initiale (si elle est trop forte), améliore l'homogénéité du substrat et diminue une possible élévation de température. De nombreuses méthodes combinent les techniques des andains et des tas aérés dans le but de surmonter les faiblesses et exploiter les avantages de chaque méthode avec une durée de compostage de 3 mois en moyenne.

I.3.7.4.5.2. Le compostage en récipient clos

Le compostage en récipient clos désigne un ensemble de méthodes qui confinent les matières à composter dans un bâtiment, un container ou un récipient. Ces méthodes sont basées sur l'aération forcée et des techniques de retournement mécanique qui visent à accélérer le processus de compostage. Parmi les méthodes de compostage en récipient, le compostage en casier est la plus utilisée et le compost est mature à moins de 3 mois.

I.3.7.4.5.3. Les lits rectangulaires remués

Le compostage en lits rectangulaires est réalisé entre des murs qui forment de longs et étroits couloirs appelés lits. Un rail ou une saignée en haut de chaque mur supporte et guide un appareil assurant le retournement du compost produit. Un chargeur dépose les matières premières à l'extrémité frontale du lit. Au fur et à mesure de l'avancée sur les rails, le compost est retourné et reposé à l'arrière.

I.3.7.4.5.4. Le vermicompostage

Le vermicompostage ou lombricompostage est réalisé *via* des vers de fumier (*Eisenia fetida*) (Mustin, 1987) qui se nourrissent des déchets. Le composteur est constitué de plusieurs

compartiments pour permettre la migration des vers et faciliter ainsi la récolte du compost. L'aération de la litière est assurée par les galeries creusées par les vers.

I.3.7.4.6. Ajout d'adjuvants de compostage

Les composts de déchets d'ordures ménagères présentent généralement des teneurs faibles en éléments minéraux essentiels tels que l'azote, le phosphore et le potassium (Hargreaves *et al.*, 2008). Ainsi, afin d'augmenter leur potentiel fertilisant, certains auteurs se sont intéressés à l'ajout d'adjuvants naturels avant compostage: les phosphates naturels, les calcaires et les fumiers. Par ajout de phosphates naturels, Compaoré *et al.*, (2010) et Koledzi (2011) ont respectivement multiplié par 5 et par 3 les teneurs en phosphore total pour atteindre des teneurs maximales de 4571 mgP/kgM.S. et 9700 mgP/kg M.S. dans les composts produits au Togo et au Burkina-Faso. Les teneurs en azote dans les composts peuvent également être améliorées par utilisation de fumier comme adjuvant de compostage, soit un taux d'amélioration en moyenne de 36% par rapport au compost sans fumier (Hodges, 1991; Woodbury, 1992; Compaoré *et al.*, 2010; Toundou *et al.*, 2014).

I.4. Utilisation du compost en agriculture: caractéristiques physico-chimiques du compost

Une utilisation optimale du compost comme amendement du sol et source de nutriments pour les plantes impose un produit stable et mature (Amir, 2005). Différents paramètres sont couramment définis pour déterminer la stabilité et la maturité du compost. Selon Iannotti *et al.* (1993), la stabilité du compost est estimée par l'activité microbienne et sa maturité par détermination de son odeur, évaluation de sa composition chimique et de sa réactivité phytotoxique. D'après Soudi (2009), la température est un paramètre pertinent de détermination de la maturité d'un compost. Si un compost en maturation voit sa température augmenter, l'activité biologique de biodégradation continue et le compost n'est donc pas encore mûr.

I.4.1. Evaluation physique de la qualité du compost

Un compost mûr a une texture friable, une odeur de terre et une couleur brune foncée ou noire (FAO, 1988). La granulométrie est un paramètre pertinent de caractérisation physique des composts et elle permet d'apprécier le degré de décomposition physique de la matière. Ainsi, le taux d'éléments fins augmente lors du processus de décomposition-dégradation (Soudi, 2001) et un taux fort témoigne d'une bonne qualité du compost (Charnay, 2005; Compaoré *et al.*, 2010). De plus, les normes internationales d'appréciation des substances organiques qualifient de très riches les composts dont les particules fines (< 10 mm) sont supérieures à 60% et pour lesquels le taux d'éléments indésirables est inférieur à 5%.

I.4.2. Evaluation biologique et phytotoxique de la qualité du compost

L'indice de germination (IG) représente un bon indicateur de la maturité d'un compost, des tests de germination sont donc couramment utilisés pour définir la qualité du compost. Ce test de phytotoxicité est basé sur le pouvoir germinatif des grains de maïs (*Z. mays*), du niébé (*V. unguiculata*) ou du cresson (*Lepidium sativum*) dans des conditions particulières. Les tests sont réalisés sur le compost seul ou en mélange avec du sable, le sable constituant le témoin de l'essai. Après un temps d'incubation dépendant de l'espèce considérée à 25°C, la maturité des composts est évaluée suivant le pourcentage de germination par rapport au témoin. Un compost est considéré comme non toxique lorsque son IG excède 50 % (Zuccooni *et al.*, 1981). Des indices de germination compris entre 76% et 87% pour le maïs et le niébé ont été obtenus par Koledzi (2011) sur les composts de déchets ménagers. Compaoré *et al.* (2010) obtiennent des taux germination allant de 91% à 100% pour des grains de maïs semés sur des sols amendés avec les composts de déchets ménagers et de phosphate naturel.

I.4.3. Evaluation chimique de la qualité du compost

La caractérisation physico-chimique du compost permet d'estimer sa valeur agronomique et sa teneur en macroéléments fertilisants tels que l'azote, le phosphore, le potassium pour assurer la bonne nutrition des plantes; mais aussi son degré de toxicité par estimation de la part d'éléments traces métalliques.

I.4.3.1. Décomposition de la MO

La maturité et la stabilité d'un compost sont définies lorsque la matière organique a atteint un état de décomposition avancée. Au cours du compostage, les sucres simples, fractions solubles contenant du carbone, et les lipides, sont presque intégralement dégradés dès la phase mésophile. La cellulose et la lignine sont dégradées pendant la phase mésophile thermophile, et de refroidissement, par des champignons (Godden *et al.*, 1986). Il s'en suit une conservation de la lignine, très favorable à la qualité du compost, la lignine étant un précurseur des substances humiques (Gobat *et al.*, 1998). Le suivi de la dégradation de la matière organique au cours du processus de compostage est possible grâce à la quantification de fractions organiques telles que les acides de type humique (AH), les substances de type hydrophile (HPI*), transphilique (TPH*) et hydrophobe (HPO*) (Parodi *et al.*, 2010). Un compost mature est alors plus riche en substances de type hydrophobe par rapport à un compost immature qui serait plus riche en substances hydrophiles et transphiliques.

I.4.3.2. Teneurs en phosphore et en potassium

Les teneurs en phosphore et en potassium du compost permettent d'évaluer sa qualité agronomique. Des teneurs en phosphore totale comprises entre 1030 mg P/kgMS et 5285 mgP/kgMS ont été quantifiées dans les composts de déchets ménagers et de phosphate naturel par Compaoré *et al.* (2010) et Koledzi (2011). Dans ces études, les teneurs en potassium sont de l'ordre de 1% MS. Les teneurs en potassium recommandées par la FAO et AFNOR sont comprises entre 0,4 et 1% M.S. Les composts produits par Koledzi (2011) et Compaoré *et al.* (2010) sont améliorés en azote grâce au fumier puis en phosphore grâce au phosphate naturel.

I.4.3.3. Teneurs en éléments traces métalliques

La maturité et la stabilité sont deux paramètres pertinents permettant de définir la qualité d'un compost. Cependant, l'évaluation des teneurs en éléments traces métalliques (E.T.M.) est préconisée dans la réglementation dans les pays industrialisés afin d'assurer un compost de qualité sans effets néfastes sur le sol et la plante. Aucune réglementation n'impose une qualité de compost précise dans les PED mais les auteurs s'intéressent particulièrement aux pourcentages d'éléments traces métalliques dans le produit brut. Dans les PED, les sources principales d'éléments traces métalliques dans les composts de déchets urbains sont les piles, les peintures, les plastiques, les papiers et les cartons. Les éléments considérés sont donc le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc et le manganèse. Le Tableau 5 présente les valeurs limites en E.T.M. préconisées dans les composts de déchets (AFNOR, 2005) comparés à certaines teneurs des composts africains.

Tableau 5: Valeurs limites en E.T.M. dans le compost de déchets (AFNOR, 2005) et pour certains composts Africains (Koledzi, 2011; Compaoré *et al.*, 2010)

E.T.M.	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Se	Cu	Zn
Valeurs limites en E.T.M. (mg/kg MS)	18	3	120	2	60	180	12	300	600
Composts en Afrique (mg/kg M.S.) (Koledzi, 2011; Compaoré <i>et al.</i> , 2010).	-	3	-	-	13,5	37,5	-	15	130

I.4.4. Evaluation chimique de la maturité du compost par utilisation d'un test de lixiviation

I.4.4.1. Intérêt de l'utilisation d'un test de lixiviation

La caractérisation de l'état de dégradation d'un compost de déchet peut également s'effectuer par utilisation d'un test de lixiviation (TL). La lixiviation correspond à une extraction solide/liquide d'un composé par une solution aqueuse dont le principal objectif est d'estimer les

capacités de relargage de la matrice solide et donc de qualifier et quantifier la charge polluante susceptible d'être relarguée vers le sol et la plante par les eaux en contact avec le compost lors de la mise en culture. Cette évaluation de la charge polluante est effectuée par une caractérisation chimique et physico-chimique des phases liquide et solide. Le test de lixiviation est donc utilisé comme outil de caractérisation des matrices organiques de déchets en dégradation (Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Berthe, 2006; Said-Pullicino et Gigliotti, 2007; Shao *et al.*, 2009; Parodi *et al.*, 2010). Il permet d'identifier le degré de maturité de la matière en dégradation et son comportement vis-à-vis de l'eau, meilleur solvant des ions dans le système sol-plante. Le test de lixiviation optimisé par Parodi *et al.* (2010) sur la matrice "déchets ménagers et assimilés" permet non seulement d'évaluer la nature de la matière organique présente en solution, mais aussi le comportement des ions qui y sont présents.

I.4.4.2. Paramètres globaux

Les paramètres globaux considérés sont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction (Eh), la conductivité électrique et la teneur en oxygène dissous (Berthe *et al.*, 2008; Parodi, 2010). Une augmentation de la conductivité est corrélable à une diminution du pH car la solubilisation des espèces chargées est favorisée par les faibles pH. Ainsi, les principaux ions se retrouvent en phase liquide.

I.4.4.3. Paramètres liés à la matière organique

La Demande Chimique en Oxygène (DCO), l'absorbance UV et le Carbone Organique Dissous (COD) sont couramment utilisés pour évaluer la stabilité et la maturité des composts (Said-Pullicino et Gigliotti, 2007; Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Shao *et al.*, 2009). Le Carbone Organique Dissous permet d'évaluer la teneur en carbone organique facilement hydrosoluble (Rendek *et al.*, 2007). Sa teneur dans le compost final dépend fortement de la nature des déchets compostés. Les concentrations en COD quantifiées dans des composts de déchets sont comprises entre 3 et 4 g/kg de M.S. (Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Chica *et al.*, 2003; Fang *et al.*, 1999). Ainsi, un pourcentage en composés hydrophiles de 50% de la teneur en COD est représentatif d'un faible degré d'humification (Parodi, 2010; Chantou, 2012). Ainsi, les travaux de Zmora-Nahum *et al.* (2005) ont établi une corrélation négative entre le carbone organique dissous (COD) des composts et leurs effets sur la production.

La Demande Chimique en Oxygène permet de quantifier la matière organique oxydable. Une valeur de 1220 mgO₂/l est obtenue par Bisimwa Kayeye *et al.* (2013) sur des composts de déchets ménagers solides en république démocratique du congo. Toutes fois, il est connu que

les valeurs de DCO dépendent des déchets compostés. Par ailleurs, de faibles valeurs de DCO sont indicatrices d'une forte maturité du compost (Lagier, 2000).

La teneur en AGV (Acides Gras Volatiles) constitue un paramètre pertinent dans l'évaluation du degré de maturité du compost. Une teneur élevée en acides organiques est caractéristique d'une faible biodégradabilité (Berthe *et al.*, 2008; Chantou, 2012). Associés à de faible indice SUVA, les acides organiques sont indicateurs d'une faible stabilité de la matière organique (Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Berthe *et al.*, 2008).

I.4.4.4. Paramètres spécifiques de la MO

Au cours du processus de compostage, la dégradation de la matière organique s'accompagne d'une augmentation de l'aromaticité des molécules et d'une disparition des composés à courtes chaînes aliphatiques, des polysaccharides et des alcools facilement biodégradables (Chen, 2003). La présence en grande proportion de macromolécules organiques est donc un indice de stabilisation et de maturité du compost produit. L'évaluation spécifique de la MO combine des mesures d'indice SUVA et des fractionnements de la MO selon le caractère hydrophobe.

L'indice SUVA est un paramètre pertinent dans la détermination de l'état d'humification de la matière organique car il informe sur l'aromaticité des molécules (François, 2004; Berthe *et al.*, 2008; Parodi *et al.*, 2010). L'indice SUVA (Specific UV Absorbance) correspond au rapport de l'absorbance à 254nm sur la teneur en COD et s'exprime en L/cm/gC. Une valeur de SUVA élevée est caractéristique d'un degré de stabilité élevée de la matière organique (Berthe *et al.*, 2008; Segbeaya *et al.*, 2012).

L'indice SUVA est classiquement corrélé au fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe et le poids moléculaire apparent. En effet, la matière organique stable ou mature est composée de molécules hydrophobes contrairement à la matière organique peu dégradée qui présente des caractéristiques très hydrophiles (Said- Pullicino et Gigliotti, 2007; Berthe, 2006; Parodi *et al.*, 2011; Chantou, 2012).

I.4.5. Intérêts et limites du compostage de déchets

I.4.5.1. Intérêts écologiques

D'un point de vue écologique, le compostage permet de lutter contre l'effet de serre additionnel en séquestrant le carbone dans le sol (Houot *et al.*, 2002) et assure une réduction de la masse et du volume de déchets par rapport aux déchets initiaux (Mustin, 1987; Jacomijn, 1996; Francou, 2003). Le compost produit peut être utilisé en amendement organique à rapport

C/N faible (<20) évitant ainsi une immobilisation de l'azote généralement retrouvé lors de l'apport de matière organique à C/N élevé au sol (Farinet et Niang, 2005). Il permet enfin l'hygiénisation des matières initiales par destruction des germes pathogènes et des grains de mauvaises herbes (Pfeiffer et Koepff, 1991; Soltner, 2003).

I.4.5.2. Intérêts agronomiques

Les intérêts agronomiques du compost sont multiples. Il améliore la croissance des végétaux et la diffusion des éléments nutritifs aux plantes. La production végétale est ainsi améliorée. L'utilisation de compost favorise ainsi le processus de reforestation en améliorant la nutrition et la croissance des plantes mais surtout en augmentant leur potentiel de survie pendant les périodes de sécheresse (Guittonny-Larchevêque, 2004; CEFREPADE, 2008). Il atténue également le risque de toxicité aluminique (Sawadogo *et al.*, 2008) du fait de la réduction de la mobilité de l'aluminium. Les travaux de Sawadogo *et al.* (2008) ont montré notamment que les composts de déchets permettent d'améliorer la croissance et le rendement du sorgho. De la même manière, Koledzi (2011) met en évidence l'impact positif des composts de déchets sur le rendement des carottes (de 1000 kg/ha à 2400 kg/ha). D'autres travaux ont porté sur la culture du maïs (Kolani, 2007; Toundou, 2010) et les rendements obtenus par utilisation de composts de déchets sont compris entre 6 et 8 t/ha contre 1 à 2 t/ha en moyenne pour des plantes témoins.

I.4.6. Effets sur les caractéristiques des sols

Les composts améliorent la structure et la texture du sol et ils permettent de maintenir une meilleure capacité de rétention de l'eau. Ils améliorent les propriétés physiques (texture et structure) et chimiques du sol (Hadas et Portnoy, 1997; Agassi *et al.*, 1998; Pagliai *et al.*, 2004; Pedra *et al.*, 2007) en augmentant la conductivité hydrique et en diminuant la densité (Wong *et al.*, 1996), le pouvoir tampon et la Capacité d'Echanges Cationiques (CEFREPADE, 2008). Au Burkina Faso et en France, des composts ont été utilisés comme substrats organiques pour la restauration des sols dégradés (Bresson *et al.*, 2001; Sawadogo *et al.*, 2008). Ces travaux ont montré que les paramètres comme le pH, le carbone organique total, l'azote total et le phosphore disponible augmentent sensiblement dans les traitements amendés comparativement aux témoins. Toutefois, la teneur en éléments minéraux des sols diminue si les apports de compost ne sont pas répétés dans le temps.

I.4.7. Limites de l'utilisation des composts de déchets ménagers en agriculture

Le compostage des déchets malgré un fort intérêt écologique, environnemental et agronomique présente des limites parmi lesquelles la durée de compostage et le temps

relativement long pour atteindre un bon degré de stabilité du compost produit. Le temps optimal est de l'ordre de 5 à 6 mois pour les déchets urbains contrairement aux déchets agricoles pour lesquels le temps de compostage est limité à 3 mois en moyenne (Kirchman et Widen, 1994). De plus, ces déchets peuvent être pollués par des organismes pathogènes, des éléments traces métalliques (Cu, Mn, Pb, Zn, Ni, Cd) et des polluants organiques (HAP) dont les impacts négatifs sur les plantes sont un ralentissement de la croissance et une diminution du rendement (Jacomijn, 1996). Selon cet auteur, les quantités excessives d'éléments traces métalliques inhibent la croissance et le développement des plantes et nuisent ainsi à la production. Pour éviter ces risques, le tri minutieux des déchets est toujours recommandé avant tout processus de transformation.

II. Rôle de l'eau dans la physiologie des plantes

II.1. Physiologie et statut hydrique de la plante – Notion de stress hydrique

En général, le contenu en eau de la plante dépend du tissu et du type cellulaire. L'eau contenue dans le sol est absorbée par la plante puis traverse la tige et les branches par conduction pour retourner à l'atmosphère par transpiration au niveau des feuilles.

Dans la plante, l'eau se trouve généralement à l'état liquide mais aussi sous forme de vapeur dans les chambres sous-stomatiques des feuilles (Laberche, 2004). La teneur en eau des plantes est variable selon les espèces, les organes et les milieux de vie. Il faut 1500 L d'eau pour obtenir 1 kg de blé, 500 L d'eau pour 1 kg de maïs et 4500 L d'eau pour 1 kg de riz (Bernard, 2006). Un déficit hydrique chez les plantes se manifeste par un ralentissement de la croissance, une fructification précoce et un flétrissement suivi de la mort subséquente des plantes laissées sans eau (Kiès, 1977).

Le maïs est une plante dont les besoins journaliers en eau sont estimés à 4 à 6 mm pour assurer sa croissance et son développement. Un déficit en eau pendant les phases de floraison et de remplissage des grains est à l'origine de mauvais rendements des cultures (Gates *et al.*, 1992 ;Triboï, 1990). Les cultures maraîchères telles que les cultures de tomate, laitue, pomme, carotte, chou et piment ont des besoins en eau variables mais très significatifs Un cultivar moyen de tomate requiert environ 400 mm (15,7 po) d'eau durant tout son cycle de vie et la demande journalière est de 5 à 6 mm (Pervez *et al.*, 2009). Au cours de la phase de croissance, les besoins en eau augmentent progressivement jusqu'à ce que la charge fruitière atteigne son maximum. Les étapes cruciales sont la floraison, la fructification et le grossissement du fruit.

Cependant, certains travaux ont montré qu'un déficit hydrique intervenant entre la période végétative et de floraison présente davantage d'effets négatifs sur la tomate (Pervez *et al.*, 2009; Vieira *et al.*, 1992). Les effets d'un stress tardif sur la production sont minimisés (Pervez *et al.*, 2009). Ainsi, les rendements de production du maïs et de la tomate dépendent non seulement des éléments fertilisants dans le sol mais aussi de la teneur en eau du sol. Or, un état de turgescence répondant aux besoins en eau de la plante n'est que rarement atteint contrairement à un déficit hydrique. Le déficit hydrique perturbe la croissance et le développement des plantes (Gladden *et al.*, 2012; Vieira *et al.*, 1992; Fonseca et Wesgate, 2005; Chapman et Edmeades, 1999; Triboï, 1990; Gates *et al.*, 1992). Ces perturbations physiologiques (manque d'eau, fermeture des stomates, accumulation de soluté à l'intérieur de la cellule) sont regroupées sous le nom de stress. En biologie, le stress constitue un ensemble de perturbations physiologiques ayant des répercussions négatives sur le fonctionnement d'un système biologique tel que la plante (Jones et Jones, 1989). Le stress hydrique est défini comme l'ensemble des perturbations engendrées par un déficit hydrique. Il appartient aux stress abiotiques car dépendant des facteurs environnementaux tels que les conditions édaphiques, de sécheresse, de températures extrêmes, d'excès de sels ou de lumière contrairement aux stress biotiques qui proviennent des organismes vivants comme les virus, champignons et bactéries et constituent les causes primaires des chutes de rendement. Trois gammes de stress hydrique existent et dépendent de l'amplitude du stress et sa répercussion sur la plante: 1) le stress hydrique avec déformation réversible, 2) le stress hydrique défini pour un point au-delà duquel la déformation devient irréversible et 3) le stress hydrique défini par un point de rupture. Ainsi lorsque le déficit hydrique est sévère, la plante flétrit et perd ses potentialités pouvant lui permettre de reprendre son fonctionnement une fois les conditions normales retrouvées.

II.2. Réponses et adaptation des plantes à la baisse du régime hydrique

L'adaptation à une baisse du régime hydrique est définie comme étant l'aptitude d'une plante à maintenir ses fonctions métaboliques durant la période où le déficit hydrique intervient. Selon Levitt (1972), elle est la résultante de la combinaison de plusieurs caractères phéno-morpho-physiologiques puisque le rendement lui-même dépend non seulement de la capacité de la plante à survivre mais également de sa capacité à se développer et compléter son cycle avant, durant ou après la période de sécheresse. La résistance d'une plante à un facteur adverse du milieu est alors sa faculté de pouvoir se développer dans des conditions défavorables ainsi engendrées. Pour Yochida (1975), la résistance est la capacité de la plante soumise à une période de sécheresse durant au moins une période de son cycle à demeurer vivante et pouvoir se

reproduire alors que pour Monneveux et Nemmar(1986), résister à l'action de la sécheresse correspond à une capacité de la plante à maintenir ses activités métaboliques malgré le déficit hydrique

II.2.1. Réponses du maïs au déficit hydrique

La réduction du régime hydrique normal induit une modification importante de l'architecture de la plante. L'eau a un rôle essentiel dans la croissance et le développement des céréales (Riou, 1993) et un déficit hydrique se traduit par une réduction de la croissance de la plante et de sa production par rapport au potentiel du génotype (Slama, 2005), et donc par une réduction du nombre de feuilles, de la surface foliaire et de la taille de la tige. Les réponses des plantes dépendent du moment où le déficit survient et de son intensité. Par exemple, le stress hydrique, pendant la phase végétative, retarde la sortie de la panicule et des soies (filaments de l'épi qui captent les pollens pour féconder l'ovule) alors qu' au moment de la floraison, le stress induit une diminution de la matière sèche totale de l'épi en faveur de celle de la tige.

La production et la croissance des organes reproducteurs sont également réduites par une réduction du régime hydrique (Chapman et Edmeades, 1999; Fonseca et Wesgate, 2005). La réduction du régime hydrique provoque la fermeture des stomates se traduisant par un ralentissement de la photosynthèse en même temps que la transpiration. La réduction de la photosynthèse a des conséquences sur le métabolisme du carbone et certaines enzymes impliquées dans la circulation des assimilât (Zinselmeier *et al.*, 1999; Kim *et al.*, 2000). Certaines enzymes intervenant dans le fonctionnement cellulaire sont alors touchées: la nitrate réductase et les protéases. Le manque d'eau après la floraison combiné à des températures élevées, entraîne une diminution du poids de 1000 grains par altération de la vitesse de remplissage des grains (Triboï, 1990). Au cours du remplissage des grains, le déficit d'eau a pour conséquence une réduction de la taille des grains (échaudage), réduisant par conséquent le rendement (Gate *et al.*, 1992; Vieira *et al.*, 1992). Cela serait dû à un ralentissement de la division cellulaire (Granier *et al.*, 2000). Un fort déficit en eau entraîne une diminution plus forte de la matière sèche en grains que la biomasse totale (Girardin, 1999). Un retard de la floraison s'observe généralement et se répercute par un retard dans le développement des grains. Les travaux de Robelin (1963) ont montré que la période critique se situe entre le stade apex à 20 cm (moins de huit feuilles pour les variétés précoces et moins de 10 feuilles pour les variétés tardives) et la fin du stade grains laiteux (remplissage des grains). Ainsi, un déficit hydrique de 10 jours qui se termine trois jours après la sortie des soies a pour conséquence de retarder la floraison de six jours et de réduire de 23% le rendement (Hall *et al.*, 1981). Cette baisse est

partiellement compensée par la matière sèche aérienne et surtout celle de la tige (Hall *et al.*, 1981). Une conséquence importante de la réduction de la photosynthèse en cas de déficit hydrique est la synthèse des composés toxiques oxydants appelés ROS (Reactive Oxygen Species) dans les cellules. Si l'énergie captée n'est pas entièrement utilisée, des formes toxiques de l'oxygène se forment: il s'agit des radicaux superoxydes, peroxyde d'hydrogène et hydroxyles qui peuvent provoquer la dénaturation des protéines et de l'ADN.

Chez la plupart des plantes à graines comme le maïs, les teneurs en amidon, protéines et huiles sont les critères majeurs de qualité. Un déficit hydrique surtout pendant la période de remplissage des grains diminue la disponibilité en carbone affectant ainsi la teneur en amidon se traduisant par la réduction du nombre et du poids des grains (Brevedan et Egli, 2003). Les réponses du maïs au déficit hydrique sont essentiellement moléculaires et font intervenir plusieurs composés tels que les osmorégulateurs (proline, protéines et sucres) ayant pour but d'adapter la plante au stress hydrique imposé.

II.2.2. Réponses de la tomate au déficit hydrique

La tomate est une plante assez sensible à la fois à la réduction du régime hydrique et à l'excès d'eau. Un déficit hydrique, même de courte durée, peut réduire sérieusement sa production. De même, un excès d'eau, notamment aux stades de faible consommation peut provoquer l'asphyxie des racines et le dépérissement total des plants. Les stades où les besoins en eau sont critiques se situent entre la floraison, la nouaison et le grossissement des fruits. Un stress hydrique au stade de floraison provoque une coulure des fleurs et une mauvaise nouaison. D'autres travaux ont montré qu'un stress intervenant entre la période végétative et de floraison présente plus d'effets négatifs sur la tomate (Vieira *et al.*, 1992; Pervez *et al.*, 2009) alors qu'une réduction du régime hydrique tardive n'affecte que peu la production (Pervez *et al.*, 2009). Il est recommandé d'assurer une bonne alimentation hydrique durant tout le cycle de la culture. Un stress hydrique qui précède ou suit une irrigation normale entraîne des éclatements des fruits qui deviennent par la suite prédisposés aux attaques de maladies et ravageurs. Au cours de la phase de croissance, ses besoins en humidité augmentent progressivement jusqu'à ce que la charge fruitière atteigne son maximum. De plus, dans des conditions de réduction importante du régime hydrique normal, une diminution du nombre de fleurs par grappe et du nombre de fruits est observée (Pervez *et al.*, 2009). Cependant, la quantité de sucres solubles augmente, améliorant ainsi le rendement à l'usine de transformation et rehaussant la saveur des tomates fraîches et transformées. Malgré tout, les fruits sont moins gros et parfois invendables sur le marché du frais. Les teneurs en glucides solubles et en acides organiques sont les deux

paramètres indicateurs de la qualité des fruits. Une sécheresse précoce pendant le développement du fruit induit une amélioration de la qualité par augmentation de la concentration en sucre et intensification de la couleur, caractéristique de la maturité du fruit (Chalmers *et al.*, 1985; Gelly *et al.*, 2003) tandis que pour d'autres fruits comme le pois, un une réduction sévère du régime hydrique pendant la phase de croissance rapide du fruit améliore non seulement la taille du fruit mais aussi la teneur en glucides (Besset *et al.*, 2001; Amor *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2013). Pervez *et al.* (2009) ont étudié les effets du stress hydrique, appliqué à différents stades de la culture, sur la croissance et le rendement de la tomate *cultivar Money maker* en considérant comme paramètres pertinents la hauteur des plantes, le nombre de feuilles, le nombre de fruits, la masse des fruits et le nombre de grains (Tableau 6).

Tableau 6: Effets du stress hydrique sur la croissance et le rendement de la tomate *cultivar Money maker* (Pervez *et al.*, 2009) (HM= Hauteur Moyenne; NF= Nombre de Feuilles; NFr = Nombre de Fruits; MFr=Masse de fruits par plant et NGr= Nombre de Grains)

Paramètres	HM (cm)	NF/plant	NFr/plant	MFr/plant (g)	NGr/fruit
Témoin	79,2	18,0	14,7	700	38,2
Stress précoce	73,2	16,5	14,0	642	29,8
Stress moyen	73,5	16,7	12,5	613	43,5
Stress tardif	77,5	17,2	15,2	706	40,8

Quel que soit le paramètre considéré, le déficit hydrique précoce, avant la floraison, impacte négativement la croissance de la plante par diminution de la hauteur des plantes, du nombre de fruits et de feuilles par plant et de la masse des fruits. Des résultats similaires sont obtenus suite à l'application d'un stress moyen alors qu'un stress tardif minimise l'impact. Au contraire, le nombre de grains par fruit augmente sous l'effet de stress moyen et tardif (pendant la fructification et la maturation des fruits), probablement en raison d'une accélération de la photosynthèse sous l'effet du stress hydrique.

II.3. Effets du déficit hydrique sur les paramètres physiologiques et biochimiques des plantes

La teneur en eau, la perméabilité membranaire cellulaire, les teneurs en chlorophylle totale, proline, protéines totales et sucres totaux et la composition ionique sont les paramètres physiologiques et biochimiques fortement impactés par un déficit hydrique.

II.3.1. La teneur en eau

La teneur en eau de la plante dans des conditions normales varie d'une espèce à une autre. Cette teneur est en moyenne comprise entre 70% et 80% pour une plante sous irrigation permanente.

La teneur en eau des organes végétaux diminue avec l'intensité du déficit hydrique (Souhilia et Fatiha, 2009; Karima et Louhichi, 2012) mais cette réduction est fortement dépendante de l'espèce considérée. Gerakis *et al.* (1975) ont montré que la réduction de la teneur en eau des feuilles est le premier effet du déficit hydrique chez les plantes non adaptées rapidement affectées. Cependant, certaines espèces maintiennent leur potentiel hydrique interne même suite à une longue exposition telle que *Matricaria chamomilla* L (Camomille) (Pirzad *et al.*, 2011).

II.3.2. La perméabilité membranaire

La perte de la perméabilité membranaire suite à un déficit hydrique s'explique par l'altération des membranes cellulaires (Senaratana and Kersie, 1983; Thiaw, 2003). Cette perte de l'intégrité membranaire fait suite à la désagrégation des protéines et lipides membranaires (Senaratana et Kersie, 1983; Falalou, 2006; Some *et al.*, 2014). Elle se manifeste par une diffusion très importante des ions à travers les membranes cellulaires. Certaines plantes ont la capacité de maintenir leur intégrité membranaire sous un régime hydrique anormal et s'adaptent ainsi à cette condition environnementale (Bajji *et al.*, 2001; Levitt, 1972). En effet, le déficit hydrique chez les plantes peut induire certains mécanismes physiologiques et biochimiques d'adaptation. L'objectif commun de ces mécanismes est de pouvoir maintenir la teneur en eau des tissus de la plante malgré le déficit.

II.3.3. Les teneurs en chlorophylle totale, proline, protéines totales et sucres totaux

L'adaptation physiologique et biochimique à la réduction du régime hydrique est un ensemble de mécanisme faisant intervenir des voies métaboliques et des molécules différentes pour un même but. La teneur en chlorophylle est un paramètre important souvent affecté par le changement du régime hydrique de la plante. Cependant, le sens de sa variation est très complexe. En général, une réduction de la teneur en chlorophylle totale est notée chez certaines plantes (Montagu et Woo, 1999; Kirnak *et al.*, 2001), comme par exemple le blé (Tahri *et al.*, 1998). L'effet inverse est observé chez l'oignon avec une augmentation de la teneur en chlorophylle totale (Chartzoulakis *et al.*, 1993). Plusieurs autres travaux ont montré que la réduction du régime hydrique diminue le taux de pigments chlorophylliens dans les feuilles des plantes (Attia *et al.*, 2007; Zekri *et al.*, 2007; Gladden *et al.*, 2012; Karima et Louhichi, 2012).

La proline est un osmoprotectant généralement retrouvé dans le monde végétal. Son accumulation dans une plante est une réponse à un facteur environnemental anormal (Cornic, 2002; Zerrad *et al.*, 2008; Djerroudi-Zidane *et al.*, 2010). Une accumulation de la proline chez toutes les plantes affectées par un déficit hydrique est donc en général observée (Guan et

Scandalios, 1998; Kaminaka *et al.*, 1999; Zhu, 2004). Une étude de Tahri *et al.* (1998) met en évidence l'accumulation de la proline chez le blé comme réponse adaptative au stress hydrique. D'autres études sur le blé, le riz et le maïs ont montré que la réduction du régime hydrique entraîne chez la plupart une augmentation de la teneur en protéines totales (Rai *et al.*, 1983; Zerrad *et al.*, 2008; Lepengue *et al.*, 2012). Ces effets sont amplifiés si le déficit hydrique intervient avant la période reproductive (Pervez *et al.*, 2009).

Les résultats sont ensuite confirmés en analysant les conséquences de surexpression des gènes à l'échelle du génome (Abe *et al.*, 2003). Tahri *et al.* (1998) ont utilisé cette méthode pour extraire et doser les ARNm dans les échantillons de blé dur sous déficit hydrique. Les résultats ont montré que certaines variétés du blé accumulent des protéines totales dans leurs feuilles lorsqu'ils sont soumis à un déficit hydrique. Ces protéines une fois accumulées, interviennent dans la protection des structures cellulaires afin d'amoindrir les dégâts causés par le déficit hydrique. Une variation de la teneur en sucres solubles est également constatée lors d'une situation de stress (Zerrad *et al.*, 2008). Selon Nuruddin *et al.* (2003), l'accumulation des sucres simples tels que le glucose ou le mannitol est une forme d'adaptation. Ces molécules interviennent dans les échanges osmotiques entre la plante et son milieu. Le Tableau 7 résume l'ensemble des mécanismes d'adaptation des plantes au déficit hydrique.

Tableau 7: Mécanismes généraux d'adaptation au déficit hydrique chez les plantes

Mécanismes	Objectifs et type de mécanisme	Références
Repli des feuilles, Fermeture des stomates	Réduire la transpiration (Évitement)	Wang <i>et al.</i> , 2003
Apparition des poils sur la surface des organes, allongement des racines, multiplication des poils absorbants	Piéger l'eau atmosphérique (Évitement)	-
Synthèse et accumulation des enzymes et production de phytohormones : Nitrate Réductase, Catalases, Superoxydes Dismutases,	Détruire les ROS et composés toxiques (Tolérance)	Tartoura, 2010 Kaminaka <i>et al.</i> , 1999 Guan et Scandalios, 1998
Synthèse et accumulation du mannitol, alcool et bétaine	Maintenir la pression osmotique intracellulaire (Tolérance)	El Mourid, 1988 Casals, 1996
Synthèse et accumulation des acides aminés et plus spécifiquement la proline	Ajustement osmotique Stabilisation de la membrane cellulaire Régulation du pH Réserve d'azote (Tolérance)	Stewart et Lee, 1974 Kauss, 1977 Tal et Rosenthal, 1979 Cornic et Fresneau, 2002
Synthèse et accumulation de protéines spécifiques et facteurs de transcription	Signaux pour adaptations morphologiques Stabilité de la membrane cellulaire (Évitement)	Baker <i>et al.</i> , 1988 Rizhsky <i>et al.</i> , 2004 Abe <i>et al.</i> , 2003 Yamaguchi-shinoszaki et Shinozaki, 1994
Réduction de la croissance des organes végétatifs	Réduction de la photosynthèse (Évitement)	Pervez <i>et al.</i> , 2009 Reymond <i>et al.</i> , 2003
Augmentation de la perméabilité membranaire	Destruction des structures membranaires cellulaires	Thiaw, 2003 Senaratana and Kersie, 1983
Réduction du taux des pigments chlorophylliens	Réduction de la photosynthèse donc du rendement	Zekri <i>et al.</i> , 2007 Tahri <i>et al.</i> , 1998 Karima et Louhichi, 2012 Attia <i>et al.</i> , 2007
Réduction de la teneur en eau	Déstructuration de certains composés cellulaires	Souhilia et Fatiha, 2009; Karima et Louhichi, 2012; Barrs, 1968

II.3.4. Les paramètres de croissance et agronomiques

Les paramètres de croissance et agronomiques englobent la hauteur, le nombre de feuilles, le rendement en fruits ou en grains, en pailles ou en fane.

La croissance en hauteur des plantes est généralement perturbée lorsque le support de culture est pauvre en eau. La croissance étant fonction de la synthèse de la matière, la réduction de la vitesse de croissance au cours d'un déficit hydrique serait une cause directe de la réduction de la photosynthèse. Mesurée en mètre ou en centimètre, la hauteur de la plante en fonction du

temps donne généralement des informations sur sa nutrition donc sa réaction vis-à-vis des facteurs extrêmes environnementaux. La réduction du nombre de feuilles et de la surface foliaire lors d'un déficit hydrique prolongé (Reymond *et al.*, 2003; Pervez *et al.*, 2009) sont des signes importants du stress hydrique. Par exemple pour la variété de tomate *Money Maker*, Pervez *et al.* (2009) ont obtenu en moyenne 16 feuilles sur des plantes stressées contre 18 pour des plantes témoin.

Le temps de floraison et de fructification, le nombre de fruit par plante, le nombre de grains par fruit et le poids de 1000 grains (pour les graminées) sont des paramètres pertinents du rendement des cultures céréalières et donc directement liés au statut hydrique de la plante (Pervez *et al.*, 2009; Said-Al Ahl et Hussein, 2010; Gladden *et al.*, 2012). Ils varient en fonction des conditions environnementales (température, nature du sol, nature de l'amendement) et de la variété chez une même espèce. Par exemple, le poids de 1000 grains varie entre 200g et 300g dans des conditions environnementales différentes (Sogbedji *et al.*, 2006; Kolani, 2007; Toundou *et al.*, 2014) pour le maïs. Chez les céréales, le rendement en grains dépend du génotype, de l'environnement et de la disponibilité en eau et en élément minéraux du sol. Par ailleurs, selon les travaux de Monneveux et Nemmar (1986), une diminution du rendement chez les céréales résulterait surtout d'un manque de remplissage des grains sous déficit hydrique. L'augmentation des biomasses sèches des parties aériennes et racinaires informent de l'adaptation de la plante aux variations des conditions environnementales.

II.3.5. La teneur en ions de la plante

Une autre réponse forte que de nombreuses plantes apportent aux stress hydriques, consiste en une diminution du potentiel osmotique, provoquée par l'accumulation de solutés ioniques. Ce processus est appelé ajustement osmotique. Les ions qui participent à l'ajustement osmotique comprennent essentiellement le calcium, le potassium et le sodium. Le rôle du calcium et du sodium est très connu dans le fonctionnement cellulaire. Ils diminuent la perméabilité cellulaire, contrôlent l'ouverture des canaux ioniques transmembranaires et constituent des messagers secondaires de certaines enzymes. En effet, le calcium est impliqué dans l'adaptation des plantes aux contraintes hydriques (Li *et al.*, 2005). Il intervient dans la signalisation cellulaire médiée par l'ABA en vue de la fermeture des stomates lors du déficit hydrique prolongée et sous de hautes températures (Napier *et al.*, 1989). Le rôle du sodium est encore plus pertinent du fait qu'il intervient dans la régulation de la pression osmotique cellulaire.

II.4. Intérêts des amendements organiques dans l'adaptation des plantes au déficit hydrique

Les mécanismes d'adaptation au déficit hydrique mis en place par la plante sont limités en cas d'un déficit hydrique prolongé et les effets néfastes du déficit hydrique sont d'autant plus précoce que le sol est pauvre en nutriments minéraux et organiques. L'amendement des sols avec les composts constitue donc un moyen pour lutter contre les impacts négatifs d'un déficit hydrique sur la croissance des plantes (Mata-González *et al.*, 2002; Han-Song *et al.*, 2010). En effet, les amendements organiques, *via* leur composition en micronutriments et matière organique, intensifient le système de défense développé par les plantes en leur permettant de maintenir leurs principales fonctions. Par exemple, selon les travaux de Tartoura (2014), les composts de déchets améliorent la résistance du blé au déficit hydrique à travers une accumulation d'enzymes comme l'APX, CAT et GPX contrairement aux plantes cultivées sur un substrat sans amendement. De plus, les composts de déchets favorisent le développement racinaire et augmentent le rendement en graines du niébé en condition du déficit hydrique (Some *et al.*, 2014). Selon Tartoura (2014), la composition chimique en nutriments des composts et la présence de substances semblables aux hormones, de substances chimiques comme l'oxyde nitrique (NO) ainsi que de certains agents biotiques confère aux composts leurs effets sur la plante. Ces substances joueraient un rôle très important dans la stimulation des voies métaboliques conduisant à la synthèse et l'accumulation de plusieurs métabolites dans les tissus des plantes (Raviv *et al.*, 2004; Tejada *et al.*, 2009). De plus, les composts renferment des substances humiques et selon Chen *et al.* (2003), elles agissent sur la plante en facilitant la biodisponibilité de certains nutriments particulièrement le plomb et le zinc. D'autres suggèrent que les substances organiques affecteraient directement le métabolisme de la plante. L'utilisation d'amendements organiques permet aux plantes de mieux maintenir leur teneur en eau (Some *et al.*, 2014). Certains travaux précisent que les amendements organiques n'ont pas d'effets significatifs sur la qualité de la tomate (Fandi *et al.*, 2008; Bahrampour et Zivey, 2013) alors que Tzortzakis *et al.* (2008) puis Azarmi *et al.* (2009) montrent que les amendements organiques augmentent le pH et diminuent l'acidité des fruits de tomate.

III. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol et la biodisponibilité des ions

Selon Hinsinger *et al.* (2005), la biodisponibilité d'un élément minéral est sa capacité à passer d'un compartiment environnemental vers un organisme vivant donc à être mobile. La phytodisponibilité est la forme de biodisponibilité propre aux végétaux. Cette

phytodisponibilité dépend de la mobilité chimique, de l'accessibilité ou mobilité physique et de l'assimilabilité ou mobilité biologique (Morel, 1998; Hinsinger *et al.*, 2005).

Plusieurs modèles de prélèvement des solutés par la plante sont émis mais celui de Barber (1962) semble être le mieux adapté et fut validé pour des macroéléments tels que N, P ou K (Claassen *et al.*, 1986). Selon ce modèle, le prélèvement des ions par la plante est une fonction du mouvement du soluté depuis les agrégats de sol vers la surface racinaire (rhizoplan) et d'une diffusion résultant de gradient de concentration (Sterckeman, 2008). En effet, les éléments minéraux sont transférés du sol vers la plante sous forme de solution donc associés à un solvant, généralement l'eau dans les conditions naturelles.

La phytodisponibilité, définie comme l'aptitude d'un élément trace à passer dans un compartiment du sol où il sera directement assimilable par une plante, dépend de plusieurs facteurs. Ces facteurs, qui sont le pH, la température, la conductivité électrique, le potentiel d'oxydoréduction et la teneur en MO interviennent non seulement dans la phytodisponibilité des E.T.M. (Eléments Traces métalliques) mais aussi dans la bioaccumulation de plusieurs autres éléments minéraux. Le pH, la conductivité électrique et la teneur en MO du sol influencent donc le transfert de ces éléments du sol vers la plante (Petruzzelli, 1989; Pigozzo *et al.*, 2006).

L'absorption d'un métal ne dépend donc pas nécessairement de sa concentration dans le sol. En effet, les travaux d'Antonious *et al.* (2012) ont montré que la concentration des E.T.M. dans le sol ne reflète pas nécessairement leur biodisponibilité pour les plantes et selon Walker *et al.* (2003), la nature de la matière organique du sol joue un rôle important dans l'assimilation des éléments minéraux par la plante. La salinité élevée d'un sol peut aussi favoriser l'absorption d'autres éléments minéraux conformément aux travaux de Kovacik *et al.* (2012) dans lesquels il a été montré que le chlorure de sodium (NaCl) favorise une bioaccumulation du cuivre chez *Matricaria chamomilla*. La conductivité électrique du sol influence également l'absorption des ions par la plante (Wong *et al.*, 1996; Gobat *et al.*, 1998). Ainsi, l'apport excessif de fumier animal sur les sols contribue à l'accumulation des sels pouvant avoir des effets dépressifs sur le rendement des cultures et certaines propriétés fertilisantes du sol (Schoeneau, 2005; Hargreaves *et al.*, 2008). La Figure 10 présente les effets du pH sur le passage en solution du cuivre et le zinc. La solubilité du zinc est favorisée à pH acide contrairement à celle du cuivre.

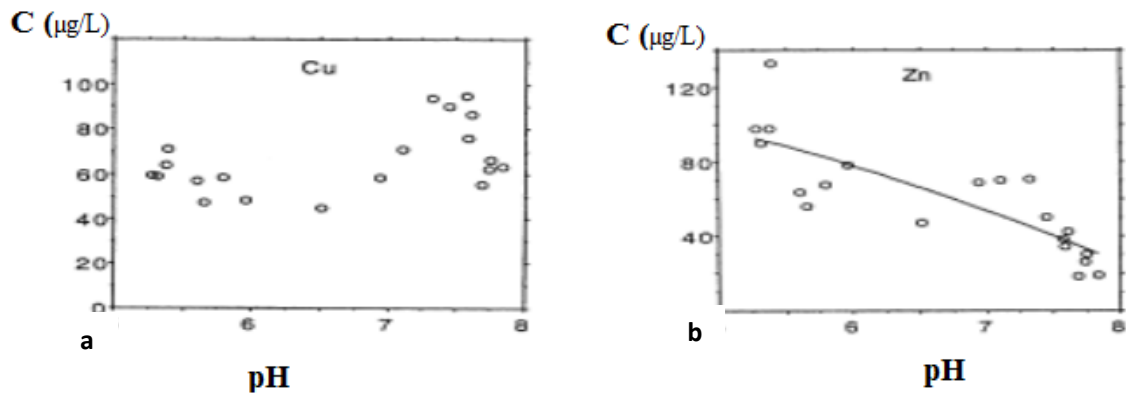


Figure 10: Effet du pH du sol sur le passage en solution du cuivre (a) et du zinc (b) ($\mu\text{g/L}$) (Tyler et Olsson, 2001)

Après le pH et la conductivité électrique, le potentiel d'oxydo-réduction est le troisième paramètre qui impacte la spéciation de plusieurs E.T.M. dans le sol. Il est surtout lié au degré d'aération du sol. Il dépend fortement du mode d'irrigation et le degré de stabilité de la matière organique apportée. Ainsi, l'anoxie modifie la mobilité de certains E.T.M. comme le fer et le manganèse dont les formes réduites sont plus mobiles que les oxydées (Alloway, 2004).

Conclusion partielle

Cette revue bibliographique présente dans un premier temps le contexte général de gestion des déchets au Togo et vise à justifier le choix d'un mode de traitement des déchets par compostage dans un double enjeu de valorisation des déchets et de restauration des sols dégradés via l'utilisation du compost produit en agriculture. Ce choix d'un mode de traitement des déchets par valorisation agricole doit également permettre de répondre au contexte de changements climatiques en étudiant l'impact des composts sur l'adaptation des plantes au déficit hydrique. Cependant, la valorisation du compost en agriculture impose une caractérisation chimique, physico-chimique et phytotoxique du produit final pour évaluer et définir ses effets sur le rendement des cultures et sur la qualité des produits cultivés. Dans cet objectif, des analyses sur solide couplées à des tests de germination sont présentés dans un deuxième temps afin de définir le niveau de toxicité et de maturité du compost. Ces analyses sur solide sont combinées à un test de lixiviation auparavant développé par Parodi et al. (2011) et appliquer sur la matrice «déchets bruts» afin de définir la fraction lessivable susceptible d'être entraînée par les eaux en contact avec le compost. Enfin, la réponse simultanée des plantes aux nouvelles conditions d'amendement et d'irrigation est évaluée par quantification des paramètres physiologiques et biochimiques, dont la description fait l'objet d'une dernière partie; considérés comme pertinents car fortement impactés par des variations du régime

hydrique (la teneur en eau, la perméabilité membranaire, les teneurs en chlorophylle totale, proline, sucres et protéines totaux). Cette revue bibliographique précède des essais agronomiques sous deux conditions d'irrigation différentes afin d'identifier les effets des composts à la fois sur les rendements des cultures et sur l'adaptation des plantes à des conditions d'irrigation différentes. L'objectif final vise à proposer aux producteurs, le ou les compost(s) le(s) plus adapté(s) pour une agriculture durable. Les essais sont réalisés en laboratoire en conditions contrôlées et appliqués à une culture vivrière (Zea mays L., Var. IKENE) puis transposés en plein champ sur le maïs et la tomate (Lycopersicum esculentum L., Var. Tropimech).

CHAPITRE II:
MATERIELS ET METHODES

I. Compostage des déchets et caractérisation chimique de la matière organique et minérale des composts

Cette partie développe les méthodes et matériels utilisés pour caractériser les cinq composts produits à partir de déchets ménagers et de restauration avec ou sans adjuvants naturels. Ces caractéristiques sont comparées à un compost d'isé au Togo (le compost ENPRO). La caractérisation chimique de la phase solide et l'étude de la phytotoxicité *via* un test de germination sont couplées à une étude du comportement à la lixiviation par utilisation d'un test de lixiviation développé par Parodi *et al.* (2010). Les paramètres considérés sont principalement liés à la matière organique des composts (%MO, COT, %AH et %AF, répartition hydrophobe...) afin d'identifier leur état de maturation. Leur réserve ionique et leur toxicité métallique sont également quantifiées afin d'évaluer d'une part leur potentiel agronomique et d'autre part leur potentiel toxique vis-à-vis de la plante.

I.1. Les déchets compostés

Cinq différents composts sont préparés par un mélange de différents types de déchets putrescibles produits au Togo et des adjuvants naturels: les déchets d'ordures ménagères provenant uniquement des ménages et les déchets de restauration des restaurants et industries agroalimentaires et ajout d'adjuvants naturels que sont le fumier d'élevage de volailles et de bovins et le phosphate naturel produit par une usine d'exploitation minière (Hahotoe-Kpogamé au Sud du Togo).

- Les déchets d'ordures ménagères provenant des ménages:

Deux tonnes de déchets d'ordures ménagères sont collectés directement auprès des ménages du quartier Adéwui (100 ménages approximativement) et transportés jusqu'à la station de compostage du laboratoire GTVD de l'Université de Lomé située dans la ferme agronomique de l'Ecole Supérieure d'Agronomie. Les déchets sont triés puis tamisés à 2mm afin d'éliminer la fraction extra-fine constituée en grande partie de sable et d'obtenir une fraction facilement biodégradable.

- Les déchets de restauration des restaurants et d'une industrie agroalimentaire

Une tonne de déchets de restauration est collectée dans deux restaurants de l'Université de Lomé et la Brasserie du Bénin (BB). Ces déchets sont majoritairement composés de putrescibles dont une grande proportion est constituée d'épluchures de fruits et de drêches. La Figure 11 présente les lieux de prélèvement des différents déchets.

- Le phosphate naturel et le fumier

Le choix du phosphate naturel de Hahotoe-Kpogamé comme adjuvant aux composts produits s'explique par la richesse de sa composition minérale et notamment par ses teneurs élevées en calcium et en phosphate (Tableau 8). Le fumier utilisé est celui de volailles et de bovins prélevé à la ferme agronomique de l'université de Lomé.

Tableau 8: Composition chimique du minerai de Hahotoé-Kpogamé au Togo (Le minerai brut étant le minerai sans traitement et le minerai marchand est celui après traitement) (Tchangbedji *et al.*, 2003)

Composés chimiques		Minerai brut	Phosphate marchand
CaO	(%)	35,8	55,6
P₂O₅	(%)	28,2	38,3
SiO₂	(%)	12,5	2,1
Fe₂O₃	(%)	7,2	0,03
Al₂O₃	(%)	5,6	0,01
MgO	(%)	3,8	0,01
K₂O	(%)	2,6	0,02
Na₂O	(%)	2,8	0,01
CO₃²⁻	(%)	0,75	0,68
F⁻	(%)	0,15	0,4
Cd	(%)	4,9	5,8
Mn	(%)	7,4	8,6
Zn	(%)	3,5	0,35
Cu	(%)	4,5	0,27

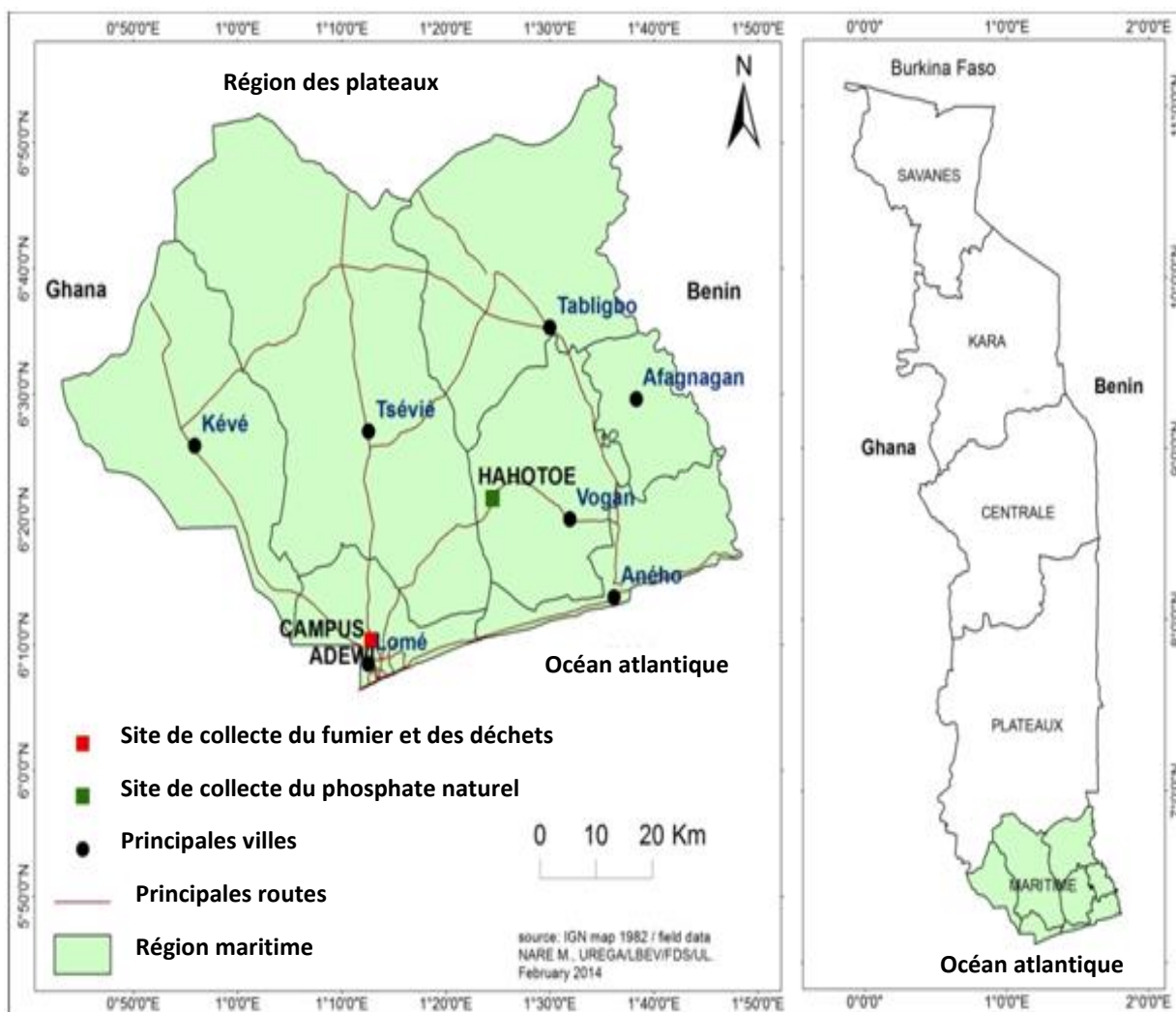


Figure 11: Carte de la région maritime du Togo avec situation géographique des sites de collecte des déchets ménagers, des déchets de restauration, du fumier et du phosphate naturel. Les cinq différents composts sont fabriqués par mélange de différentes proportions de chaque type de déchets et/ou adjuvants afin d’obtenir une masse totale du tas de 250 kg. Le Tableau 9 précise les parts en masse et en pourcentage des différents types de déchets et/ou adjuvants entrant dans la fabrication des différents composts.

Tableau 9: Composition des cinq différents types de composts fabriqués (m= masse des déchets et/ou adjuvants considérés et P = pourcentage par rapport à la masse totale du tas)

Composts	Ordures ménagères		Déchets de restauration		Fumier		Phosphate naturel	
	m (kg)	P (%)	m (kg)	P (%)	m (kg)	P (%)	m (kg)	P (%)
C1	250	100	0	0	0	0	0	0
C2	87,5	35	87,5	35	75	30	0	0
C3	117,5	47	117,5	47	0	0	15	6
C4	80	32	80	32	75	30	15	6
C5	0	0	250	100	0	0	0	0

I.2. Méthode de compostage et monitoring du processus

I.2.1. La méthode de compostage

La méthode de compostage adoptée est celle en tas. Les déchets à composter sont mélangés et disposés en tas de 2m de diamètre et 1m de hauteur. Les tas sont retournés de manière périodique à savoir 6 jours, 2 semaines, 1 mois, 2 mois puis 3 mois après la mise en tas afin d'assurer une bonne aération et permettre la dégradation aérobie. L'arrosage est régulier et la quantité d'eau apportée est fonction du taux d'humidité des tas afin de maintenir un taux de 50% jusqu'à la maturité.

I.2.2. Monitoring du processus

Le monitoring du processus consiste à mesurer la température, le taux d'humidité et le pH. Ces paramètres ont permis de suivre le processus de compostage jusqu'à maturation pendant environ 16 semaines. La mesure du taux d'humidité et du pH est réalisée sur des échantillons prélevés à plusieurs endroits du tas (aux côtés, au centre, à la surface et à l'intérieur) environ 100 grammes pour obtenir un échantillon d'environ 1 kg.

La température est mesurée à l'aide d'une sonde thermométrique tous les 2 jours. La valeur donnée correspond à la moyenne de 6 mesures effectuées dans la longueur de l'andain, de chaque côté et à des profondeurs variables (0,5 ; 1 ; 1,5 et 2 m) (Sandec, 2006; Unmar *et al.*, 2008).

La détermination du pH est effectuée sur des suspensions aqueuses de compost extrait des tas (AFNOR NF ISO 10-390, 1994; Belyaeva *et al.*, 2009; Yu *et al.*, 2009). Une masse de 20 g de matière sèche est mise en solution dans 100 ml d'eau distillée. La suspension est ensuite homogénéisée par agitation magnétique pendant 15 minutes. La mesure du pH est réalisée sur le site sous agitation à l'aide d'un pH-mètre HANNA Instruments, model pH 210, muni d'une électrode pH HI 1131B combiné à une électrode de référence Ag/AgCl/KCl 3,5M et d'une sonde de température HI 7669 permettant une compensation automatique de température. La précision sur la mesure est de 0,01 unité pH.

Le taux d'humidité est obtenu par la méthode normée AFNOR NF U 44-171 (1996). Une masse d'échantillon supérieure à 100,0 g \pm 0,1g est prélevée et mise à l'étuve à 105 \pm 2°C jusqu'à une masse constante (Aloueimine *et al.*, 2006; Charnay, 2005; Garcia *et al.*, 2005; Yobouet *et al.*, 2010), pendant approximativement 24 heures. (AFNOR, 1996). Le taux d'humidité (TH) est calculé par la différence de masse avant et après séchage et s'exprime en % par rapport à la masse humide initialement prélevée. Certains auteurs préfèrent appliquer des températures plus basses, de l'ordre de 40°C, afin de ne pas dégrader les composés organiques. Dans cette étude,

l'humidité est déterminée à 105°C jusqu'à une masse constante et le taux d'humidité est calculé par la Formule 1.

$$TH (\%) = 100 \times (M_f - M_s) / M_f \quad (1)$$

M_f = Masse de l'échantillon frais; M_s = Masse de l'échantillon sec

I.3. Caractérisation chimique chimique des composts

I.3.1. Evaluation de la part organique

La part organique des composts a été évaluée par mesure du pourcentage de matière organique (MO), de la concentration en Carbone Organique Total (COT) et de la teneur en substances de type humique (AH*) et fulvique (AF*). Avant les analyses, les échantillons secs sont broyés au mortier puis tamisés à 2 mm. La représentativité de la prise d'essai a été obtenue par quartage avant tamisage.

La matière organique totale est déterminée par calcination selon la norme NFU 44-160. 10g d'échantillon secs sont calcinés à 550°C pendant 2 heures dans un four de marque Nabertherm Controller P320. Le pourcentage de MO est calculé par différence de masse entre la masse de l'échantillon avant calcination (M_i) et la masse de l'échantillon après calcination (M_f). La teneur en matière organique totale est donnée par la Formule 2:

$$MOT (\%) = 100 \times (M_i - M_f) / M_i \quad (2)$$

Le carbone organique total est déterminé conformément à la norme française NF ISO 14-235. Le principe de la méthode repose sur une oxydation à chaud (135°C pendant 1h) en milieu acide par le dichromate de potassium. 5mL de dichromate de potassium à 0,27 mol/L et 7,5 ml d'acide sulfurique à 96% sont ajoutés à une quantité connue d'échantillon sec finement broyé (taille < 2mm) comprise entre 20 mg et 500 mg. Après oxydation, l'absorbance des échantillons est mesurée à $\lambda = 585$ nm et la concentration en COT dans les composts déterminée grâce à une gamme étalon réalisée avec du glucose anhydre dans les mêmes conditions expérimentales.

Les teneurs en acides de type humique et fulvique sont déterminées par extraction alcaline du compost des acides de type fulvique suivie d'une précipitation des acides de type humique en milieu acide (Mac Carthy *et al.*, 1979). 100ml de soude à 0,1M sont ajoutés à 2 g d'échantillon sec et mis sous agitation à 150 rpm pendant 4h. La solution est ensuite filtrée à 0,45 μ m sur des filtres en nitrate de cellulose et la concentration en Carbone Organique Dissout (COD) est mesurée. Cette concentration représente le carbone organique lié aux substances de type humique et fulvique. Le pH du filtrat est ensuite ajusté à 1,7-2 avec de l'acide chlorhydrique 37% puis la solution est laissée au repos pendant 24 h à 4°C. Après filtration sur filtres en nitrate de cellulose à 0,45 μ m, la concentration en COD du filtrat est mesurée et elle est représentative

du carbone lié aux acides de type fulvique. Les concentrations en acides de type humique et fulvique, exprimées en g/kg de MS, sont données par les Formules 3 et 4.

$$[AF] = ([COD\ af\ x\ V])/m\ (3)$$

$$[AH] = ([COD\ af+ah] - [COD\ af]) \times V / m\ (4)$$

[COD_{af}] = Concentration en COD de la fraction fulvique (mgC/L); [COD_{af+ah}] = Concentration en COD de la fraction AF+AH (mg/L); V = Volume de soude (L)

I.3.2. Evaluation de la part minérale

La part minérale est évaluée par la quantification des éléments fertilisants (azote, potassium, phosphore, calcium et magnésium) et des éléments traces métalliques tels que (zinc, plomb, manganèse, cuivre et le nickel)

La teneur en azote Kjeldahl (NTK) est déterminée conformément à la norme française AFNOR ISO 11-261. 0,55g d'échantillon sec finement broyé sont minéralisés à 180°C pendant 1 heure puis 360°C pendant 1 heure, en présence de 10 ml d'acide sulfurique à 96% et de 5 g de catalyseur Kjeldahl (CuSO₄ et Se). Le minéralisât est ensuite distillé après neutralisation avec 50 ml d'excès de soude à 30%. Les distillats sont récupérés dans un erlenmeyer contenant 10 ml d'acide chlorhydrique 0,1N. Le distillat est ensuite dosé à la soude 0,1N en présence du rouge de méthyle. La teneur en NTK des échantillons est donnée par la Formule 5:

$$\%NTK = ((V_b - V_e) \times N \times 14 \times 100) / mE\ (5)$$

V_b = Volume équivalent de soude pour le blanc (L); V_e = Volume équivalent de soude pour l'échantillon (L); C = Concentration de la soude (0,1N); mE = masse de la prise d'essai (g)

Les teneurs en éléments métalliques (zinc, nickel, plomb, cuivre et manganèse) et espèces ionique (calcium, potassium et magnésium) sont déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme (SAA Flamme VARIAN SpectrAA) suite à une minéralisation des échantillons. La minéralisation est effectuée à l'eau régale: 21 ml d'acide chlorhydrique 37% et 7 ml d'acide nitrique 69% sont ajoutés à 1 g d'échantillon sec puis chauffés à 120°C pendant 2h et à 135 °C pendant 1h. Le minéralisât est recueilli par l'eau distillée et mis dans des fioles jaugées de 100ml complétée jusqu'au trait de jauge. Les échantillons sont ensuite filtrés à 0,45 µm et les filtrats analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique. Les teneurs en éléments métalliques et espèces ioniques, en mg/kg MS, sont données par la Formule 6:

$$C = (C_s \times V) / m_p\ (6)$$

C_s = Concentration (mg/mL); V = Volume du filtrat (mL) et m_p = masse d'échantillon minéralisée

I.3.3. Evaluation de la phytotoxicité des composts

Des tests de germination sont réalisés, en 4 répétitions, sur le maïs (*Zea mays* L.) et la tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) afin d'évaluer la phytotoxicité des composts (Compaoré *et al.*, 2010). Les semences (4 grains) sont mises en germination dans des pots avec du sable seul (Témoin), 1/3 de sable et 2/3 de compost et 2/3 de sable et 1/3 de compost. Les essais sont réalisés en serre à température ambiante (25°C) et un arrosage est maintenu tous les deux jours avec 50 ml d'eau distillée. Le nombre de graines germées est compté au bout de 10 jours pour le maïs et 15 jours pour la tomate. Le taux de germination évalué, en pourcentage, est calculé selon la Formule 7:

$$TG (\%) = 100 \times \text{NGG} / \text{NGS} \quad (7)$$

NGG= Nombre de grains germés; NGS= Nombre de grains semés.

I.3.4. Etude du comportement à la lixiviation par utilisation d'un test de lixiviation

I.3.4.1. Protocole expérimental du test de lixiviation

Le test de lixiviation utilisé a été optimisé par Parodi *et al.* (2010) sur la matrice "déchets ménagers et assimilés". 100 g de matière sèche de composts sont mélangés à 1L d'eau ultra-pure afin de respecter un rapport Liquide/Solide de 10. Ce rapport favorise les échanges entre les phases liquides et solides (François *et al.*, 2006). Une agitation orbitale à 150 rpm est maintenue pendant 5 jours afin de répondre aux exigences d'une biodégradation minimale et d'une quantification optimale de la fraction facilement hydrosoluble. Les tests sont dupliqués afin de limiter les problèmes liés à l'échantillonnage du compost. Les lixiviats sont analysés à 24h et 120h.

I.3.4.2. Caractérisation des lixiviats

Après la séparation des phases liquide et solide, les lixiviats (phase liquide) sont stockés dans des flacons en polyéthylène hermétiquement fermés à 4°C et analysés le plus rapidement possible afin d'éviter toute évolution des caractéristiques. Les analyses sont réalisées soit sur le lixiviat brut, soit sur le lixiviat centrifugé à 6000G pendant 20 minutes à 4°C et sur le lixiviat centrifugé puis filtré sur des filtres en nitrate de cellulose de 0,45 µm. Les analyses sont systématiquement réalisées en triplicats.

I.3.4.2.1. Paramètres globaux des lixiviats

Les mesures des paramètres globaux incluent des mesures du pH, de potentiel d'oxydo-réduction, de conductivité et d'oxygène dissous ; elles sont réalisées sur le surnageant centrifugé.

Les mesures de pH sont réalisées à l'aide d'un pH-mètre de marque Inolab équipé d'une électrode de verre combiné à une électrode de référence de type Ag/AgCl/KCl 3M (précision à $\pm 0,1$ unité pH). L'étalonnage est effectué à l'aide de solutions tampons de pH 4 et 7 à 20°C. La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre de marque WTW (erreur maximale=0,5%) muni d'une cellule Tetracon 325 et le potentiel d'oxydoréduction est mesuré à l'aide d'un potentiomètre Metrohm 744 muni d'une électrode de platine. La teneur en oxygène dissous est quantifiée à l'aide d'un oxymètre de marque WTW muni d'une sonde OXICAL SL utilisant la méthode par luminescence.

I.3.4.2.2. Teneurs en Matières En Suspension (MES) et en Matières Volatiles en Suspension (MVS)

La mesure des Matières En Suspension (MES) et des Matières Volatiles en Suspension (MVS) est effectuée selon la norme NF T90-105 sur les lixiviats brut afin d'évaluer le transfert particulaire entre la phase solide et la phase liquide au cours du test de lixiviation et donc le degré de dégradation mécanique des matériaux mis en compostage. Une prise d'essai de 10 ml est filtrée sur des filtres en fibre de verre (de marque Whatman) de 1,2 μm , préalablement lavés avec 50 mL d'eau distillée et séchés à 105°C. La teneur en MES, exprimée en gMES/L, est déterminée après séchage à 105°C jusqu'à masse constante (Formule 8) et la teneur en MVS, exprimée en gMVS/L, après calcination à 550°C pendant 2h (Formule 9).

$$\text{MES (gMES/L)} = \frac{M_{105^\circ\text{C}} - \text{Masse du filtre}}{V} \quad (8)$$

$$\text{MVS (gMVS/L)} = \frac{M_{105^\circ\text{C}} - M_{550^\circ\text{C}}}{V} \quad (9)$$

$m_{105^\circ\text{C}}$: masse après séchage à 105°C (g); $m_{550^\circ\text{C}}$: masse après calcination à 550°C (g) V: volume de la prise d'essai (L).

I.3.4.2.3. Evaluation de la charge organique des lixiviats

La matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets compostés. L'étude de la charge organique est réalisée par combinaison de différents paramètres: la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la concentration en Carbone Organique Dissous (COD), l'absorbance UV à 254 nm et la teneur

en Acides Gras Volatils (AGV). Ces mesures sont réalisées sur les lixiviats centrifugés et filtrés sur filtres en nitrate de cellulose de 0,45µm.

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non biodégradable. Le principe de la mesure repose sur une oxydation par le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) à chaud à 150°C en milieu acide. La mesure de la DCO est réalisée par utilisation de kit rapide Marque Dr Lange® LCK 914 (gamme de mesure de 150 à 1000mgO₂/L ± 6 mgO₂/L) et l'intensité de la couleur due aux ions Cr³⁺ formés est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre Hach DR 4000. La DCO est exprimée en mgO₂/L et l'erreur sur la mesure est de 5%.

La concentration en Carbone Organique Dissous (COD) est mesurée par oxydation chimique à l'aide d'un COT-mètre de marque DHORMANN, modèle phoenix 8000. La gamme de mesure est comprise entre 0,1 et 20 mgC/L avec un seuil de détection de 0,2 mgC/L. La méthode est basée sur l'oxydation du carbone par le persulfate en milieu acide catalysée par un rayonnement UV. L'oxydation entraîne un dégagement du CO₂ détecté par infrarouge. Le carbone minéral est d'abord éliminé sous forme de CO₂ par bullage d'azote pendant 120 secondes. L'échantillon est ensuite acidifié avec de l'acide orthophosphorique (0,5 mL à 20%) et le persulfate de sodium (1 mL à 100 g/L) est introduit dans l'échantillon et oxyde le carbone organique à 100°C pour former du CO₂ purgé puis détecté par infrarouge. Le principe de quantification repose sur la proportionnalité entre la quantité de CO₂ et la masse de carbone contenue dans l'échantillon.

La teneur en Acides Gras Volatils est déterminée par une méthode potentiométrique. Sur une prise d'essai de 25 mL de lixiviats centrifugé et filtré sur filtres en nitrate de cellulose de 0,45µm, le pH est ajusté à 3,5 avec de l'acide sulfurique (0,1N). La solution est ensuite chauffée pendant 3 minutes de manière à dégazer le dioxyde de carbone. La solution est refroidie à température ambiante et le pH est ensuite ajusté à 4 (V₁) puis à 7 (V₂) avec de la soude 0,1N. La teneur en acides gras volatils, exprimée en gCH₃COOH/L, est déterminée par la Formule 10.

$$[AGV] = \frac{(V_2 - V_1) \times [NaOH] \times M}{V} \quad (10)$$

L'absorbance des lixiviats est mesurée à $\lambda = 254$ nm à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Shimadzu Pharmaspec UV 1700. Des cuves en quartz de 1 cm de longueur sont utilisées pour la mesure.

I.3.4.2.4. Caractérisation spécifique de la matière organique

Une étude plus approfondie de la matière organique est réalisée en combinant un protocole de fractionnement selon le caractère hydrophobe des molécules contenues dans les lixiviats et des calculs de l'indice SUVA (Specific UV Absorbance index). Ces paramètres représentent des indicateurs pertinents de l'état de dégradation chimique des déchets compostés (Berthe *et al.*, 2008; Labanowski et Feuillade, 2009). Ils sont mesurés sur les lixiviats centrifugés et filtrés après 120h de lixiviation.

L'indice SUVA, exprimé en L/cm/gC, est calculé en divisant l'absorbance UV à 254nm par la concentration en COD de l'échantillon (Formule 11). Ce paramètre est caractéristique de l'aromaticité des molécules; plus les molécules sont aromatiques, plus l'indice SUVA est élevé. Il est pertinemment corrélé au fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe car des molécules hydrophobes sont caractérisées par des indices SUVA plus élevés. L'indice SUVA est obtenu par application de la Formule 11:

$$\text{SUVA (L/cm/mgC)} = 1000 \times \frac{\text{Absorbance 254 nm}}{\text{Carbone Organique Dissous}} \quad (11)$$

Le fractionnement des molécules organiques selon le caractère hydrophobe utilise des résines de type DAX-8 et XAD-4 en série afin de séparer les composés organiques en quatre grandes familles de molécules: les composés de type humique (AH*), les substances de type hydrophobe (HPO*), les substances de type transphilique (TPH*) et les substances de type hydrophile (HPI*). Des mesures des concentrations en COD à chaque étape du fractionnement permettent de calculer les pourcentages de chacune des familles de molécules par rapport au COD initial. Le protocole de fractionnement se fait en plusieurs étapes successives: 1) les humines insolubles quel que soit le pH sont éliminées par filtration sur membrane en nitrate de cellulose de porosité 0,45µm, 2) l'échantillon est ensuite acidifié avec de l'acide chlorhydrique 37% à pH < 2 afin de précipiter les acides de type humique qui sont ensuite éliminés par filtration sur membrane en nitrate de cellulose de porosité 0,45µm, 3) le fractionnement des molécules organiques selon leur caractère hydrophobe est ensuite réalisé par utilisation en série de résines macroporeuses non ioniques de type DAX-8 et XAD-4. L'échantillon à pH 2 est injecté à travers des colonnes en acier inoxydable, support des résines, avec un débit de 50 mL/h grâce à une pompe péristaltique de marque Symantec. Il passe successivement sur la résine DAX-8 qui retient les substances de type hydrophobe HPO* puis XAD-4 qui retient les substances de type transphilique TPH*. Les substances de type hydrophile HPI* ne sont retenues sur aucune résine (Figure 12).

Le volume de l'échantillon à faire percoler sur les résines dépend du volume de résine et du coefficient de capacité k' . Il est donné par la Formule 12.

$$V_{\text{éch}} = 2 \times V_0 \times (1 + k') \quad (12)$$

V_0 = Volume mort de la colonne de résine (60% du volume de résine); k' = coefficient de capacité égal à 25; $V_{\text{résine}} = 5 \text{ mL}$.

Selon Labanowski (2004), une valeur de k' comprise entre 0 et 100 est adaptée pour le fractionnement de lixiviat. Dans cette étude, une valeur de k' de 25 est choisie et nécessite un volume d'échantillon de 156 mL pour un volume de résine de 5 mL.

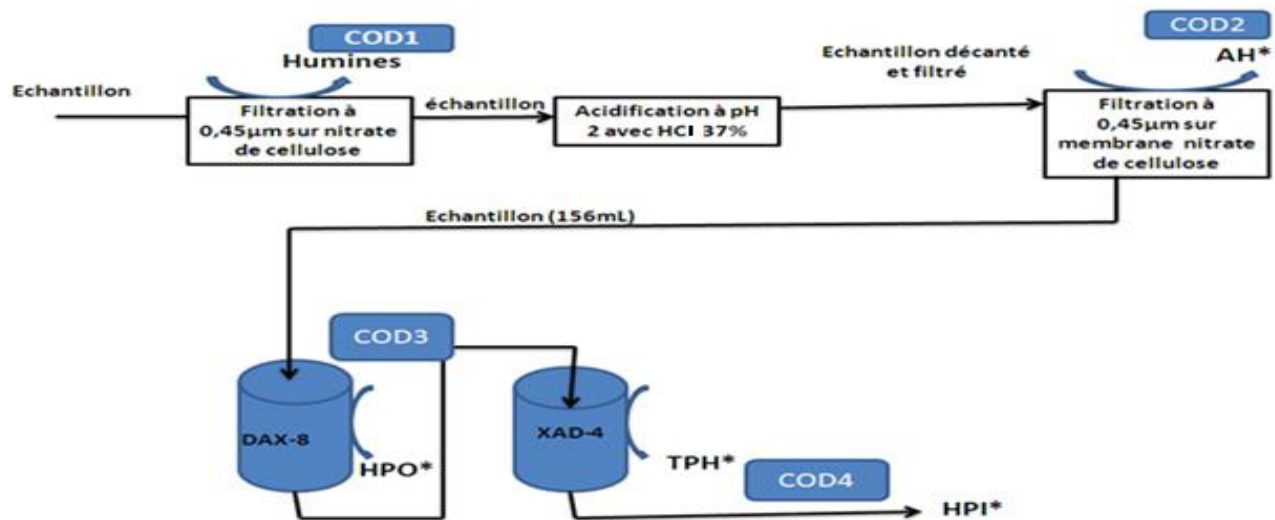


Figure 12: Protocole de fractionnement de la matière organique des lixiviats selon leur caractère hydrophobe

Les pourcentages des différentes fractions sont donnés par les Formules 13, 14, 15, 16:

$$\%AH = \frac{COD_i - COD_{ac}}{COD_i} \quad (13)$$

$$\%HPO^* = 100 \times \frac{(COD_{ac} - COD_{DAX-8})}{COD_i} \quad (14)$$

$$\%TPH^* = 100 \times \frac{(COD_{DAX-8} - COD_{XAD-4})}{COD_i} \quad (15)$$

$$\%HPI^* = 100 \times \frac{COD_{XAD-4}}{COD_i} \quad (16)$$

COD_i = Concentration en COD initiale; COD_{ac} = COD après acidification; COD_{DAX-8} = Concentration en COD après passage sur la résine DAX-8; COD_{XAD-4} = Concentration en COD après passage sur la résine XAD-4

I.3.4.2.5. Teneurs en nutriments et en éléments métalliques des lixiviats

La teneur en azote total des lixiviats est déterminée sur le lixiviat centrifugé à l'aide d'un kit d'analyse rapide (LCK 338, gamme comprise entre 0 et 20 mgN/L) et les teneurs en azote minérale (NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^-) par une méthode colorimétrique automatisée (SEAL Analytical AQ2, gamme comprise entre 0,015 et 50mgN/L).

La concentration en phosphore total est quantifiée par utilisation de kits d'analyse rapides (LCK 350, 2,0 -20,0 mg/L PO₄-P). Le principe de la méthode repose sur une minéralisation de l'échantillon en milieu acide, sous ébullition, par le persulfate de sodium. Les orthophosphates ainsi produits forment, en milieu acide, un complexe phosphomolybdique avec le molybdate d'ammonium, complexe réduit par l'acide ascorbique et de couleur bleue. L'intensité de la couleur est mesurée par spectrophotométrie à $\lambda = 890\text{nm}$ par utilisation d'un spectromètre Hach DR 2800. La forme minérale du phosphore PO₄³⁻ est quantifiée par utilisation d'une méthode colorimétrique automatisée (SEAL Analytical AQ2, gamme comprise entre 0,015 et 15 mgP/L).

Les teneurs en potassium, sodium et éléments métalliques sont déterminées par spectrométrie d'absorption atomique après minéralisation de l'échantillon à chaud à l'eau régale. 10 ml de jus centrifugé et filtré sur 0,45 μm sont mélangés à 6 ml d'acide chlorhydrique 37% et 3 ml d'acide sulfurique 69%. Le mélange est chauffé pendant 2h à 150°C. Les minéralisats sont ensuite filtrés et les concentrations en calcium et éléments métalliques (Mn, Pb, Ni, Zn, Cu) quantifiées par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique flamme. Le Tableau 10 résume l'ensemble des analyses effectuées sur les jus du test de lixiviation.

Tableau 10: Récapitulatif des analyses effectuées sur les lixiviats : paramètres, méthode de dosage et appareillage, précision et gamme de mesure

Paramètres	Unité	Références Kits ou	Méthode/ Appareil	Précision, gamme ou limite de détection
pH	u.pH	NF ISO 10-390, 2005	pH-mètre: Inolab Electrode de verre combiné Ag/AgCl/KCl 3M	±0,1 u.pH
Potentiel d'oxydoréduction Eh	mV	NF ISO 10-390, 2005	Modèle: Metrohm 744 Electrode : platine	-
Conductivité (χ)	mS/cm	-	Marque : WTW Modèle : LF 538 Cellule de mesure : Tetracon 325	Erreur max = 0,5%
Azote total	gN/L	-	Technique : Kit d'analyse rapide Marque : Dr Lange® LCK 338	0-20 mg N/L
Calcium, Potassium et métaux	mg/L	AFNOR NF ISO 11 460 de juin 1995	SAA flamme VARIAN SpectraAA	-
Phosphore total	mg P/L	-	Technique : chromatographie ionique Appareil : DIONEX DX-120	0-20mgP/L
Acides Gras Volatiles (AGV)	gCH ₃ COOH /L	-	Technique : dosage potentiométrique	-
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	gO ₂ /L	T90-101 ISO-15705	Technique : Kit d'analyse rapide Marque : Dr Lange® LCK 914	150-1000mg O ₂ /L ±6mgO ₂ /L
Carbone Organique Dissous	gC/L	-	Marque : DOHRMANN Modèle : Phoenix 8000	,1-20 mgC/L ±0,2mgC/L
Absorbance UV-254nm	-	-	Technique : spectrophotomètre UV - visible Marque : Shimatzu UV 1700 PharmasPec double faisceau – cuve quartz 1cm	± 0,005 unité DO
Fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe	%	Berthe <i>et al.</i> , 2008	Débit : 50mL/h Colonne : acier inox Volume échantillon: 156mL Volume résine : 5mL k' : 25	±3%

II. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol, la dynamique des éléments minéraux dans le sol et dans les feuilles du maïs en conditions contrôlées

Les effets des composts sur les plantes étant une conséquence directe des effets des composts sur le sol, il est étudié simultanément dans cette partie les effets des composts sur les propriétés chimiques du sol et la teneur en ions des feuilles du maïs sous deux régimes hydriques différents.

II.1. Protocole expérimental

Les essais expérimentaux sur les effets des composts sur les propriétés du sol et la teneur en ions des plantes de maïs sont réalisés sous serre. Les essais sont menés en pots de hauteur de

31cm et de diamètre supérieur de 31 cm et inférieur de 21 cm. Le sol utilisé est un sol sableux acide et pauvre en éléments nutritifs (Tableau 11). Ce sol a été choisi car est représentatif de la majorité des sols dégradés au Togo. La terre est prélevée au niveau de l'horizon 0 à 25 cm. Après prélèvement, le sol est séché pendant sept jours, broyé puis tamisé à 2mm. La mise en pot respecte un rapport de 100g de compost/kg de terre pour les traitements à compost (Tartoura, 2010).

7 traitements sous deux conditions hydriques différentes sont appliqués. Deux facteurs sont ainsi étudiés: l'effet des amendements organiques et la baisse du régime hydrique au 30^{ème} jour après semis (JAS) (soit deux semaines avant la floraison). Après la mise en place du dispositif expérimental, une préirrigation des pots est réalisée tous les 2 jours jusqu'aux semis. La préirrigation consiste à arroser les substrats contenus dans les pots avec une capacité au champ de 8g d'eau pour 100g de sol (Diallo *et al.*, 2008). Avant semis, les semences sont imbibées d'eau puis gardées à l'obscurité pendant 72 h. Le semis des grains de maïs (variété IKENE) est réalisé le huitième jour après la mise en pot des supports de culture à raison de trois grains par pot.

Dès la germination, l'irrigation est ramenée à 70% par rapport à la capacité initiale (8 g d'eau/100 g de support) tous les 5 jours. Après 14 jours de croissance, le démariage a permis de maintenir un plant par pot. Dans le but d'étudier le comportement des composts en fonction du régime hydrique, l'irrigation des plantes sous le régime hydrique R2 est diminuée à une fréquence de 7 jours au bout de 30 jours de croissance. Ce mode d'irrigation dure 30 jours. Enfin, après 2 mois de croissance, les plantes sont récoltées. La température moyenne et l'humidité relative moyenne de l'air durant toute la période expérimentale sont respectivement de $30\pm 1^{\circ}\text{C}$ et de $72\pm 2\%$. Les travaux d'entretien consistent au remuage régulier et au désherbage des supports de culture. La Figure 13 présente le plan de disposition des pots selon le bloc Fischer complètement randomisé dans la serre.

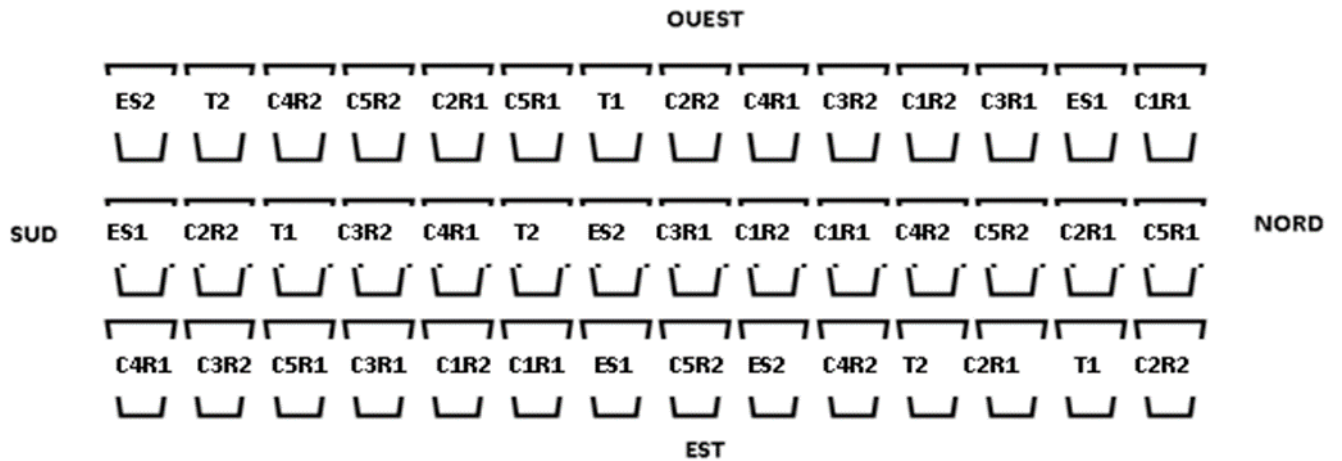


Figure 13: Plan de disposition des pots lors des essais sous serre

II.2. Suivi des effets des composts sur les cultures et les caractéristiques du sol

Il est étudié simultanément dans cette partie les effets des composts sur les propriétés chimiques du sol et la teneur en ions des feuilles du maïs sous deux régimes hydriques différents. Les caractéristiques du sol et le maïs utilisés dans cette étude sont décrites dans le paragraphe III.

II.2.1. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol

Le pH, le potentiel d'oxydoréduction (Eh) et la conductivité électrique sont mesurés selon les méthodes normées (AFNOR NF ISO 10-390, 2005). Les mesures sont réalisées sur les supports de culture prélevés à 30, 44 et 58 jours après semis aux horizons allant de 0 à 15 cm de profondeur. 20 g d'échantillon sec sont mis en contact avec 100 ml d'eau distillée. La solution de sol est homogénéisée pendant 2 h puis filtrée sur nitrate de cellulose à 0,45 µm. Les mesures sont effectuées sur les filtrats obtenus à l'aide des sondes décrites précédemment.

II.2.2. Effets des composts sur la teneur en éléments minéraux solubles du sol et éléments minéraux des feuilles du maïs

L'évaluation de la fraction soluble des E.T.M. est réalisée sur des substrats prélevés à 60 JAS. 1 g d'échantillon est minéralisé avec 25 mL d'eau bidistillée. Le mélange est agité à température ambiante pendant 2 heures puis la solution est centrifugée à 6000 trs/min pendant 10 min. Le surnageant obtenu est filtré sur membrane de 0,45 µm de porosité. Le zinc, le plomb, le manganèse et le calcium sont dosés dans le surnageant par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme. Des analyses chimiques sont effectuées sur les échantillons de sol préalablement préparés et de feuilles issues des plantes à la récolte. Il s'agit des macroéléments (N, P et K), des cations essentiels (Ca et Mg) et les éléments traces métalliques (Pb, Zn, Mn,

Ni, Cu). La teneur en azote Kjeldahl est déterminée conformément à la norme française AFNOR ISO 11-261

Les teneurs en éléments métalliques (zinc, nickel, plomb, cuivre et manganèse) et espèces ioniques (calcium, sodium et potassium) sont déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAA) après minéralisation des échantillons à l'eau régale. La Figure 14 présente les pots avec les plantes en serre.



Figure 14: Aspect des plantes de maïs à la serre

III. Effets des composts sur les paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques en fonction du régime hydrique appliqué au maïs et à la tomate

III.1. Le Site expérimental: localisation et situation climatique

Les essais expérimentaux sont réalisées à la station d'expérimentation agronomique du laboratoire GTVD, située dans la ferme agronomique de l'Ecole Supérieure d'Agronomie (ESA) de l'Université de Lomé, sur le cordon littoral (6°10 latitude 1°10 Longitude Est et 19-60m d'altitude par rapport au niveau de la mer). Géographiquement, la station est située dans la région maritime et bénéficie donc d'un climat de type Guinéen avec alternance de quatre saisons dont deux saisons pluvieuses et deux saisons sèches.

Le Tableau 11 résume les caractéristiques chimiques et granulométriques du sol de la parcelle. Ce sol présente des teneurs en azote et en matière organique très faibles, un pH légèrement acide et une forte proportion de sable.

Tableau 11: Caractéristiques chimiques et granulométriques du sol

Paramètres chimiques et granulométriques	Teneurs	Teneurs d'un sol Egyptien (Tartoura, 2010)
MOT	1,0%	0,5%
Azote total	0,10%	0,03%
COT	0,8%	0,29%
Eau hygroscopique	0,31%	-
pH	5,6	-
Conductivité électrique	187 μ S/cm	1,1dS/m
Eléments supérieurs à 2mm	0,038%	-
Argile 2 μ	6,2%	-
Limon fin 2 à 20 μ	2,2%	-
Limon grossier 20 à 50 μ	2,7%	-
Sable fin 50 à 200 μ	26,8%	-
Sable grossier 200 à 2000 μ	60,0%	-

III.2. Espèces végétales étudiées

Le maïs (*Zea mays* L., Var. IKENE) et la tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) sont les deux cultures étudiées. Elles représentent respectivement la majeure culture vivrière et l'une des cultures maraîchères dont les fruits sont dominants dans les mets au Togo. En outre, ces cultures (le maïs plus particulièrement) sont confrontées à la dégradation des sols et aux décalages saisonniers imprévus (Adewi *et al.*, 2010) réduisant considérablement leur rendement.

III.3. Etude des effets des composts au champ sur le maïs

III.3.1. Protocole expérimental

Le dispositif de Fischer à 2 facteurs (amendement et régime hydrique) comptant 42 parcelles élémentaires correspondant à 14 traitements (3 répétitions par traitement) répartis de façon aléatoire (Figure 15) est considéré dans cette étude. Les blocs (un alignement de parcelles élémentaires) et les parcelles élémentaires sont séparés entre eux par une allée de 0,5 mètre de large. Chaque parcelle élémentaire de maïs occupe une superficie de 6 m² (soit longueur = 3m et largeur = 2m) et l'ensemble des parcelles est entourée d'une bordure qui constitue la parcelle de protection. 7 traitements correspondants à deux conditions hydriques ont été appliqués pendant le stade préfloral. L'interaction amendement/régime hydrique a été évaluée à 44 JAS (14 jours après l'application du deuxième régime hydrique) afin d'étudier l'effet simultané des composts et du régime hydrique (R1 et R2) sur les plantes. La baisse du régime hydrique consiste à réduire le rythme d'irrigation chez les plantes sous R2. Les différents traitements appliqués sont présentés (Tableau 12) et correspondent aux 5 composts préparés, comparés à 1 témoin et 1 traitement à l'engrais chimique.

Tableau 12: Caractéristiques des traitements étudiés dans les essais au champ sous deux régimes hydriques (ES= engrais chimique à 15% d'azote; 15% de phosphore et 15% de potassium; T1 et T2= Traitements témoins sans amendement)

Types d'amendements	Traitement sous régime hydrique R1	Traitement régime hydrique R2	Dose des amendements
C0 (Témoin)	T1	T2	-
ES (NPK) 15-15-15	ES1	ES2	200Kg/ha
Compost C1	C1R1	C1R2	10t/ha
Compost C2	C2R1	C2R2	10t/ha
Compost C3	C3R1	C3R2	10t/ha
Compost C4	C4R1	C4R2	10t/ha
Compost C5	C5R1	C5R2	10t/ha

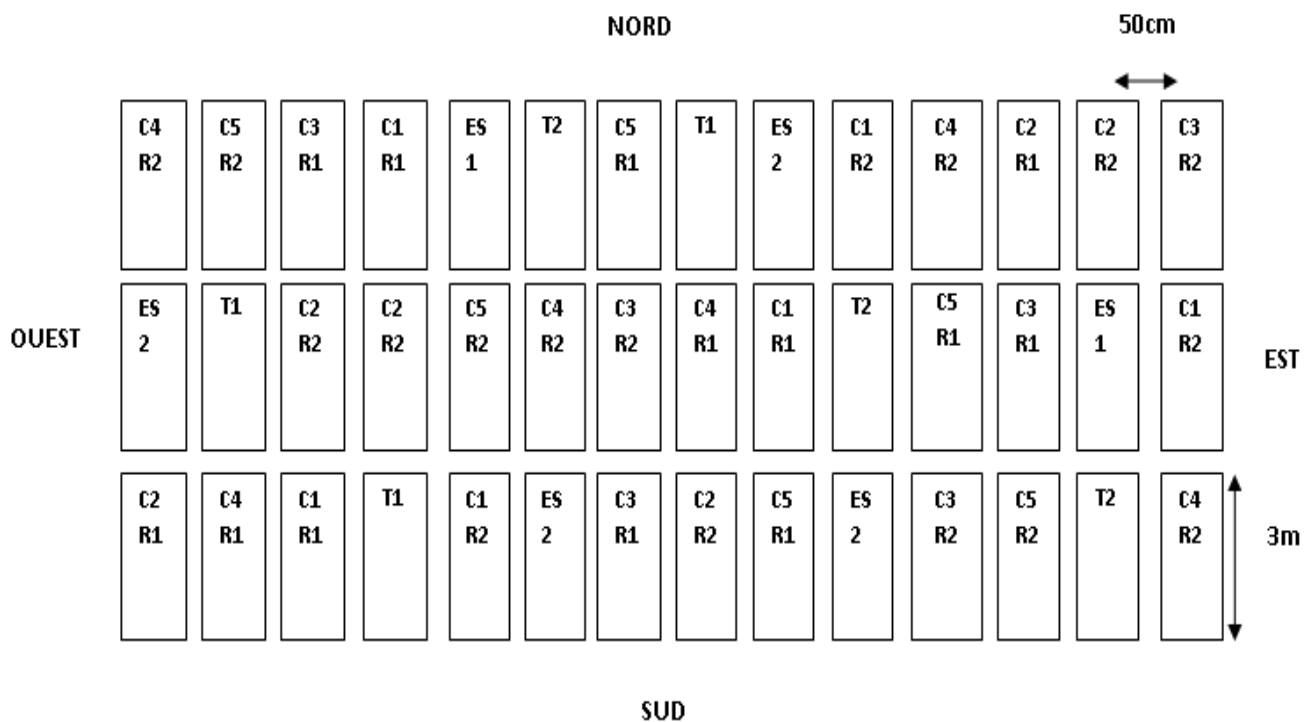


Figure 15: Plan de semis du maïs et de la tomate au champ

L'expérimentation a été menée pendant 4 mois, de Mars à Juin 2013, selon le plan présenté Figure 15. Les composts sont appliqués à une dose de 10 t/ha et l'engrais chimique à une dose de 200 kg/ha conformément aux applications par les agriculteurs. Les parcelles sont arrosées une semaine avant le semis. Le semis est réalisé aux écartements de 80cm x 40cm à raison de 4 grains par poquet. Le démariage 2 semaines après le semis a permis de maintenir deux plants par poquet. Pendant la période de l'essai, deux sarclages (à 25 et 65 JAS) sont effectués et un traitement termicide contre les termites (Furaden, 3 à 5 g par plant) est appliqué sur les parcelles à 100 JAS.

1500 m³/ha/mois est le régime hydrique théorique du maïs. Ainsi, un régime hydrique de 1500 m³/ha/mois soit 60L/parcelle/2jours est appliqué pendant les deux premières semaines après semis. Ensuite, chaque parcelle élémentaire est irriguée à raison de 36L tous les 2 jours (60% par rapport au régime hydrique théorique tous les 2 jours). La baisse du régime hydrique consiste à réduire à partir du 30^{ème} JAS l'irrigation chez les plantes sous le régime R2 à 36L d'eau tous les 5 jours (60% par rapport au régime hydrique initial tous les 5 jours) contre 2 jours pour les plantes sous le premier régime hydrique R1. A partir du 51^{ème} JAS, toutes les plantes sont soumises au même régime hydrique soit 36L/parcelle tous les 2 jours, soit par des pluies naturelles. La température moyenne durant la période de l'essai est de 35±2°C et les données pluviométriques de la période d'essai indiquées (Figure 16) mettent en évidence une augmentation des précipitations sur la durée de l'essai avec des hauteurs de pluies pouvant atteindre 200mm représentant 20% environ de la pluviométrie annuelle.

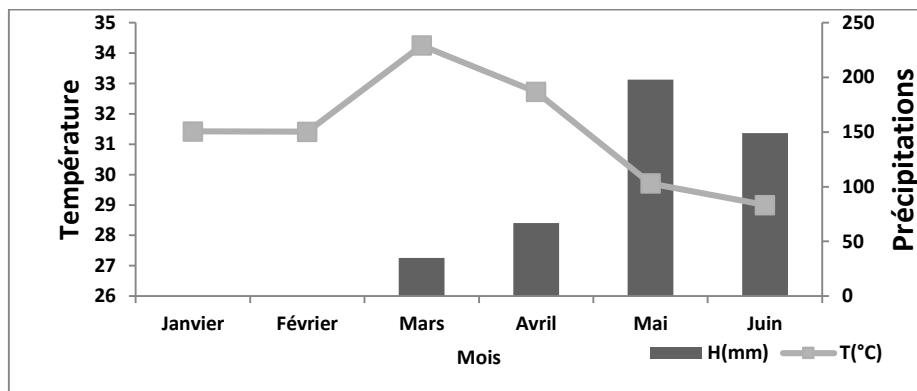


Figure 16: Evolution mensuelle de la température et de la pluviométrie pendant la période du test agronomique (Source: Station météorologique de l'Ecole Supérieure d'Agronomie, Université de Lomé)

III.3.2. Mesure des paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques

III.3.2.1. Paramètres de croissance

La hauteur et le nombre moyen de feuilles sont les paramètres physiologiques de croissance évalués à 44 JAS, c'est à dire 14 jours après l'application du second régime hydrique.

III.3.2.2. Paramètres physiologiques et biochimiques liés au statut hydrique de la plante

Les paramètres physiologiques liés au statut hydrique des plantes regroupent la teneur en eau du sol et des feuilles, le flux d'électrolytes des cellules foliaires et le dosage de la chlorophylle totale. Les paramètres biochimiques concernent la mesure des teneurs en proline et protéines totales. Ces paramètres ont été évalués au 44^{ème} JAS.

III.3.2.2.1. La teneur en eau du sol et des feuilles

La teneur en eau est déterminée par séchage des échantillons de feuilles à une température de 85°C (température qui favorise une bonne déshydratation) (Zombroudé *et al.*, 2005). La différence entre le poids frais (Pf) et le poids sec (Ps) permet de calculer la teneur en eau par la Formule 17.

$$TE (\%) = \frac{Pf - Ps}{Pf} \times 100 \quad (17)$$

III.3.2.2.2. Le flux d'électrolytes des cellules foliaires

La mesure du flux d'électrolytes des cellules foliaires consiste à mesurer le flux d'électrolytes à partir des cellules vers un milieu externe. Ce flux est mesuré par un conductimètre. Cette méthode mise au point par Thiaw (2003) est basée sur la mesure d'électroconductivité d'un milieu aqueux où des échantillons de feuilles stressées et non stressées ont séjourné. Ainsi, 10 disques foliaires de 1 cm de diamètre sont prélevés pour chaque échantillon après nettoyage des surfaces foliaires à l'aide du coton imbibé d'alcool dilué à 20%. Ils sont ensuite rincés par trempage dans l'eau distillée pendant 1h tout en changeant l'eau toutes les 15 minutes. Les disques sont ensuite disposés dans des tubes flacons contenant 15ml d'eau distillée et l'ensemble est incubé au bain marie à 45°C pendant 2h. Après refroidissement à température ambiante, les disques sont retirés de la solution et la conductivité C1 est mesurée à l'aide d'un conductimètre de marque Knick Model Portamess 911 muni de 4 électrodes à graphite (erreur de ±1 unité). Après mesure, les disques sont remis dans leurs solutions respectives puis resoumis au bain à 100°C pendant 45mn. Après refroidissement à température ambiante, la valeur de conductivité C2 est mesurée. La valeur de perméabilité membranaire C de chaque échantillon est calculée par la Formule 18:

$$C (\%) = \frac{C1}{C2} \times 100 \quad (18)$$

C1= première conductivité mesurée à 45°C; C2= deuxième conductivité mesurée à 100°C.

III.3.2.2.3. Extraction et dosage des pigments chlorophylliens totaux

Le principe de la mesure repose sur la solubilité de la chlorophylle dans l'acétone. 25 mg de feuilles fraîches sont broyées en présence de 3 ml d'acétone à 80%, une pincée de sable de fontainebleau et du carbonate de calcium. Le broyat est récupéré puis le mortier est rincé avec 2 ml de solvant qu'on rajoute au broyat préalablement obtenu. Les solutions sont ensuite centrifugées à 5000 tours par minute pendant 5 minutes par utilisation d'une centrifugeuse de

marque SIGMA-202 M. Après récupération du surnageant, la dernière étape consiste à mesurer la densité optique de chaque surnageant aux longueurs d'onde λ de 645, 652 et 664 nm au moyen d'un spectrophotomètre de type Sequaia-Turner Model 320. La teneur en chlorophylle totale (a+b) est donnée par la Formule 19 (Gross, 1991; Turner, 1981):

$$\text{Cchl (mg/L)} = (0,0202 \times DO_{645}) + (0,0082 \times DO_{663}) \quad (19)$$

III.3.2.2.4. Extraction et dosage de la proline

L'extraction et le dosage de la proline sont réalisés suivant la méthode de Trolls et Lindsley (1955). 50 mg de matière fraîche sont pesés et mis dans des tubes à essai contenant au préalable 2 ml de méthanol à 40%. L'ensemble est porté à une température de 85°C pendant 30 minutes. Après refroidissement, 1 ml de l'extrait est prélevé et 1 ml d'acide acétique, 25 mg de ninhydrine et 1 ml d'un mélange (120 ml d'eau distillée + 300 ml d'acide acétique + 80 ml d'acide orthophosphorique de densité 1,7) sont ajoutés. La solution obtenue est portée à ébullition pendant 30 minutes. La solution devient rouge. Après refroidissement, 5 ml de toluène sont ajoutés. Deux phases se séparent: la phase supérieure contenant la proline et la phase inférieure sans proline. La phase supérieure (colorée en rouge) est récupérée et l'eau résiduelle est éliminée par une pointe de spatule de Na_2SO_4 . La densité optique de cette phase est mesurée à une longueur d'onde de 528 nm au moyen d'un spectrophotomètre type Sequaia-Turner Model 320. Les concentrations en proline sont déduites d'une droite d'étalonnage établie dans les mêmes conditions, à partir d'une série de solutions de concentrations en proline connues comprises entre 0,01 mg/ml à 0,1 mg/ml.

III.3.2.2.5. Extraction et dosage des protéines totales

La méthode de Bradford est un dosage colorimétrique, basé sur le changement d'absorbance ($\lambda = 595 \text{ nm}$), se manifestant par le changement de la couleur du bleu de Coomassie après liaison (complexification) avec les acides aminés basiques (arginine, histidine, lysine) et les résidus hydrophobes des acides aminés présents dans la ou les protéines.

100 mg d'échantillon de feuilles fraîches sont broyés le plus finement possible dans un mortier sur glace en présence d'une pincée de sable de fontainebleau et de 1 mL de tampon acétate de sodium à 0,1 M à pH= 5.2, additionné au dernier moment de 1% de β -Mercapto-éthanol. Le broyat obtenu est transvasé dans des tubes à centrifugation. Après centrifugation des extraits protéiques à 13000 tours/minute pendant 10 minutes, chaque surnageant est récupéré. Pour le dosage, 20 μl de chaque surnageant sont introduits dans une cuve spectrophotométrique en plastique jetable contenant 1 ml de réactif de Bradford. Après agitation de toutes les cuves, la densité optique des solutions est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre de type Spectronic

601 Milton Roy à $\lambda = 595\text{nm}$ au maximum dix minutes après l'agitation (Bradford, 1976). Les concentrations en protéine des extraits sont ensuite déterminées grâce à une droite d'étalonnage préalablement établie dans les mêmes conditions à l'aide de solutions de concentrations connues en BSA (Sérum d'albumine bovin).

III.3.2.3. Paramètres agronomiques

Un mois après maturité physiologique (c'est-à-dire à 120 JAS), la récolte est réalisée. Les rendements en grains et en paille ainsi que le poids de 1000 grains des différents traitements sont évalués. La Formule 20 est utilisée pour calculer le rendement en grains.

$$R = M \times \frac{100-Hc}{100-Hs} \quad (20)$$

R= Rendement en tonne/hectare; M=Masse des graines (tonne) récoltée par hectare; Hc=Humidité des graines au champ (%); Hs=Humidité Standard (l'humidité recommandée pour une bonne conservation des grains, 14%).

Le poids de 1000 grains est évalué par comptage des grains de chaque répétition et pesée de 1000 grains. Les résultats sont exprimés en g.

III.3.2.4. Les teneurs en éléments minéraux des grains

Dans le but d'évaluer les effets des traitements sur la teneur en ions et en éléments traces métalliques des grains de maïs, des dosages de macroéléments et d'ions essentiels (N, P, K, Mg et Ca) ainsi que d'éléments traces métalliques majeurs des composts (Zn, Pb, Mn) sont réalisés sur la matière sèche conformément aux méthodes déjà décrites dans le paragraphe I.3.2. sur la caractérisation des composts. Le Tableau 13 résume les principales activités menées lors du test agronomique sur le maïs.

Tableau 13: Chronologie des activités au cours de l'essai sur le maïs

Activités	Objectifs	Temps
Préparation de la parcelle	-	-
Amendement des parcelles	-	-
Préirrigation	-	1 semaine
Semis (4 grains)	-	Tout juste après la préirrigation
Irrigation à 60 L/parcelle/2jours	-	2 semaines
Démariage (2 plants/poquets)	-	2 semaines après semis
Réduction de l'irrigation à 36L/parcelle/2 jours	-	14 jours après semis
Réduction du rythme d'irrigation chez les stressés à 36L/parcelle/5 jours	-	30 jours après semis jusqu'à 21 jours
Evaluation des paramètres physiologiques de croissance et biochimiques d'adaptation au déficit hydrique	Effets de déficit hydrique et amendement	44 jours après semis
Arrêt du déficit hydrique (Irrigation naturelle ou artificielle)	-	51 jours après semis
Evaluation des paramètres de productivité	-	120 jours après semis

La Figure 17 présente les parcelles expérimentales avec les plantes en croissance.

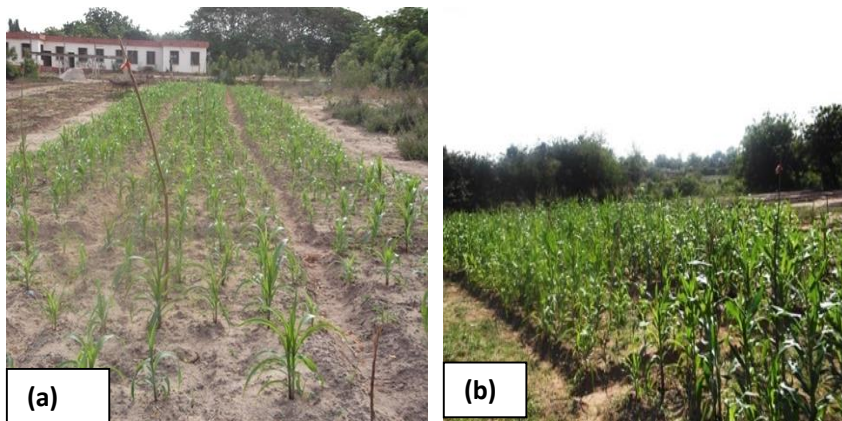


Figure 17: Aspects des plants au champ (a= Début de la période végétative; b=Pendant la période de croissance végétative)

III.4. Etude des effets des composts au champ sur la tomate

III.4.1. Protocole expérimental

Afin de valider les résultats obtenus sur le maïs, la même étude est réalisée sur la tomate tout en se limitant à la mesure de certains paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques (teneur en chlorophylle totale, paramètres de croissance et rendement). Le même schéma de distribution des traitements est adopté avec des dimensions de 3m x 1,2m pour chaque parcelle élémentaire. Les principales phases de la culture de la tomate constituent la mise en place de la pépinière et le repiquage. Après la mise en place d'une planche de 3,6 m² (3m x 1,2m), le semis est effectué en lignes espacées de 10 cm à raison de 500 g de graines par ha. La planche est irriguée avec 48 litres d'eau par jour à raison de 24L d'eau le matin et 24L d'eau le soir. Le repiquage intervient 3 semaines après la mise en place de la pépinière après une bonne irrigation des parcelles en fin de journée. Les plants sont repiqués en lignes simples distantes de 1 mètre, avec un écartement sur la ligne de 0,4 mètre, soit une densité à l'hectare de 15 000 plants environ. Du repiquage à un mois de croissance, les plants sont irrigués régulièrement à raison de 30 L/parcelle/2jours. A un mois après repiquage soit 30 JAR, le second régime hydrique est appliqué chez les plantes essais par réduction du rythme d'irrigation à raison de 30L/parcelle/5jours. Ce mode d'irrigation dure 21 jours comme celui du maïs.

III.4.2. Evaluation des paramètres physiologiques et agronomiques

La hauteur et le nombre de feuilles à la fin de la période végétative sont les deux paramètres de croissance évalués et la teneur en chlorophylle totale permet de mesurer les effets du statut hydrique à 44 JAR soit 14 jours après l'application du second régime hydrique.

Le nombre, le poids des fruits par plant et le diamètre moyen des fruits par traitement sont les paramètres quantitatifs liés à la productivité. Des mesures de pH, d'acidité et de conductivité électrique des fruits de tomates sont également réalisées. Trois fruits sont pesés, lavés puis pressés sur gaze. Après centrifugation du jus obtenu à 5000 tours/minute pendant 5 minutes, le volume du surnageant est déterminé. Les mesures du pH et de conductivité électrique sont ensuite réalisées sur 15 mL de surnageant.

L'acidité des fruits est également déterminée sur 15mL du surnageant. Le pH est ajusté à l'aide de soude (0,1N) à 8. Le volume de soude à l'équivalence permet de déterminer la concentration des extraits en acide citrique par la Formule 21:

$$C (\%) = (\text{Titre} \times 0,0064 \times 100) / 15 \quad (21)$$

Titre= volume de NaOH au pH 8; 0,0064= Coefficient multiplicateur correspondant à l'acide citrique

IV. Analyses statistiques

L'objectif des analyses statistiques est de synthétiser les résultats pour les comparer et ainsi mieux apprécier les effets des composts sur les paramètres évalués. Les données collectées pendant les tests agronomiques sont soumises à une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs (amendement et statut hydrique) par l'utilisation du logiciel MSTATC (version 2.10). Le test de F est utilisé pour apprécier la différence entre les moyennes au seuil de probabilité inférieur ou égal à 5% et 10% tandis que celui de Duncan a permis de classer les traitements par groupes homogènes. Ce test encore appelé test de comparaisons multiples s'utilise pour déterminer les différences significatives entre les moyennes des groupes dans une analyse de variance. Le logiciel XLSTAT (2008) est utilisé pour identifier des corrélations entre certains paramètres au seuil de probabilité de 5%.

CHAPITRE III:
RESULTATS ET DISCUSSION

PARTIE I:
SUIVI DU PROCESSUS DE COMPOSTAGE & CARACTERISATION CHIMIQUE DES COMPOSTS:
COMPARAISON A UN COMPOST D' PRODUIT AU TOGO

Cette partie présente les résultats de la caractérisation chimique et physico-chimique des cinq composts de déchets produits afin d'évaluer leur valeur agronomique et de comparer leurs caractéristiques à celles d'un compost d' produit au Togo. Une attention particulière est portée sur les caractéristiques de la matière organique pour comprendre et identifier son rôle sur la croissance et la physiologie des plantes et leur adaptation à des conditions d'irrigation variables mais également sur la charge métallique pour mettre en évidence un potentiel caractère toxique. Les effets des composts sur le sol en pots à la serre sont également présentés dans cette partie.

I. Processus de compostage et caractérisation physico-chimique des composts

I.1. Suivi temporel de la température, du pH et de la teneur en eau des tas

Le suivi du processus de compostage au cours du temps intègre des mesures de température, pH et teneur en eau. Les résultats des mesures de température journalières sur les cinq tas de composts sont présentés Figure 18. Les températures des tas de compost C1 à C4 sont initialement de l'ordre de $38\pm 4^{\circ}\text{C}$ puis augmentent au cours des 14 premiers jours du processus de compostage pour atteindre des valeurs de $65\pm 6^{\circ}\text{C}$ pour les composts C1 et C2 et de $48\pm 5^{\circ}\text{C}$ pour les composts C3 et C4. Après cette phase de réchauffement, les températures diminuent régulièrement jusqu'à des valeurs de $26,8^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$. L'augmentation de la température au début du processus de compostage résulte de la décomposition des matières biodégradables par les micro-organismes (Hassen *et al.*, 2001; Attrassi *et al.*, 2005; Compaoré *et al.*, 2010; Koledzi *et al.*, 2011b). L'abaissement de la température subséquent s'explique par une diminution de la matière organique biodégradable et la mort de micro-organismes décomposeurs sous l'effet de la chaleur (Hassen *et al.*, 2001). Ces résultats sont conformes à ceux de Manios *et al.* (2003) et Koledzi *et al.* (2011b). Ces auteurs relèvent des températures maximales des andains comprises entre 50 et 70°C . Cependant, la montée de la température est moins importante pour les composts C3 et C4 en comparaison aux composts C1 et C2 (ΔT de $27\pm 1^{\circ}\text{C}$ et $11\pm 1^{\circ}\text{C}$ ° respectivement pour C1 et C2 et C3 et C4) et les valeurs enregistrées au cours de la suite du processus sont systématiquement inférieures pour les tas de composts C3 et C4 par comparaison aux valeurs enregistrées sur les tas de composts C1 et C2. Le compost C1 est exclusivement composé d'ordures ménagères et les composts C2 à C4 contiennent une répartition équivalente en ordures ménagères et en déchets de restauration. Cependant, dans les

composts C3 et C4, un adjuvant de type phosphate naturel a été ajouté. Les faibles valeurs de température enregistrées s'expliquent par une mauvaise circulation de l'oxygène nécessaire pour l'activité des micro-organismes suite à l'ajout de phosphate naturel, conformément aux travaux de Lguirati *et al.*, (2005). En effet, selon ces auteurs, certains adjuvants comme le phosphate naturel entasse les matériaux mis en compostage et empêche ainsi une bonne circulation de l'eau et de l'air.

Les valeurs de pH mesurées au cours du compostage pour ces quatre composts sont stables et confirment l'alcalinisation du système attendue, avec des valeurs de pH basique (pH moyen= $8,4 \pm 0,3$). La valeur moyenne de la teneur en eau est de $46\% \pm 2\%$, valeur comprise dans l'optimum d'humidité de 40 à 60% selon Mustin (1987). Les teneurs en eau correspondent donc à celles recommandées pour un processus normal de compostage (Zorpas *et al.*, 2003); une bonne humidité favorisant la mobilité et la croissance des micro-organismes décomposeurs (Golueke, 1991). De plus, les phases de retournement opérées 6 jours, 14 jours, 1 mois, 2 mois et 3 mois après le début du processus de compostage ont permis de maintenir une aération suffisante à la décomposition aérobie pour les tas des composts C1 à C4.

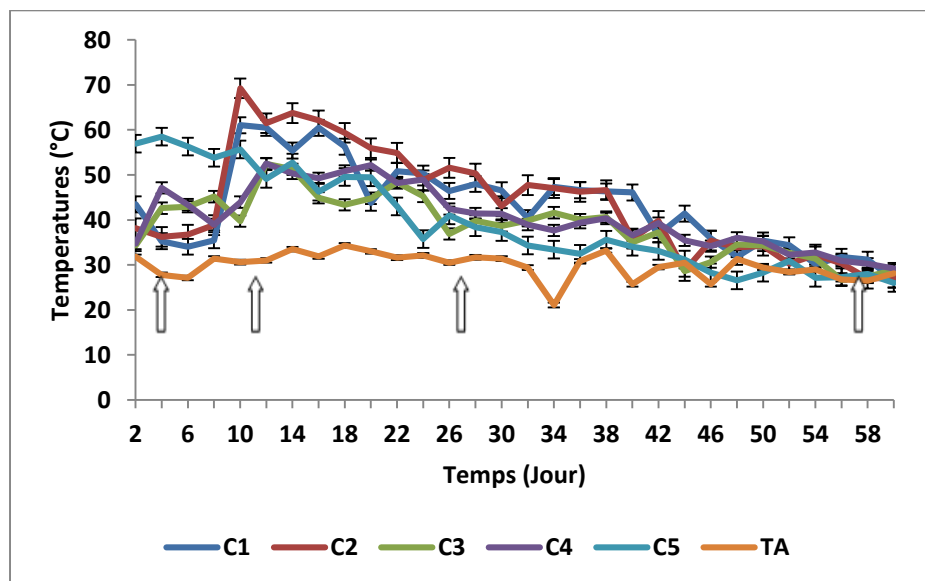


Figure 18: Evolution de la température des différents tas au cours du processus de compostage (⇐⇒=Retournement ; TA= Température ambiante)

Le compost C5 présente un comportement atypique avec une température initial très élevée ($57 \pm 2^\circ\text{C}$), de l'ordre de celles atteintes en fin de phase de réchauffement pour les composts C1 à C4, et une absence de phase de réchauffement. Les températures mesurées dans ce compost diminuent donc régulièrement au cours du processus de compostage pour atteindre une valeur de $28,3 \pm 0,1^\circ\text{C}$, identique à celles mesurées pour les autres composts. Parallèlement, le suivi du pH au cours du processus met en évidence un pH stable et légèrement acide (pH

moyen = $6,4 \pm 0,4$) caractéristique de la phase initiale d'acidogènes. De telles valeurs de pH ont déjà été obtenues par Tchegueni *et al.* (2012) sur les composts d'épluchures de fruits et de déchets végétaux. En effet, les déchets de restauration contiennent une forte proportion d'épluchures de fruits et plus particulièrement d'oranges et de citrons susceptibles de libérer des acides organiques au cours des transformations. Une faible activité microbiologique combinée à une forte production d'acides organiques pourrait donc justifier les plus faibles valeurs de température du compost C5 et l'absence de phase thermophile. En effet, au début du processus, les acides organiques ne sont pas encore libérés. Par la suite, les transformations ont entraîné la libération d'acides organiques en solution empêchant ainsi un bon développement des micro-organismes plus particulièrement ceux caractéristiques de la phase thermophile. La valeur de pH plus faible coïncide avec un taux d'humidité plus élevé (58 ± 7 %). D'après Sommer *et al.* (1999), Coventry *et al.* (2002) et Goyal *et al.* (2005), les déchets agricoles et agroalimentaires retiennent plus d'eau et sont donc plus hydrophiles au début du processus. Ainsi, cette forte humidité pourrait s'expliquer par une insuffisance de micro-organismes décomposeurs pouvant utiliser l'eau pour la décomposition de la matière organique.

I.2. Caractérisation chimique et agronomique des composts

I.2.1. Caractéristiques agronomiques des composts

Les caractéristiques agronomiques des composts sont évaluées par quantification de leur matière organique (%MO, %COT, %NTK) et évaluation de leur composition en éléments nutritifs (%K, %P, %Mg, %Ca). Le calcul du rapport C/N permet également de caractériser l'état de décomposition de la matière organique.

Les résultats de la caractérisation de la matière organique des composts sont présentés dans le Tableau 14. Le pourcentage de MO des composts est directement corrélable à la masse de déchets de restauration considérée dans la fabrication du tas. Plus la masse de déchets de restauration est importante, plus le pourcentage de MO est important. Un pourcentage de 26,1% est quantifié dans le compost d'ENPRO. L'ensemble des composts préparés respecte ce pourcentage de MO avec des valeurs comprises entre 26,9 et 36,3 %, excepté le compost de déchets de restauration pour lequel le pourcentage de MO s'élève à 75,1%.

Le COT et le NTK représentent respectivement en moyenne 40 ± 7 % et $2,2 \pm 1,0$ % du pourcentage de MO. Ces valeurs sont en accord avec l'engrais commercial ENPRO pour lequel le CO et le NTK représentent respectivement 46 % et 1,9 % de la MO. Le rapport C/N est compris entre 12 et 30 pour les composts C1 à C4, valeur comparable à l'engrais commercial ENPRO alors qu'un rapport C/N supérieur à 40 est obtenu pour le compost C5, mettant en

évidence une plus faible décomposition et une faible stabilité de la matière organique. Ce résultat est en accord avec l'évolution du pH au cours du processus de compostage qui se maintient à des valeurs inférieures à 7. Selon Soumare *et al.* (2003), le rapport C/N d'un compost de qualité doit être compris entre 10 et 30. La comparaison des composts fabriqués avec l'engrais commercial ENPRO *via* les paramètres de caractérisation de la MO met en évidence les fortes similarités entre le compost d'ordures ménagères C1 et le compost d'. Le compost d'ordures ménagères semble donc être le plus représentatif du compost d'.

Tableau 14: Caractéristiques de la matière organique des différents composts

Composts	C1	C2	C3	C4	C5	ENPRO	Compost de déchets ménagers (Castaldi <i>et al.</i> , 2008; Tchegueni <i>et al.</i> , 2012)
MO (%)	26,9±0,4	31,0±1,0	36,3±0,6	31,4±0,1	75,1±0,1	26,1±0,7	-
COT (%)	10±2	13±1	12±4	11±1	38±2	12±2	23-35
NTK (%)	0,57±0,05	1,11±0,02	0,41±0,03	0,92±0,10	0,9±0,2	0,50±0,02	3,78-0,93
C/N	18,3	11,9	29,2	12,1	41,0	24,7	-

La composition en éléments nutritifs des composts est présentée dans le Tableau 15. Les résultats mettent en évidence des pourcentages en potassium et en magnésium dans les composts fabriqués du même ordre de grandeur que dans le compost d' ENPRO. Comme attendu, l'ajout de phosphate naturel dans les composts C3 et C4 a augmenté leur pourcentage dans le produit final. Le compost C5 présente un pourcentage de phosphore atypique par comparaison aux autres composts, sans ajout de phosphate naturel, et cette valeur peut-être directement liée aux caractéristiques des déchets de restauration et à leur composition riche en nutriments issus de restes de nourriture telle que les épluchures de fruits et légumes. Enfin, le pourcentage en calcium peut être corrélé à l'ajout d'adjuvants car les plus forts pourcentages sont retrouvés dans les composts avec ajout de fumier et/ou phosphate naturel. De concentrations similaires en calcium ont déjà été obtenues par Koledzi *et al.* (2011b) dans les composts préparés à base de déchets, fumier et phosphate naturel.

Tableau 15: Composition en fertilisants minéraux des composts (ENPRO= Compost d' d'origine Togolaise)

Composts	C1	C2	C3	C4	C5	ENPRO	Compost de déchets ménagers (Castaldi <i>et al.</i> , 2008; Tchegueni <i>et al.</i> , 2012)
K(%)	0,38±0,04	0,64±0,01	0,75±0,01	0,49±0,01	0,53±0,01	0,40±0,00	-
P (%)	0,09±0,02	0,06±0,02	1,9±0,1	1,73±0,03	1,24±0,05	0,03±0,00	1,11-1,98
Mg (%)	0,28±0,06	0,36±0,06	0,24±0,05	0,3±0,1	0,26±0,08	0,21±0,02	0,5-1,04
Ca (%)	1,2±0,1	2,54±0,03	3,6±0,4	5,446±0,007	1,0±0,2	2,91±0,07	1,99-2,82

Les compositions chimiques des composts C1 à C4 sont comparables aux compositions chimiques des composts préparés à partir de déchets de l'étude de Castaldi *et al.* (2008). En revanche, les caractéristiques du compost de déchets de restauration C5 sont comparables au compost préparé par Tchegueni *et al.* (2012) à partir de déchets d'agrumes et de végétaux .

I.2.2. Teneurs en substances humiques

Les teneurs en acides de type humique et fulvique sont mesurées suite à une extraction alcaline. Les résultats de la quantification, exprimés en mgAH ou AF par g de COT, sont présentés Figure 19. Alors que les teneurs en AF sont approximativement du même ordre de grandeur pour tous les composts (24 ± 6 mgAF/gCOT), les teneurs en AH sont 2,5 fois plus élevées dans le compost C5 ([AH] = 96 ± 2 mgAH/gCOT) et 2,5 fois plus faibles dans le compost C3 ([AH] = 15 ± 1 mgAH/gCOT) par rapport aux composts C1, C2 et C4 ([AH] = $39,4 \pm 0,31$ mgAH/gCOT). Les teneurs des composts C1, C2, C4 et C5 sont similaires à celle du compost d' ([AH] = $79,89 \pm 6$ mgAH/gCOT et ([AF]= $22,12$ mgAF/gCOT).

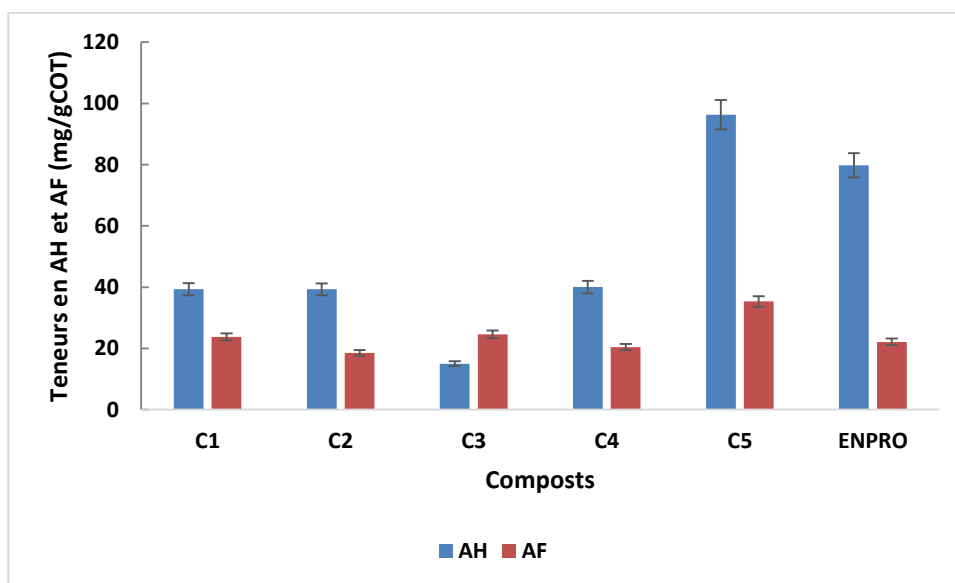


Figure 19: Teneurs en substances de type humique et fulvique

La caractérisation spécifique de la matière organique et le suivi de l'évolution de sa stabilisation au cours du processus de compostage sont définis par différents rapports indicateurs de son état d'humification (Ouatmane *et al.*, 2002; Tomati *et al.*, 2001; Serra-Wittling *et al.*, 1995; Inbar *et al.*, 1992). Parmi ces rapports, l'indice d'humification, désigné par le rapport de la concentration en acides de type humique sur la concentration en acide de type fulvique est le plus utilisé. Ce rapport AH/AF est caractéristique de l'état d'humification de la matière organique et il augmente avec sa stabilisation et l'augmentation de son

aromaticité. Une augmentation significative de ce rapport au cours du compostage est observée dans les études de Veeken *et al.*, 2000; Jouraiphy *et al.*, 2005; et Huang *et al.*, 2006. Les résultats recensés dans la littérature s'accordent sur des rapports inférieurs à 1 pour des composts immatures, et supérieurs à 1 ou 3 pour les composts matures.

Quel que soit le compost considéré, le rapport d'humification est inférieur au rapport d'humification du compost d' ENPRO (Figure 20). Le rapport obtenu pour le compost ENPRO et C5 est comparable à celui obtenu par Jemali *et al.* (1996) pour un compost de déchets ménagers (3,21). Ces résultats peuvent s'expliquer par la durée de compostage. En effet, la durée de compostage du compost d' ENPRO s'étend sur 7 mois contrairement aux composts préparés dans le cadre de cette étude pour lesquels la durée de compostage est de 4 mois.

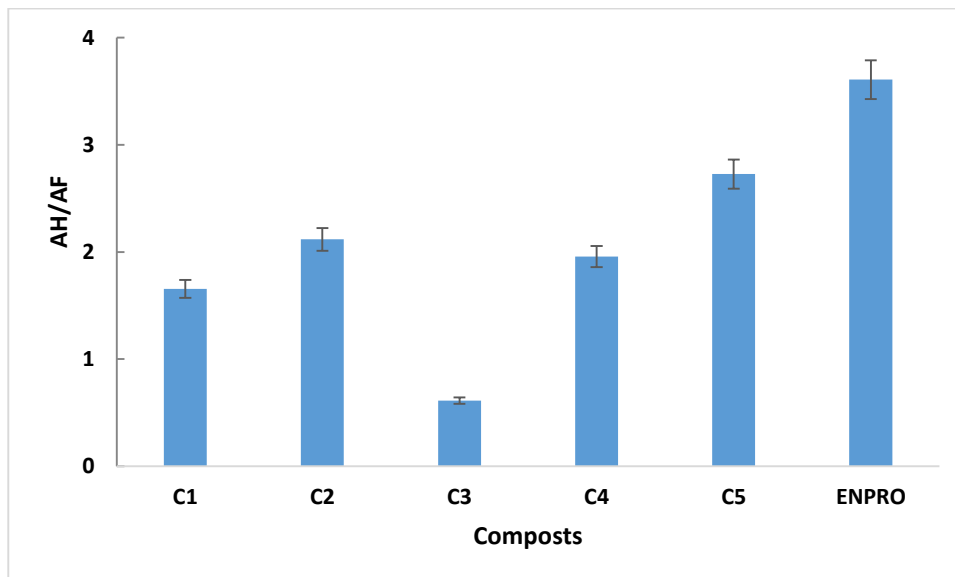


Figure 20: Rapport d'humification des cinq composts. Comparaison au compost d'

Le rapport d'humification le plus faible est calculé pour le compost C3. En effet, le compost C3 présente un rapport d'humification de 0,61 et donc inférieur à 1, très certainement dû au seul phosphate naturel présent comme adjuvant dans sa composition. La présence du phosphate naturel, empêchant une bonne circulation de l'air, la transformation de la matière organique aurait été ralentie (Lguirati *et al.*, 2005). Les rapports d'humification obtenus pour les composts C1, C2 et C4 sont compris dans la gamme 1 à 3 ($1,9 \pm 0,2$) trouvés par plusieurs auteurs (Wu *et al.*, 2000; Castaldi *et al.*, 2005; Veeken *et al.*, 2000; Jouraiphy *et al.*, 2005; Huang *et al.*, 2006) sur les composts de déchets ménagers et assimilés. Le compost C4 possède la même proportion de phosphate naturel dans sa composition que le compost C3 mais un rapport d'humification triplé. Ce rapport plus élevé pourrait s'expliquer par l'effet accélérateur

sur l'activité des micro-organismes de la présence du fumier de volailles. En effet, des études montrent que le fumier de volailles améliore le processus de compostage avec une élévation de la température, du pH et du taux d'humidité lors de son ajout aux déchets ménagers avant compostage (Compaoré *et al.*, 2010; Kolani, 2007; Koledzi, 2011). Enfin, le compost C5 présente un rapport d'humification proche de 3, caractéristique d'une matière organique plus stable et plus humifiée. Cependant, la composition chimique des déchets de restauration met en évidence des molécules organiques résistantes à la dégradation telles que les lignines et leurs dérivés qui se décomposent lentement et qui sont responsables d'une fausse réponse lors de l'application du protocole de précipitation des acides humiques (Castaldi *et al.*, 2005). La surestimation de la part de composés humiques entraînent donc une hausse significative mais non interprétable du rapport AH/AF.

I.2.3. Composition en éléments métalliques des composts

Les éléments traces métalliques considérés dans cette étude sont le zinc, le nickel, le plomb, le manganèse et le cuivre. Parmi tous les composts préparés, le compost C1 présente la plus forte charge métallique (Tableau 16). Cette forte charge métallique est directement corrélable à la proportion de déchets urbains. En effet, pour les composts C1 à C4, plus la part de déchets urbains dans la préparation du compost est importante, plus la charge métallique est élevée.

Le zinc et le manganèse sont les éléments traces métalliques les plus représentés dans le compost. Les concentrations quantifiées dans chacun des composts sont présentées dans le Tableau 16. Les concentrations en manganèse dans les composts C1 à C4 sont en moyenne plus de 4 fois supérieures à la concentration quantifiée dans le compost C5 à base de déchets de restauration. Les concentrations les plus importantes en manganèse sont quantifiées dans les composts C2 et C4 pour lesquels le fumier de volailles entre dans la composition. Selon Kolani (2007), ce fumier peut être source de concentration en certains éléments métalliques dont le cuivre, le manganèse et le calcium. La teneur élevée en zinc dans le compost C3 pourrait s'expliquer non seulement par la présence de phosphate naturel dans la composition de base de ce compost conformément aux travaux de Mullins *et al.* (1982) et Hsu *et al.* (2001) mais aussi par la présence dans le tas de ce compost de fortes quantités de déchets ménagers et de restauration comparativement au compost C4.

Tableau 16: Teneurs en éléments métalliques associées à des caractéristiques chimiques spécifiques des composts (ENPRO= Compost d'origine Togolaise)

Eléments minéraux	C1	C2	C3	C4	C5	ENPRO	Quelques Limites (ppm)
Zn (mg/Kg)	149±20	212±56	482±52	135±19	170±42	255±698	2800 (US; Brinton, 2000)
Ni (mg/Kg)	72±5	5±1	22±3	23±4	19±3	6,7±0,00	420 (US; Brinton, 2000) ; 60 ppm (AFNOR, 2005)
Pb (mg/Kg)	640±57	50,0±0,0	60,0±0,0	60±14	60±7	200±65	300 (US; Brinton, 2000); 180 (AFNOR, 2005)
Mn (mg/Kg)	266±49	315±7	223±32	298±50	64 ±20	161±3	-
Cu (mg/Kg)	5±1	40±7	35±7	10±1	20±6	28±3	1500 (US; Brinton, 2000)
Conductivité (mS/cm)	2,43	2,85	2,11	2,41	3,18	3,03	-
pH	8,80	8,32	8,42	8,19	6,85	8,25	6-9 (Mustin, 1987)

Les teneurs en E.T.M. quantifiées restent systématiquement élevées par rapport aux teneurs retrouvées dans l'étude de Compaoré *et al.* (2010) sur les composts de déchets au Burkina-Faso ([Zn]=130 ppm, [Ni]=13,5 ppm, [Pb]=37,5 ppm et [Cu]=15 ppm). La concentration en plomb dans le compost C1 excède même la valeur limite de 300 mg/kg imposée dans la réglementation américaine. Les déchets ménagers togolais présentent une forte proportion en plomb (480 ppm) souvent quantifiée dans les composts issus de ces déchets (Koledzi, 2011). Les sources en plomb sont variées et on recense plus particulièrement les papiers-cartons, les CNC, les vernis et les peintures.

Le nickel et le plomb sont fortement concentrés dans le compost d'ordures ménagères avec des valeurs respectivement près de 4 fois supérieures et plus de 10 fois supérieures aux valeurs quantifiées dans les autres composts. La comparaison de la charge métallique des composts fabriqués avec le compost d' ne met pas en évidence de tendance spécifique mais une variation dépendante de l'élément considéré.

Les pH de tous les composts sont du même ordre de grandeur que le pH du compost d' (pH=8,4±0,2) à l'exception du compost C5 dont le pH est légèrement acide (pH=6,85). En revanche, le compost C5 présente une valeur de conductivité électrique plus élevée par rapport aux autres composts (conductivité = 3,18 dS/m pour C5 contre en moyenne 2,6±0,4 dS/m pour les autres composts), conséquence d'une forte dissolution des ions conducteurs sous l'effet de l'acidité du milieu.

I.2.4. Tests de germination

Les tests de germination permettent d'établir une relation entre la dose de compost et le taux de germination (Tableau 17). Les tests sont réalisés sur les deux espèces: le maïs *Zea mays* L. et la tomate *Lycopersicum esculentum* L. et pour deux doses de composts: une dose élevée (2/3 de compost et 1/3 de sable) et une dose faible (1/3 de compost et 2/3 de sable). Pour la dose élevée, le taux de germination est compris entre 50 et 75 % pour le maïs et 27 et 37,5 % pour la tomate. Par contre, le taux de germination augmente avec une dose plus faible de compost. Une forte dose de compost influence donc négativement la germination des graines et la croissance des plantes. Un compost est considéré comme non toxique lorsque l'indice de germination excède 50 % (Zuccooni *et al.*, 1981).

Tableau 17: Test de germination sur *Zea mays* L. et *Lycopersicum esculentum* L.

Espèces	C1	C2	C3	C4	C5	Sable seul
Maïs						
1/3 sable + 2/3 compost	75,00%	62,5%	50,00%	75,00%	62,5%	93,75%
2/3 sable + 1/3 compost	93,75%	93,75%	81,25%	87,5%	93,75%	
Tomate						
1/3 sable + 2/3 compost	25,00%	45,0%	37,50%	28,00%	25,00%	62,5%
2/3 sable + 1/3 compost	54,16%	41,66%	54,16%	58,33%	41,60%	

Quelle que soit la dose de compost appliquée, les composts préparés ne présentent aucune toxicité vis-à-vis du maïs. Au contraire, la toxicité des composts vis-à-vis de la tomate dépend du compost et de la dose appliquée. Pour une dose élevée, l'indice de germination est systématiquement inférieur à 50% quel que soit le compost considéré alors que des indices de germination supérieurs à 50% sont obtenus pour les composts C1, C3 et C4 à des doses faibles. Ces composts sont donc plus favorables à la croissance des plantes par rapport aux autres composts fabriqués (Zuccooni *et al.*, 1981; Koledzi, 2011).

L'analyse des composts préparés met en évidence que le compost de déchets urbains présente les plus faibles teneurs en nutriments et les plus fortes teneurs en éléments traces métalliques. Le phosphate naturel et le fumier ajoutés aux déchets (composts C2, C3 et C4) ont permis une amélioration des teneurs en nutriments des composts. Cependant, ils sont à l'origine d'apport en éléments traces métalliques. Les caractéristiques du compost de déchets de restauration C5 mettent en évidence un état moins stabilisé avec un pH légèrement acide mais des proportions en nutriments comparables aux composts C3 et C4 malgré l'absence d'adjuvants. En considérant la stabilité de la matière organique et la charge métallique, les composts C2, C4 et C5 sont comparables au compost d'.

I.3. Caractérisation de la fraction mobilisable par le test de lixiviation

L'utilisation d'un test de lixiviation permet de coupler une caractérisation des fractions organique et minérale mobilisables par lessivage à une évaluation de la maturité des composts préparés, dans le but d'identifier les effets des composts sur le sol et les végétaux.

I.3.1. Evolution du pH, des Acides Gras Volatils et de la charge minérale au cours de la lixiviation

Après 24h de lixiviation, le pH des lixiviats des composts C1 à C4 est systématiquement supérieur à 8, valeur caractéristique d'un état de maturation élevé de ces composts en comparaison au compost de déchets de restauration C5 pour lequel le pH initial est de $7,0 \pm 0,1$. Les valeurs de pH mesurées pour les composts C1 à C4 sont comparables à la valeur mesurée pour le compost d'ENPRO. Cependant, les pH sont systématiquement supérieurs pour les composts préparés mettant en évidence un état de maturation plus avancé (Figure 21).

La mesure de la conductivité ionique apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale. La conductivité est plus élevée à 120h en comparaison à 24h pour tous les composts à l'exception du compost C5. Cependant, la conductivité des lixiviats du compost C5 est supérieure aux conductivités des lixiviats des autres composts suite à la libération des ions en solution sous l'effet de l'acidité de la solution. Ces résultats sont en accord avec ceux de Parodi (2010) et de Chantou (2012) selon lesquels la conductivité ionique du lixiviats augmente au cours du test. De plus, la conductivité du compost C5 est positivement corrélée à sa teneur en acides gras volatiles. En effet, le pH du lixiviats du compost C5 étant acide, la solubilisation des ions est plus rapide par rapport aux autres composts pour lesquels les ions pourraient être complexés par des composés organiques aromatiques (composés de type hydrophobe ou acides de type humique).

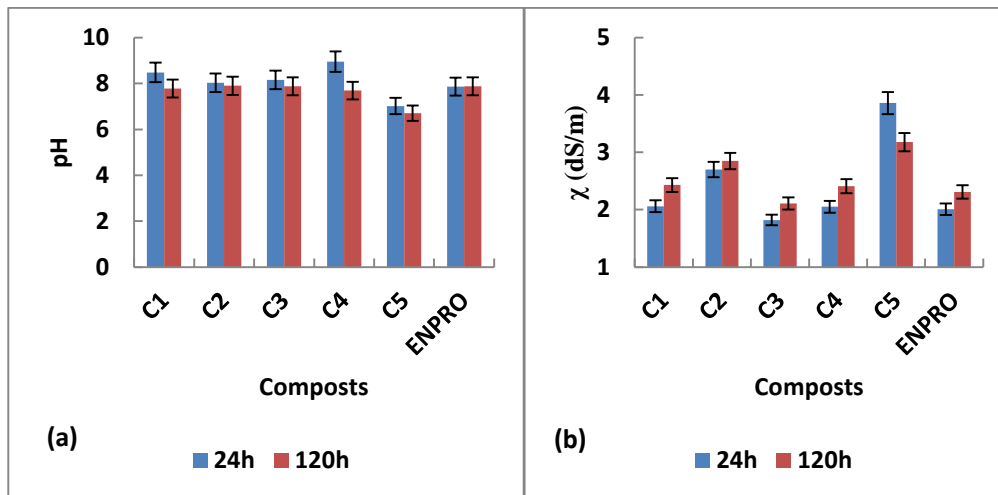


Figure 21: Evolution du pH (a) et de (b) la conductivité des lixiviats au cours du test de lixiviation

Le pH diminue au cours de la lixiviation quel que soit le compost considéré (excepté pour le compost d' ENPRO). Cette diminution du pH est corrélable à l'augmentation de la teneur en Acides Gras Volatils (AGV) dans le lixiviats (Figure 22) et est en accord avec les travaux de Parodi (2010). Ces concentrations en AGV sont inférieures à $2,0 \pm 0,06$ gCH₃COOH/kg MS pour les composts C1 à C4 et pour le compost d' ENPRO alors qu'une valeur de $6,0 \pm 3,0$ gCH₃COOH/kg MS est quantifiée pour le compost C5 après 120h de lixiviation. Une forte teneur en acides gras volatils, de l'ordre de 6g/L, est caractéristique d'une faible stabilité chimique et par conséquent d'une forte teneur en matière organique facilement biodégradable (Ehrig, 1983; Avnimelech *et al.*, 1996). Selon Aguilar *et al.* (1995), des teneurs en AGV supérieures à 10g/L constituent un signe de faible dégradation de la matière organique.

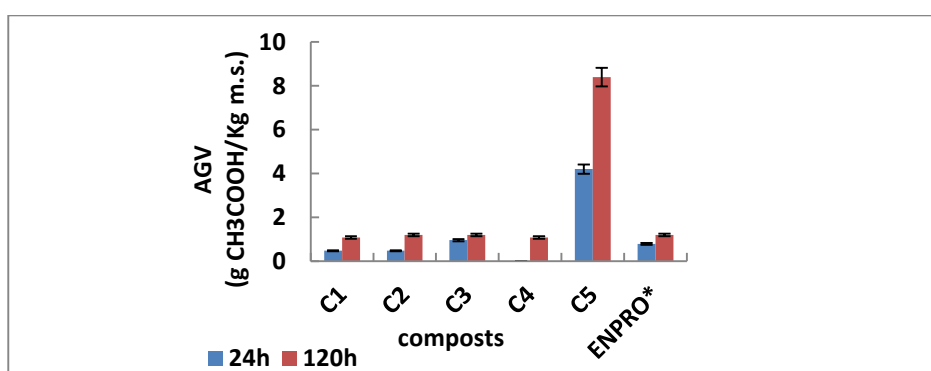


Figure 22: Teneurs en acides gras volatiles des lixiviats des composts

Les lixiviats des composts C1, C2, C3 et C4 présentent des teneurs similaires en ions orthophosphate et ammonium, teneurs respectivement 5 et 48 fois inférieures aux teneurs quantifiées dans les lixiviats du compost C5 (Figure 23). Les teneurs en orthophosphates augmentent au cours du test dans tous les lixiviats à l'exception du lixiviats de C5. Au contraire,

les teneurs en ammonium restent stables. L'augmentation de la teneur en phosphore assimilable au cours du test de lixiviation pour les composts C1 à C4 s'explique par une minéralisation du phosphore organique en phosphore assimilable. La forte teneur en ammonium quantifiée dans le lixiviats du compost C5 pourrait expliquer le ralentissement du processus de dégradation de ce compost car de fortes concentrations en ammonium peuvent, d'après Kuo *et al.* (2004) avoir un effet inhibiteur sur la dégradation.

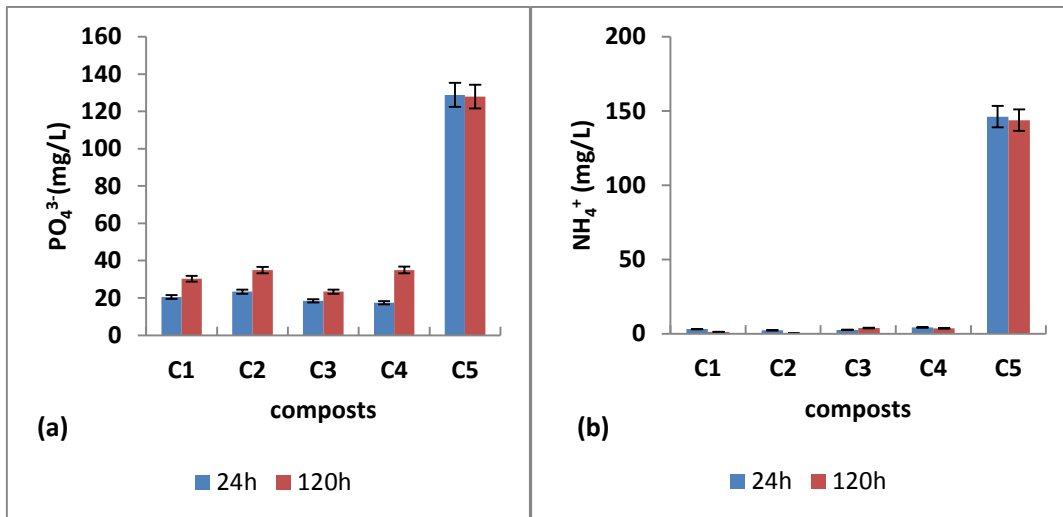


Figure 23: Teneurs en orthophosphates (a) et en ammoniums des lixiviats (b)

I.3.2. Evaluation de la matière organique relarguée et caractérisation spécifique de cette matière organique

I.3.2.1. Paramètres globaux caractéristiques de la matière organique

La charge organique (exprimée en DCO (mgO₂/L) ou en COD (mgC/L)) quantifiée dans les lixiviats reste stable au cours du test de lixiviation. Les plus fortes teneurs sont obtenues lors de la lixiviation du compost C5 (DCO = 2172±246 mgO₂/L et COD = 1127±18 mgC/L) (Figure 24). Ces fortes teneurs dépendent directement du fort pourcentage de COT dans le solide. Des teneurs inférieures et du même ordre de grandeur sont quantifiées pour les lixiviats des composts C1 à C4 avec une concentration moyenne en COD de 337±46 mgC/L et une DCO moyenne de 996±109 mgO₂/L. Les concentrations en COD et DCO du lixiviats du compost C5 sont largement supérieures à celles quantifiées pour le compost d' ENPRO (DCO = 517±46 mgO₂/L et COD = 174±7 mgC/L). Au contraire, les lixiviats des composts C1 à C4 présentent des teneurs en COD similaires à celle du compost d' ENPRO et du même ordre de grandeur que celles obtenues par Hue et Liu (1995), Fang *et al.*, (1999), Chica *et al.*, (2003) et Zmora-Nahum *et al.*, (2005). Au cours du processus de compostage, les concentrations en COD

diminuent et une teneur en COD de l'ordre de 300 à 400 mgC/L en fin du processus est caractéristique d'une forte dégradation chimique (Avnimelech *et al.*, 1996; Zmora-Nahum *et al.*, 2005). La dégradation des composts C1 à C4 a donc permis d'atteindre un état caractéristique d'une fin de processus de compostage. Au contraire, les concentrations en DCO dans les composts C1 à C4 restent 2 fois supérieures à celles quantifiées dans le compost d'ENPRO. Pour un lixiviat à matière organique d'un compost de déchets stable, la DCO doit être inférieure ou égale à 1220 mgO₂/L (Bisimwa Kayeye *et al.*, 2013; Lagier, 2000).

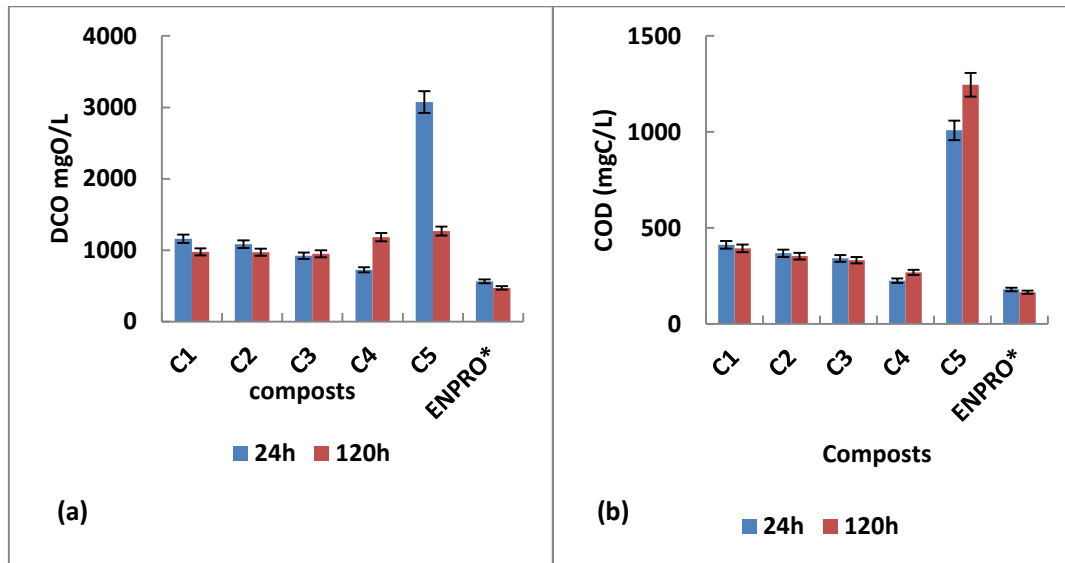


Figure 24: (a) Demande Chimique en Oxygène (DCO); (b) Teneur en en Carbone Organique Dissout (COD) (*= Compost d' ENPRO)

Afin de caractériser l'état de dégradation de la MO des composts, plusieurs rapports sont couramment utilisés. Le rapport DCO/COD représente la disponibilité du carbone organique. Un rapport DCO/COD faible représente un état plus oxydé du carbone organique pour lequel le carbone est moins facilement disponible comme source d'énergie. Ce rapport a largement été utilisé pour caractériser l'état de dégradation des déchets en conditions d'enfouissement *via* l'analyse du lixiviat. Chian *et al.*, (1976), Millot (1986) puis Irene et Lo (1996) s'accordent à dire que ce rapport diminue lors de la dégradation des déchets et donc lors de l'avancement de la maturation. Le rapport DCO/COD est stable au cours du test de lixiviation quel que soit le compost considéré, excepté pour le compost C5. Une valeur moyenne de $3,0 \pm 0,4$ mgO₂/mgC est obtenue pour les lixiviats des composts C1 à C4 valeur du même ordre de grandeur que le compost d' ENPRO ($3,0 \pm 0,1$ mgO₂/mgC) (Figure 25). Ce rapport diminue après 120h de lixiviation du compost C5. En effet, au cours du test de lixiviation, les molécules organiques persistantes dans le compost C5 après le processus de compostage ont subi une dégradation par oxydation les rendant moins disponibles.

Le rapport AGV/COD traduit la proportion de composés organiques à faibles chaînes carbonées par rapport à la masse de carbone totale. Le rapport AGV/COD augmente au cours de la lixiviation quel que soit le compost considéré, la teneur en AGV augmentant et la charge carbonée restant globalement constante.

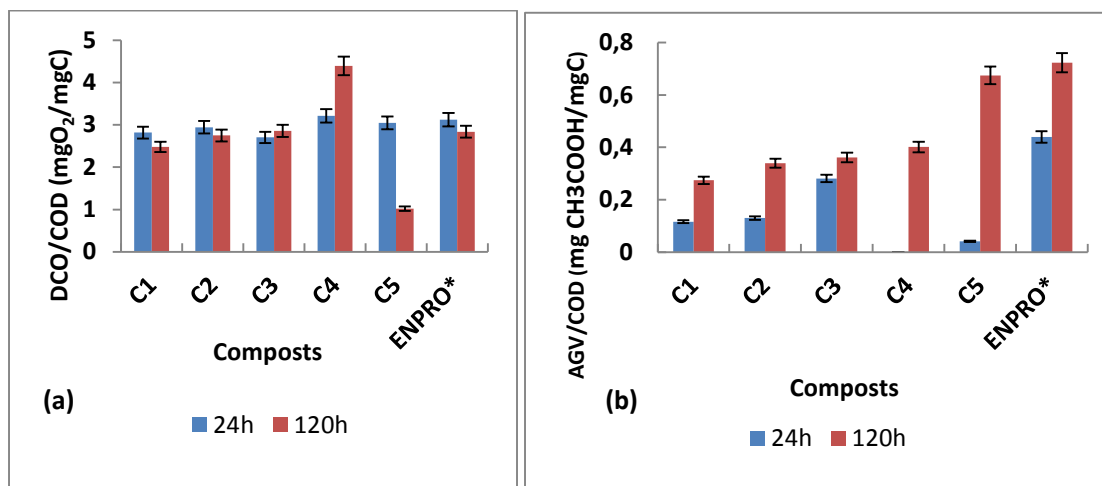


Figure 25: Evolution des rapports DCO/COD (a) et AGV/COD (b) au cours de la lixiviation

I.3.2.2. Caractérisation spécifique de la matière organique

La caractérisation spécifique de la matière organique combine un fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe et des mesures d'indices SUVA. Selon Parodi *et al.* (2010), l'indice SUVA renseigne sur l'aromaticité des molécules organiques et est donc parfaitement corrélé au caractère hydrophobe des molécules présentes dans la matière organique.

L'indice SUVA est stable au cours du test de lixiviation quel que soit le compost considéré, la durée et les conditions du test n'étant pas optimales pour une humification de la matière organique. Les valeurs des indices SUVA sont du même ordre de grandeur pour les lixiviats des composts C1 à C4 et pour le compost d'ENPRO (SUVA = 49±4 L/cm/gC). Ces valeurs sont caractéristiques d'un compost mature conformément aux travaux de Berthe *et al.* (2008). Selon ces auteurs, une matière organique stable présente des indices SUVA supérieurs à 30 L/cm/gC. Selon Said Pullicino et Gigliotti (2007), la matière organique de ces composts serait essentiellement constituée de groupements fonctionnels polarisés comme les hydroxyles, les carbonyles, les carboxyles et les esters. Des valeurs de SUVA plus faibles sont retrouvées pour le compost de déchets de restauration C5 (SUVA= 28±1 L/cm/gC), confirmant la plus faible dégradation de la matière organique de ce compost (Berthe *et al.*, 2008; Segbeaya *et al.*, 2012). La teneur en AGV et l'indice SUVA sont négativement corrélés et plus la teneur en

AGV est élevée plus l'indice SUVA est faible. Les composts C1, C2, C3 et C4 et le compost d' ENPRO sont donc composés d'une matière organique plus stable et plus dégradée en comparaison au compost de déchets de restauration C5.

Une caractérisation approfondie des molécules organiques présentes dans les lixiviats est réalisée par fractionnement de cette matière organique selon son caractère hydrophobe (Figure 26). Ce fractionnement de la matière organique permet de séparer les molécules organiques en fonction de leur aromaticité en quatre familles distinctes d'aromaticité croissantes: les substances de type hydrophile (HPI*), les substances de type transphilique (TPH*), les substances de type hydrophobe (HPO*) et les acides de type humique (AH*) (Berthe *et al.*, 2008). Au cours du processus de compostage, les molécules initiales hydrophiles sont transformées en composés hydrophobes plus stables intervenant dans le fonctionnement du sol ainsi que dans l'assimilation des ions (Berthe *et al.*, 2008; Chantou, 2012). Les résultats du fractionnement mettent en évidence, pour l'ensemble des composts fabriqués, une forte proportion de substances de type humique (HPO*+AH*) supérieures à $65\pm 9\%$ et une proportion de substances de type hydrophile inférieure à $23\pm 5\%$.

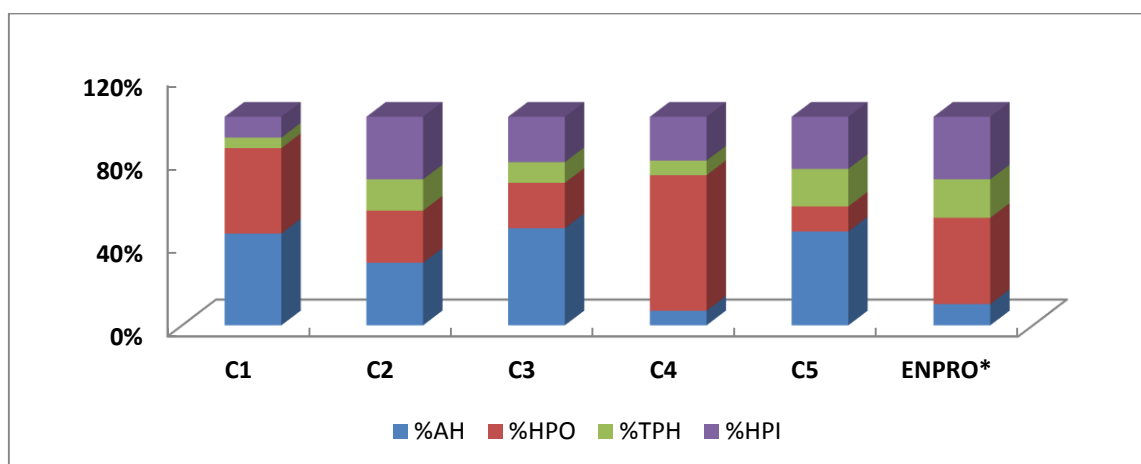


Figure 26: Fractionnement de la matière organique des lixiviats selon leur caractère hydrophobe après 120h de lixiviation

Les résultats du fractionnement de la matière organique selon son caractère hydrophobe confirment ceux obtenus par Chefetz *et al.* (1998). En effet, selon ces auteurs, la matière organique d'un compost mur est de nature hydrophobe. Le fractionnement de la matière organique des lixiviats des composts préparés ne présente pas de tendance spécifique (Figure 26). Cependant, la matière organique des composts C1, C3 et C4 semble être plus dégradée avec des pourcentages de substances de type humique (%AH+%HPO) supérieurs à 60% (Berthe, 2006; Parodi, 2010) contrairement aux composts C2 et C5 et au compost d' (Tableau

18). Cette forte proportion en substances de type humique est inversement corrélée aux pourcentages en substances de type hydrophile. Les pourcentages d'acides de type humique sont variables et non corrélables aux caractéristiques initiales des déchets compostés. Au début du processus de compostage, certaines molécules organiques peuvent induire une fausse réponse aux acides de type humique rendant ainsi l'interprétation impossible.

Tableau 18: Caractéristiques de la matière organique des composts

Paramètres	C1	C2	C3	C4	C5	ENPRO
HPI* (%)	10	30	22	21	25	30
SUVA(L/cm/gC)	52,7	48,4	46,7	36,6	27,8	47,6
SH* (%)	85	55	69	72	57	52

SH correspond à %AH* + %HPO**

La comparaison des caractéristiques de la matière organique des lixiviats des composts fabriqués aux caractéristiques de la matière organique du lixiviats du compost d' met en évidence une composition similaire malgré une aromaticité plus faible pour les composts C4 et C5.

I.3.2.3. Corrélation entre les paramètres liés à la maturité de la matière organique

La corrélation entre les différents paramètres caractéristiques de la matière organique permet de mieux identifier et évaluer la maturité des composts (Tableau 19). Deux groupes de paramètres peuvent être distingués en fonction d'une corrélation positive ou négative. Ainsi, comme déjà mentionné, l'indice SUVA et la teneur en AGV sont négativement corrélés et plus la teneur en AGV est faible plus l'indice SUVA est élevé, les acides gras volatils étant des molécules organiques à structure simple faiblement aromatique. Au contraire, les teneurs en AGV et COD, les pourcentages en HPI* et TPH*, le rapport DCO/COD et le pourcentage de HPO* et le rapport AGV/COD et le pourcentage de TPH* sont positivement corrélés deux à deux. De ces résultats, il est établi que la mesure des teneurs en AGV, de l'indice SUVA, de la répartition des acides de type humique et fulvique ainsi que le pourcentage de substances de type hydrophobe constituent les paramètres pertinents pour évaluer le degré de stabilité de la matière organique des composts.

Tableau 19: Corrélations entre les paramètres caractéristiques de la matière organique (les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 au seuil de probabilité de 5%)

Paramètres	AH/AF	COD	DCO	AGV	SUVA	AGV/COD	%HPO*	%TPH*	%HPI*	DCO/COD
AH/AF	-	0,222	-0,393	0,379	-0,296	0,863	-0,013	0,759	0,543	-0,308
COD	0,222	-	0,629	0,978	-0,757	0,379	-0,631	0,370	0,009	-0,802
DCO	-0,393	0,629	-	0,518	-0,639	-0,303	-0,128	-0,315	-0,329	-0,143
AGV	0,379	0,978	0,518	-	-0,817	0,559	-0,595	0,506	0,147	-0,781
SUVA	-0,296	-0,757	-0,639	-0,817	-	-0,516	0,166	-0,336	-0,225	0,282
AGV/COD	0,863	0,379	-0,303	0,559	-0,516	-	-0,205	0,817	0,581	-0,399
%HPO*	-0,013	-0,631	-0,128	-0,595	0,166	-0,205	-	-0,541	-0,281	0,855
%TPH*	0,759	0,370	-0,315	0,506	-0,336	0,817	-0,541	-	0,851	-0,529
%HPI*	0,543	0,009	-0,329	0,147	-0,225	0,581	-0,281	0,851	-	-0,068
DCO/COD	-0,308	-0,802	-0,143	-0,781	0,282	-0,399	0,855	-0,529	-0,068	-

I.3.2.4. Evaluation de la charge minérale: quantification des teneurs en ions et éléments traces métalliques

Les conductivités élevées mesurées dans le lixiviats (Tableau 20) du compost C5 sont corrélables à un potentiel d'oxydoréduction élevé ($Eh = 290 \pm 10$ mV) favorisant la solubilité des ions conducteurs tels que le sodium, le fer et le potassium et surtout des protons hydrogènes issus de la dégradation des acides organiques ($pH \leq 7$) (Parodi, 2010). Selon Houot *et al.* (2009), la solubilité des ions est fortement influencée par les conditions acido-basiques et oxydo-réductrices de la solution d'extraction et la solubilité augmente avec le caractère acide et oxydant.

Tableau 20: Conductivité et potentiel d'oxydo-réduction des lixiviats après 24h et 120h de lixiviation

Lixiviats	Durée de lixiviation (h)	Conductivité (mS/cm)	Potentiel Redox (mV)
C1	24	2,06	172
	120	2,43	269
C2	24	2,70	168
	120	2,85	265
C3	24	1,82	159
	120	2,11	255
C4	24	2,05	237
	120	2,41	230
C5	24	3,86	299
	120	3,18	280
ENPRO	24	2,01	203
	120	2,31	250

Les résultats des teneurs en nutriments dans les lixiviats des composts à 24h et 120h sont donnés sur la figure 27. Les teneurs en azote, phosphore et calcium sont du même ordre de grandeur dans les lixiviats des composts C1 à C4, excepté pour la concentration en azote du lixiviats de C2. Cette plus forte teneur en azote est corrélable à un pourcentage de NTK dans le solide plus élevé en comparaison aux autres composts. Les fortes teneurs en azote et en phosphore quantifiées dans le compost de déchets de restauration s'expliquent par les caractéristiques chimiques intrinsèques à ce compost. En effet, le compost C5 présente un pH légèrement acide et un potentiel d'oxydo-réduction élevé qui favorisent la solubilisation des ions en solution. Ces paramètres physico-chimiques impactent notamment la solubilisation des ions phosphate avec des concentrations dans les lixiviats de C5 plus de 5 fois supérieures aux concentrations quantifiées dans les lixiviats des autres composts (respectivement $128,3 \pm 0,4$ mg/L contre en moyenne 23 ± 6 mg/L). Ces résultats sont en accord avec ceux de Mkhabella et Warman (2005) et Bennai et Benabbas (2007) qui ont montré qu'un pH acide combiné à un

potentiel d'oxydo-réduction élevé augmente la solubilité du phosphore. Au contraire, les concentrations en calcium sont du même ordre de grandeur que pour les autres composts en raison d'un pourcentage en calcium inférieur dans le compost C5 par rapport aux autres composts. Les concentrations en nutriments dans les lixiviats ne sont donc pas directement corrélables aux concentrations dans le solide mais plus spécifiquement liées aux paramètres chimiques et physico-chimiques du compost. Par exemple, le pH basique et le caractère hydrophobe de la matière organique des composts C1 à C4 et du compost d'ENPRO favorisent une forte stabilité de la matière organique et donc une faible dissolution des ions en solution (François, 2004; Berthe, 2006).

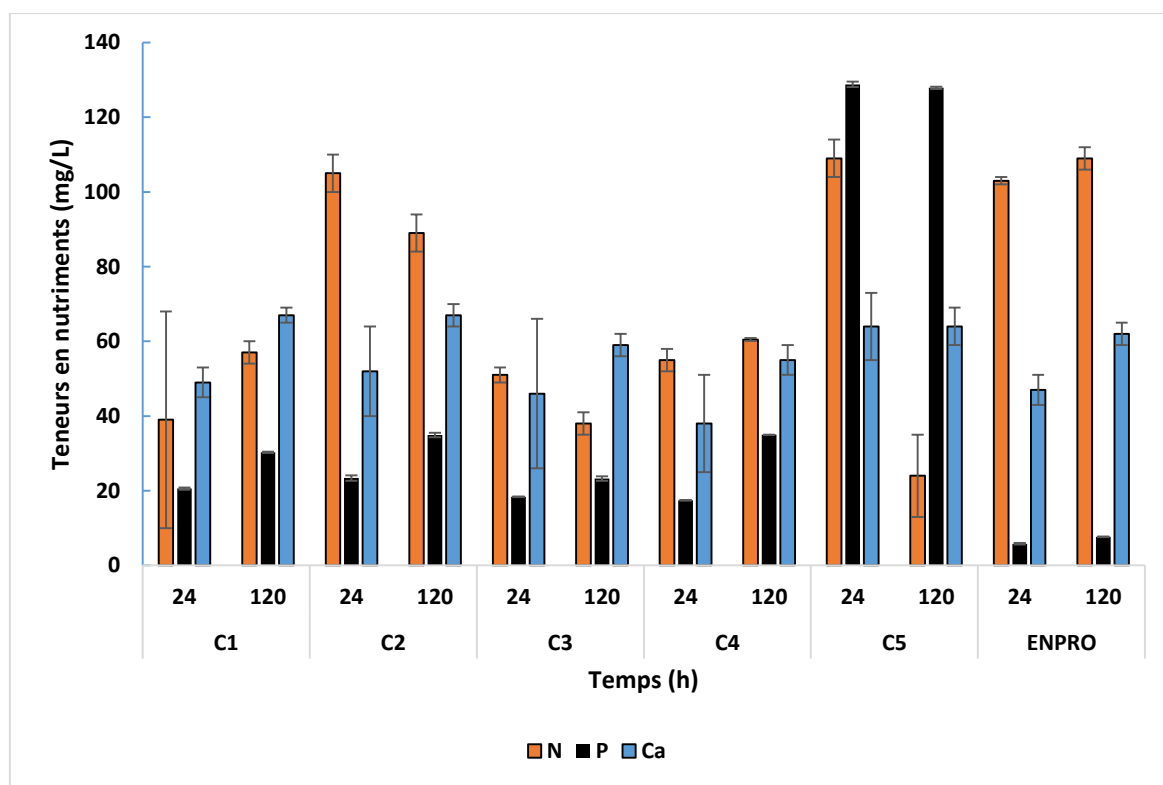


Figure 27: Teneurs en nutriments des lixiviats des composts à 24h et 120h

Les teneurs en éléments traces métalliques sont stables au cours de la lixiviation quel que soient l'élément et le compost considérés. Seules les concentrations en zinc et manganèse sont plus élevées pour le compost C5 (Tableau 21) en raison des effets combinés du pH et du potentiel d'oxydo-réduction favorisant la libération de ces ions en solution (Chantou, 2012; Berthe, 2006). De plus, les concentrations quantifiées ne sont pas dépendantes des concentrations retrouvées dans le compost solide. La disponibilité des éléments traces métalliques dans le lixiviats peut être liée aux teneurs en calcium et en magnésium pouvant jouer un rôle important dans la complexation de certains métaux (Petruzzelli, 1989; Pigozzo *et*

al., 2006). En effet, des auteurs ont mis en évidence une relation entre le relargage des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} et l'état de dégradation des déchets; leur relargage est d'autant moins important que les déchets sont stabilisés. Leur relargage est donc important au cours des premières phases de dégradation (acidogénèse) puis, ils sont associés, par complexation ou précipitation, à d'autres espèces (François, 2004 ; Berthe, 2006). La comparaison des teneurs en éléments traces métalliques dans les lixiviats des composts préparés par rapport au compost d' met en évidence des concentrations supérieures dans les composts préparés excepté pour le zinc.

Tableau 21: Teneurs en éléments traces métalliques des lixiviats des composts à 24h et 120h

Lixiviats/temps (h)	Zn (mg/L)	Ni (mg/L)	Cu(mg/L)	Mn (mg/L)	Pb(mg/L)
C 1 24h 120h	0,2965±0,10 0,2555±0,03	0,240±0,07 0,315±0,03	0,40±0,00 0,25±0,07	0,150±0,00 0,380±0,04	0,80±0,42 0,46±0,21
C2 24h 120h	0,3975±0,11 0,3025±0,01	0,060±0,014 0,405±0,06	0,15±0,07 0,30±0,14	0,115±0,007 0,145±0,007	0,90±0,28 1,00±0,14
C3. 24h 120h	0,3300±0,15 0,2195±0,02	0,215±0,12 0,110±0,01	0,25±0,07 0,15±0,07	0,090±0,00 0,120±0,00	0,75±0,07 1,10±0,14
C4 24h 120h	0,1300±0,01 0,1795±0,05	0,015±0,00 0,210±0,16	0,20±0,00 0,25±0,07	0,013±0,00 0,215±0,09	0,80±0,00 1,05±0,07
C5 24h 120h	0,5125±0,04 0,6960±0,01	0,010±0,00 0,80±0,07	0,20±0,00 0,20±0,00	0,815±0,01 0,180±0,00	1,05±0,21 1,00±0,07
ENPRO 24h 120h	3,775±0,50 4,265±0,00	0,057±0,00 0,043±0,00	0,17±0,00 0,14±0,00	0,037±0,00 0,063±0,00	1,10±0,00 1,30±0,00

Conclusion partielle

L'application du test de lixiviation, développé par Parodi et al. (2011), combinée à des analyses de la fraction solide, a permis de caractériser le degré de maturité de la matière organique des composts fabriqués et d'évaluer leur charge minérale disponible et lessivable. Des paramètres tels que la teneur en AGV, la composition en acides humiques et fulviques, la concentration en COD, l'indice SUVA et le rapport DCO/COD associés au fractionnement de la matière organique selon son caractère hydrophobe constituent des paramètres pertinents d'évaluation du degré de maturité de la matière organique des composts. Ainsi, le lixiviats d'un compost mûr présente:

- une faible teneur en AGV au cours du test,
- un faible COD stable au cours du test
- un indice SUVA dépendant des déchets compostés
- un faible rapport DCO/COD
- une fraction HPI* < 30%

- une part de $SH^* > 60\%$

L'analyse ionique des lixiviats met en évidence le fort impact des caractéristiques chimiques et physico-chimiques des composts sur la solubilisation des ions et éléments traces métalliques. Un pH acide associé à un fort potentiel d'oxydoréduction et une faible aromaticité de la matière organique (fort pourcentage de HPI et faible indice SUVA) favorisent la solubilisation des ions et des éléments traces métalliques en solution.*

La synthèse des résultats de caractérisation et de lixiviation du solide tendent à identifier les composts C4 (Déchets ménagers et de restauration + fumier + phosphate naturel) et C5 (Déchets de restauration) comme les plus adaptés pour améliorer la structure du sol et favoriser le développement des plantes car ils présentent des teneurs considérables en éléments nutritifs avec une charge métallique faible, la matière organique les composant possède un fort caractère hydrophobe et leur degré de décomposition chimique est favorable au transfert du sol vers la plante.

Dans la deuxième partie de ce chapitre Résultats & Discussion, des tests agronomiques sont appliqués à la culture du maïs et de la tomate afin de confirmer ces hypothèses et d'identifier le ou les compost (s) susceptibles d'améliorer les paramètres physiologiques des plantes même en conditions de réduction du régime hydrique. Cependant, il est important d'identifier en premier lieu les effets de ces composts sur le sol.

PARTIE II: ETUDE DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PROPRIETES CHIMIQUES D'UN SOL ACIDE DEGRADE

II.1. Effets des composts sur les propriétés chimiques du sol

Dans cette section, l'impact des composts étudiés dans la section précédente sur le sol a été évalué. L'évolution des propriétés chimiques du sol après amendement et la solubilité des ions sont les principaux paramètres considérés. L'étude a été réalisée sous serre sous deux régimes hydriques en pots.

II.1.1. Le pH et le potentiel d'oxydoréduction

Le pH des supports de culture est mesuré à 30 JAS, 44 JAS et 58 JAS pour étudier les effets des composts sur le pH du sol en fonction du temps.

Les régimes hydriques adoptés et la durée de la culture n'impactent pas la valeur du pH aux erreurs analytiques près. Les valeurs de pH les plus faibles sont mesurées pour les traitements à engrais chimique et à compost C5 (respectivement $\text{pH}=5,5\pm 0,1$ et $6,0\pm 0,1$) et les plus élevées pour les traitements à composts C1 à C4 (pH moyen= $7,3\pm 0,1$). Les pH mesurés pour le traitement témoin se placent à des valeurs intermédiaires proches de la neutralité: $\text{pH} = 6,8\pm 0,1$ (Figure 28). Les pH plus élevés mesurés sur les sols amendés avec les composts C1 à C4 sont corrélables à la caractérisation de la matière organique de ces composts. En effet, l'indice SUVA des composts C1 à C4 (46 ± 4 L/cm/gC) est supérieur à celui du compost C5 ($27,8$ L/cm/gC). Les composts C1 à C4 contiennent donc une matière organique plus stable par comparaison à celle du compost C5.

Le sol du site de l'expérimentation présente un pH acide: $\text{pH}=5,64$. L'amendement organique sous forme de compost de déchets, dont les valeurs de pH sont en moyenne égales à $8,1\pm 0,4$ a conduit à une élévation du pH initial du sol par l'apport d'ions hydroxydes et alcalins (Mustin, 1987; Walker *et al.*, 2003; Mkhabela et Warman, 2005; CEFREPADE, 2008; Houot *et al.*, 2009). La réduction du pH initial du sol ($-0,14$ u.pH) suite à l'apport d'engrais chimique pourrait s'expliquer par des transformations de l'azote minéral dans le sol. En effet, l'azote contenu dans l'engrais chimique n'est pas directement assimilé par les plantes et doit être minéralisé avant absorption. Cette minéralisation libère des protons suite à la nitrification, diminuant ainsi le pH du sol. La nitrification par les micro-organismes aérobies nécessite de l'oxygène augmentant ainsi le potentiel d'oxydoréduction des substrats de ces traitements (Josserand, 1983; Bock *et al.*, 1989; Pakulski *et al.*, 1995). Les micro-organismes responsables des réactions de nitrification tolèrent des pH d'environ 6 à 7 u. pH. La majorité des composts

urbains présentent des valeurs de pH plus élevées que le sol, conduisant à une élévation du pH (7 à 9) et de la CEC des sols cultivés (Hargreaves *et al.*, 2008; Giusquiani *et al.*, 1995).

Les valeurs de potentiel d'oxydo-réduction les plus élevées sont mesurées sur le sol amendé avec l'engrais chimique ($Eh = 299 \pm 10 \text{mV}$) (Figure 29). Les valeurs mesurées sont du même ordre de grandeur pour tous les autres traitements ($Eh = 247 \pm 5 \text{mV}$) avec toutefois des potentiels légèrement plus élevés sur le sol amendé avec le compost C5 ($Eh = 266 \pm 4 \text{mV}$). En effet, le potentiel d'oxydoréduction dépend fortement du mode d'irrigation et du degré de stabilité de la matière organique apportée. L'azote présent dans les sols des traitements C5 et à engrais chimique serait très instable par rapport à celui des autres traitements. Cette transformation passe nécessairement par la nitrification qui a pour conséquence un abaissement du pH et une élévation du potentiel d'oxydo-réduction (Josserand, 1983; Pakulski *et al.*, 1995).

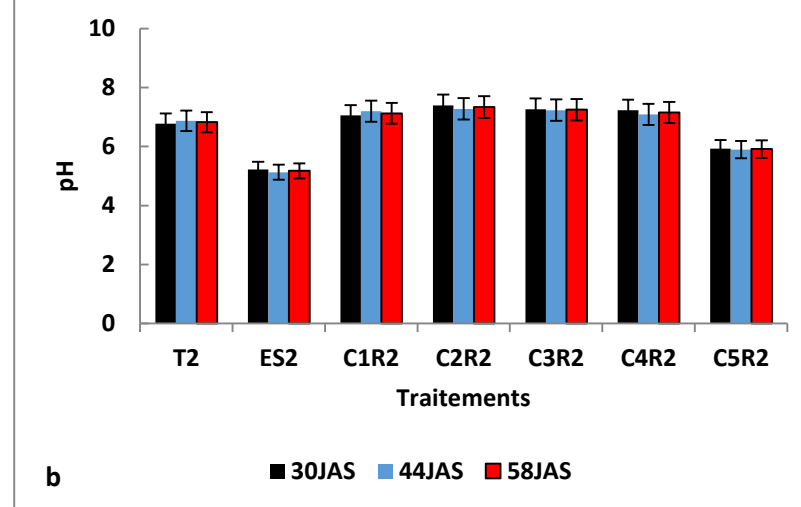
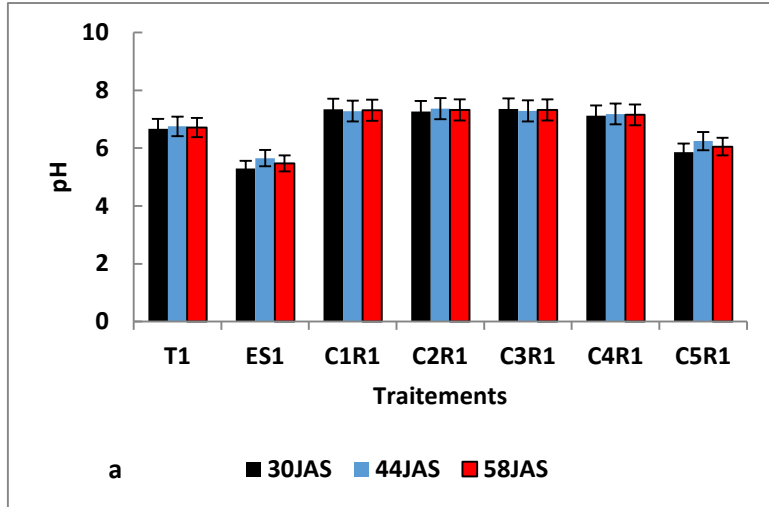


Figure 28: Evolution du pH des supports de culture au cours du temps et sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b)

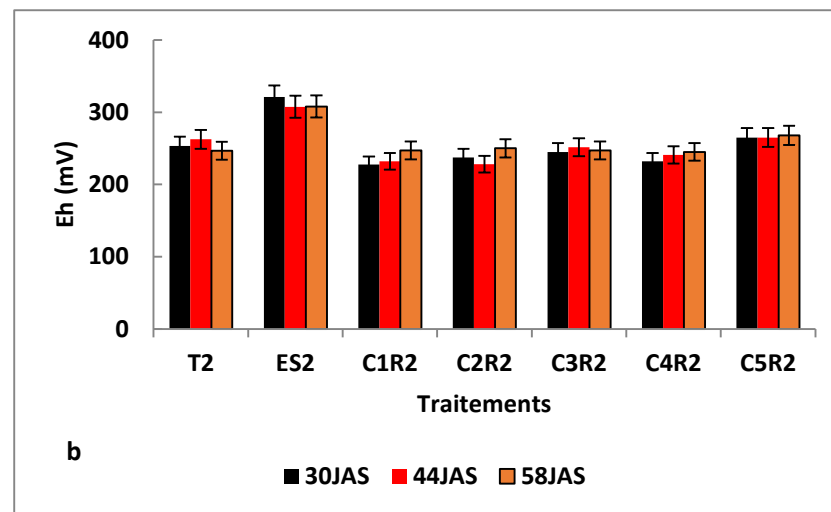
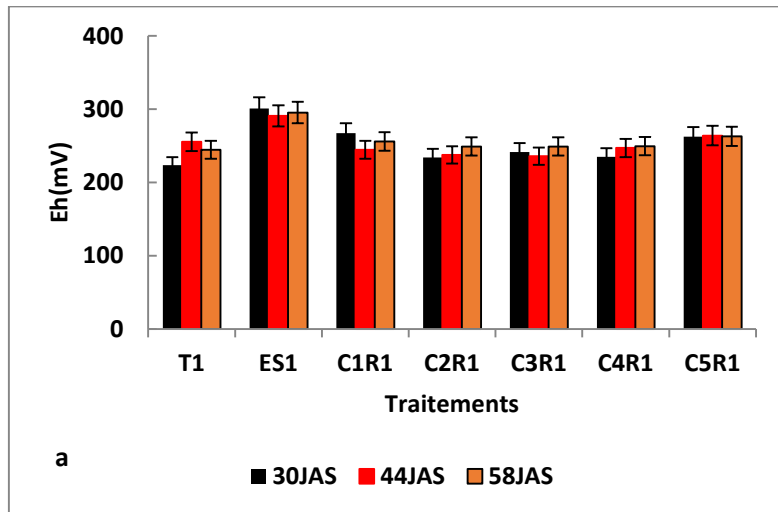


Figure 29: Evolution du potentiel d'oxydoréduction des supports de culture au cours du temps et sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b)

II.1.2. La conductivité électrique

Contrairement aux paramètres (pH et potentiel d'oxydoréduction), la conductivité électrique des supports de culture dépend fortement du type d'amendement, de la durée de la culture et du régime hydrique (Figure30).

Les conductivités électriques les plus faibles sont obtenues au niveau du traitement témoin (non amendé) indépendamment du régime hydrique. Les résultats obtenus sont comparables aux conductivités électriques du sol de l'étude ($\chi = 187 \pm 7 \mu\text{S/cm}$). L'amendement à l'engrais chimique assure un apport ionique sur le sol et double ainsi la valeur de la conductivité électrique en comparaison au traitement témoin ($\chi = 341 \pm 40 \mu\text{S/cm}$). La réduction du régime hydrique n'a pas d'effet significatif sur les variations de la conductivité électrique du support de culture. L'amendement avec des composts de déchets augmente considérablement les conductivités électriques des supports de culture. Ces résultats sont en accord avec ceux de Wong *et al.*, (1996) et Hargreaves *et al.*, (2008). Ces auteurs ont en effet mis en évidence l'augmentation de la conductivité électrique du sol suite à l'amendement de composts de déchets en moyenne 6 fois par rapport au témoin non amendé. Les valeurs mesurées sont les plus élevées pour le traitement à compost C5 ($\chi = 1309 \pm 100 \mu\text{S/cm}$) contre une moyenne de $1192. \pm 200 \mu\text{S/cm}$ pour les traitements à composts C1 et C4 puis $733 \pm 150 \mu\text{S/cm}$ pour les traitements à composts C2 et C3. L'augmentation de la conductivité électrique des substrats suite à l'amendement sous forme de composts de déchets s'explique par la composition ionique des composts. Cependant, la forte conductivité obtenue pour le sol amendé avec le compost C5 s'explique non pas par sa concentration en ions mais davantage par les effets combinés du pH et du potentiel d'oxydoréduction sur la solubilité des ions. Le compost C5 présente un faible indice SUVA, un pH légèrement acide et un potentiel d'oxydoréduction plus élevé, il renferme donc plus d'ions libres en solution contrairement aux autres composts.

Contrairement à l'ensemble des traitements à composts, les conductivités ioniques mesurées sur le sol amendé avec le compost C5 sous le premier régime hydrique diminuent avec le temps de culture. A 44 et 58 JAS, les valeurs mesurées sont plus faibles en comparaison aux autres traitements à composts et du même ordre de grandeur que le traitement à engrais chimique. Ces valeurs s'expliquent par un fort lessivage des ions en solution, comme mis en évidence lors du test de lixiviation, malgré une composition ionique initiale moins riche que les autres composts (environ 400 mg/kg de charge métallique totale contre 1200 mg/kg pour le

compost C1). Les ions contenus dans ce substrat ont donc été plus rapidement lessivés vers les couches profondes pendant le premier mois de l'essai.

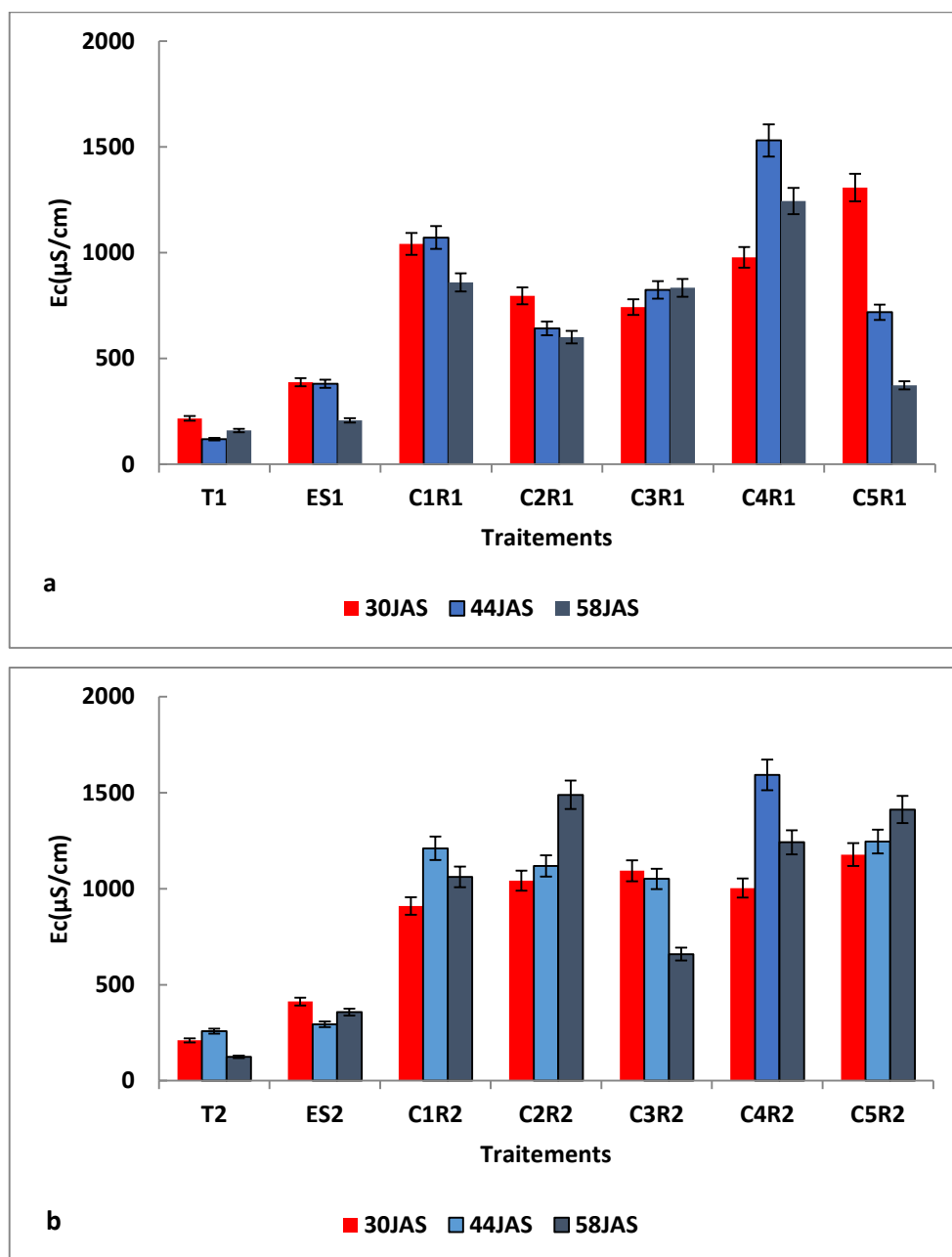


Figure 30: Evolution de la conductivité électrique des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a= irrigation tous les cinq jours) et R2 (b= irrigation tous les 7 jours)

Suite à la modification du régime hydrique, les traitements à composts C1 et C4 permettent de maintenir les conductivités électriques du support de culture indépendamment du temps de culture. Les conductivités mesurées restent en effet du même ordre de grandeur. Au contraire, pour les traitements à composts C2, C3 et C5, les conductivités ioniques des substrats augmentent suite à la réduction du régime hydrique. Cette augmentation de la conductivité

ionique s'explique par une hyper-concentration des ions dans ces substrats sous la contrainte hydrique (Fageria *et al.*, 2002, Samarah *et al.*, 2004).

II.1.3. Teneur en eau des supports de culture

La mesure de la teneur en eau des supports de culture permet de connaître le pouvoir de rétention de l'eau par la matière organique du compost même sous un déficit hydrique externe.

Quel que soit le régime hydrique, la teneur en eau des supports de culture est systématiquement plus faible pour les traitements témoins et à engrais chimique par comparaison aux traitements à composts (Figure 31). De plus, les teneurs en eau les plus élevées sont mesurées dans les substrats du traitement à compost C5, plus particulièrement sous le second régime hydrique. Ce compost assure donc une meilleure rétention de l'eau aux horizons de prélèvement par rapport aux autres traitements. Des études antérieures sur les effets des composts urbains sur les propriétés hydriques du sol ne permettent pas de dégager de conclusion systématique sur leurs effets sur la variation de la teneur en eau du sol (Lindsay et Logan, 1998; Aggelides et Londra; 2000; Mylavarapu et Zinati, 2009). Les résultats variables obtenus pour les composts C1 à C4 restent donc cohérents. Des résultats significatifs, avec augmentation de la teneur en eau du sol, ont cependant été obtenues après un apport de grandes quantités de composts (100 à 150 t/ha) dépassant les doses d'application pertinentes (Aggelides et Londra, 2000 ; Foley et Cooperband, 2002).

La comparaison des teneurs en eau dans les supports de culture suite à la baisse du régime hydrique met en évidence l'effet positif de l'amendement avec le compost C5 sur la capacité de rétention de l'eau. Les propriétés chimiques du sol se trouvent donc améliorées.

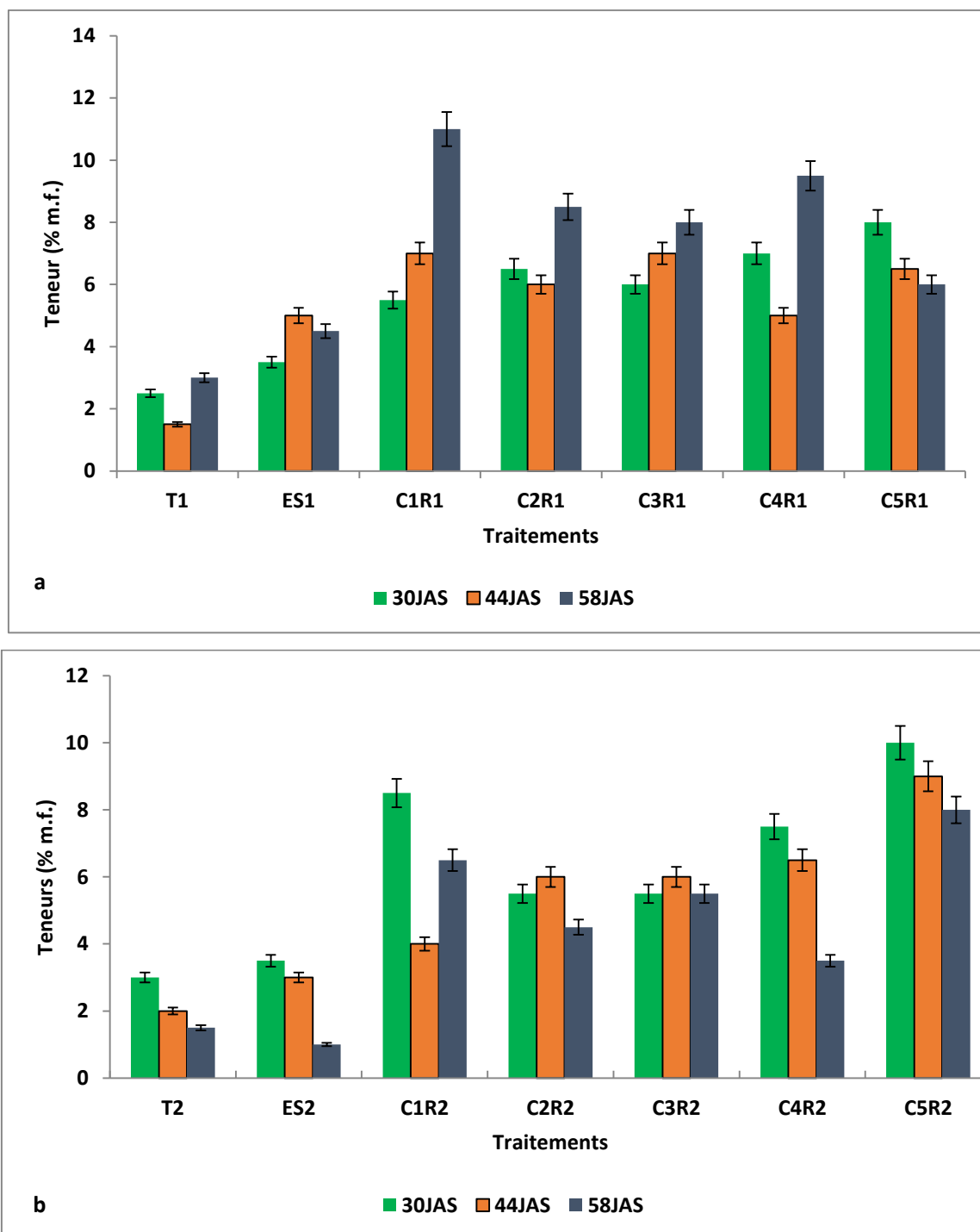


Figure 31: Teneur en eau des supports de culture au cours du temps et sous deux régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) en fonction du temps

II.1.4. Teneurs en éléments traces métalliques hydrosolubles des supports de culture

Les éléments métalliques considérés sont le zinc, le plomb, le manganèse, le cuivre et le nickel car ceux-ci sont souvent les éléments les plus représentatifs de la composition en éléments métalliques dans les déchets et composts au Togo. De plus, le cuivre, le manganèse et le zinc sont les éléments les plus facilement solubilisables dans l'eau et donc les plus

précisément quantifiables (Tableaux 22 et 23). Au contraire, les concentrations en nickel et en plomb sont inférieures à la limite de détection de l'appareil de mesure et ne sont donc pas considérées.

La teneur en cuivre est plus élevée dans les substrats des traitements témoins T1 et à composts C3 et C2 ($[Cu]=0,59 \pm 0,1$ mg/kg) contre $[Cu]=0,31 \pm 0,06$ mg/kg pour les autres traitements indépendamment du régime hydrique. Un pH neutre ou basique couplé à une faible conductivité augmente la solubilité du cuivre dans l'eau, ce qui explique les résultats obtenus pour les composts C3 et C2 (Tyler et Olson, 2001; Alloway, 2004). Ces conditions favorisent la transformation du cuivre chélaté en Cu^{2+} et en Cu^+ instable et très mobile (Hopkins et Evrard, 2003).

Les teneurs en manganèse des supports de culture ne sont pas statistiquement différentes quel que soit le traitement adopté. Cependant, des teneurs plus élevées sont mesurées pour les traitements témoins et à engrais chimiques. Ces teneurs sont du même ordre de grandeur quel que soit le régime hydrique ($[Mn]=8,3 \pm 1,3$ ppm). Les concentrations quantifiées dans les substrats des traitements à composts plus faibles (en moyenne, $[Mn]=5,1 \pm 0,8$ ppm) que celles des traitements à engrais chimique et témoin sans amendement. Un pH acide favorise la mise en place des formes mobiles du manganèse (Mc Bride, 1989; Wei *et al.*, 2006). Le sol témoin et le sol traité avec l'engrais chimique acides favorisent la solubilité du manganèse dans ces sols par rapport aux traitements à composts.

Les concentrations en zinc sont plus élevées pour les traitements témoin et à engrais chimique par comparaison aux traitements à composts. De plus, quel que soit le compost amendé, les concentrations mesurées dans le support de culture sont du même ordre de grandeur; alors que des concentrations supérieures sont mesurées dans les composts C2 et C3. Le zinc est plus mobile dans les sols acides (Alloway, 2004), confirmant les résultats obtenus pour les traitements témoin et à engrais chimique.

Tableau 22: Teneur (ppm) en éléments métalliques hydrosolubles dans les supports de culture sous le régime hydrique R1 (ns=Différence non significative; LD= Limite de Détection)

Traitements	Cu (ppm)	Mn (ppm)	Ni*	Pb*	Zn (ppm)
T1	0,6 ± 0,1AB	14,9 ± 2,2 ns	< LD	< LD	56,0 ± 4,3 A
ES1	0,4 ± 0,1 BC	17,4 ± 2,1 ns	< LD	< LD	45,4 ± 5,6 B
C1R1	0,5 ± 0,2 ABC	11,3 ± 2,2 ns	< LD	< LD	32,3 ± 3,4AB
C2R1	0,5 ± 0,2 ABC	3,0 ± 0,9 ns	< LD	< LD	30,0 ± 5,4AB
C3R1	0,4 ± 0,1BC	3,1 ± 0,8 ns	< LD	< LD	40,0 ± 4,7 AB
C4R1	0,4 ± 0,1 BC	3,9 ± 0,7 ns	< LD	< LD	27,0 ± 3,6AB
C5R1	0,4 ± 0,1BC	4,3 ± 1,0 ns	< LD	< LD	30,0 ± 3,2AB

Tableau 23: Teneur en éléments métalliques hydrosolubles dans les supports de culture sous le régime hydrique R2 (ns=Différence non significative)

Traitements	Cu (ppm)	Mn (ppm)	Ni*	Pb*	Zn (ppm)
T2	0,5 ± 0,0 ABC	13,7 ± 2,0ns	< LD	< LD	32,0 ± 2,3AB
ES2	0,4 ± 0,00 BC	15,2 ± 2,0 ns	< LD	< LD	42,8 ± 3,2AB
C1R2	0,4 ± 0,1BC	3,2 ± 0,5ns	< LD	< LD	31,5 ± 2,7AB
C2R2	0,5 ± 0,1ABC	5,1 ± 0,6ns	< LD	< LD	25,7 ± 2,6 B
C3R2	0,8 ± 0,2A	4,1 ± 0,5ns	< LD	< LD	23,2 ± 2,6B
C4R2	0,4 ± 0,1BC	2,1 ± 0,3ns	< LD	< LD	19,1 ± 2,3B
C5R2	0,3 ± 0,1C	4,5 ± 0,9ns	< LD	< LD	23,1 ± 2,5B

L'amendement des sols avec des composts de déchets conduit à une augmentation du pH et des concentrations en matière organique des supports de culture. Les éléments métalliques, même présents en grande proportion dans les composts de déchets, seraient complexés par les composés organiques (Hernando *et al.*, 1989). De plus, la biodisponibilité de ces éléments métalliques varie suivant le degré de maturité de la matière organique contenue dans les composts. Dans un compost mûr par exemple, les métaux sont moins disponibles (Deportes *et al.*, 1995). Le degré de maturité de la matière organique du compost contribue donc fortement à la réduction de la biodisponibilité des éléments traces métalliques.

II.2. Corrélation entre les paramètres chimiques du sol et la mobilité des éléments métalliques

La corrélation entre les paramètres chimiques du sol et la mobilité des éléments métalliques permet de connaître les facteurs chimiques qui agissent simultanément sur la mobilité dans le sol des ions métalliques étudiés. Les résultats montrent que la solubilité du manganèse est corrélée aux propriétés chimiques du sol, ainsi que celle du cuivre (Tableau 24). En effet, le manganèse est négativement corrélé au pH et la conductivité électrique mais

positivement corrélée au potentiel d'oxydoréduction tandis que le cuivre est positivement corrélé au pH.

Tableau 24: Coefficients de corrélation de Pearson (R) entre les paramètres chimiques des substrats et la fraction hydrosoluble des éléments métalliques (Valeurs en gras= Valeurs statistiquement différentes de 0 au seuil de probabilité de 5%)

E.T.M.	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
pH	0,432	-0,568*	-0,025	0,106	-0,018
Eh	-0,212	0,708*	-0,022	-0,02	0,058
Ec	-0,336	-0,693*	0,043	0,077	-0,407

Conclusion partielle

Les effets des différents composts sur les propriétés chimiques (pH, Eh et Ec) d'un sol sableux acide dégradé ont été identifiés au terme de ces travaux:

1) Les composts de déchets favorisent l'augmentation du pH initial du sol à l'exception du compost de déchets de restauration; Par contre l'engrais chimique diminue le pH du sol.

2) Les traitements à composts améliorent considérablement la conductivité électrique des substrats favorisant le transfert des nutriments vers la plante. De plus, même si la conductivité ionique est fortement impactée par la baisse du régime hydrique contrairement au pH et au potentiel d'oxydoréduction, les traitements à compost permettent de maintenir voire augmenter la conductivité électrique suite à la baisse du régime hydrique.

3) La solubilisation des éléments traces métalliques considérés (cuivre, manganèse et zinc) est directement corrélable aux propriétés chimiques du sol. La solubilité du manganèse est négativement corrélée au pH et à la conductivité ionique mais positivement corrélé au potentiel d'oxydoréduction. La solubilité du cuivre est positivement corrélée au pH mais négativement corrélée à la conductivité ionique et la solubilité du zinc négativement corrélée à la conductivité ionique.

La synthèse des résultats sur les effets des composts sur le sol montre que leurs effets varient en fonction de leurs caractéristiques chimiques. Les composts C4 et C5 améliorent la teneur en eau des sols sous les deux régimes hydriques et diminue la libération des éléments trace métalliques. Ces composts seraient les plus adaptés à la fertilisation des sols dans le contexte actuel des changements climatiques donc l'amélioration des rendements des cultures.

PARTIE III:
EVALUATION DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES,
BIOCHIMIQUES ET AGRONOMIQUES DU MAÏS: INFLUENCE DU TYPE DE COMPOST ET DU
STATUT HYDRIQUE

Dans cette partie sont présentés premièrement les effets des composts sur la teneur en ions (macronutriments et éléments traces métalliques majeurs quantifiés dans les composts) des feuilles des plantes de maïs cultivées sur des substrats de sol étudiés dans la partie précédente sous deux régimes hydriques en conditions contrôlées. Ensuite, les effets des composts sur les paramètres physiologiques, biochimiques de résistance au déficit hydrique et agronomiques du maïs et la tomate sous deux régimes avant la floraison en plein champ sont évalués. Les paramètres liés au rendement en grains du maïs et en fruits de la tomate sont présentés.

III.1. Effets des composts sur la teneur en eau et en ions des feuilles de maïs en conditions contrôlées sous deux régimes hydriques

III.1.1. Teneur en eau des feuilles du maïs

La teneur en eau des feuilles permet de connaître le statut hydrique de la plante et la façon dont la plante est atteinte sous un déficit hydrique. Sous irrigation permanente, la teneur en eau des feuilles reste globalement constante au cours du temps et en moyenne égale à $72,5 \pm 3\%$ m.f. quel que soit le traitement considéré (Figure 32). La baisse du régime hydrique n'impacte pas la teneur en eau des feuilles à 30 JAS (en moyenne égale à $76 \pm 3\%$ m.f.) alors que les teneurs quantifiées à 58 JAS sont légèrement inférieures (- 9%). La baisse du régime hydrique n'a donc que faiblement affectée la teneur en eau des feuilles des plantes.

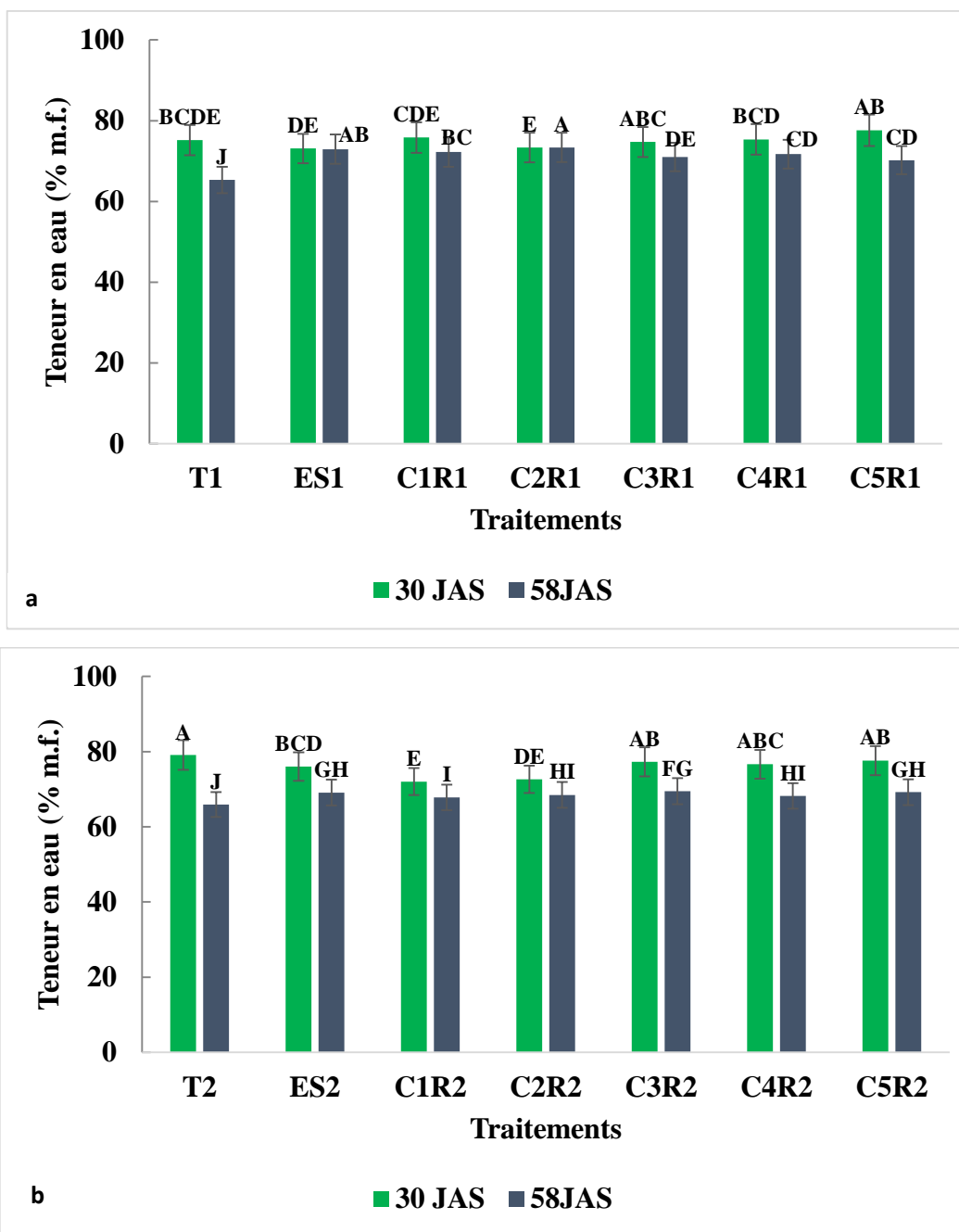


Figure 32: Teneur en eau des feuilles sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

III.1.2. Teneurs en macroéléments des feuilles

Les plus fortes teneurs en azote et en phosphore sont quantifiées dans les feuilles des traitements à composts C1 (Ordures ménagères), C3 (déchets + phosphate naturel) et C4 (déchets + phosphates naturels + fumier) (Figures 33 et 34). Ces teneurs sont corrélables aux propriétés chimiques de ces composts. En effet, l'absorption de l'azote est fortement dépendante du pH du sol. Le pH des composts C1, C3 et C4 étant plus basique ($\text{pH} = 8,47 \pm 0,22$),

l'absorption de l'azote ammoniacal (NH_4^+) est favorisée, d'où une augmentation de la teneur chez les plantes cultivées sur ces composts (Xia *et al.*, 2005). Les plantes des traitements à engrais chimique renferment peu d'azote dans leurs feuilles ($1,17 \pm 0,3\%$ m.s.) en raison d'un processus de minéralisation de l'azote minéral ralenti dans un substrat acide ($\text{pH} = 5,30 \pm 0,18$) avant son absorption par la plante comme signalé dans la partie précédente.

Les teneurs élevées en phosphore des feuilles des plantes cultivées sur les traitements à compost C5 et à engrais chimique sont corrélables aux valeurs du pH et du potentiel d'oxydo-réduction qui impactent la disponibilité du phosphore dans le sol et son assimilation. En effet, conformément à certains travaux, à pH élevé, le phosphore est très peu absorbé (Mkhabella et Warman, 2005; Bennai et Benabbas, 2007).

Les concentrations en potassium les plus élevées sont quantifiées chez les plantes cultivées sur les composts C1, C4 et C5 et sous déficit hydrique, les concentrations sont augmentées par rapport aux témoins respectifs. La teneur en potassium des feuilles des plantes cultivées sur le compost C5 s'explique par la présence en forte proportion d'anions dans le substrat de ce compost éventuellement les nitrates et les phosphates. En outre, les fortes concentrations de cations dans les autres composts diminuent l'absorption du potassium. L'accumulation du potassium en conditions de contrainte hydrique est interprétée par Delas (2000) comme un mécanisme d'adaptation. L'accumulation du potassium dans les feuilles des plantes cultivées sur les composts C4 et C5 contribue donc à améliorer l'adaptation des plantes au déficit hydrique.

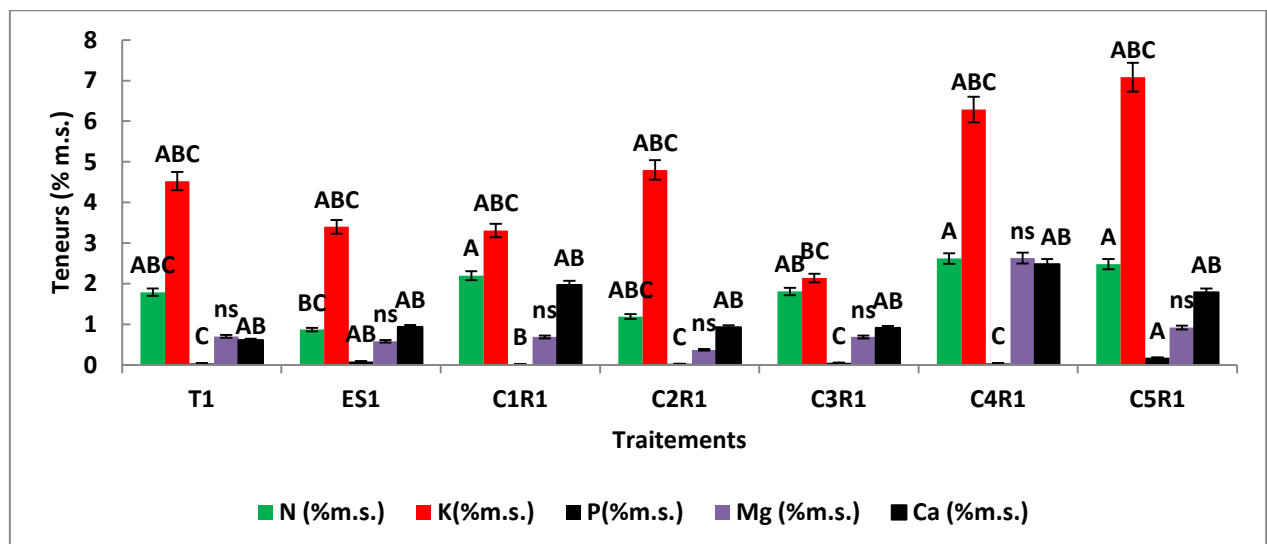


Figure 33: Teneur en macroéléments des feuilles du maïs sous le régime hydrique R1 (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

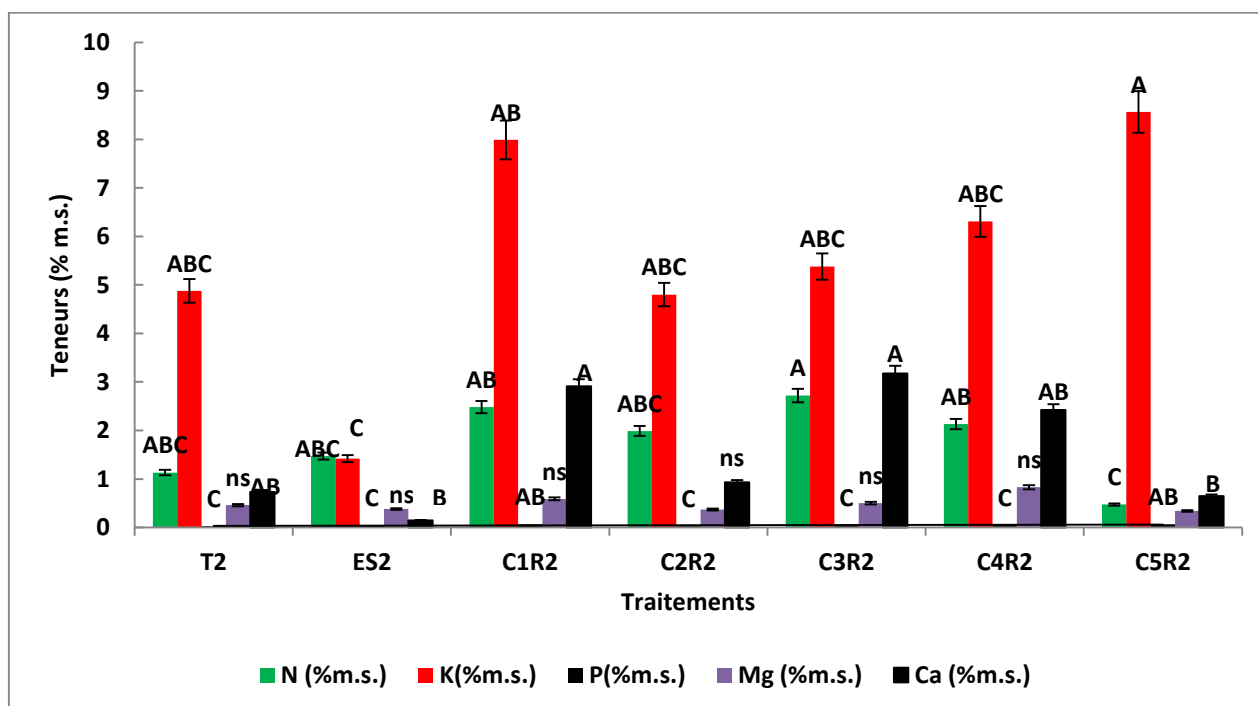


Figure 34: Teneur en macroéléments des feuilles du maïs sous le régime hydrique R2 (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

Les feuilles des plantes cultivées sur les composts C1, C3 et C4 présentent des teneurs plus élevées en calcium. Ces teneurs en calcium semblent être liées à sa concentration dans les composts. Une accumulation du calcium dans les feuilles est observée chez toutes les plantes sous le second régime hydrique. En effet, le calcium est impliqué dans l'adaptation des plantes aux contraintes hydriques (Li *et al.*, 2005). Il intervient dans la signalisation cellulaire médiée par l'ABA en vue de la fermeture des stomates lors du déficit hydrique prolongée et sous de hautes températures.

Les feuilles des plantes cultivées sur les composts C4 et C5 ont des teneurs en macroéléments plus élevées que celles mesurées chez les feuilles des plantes cultivées sur les autres substrats sous les deux régimes hydriques. Les plus faibles teneurs sont quantifiées chez les plantes cultivées sur les composts C2, C3, sur l'engrais chimique et sur les sols témoins. Les composts C4 et C5 sont donc des substrats qui permettraient une bonne nutrition minérale des plantes même dans les conditions de faible régime hydrique.

III.1.3 Teneurs en éléments métalliques des feuilles à la récolte

Les teneurs en éléments traces métalliques (Pb, Zn et Mn) sont quantifiées dans les feuilles de toutes les plantes à la récolte.

Sous irrigation permanente, la charge totale en éléments métalliques est la plus élevée pour les traitements à engrais chimique et à composts C1 et C3, composts pour lesquels la part d'ordures ménagères est la plus élevée (Figures 35 et 36). L'analyse statistique montre que seule la teneur en plomb est statistiquement significative ($p < 0,05$). Les plus fortes concentrations sont mesurées chez les plantes cultivées sur les composts C1, C2 et C4. En effet, le compost C1 renferme une forte proportion en plomb (640 ± 57 ppm) contre en moyenne $57,5 \pm 5,25$ ppm. La quantité de matière organique présente dans le sol et le pH du sol ont une certaine influence sur l'absorption du plomb par les plantes (Bolan *et al.*, 2003; Alloway; 2004). Ainsi les teneurs en plomb obtenues pour les plantes cultivées sur les composts C2 et C4 s'expliquent par leur faible teneur en matière organique accélérant ainsi le transfert de cet élément du sol vers la plante. En effet, la caractérisation des composts a montré que les composts C1, C2 et C4 présentent les plus faibles teneurs en matière organique en moyenne $29,76 \pm 0,5\%$ contre $55,7\%$ pour les composts C3 et C5. La matière organique des composts C3 et C5 aurait joué un rôle important en complexant le plomb, ce qui diminue ainsi sa biodisponibilité pour la plante.

L'accumulation du plomb dans la plante depuis le sol est assez limitée (Alloway, 2004). Le phénomène de translocation vers les parties aériennes des plantes est faible. Le plomb est absorbé passivement par les racines et est rapidement immobilisé dans les vacuoles des cellules racinaires ou retenu par les parois des cellules de l'endoderme. Ce qui explique les faibles teneurs obtenues dans les feuilles de tous les traitements. Il serait intéressant, pour l'étude du transfert du plomb de ne pas donc se limiter uniquement aux parties aériennes car les plus fortes teneurs seraient concentrés au niveau des racines.

Pour le manganèse, la concentration la plus élevée est présentée par les feuilles des traitements à composts C1 et engrais chimiques. La teneur en manganèse est plus importante chez les plantes cultivées sur les composts C2 et C3 sous le deuxième régime hydrique tandis que la teneur en zinc est similaire pour tous les traitements.

Avant la modification du régime hydrique, les concentrations en manganèse les plus élevées étaient quantifiées dans les feuilles des traitements à composts C1 et à engrais chimique. La réduction du régime hydrique entraîne une accumulation de manganèse chez les plantes cultivées sur les composts à l'exception des composts C1 et C4 (Figure 35b). En effet, le

compost C2 est composé de 30% de fumier et l'analyse du fumier met en évidence une teneur importante en manganèse, ce qui constitue une cause directe de son accumulation dans les feuilles des plantes cultivées sur ce compost (Kolani, 2007). L'accumulation du manganèse chez les plantes cultivées sur les composts C2, C3 et C5 sous le second régime hydrique s'explique également par les caractéristiques de la matière organique de ces composts. En effet, le fractionnement de la matière organique des composts C1 et C4 met en évidence une matière organique plus hydrophobe dont la somme des substances de type humique (AH + HPO) est en moyenne égale à 78,5%. Ces substances complexeraient les éléments traces métalliques en dépit de la réduction du régime hydrique diminuant ainsi leur solubilité et donc leur transfert du sol vers la plante. En ce qui concerne le plomb et le zinc, les concentrations bien qu'étant similaires montrent que les plantes cultivées sur le compost C1 présentent les plus fortes teneurs. Ce qui est lié à la composition en ces éléments de ces composts.

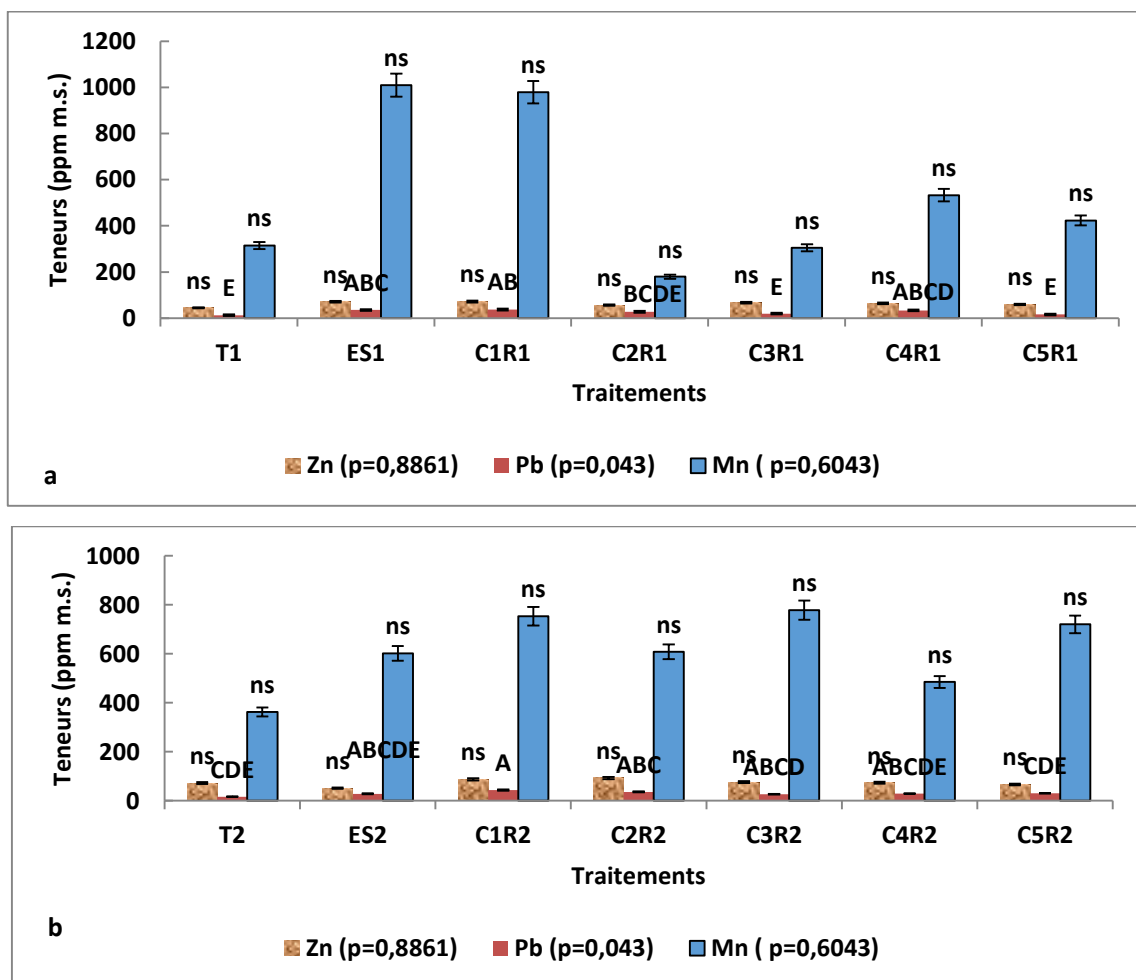


Figure 35: Teneur en éléments traces métalliques des feuilles sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

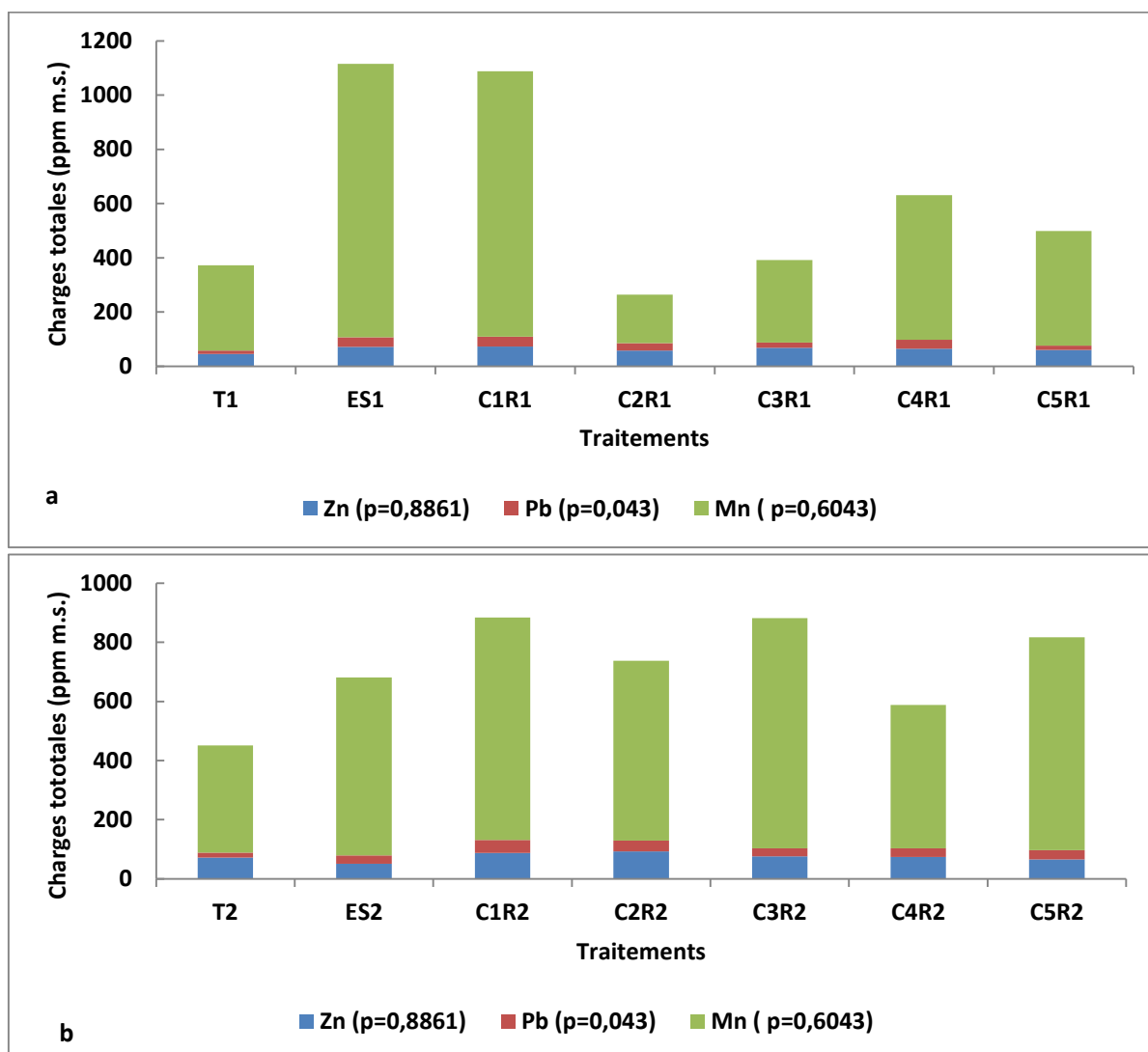


Figure 36: Charge totale en éléments traces métalliques des feuilles sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost)

Le transfert des éléments traces métalliques du sol vers la plante dépend des conditions environnementales et plus particulièrement du pH du sol (Bolan *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2006). La mobilité du manganèse est essentiellement liée non seulement au pH mais aussi au potentiel d'oxydo-réduction du sol (Porter *et al.*, 2004). Un pH acide combiné à un fort potentiel d'oxydo-réduction conduit à la libération des ions Mn^{2+} qui sont facilement transportés vers la plante. C'est ce qui explique davantage les teneurs en manganèse dans les feuilles des plantes cultivées sur l'engrais chimique.

La forte teneur en éléments traces métalliques dans les feuilles des plantes sous le deuxième régime hydrique s'explique par une absorption plus rapide de ces ions sous l'effet du potentiel hydrique. En effet, le taux d'humidité du sol est un facteur pertinent dans le transfert

des éléments traces métalliques du sol vers la plante (Gomez *et al.*, 1988; Barber, 1995). Ainsi, lorsque ces ions sont trop accumulés, ils deviennent toxiques pour la plante et par la suite aux êtres vivants de la chaîne alimentaire. La concentration critique du manganèse chez les plantes varie entre 100 et 200 ppm tandis que celle du zinc est approximativement égale à 200 ppm (Hopkins et Evrad, 2003). Quant au plomb, son application à la dose comprise entre 100 et 400 ppm n'affecte pas significativement les plantes (Hassett *et al.*, 1976; Miller *et al.*, 1977; Dang *et al.*, 1990). Par contre, les effets dépressifs s'observent généralement avec des doses très élevées et varient selon les espèces. Les résultats obtenus pour le plomb et le zinc sont proches de ceux de Castaldi *et al.* (2004) dans les feuilles de laitue (3,75 ppm pour le plomb et 38,92 ppm pour le zinc). Selon les travaux de Pirzad *et al.* (2012) des plantes comme *Matricaria chamomilla* L. (camomille) peuvent accumuler jusqu'à 40 ppm de zinc dans leurs feuilles. Aussi, le déficit hydrique en augmentant la surface racinaire entraînerait une forte absorption de quelques ions par la plante (Fageria *et al.*, 2002, Samarah *et al.*, 2004). Ce qui explique la sensibilité du manganèse vis-à-vis de la nature des amendements. Ces résultats confirment ceux obtenus par extraction à l'eau car le manganèse était le seul élément métallique très corrélé avec les propriétés chimiques du sol. Le manganèse est très mobile dans ce sol et mérite une attention particulière en ce qui concerne l'utilisation des composts dans la production agricole au Togo

La nutrition en ions par des plantes sous contrainte hydrique est un phénomène complexe. Elle varie selon l'humidité du sol, d'une espèce à une autre, puis d'une variété à une autre. Hassan *et al.* (1970) ont montré que le déficit hydrique augmente la teneur en micronutriments dans la plante. Il a été aussi démontré que la teneur des feuilles en manganèse et en fer augmente chez le blé, le maïs et le haricot sous déficit hydrique (Tanguilig *et al.*, 1987; Singh *et al.*, 2004; Dogan et Akinci, 2011; Hasanzadeh *et al.*, 2012; Joris *et al.*, 2012). Par contre une diminution est observée chez l'ivraie (Nambiar, 1977). En effet, l'absorption des éléments traces métalliques par les cultures est influencée par plusieurs facteurs à savoir la nature du sol, les conditions environnementales, la pluviométrie, le système racinaire de la plante ainsi que la qualité et la quantité des fertilisants comme l'ont montré Patel *et al.* (1993).

III.1.4. Corrélations entre les propriétés chimiques des supports de culture et la teneur en ions des feuilles

Une Analyse en Correspondance Principale grâce au logiciel XLSAT a permis de faire ressortir les relations entre les paramètres chimiques des composts, leurs effets sur le sol et la teneur en ions des feuilles.

Les teneurs en azote, calcium et magnésium sont positivement corrélés au pH contrairement aux autres ions cationiques (potassium, zinc, plomb et manganèse) qui sont davantage corrélés à la concentration ionique des supports de culture (Figure 37). Le phosphore est plus influencé par le potentiel d'oxydoréduction et la conductivité ionique. La discrimination des groupes de traitements montre que les plantes cultivées sur les composts C3 et C4 ont accumulé davantage l'azote, le calcium et le magnésium. Les composts C1 et C2 présentent une forte conductivité électrique et plus précisément le compost C1 renfermant des concentrations importantes en éléments traces métalliques conformément aux caractéristiques chimiques des composts (environ 1200 ± 57 ppm de charge métallique totale), favorisant ainsi leur concentration dans le sol et leur absorption et leur accumulation dans les feuilles des plantes. Les substrats des traitements à compost C5 et à engrais chimique présentent des pH faibles et de forts potentiels d'oxydoréduction. Ces conditions défavorisent l'absorption des éléments tels que l'azote, le calcium et le magnésium..

La teneur en azote des feuilles est positivement corrélée aux caractéristiques hydrophobes de la matière organique des composts, aux concentrations en cations (Ca et Mg) et au pH des composts tandis que la teneur en E.T.M. (plomb, zinc et manganèse) est liée à leur concentration dans les composts. Cependant, les traitements à compost C5 se démarquent des autres traitements. Ce résultat pourrait s'expliquer par les caractéristiques chimiques de ce compost déterminant son comportement vis-à-vis de la solubilité des éléments traces métalliques.

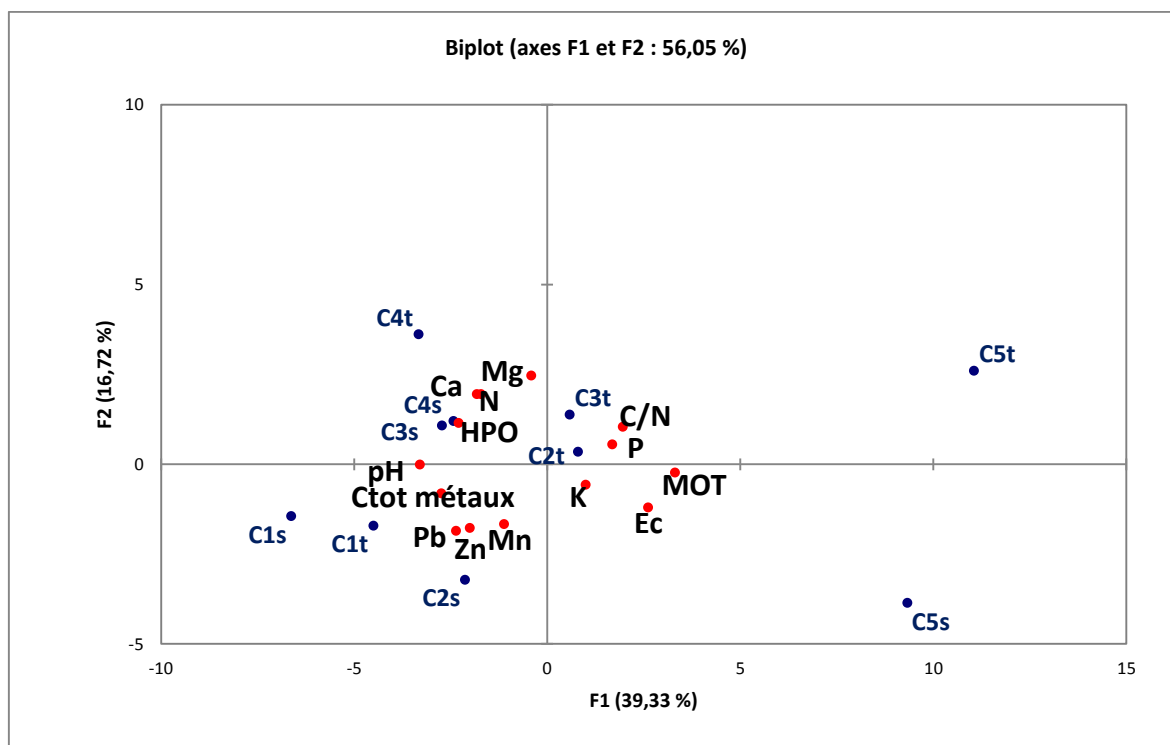


Figure 37: Corrélations entre les propriétés chimiques des composts et la teneur en métaux des feuilles des plants cultivés sur composts.

Conclusion partielle

- les plantes cultivées sur les composts C4 (déchets + naturel de fumier de phosphate) et C5 (déchets alimentaires) sont celles qui ont accumulé de macronutriments (N, P, K) et d'oligoéléments essentiels (Ca, Mg) sous les deux régimes hydriques. On note également que la baisse du régime hydrique a induit une accumulation du potassium chez toutes sauf celles qui sont cultivées sur l'engrais chimique. L'absorption du plomb dépend principalement de sa concentration dans le sol tandis que celle du zinc et du manganèse est plus liée aux caractéristiques chimiques du sol. Ainsi, les plantes cultivées sur les composts de déchets ménagers (C1t et C1s) ont présenté des feuilles plus concentrées en plomb. Celles cultivées sur des substrats à engrais chimiques et à compost C5 présentent des feuilles plus concentrées en zinc et en manganèse.

Des études doivent être menées pour réduire la pollution des composts de déchets ménagers par le plomb. De plus, les teneurs élevées en métaux chez les feuilles des plantes sous le deuxième régime hydrique suggèrent que les plantes accumuleraient plus certains métaux pendant des périodes de sécheresse. Cette accumulation serait renforcée par les conditions chimiques du sol. Pour mieux connaître les effets de la sécheresse sur le risque de contamination par des métaux dans la chaîne alimentaire, des études doivent être menées sur

les sols pollués et les sols amendés avec ces composts sous diverses conditions hydriques. Ceci permettra de prévenir d'éventuels risques de toxicité par les éléments traces métalliques dans la chaîne alimentaire. Par ailleurs le comportement du compost C4 suppose qu'une forte teneur en calcium combinée à une matière organique très hydrophobe serait des facteurs qui réduisent la mobilité des éléments métalliques dans le sol et donc leur transfert du sol vers la plante.

III.2. Influence des composts sur la croissance, les paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques en plein champ: cas du maïs en situation de déficit hydrique

III.2.1. Teneur en eau du sol et des feuilles

Sous le premier régime hydrique, les teneurs en eau dans le sol, exprimées en pourcentage, sont du même ordre de grandeur (entre 5 et 7%), dans le cas où un amendement a été appliqué sur le sol et que l'amendement soit appliqué sous forme d'engrais chimique ou de composts. Sous le régime hydrique R2, cette teneur a diminué dans le sol puis dans les feuilles par rapport aux traitements témoins à l'exception de la teneur en eau des feuilles des plantes cultivées sur le compost C5 pour lesquelles cette teneur est quasiment constante (Figures 38 et 39). Ces résultats montrent qu'en dépit de d'une faible réduction du nouveau d'irrigation, la teneur en eau du sol et celle des feuilles des plantes ont été affectées. Ces résultats sont conformes à ceux de Gerakis *et al.*, (1975) qui ont montré que chez les plantes, la réduction de la teneur en eau des feuilles est le premier effet d'un déficit hydrique externe. Le maintien de la teneur en eau des feuilles malgré la réduction du régime hydrique suite à l'amendement par le compost de déchets de restauration est directement corrélable à la composition riche en MO de ce compost (MOT = $75,1 \pm 0,1\%$ MS contre une moyenne de $31 \pm 4\%$ MS pour les autres amendements). En effet, selon Kalvanagh et Helis (2013) puis Some *et al.*, (2014), un compost riche en matière organique augmente la capacité de rétention d'eau. Toutefois il est connu que même sous un déficit hydrique plus long, certaines plantes ne modifient pas leur potentiel hydrique interne (Pirzad *et al.*, 2011).

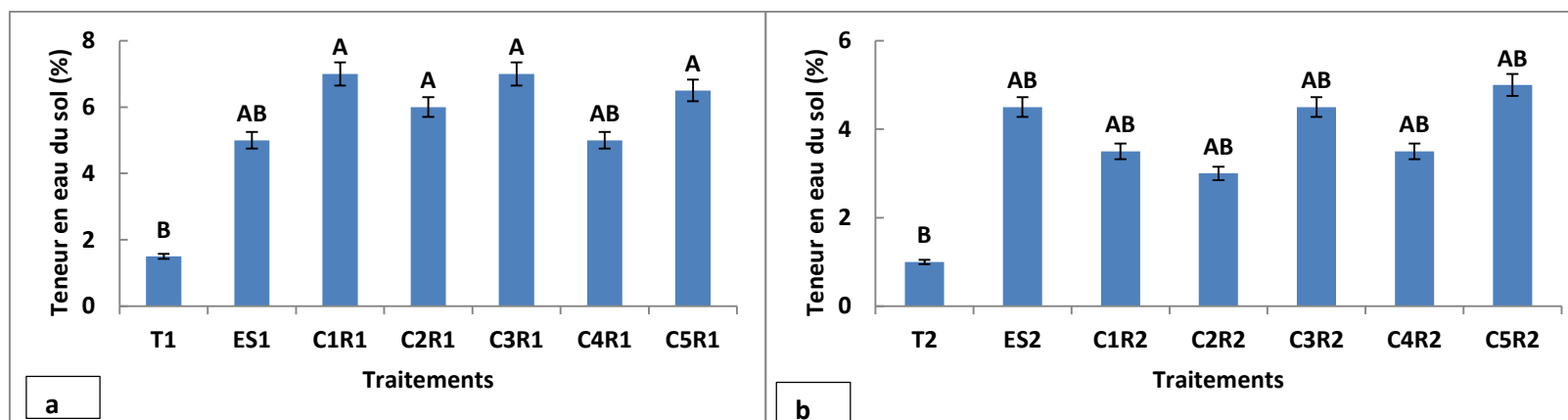


Figure 38: Teneur en eau du sol (au seuil de probabilité inférieur à 5%) en fonction du régime hydrique au 44^{ème} JAS sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b)

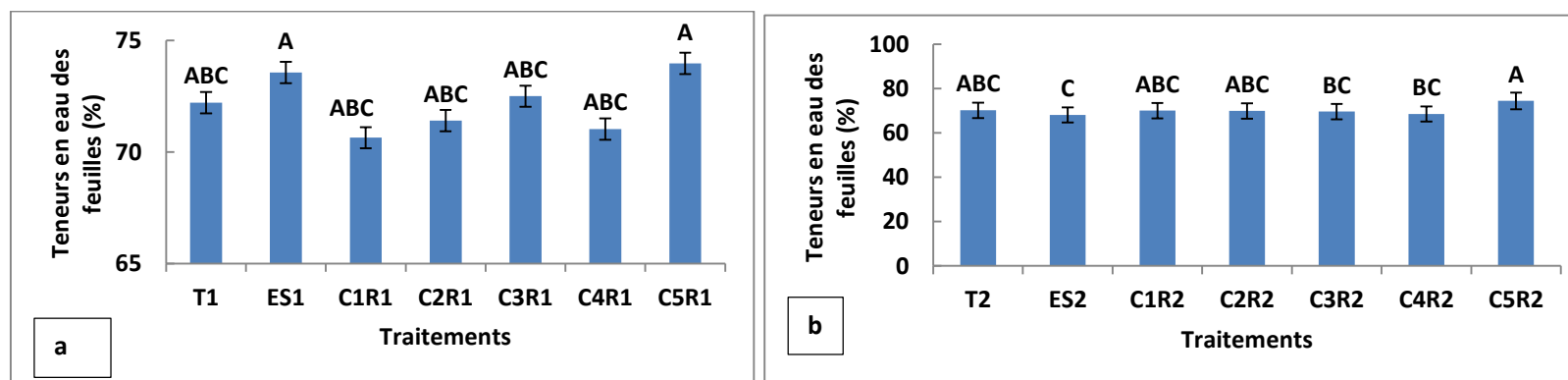


Figure 39: Teneur en eau des feuilles (au seuil de probabilité inférieure à 10%) en fonction du régime hydrique au 44^{ème} JA sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost)

III.2.2. Effets des composts sur la croissance et les paramètres physiologiques de résistance au déficit hydrique

III.2.2.1. La croissance

Sous le premier régime hydrique, les plantes cultivées sur les composts C1 et C5 présentent les hauteurs les plus élevées, en moyenne $59,48 \pm 0,47$ cm, contre en moyenne $52,43 \pm 0,74$ cm pour les autres traitements, hauteur du même ordre de grandeur que celle mesurée pour le traitement témoin (Figure 40). Les traitements à composts C1 et C5 semblent donc avoir favorisé la croissance de la plante en hauteur en comparaison aux traitements à composts C2 à C4 et à l'engrais chimique sous les deux régimes hydriques. Selon Pinton *et al.* (1999), la teneur initiale des composts en éléments minéraux influence positivement la croissance en hauteur des plantes; plus particulièrement Diallo *et al.* (2008); Yin *et al.* (2012) et Toundou *et al.* (2014) ont mis en évidence une corrélation entre la teneur du support de culture en azote et la hauteur des plantes de maïs. Ces résultats pourraient s'expliquer également par une amélioration de la capacité de rétention d'eau de ces substrats, comme suggéré par Kalvanagh et Helis (2013) et Some *et al.* (2014).

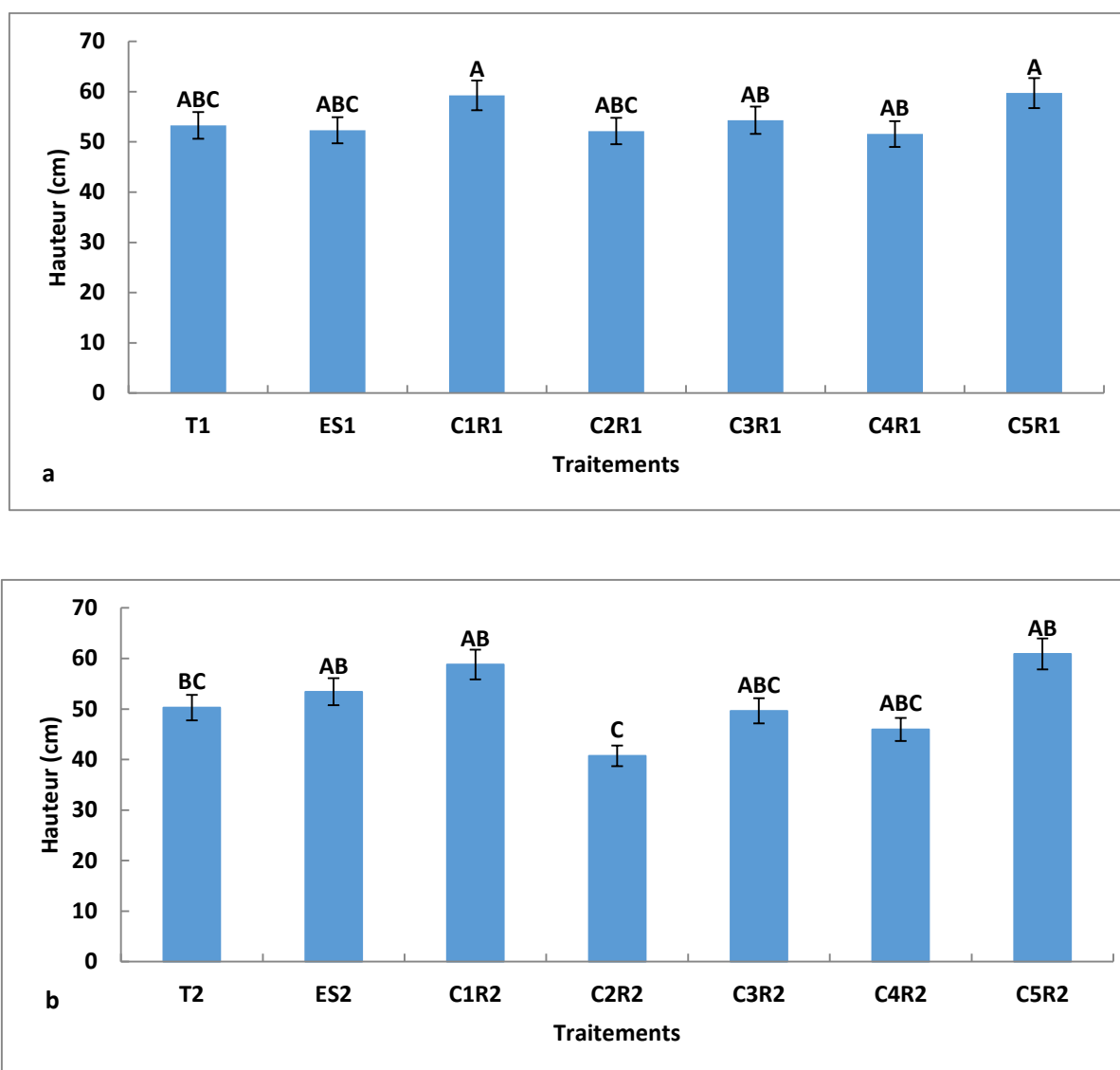


Figure 40: Hauteur des plantes sous le premier régime hydrique (a) et sous le deuxième régime hydrique (b) au 44^{ème} JAS ($p \leq 0,0001$) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

III.2.2.2. Les paramètres physiologiques de résistance au déficit hydrique

III.2.2.2.1. Flux d'électrolytes foliaires

Le maintien de l'intégrité de la membrane cellulaire et de sa stabilité dans des conditions de déficit hydrique représente une évaluation pertinente de la tolérance à la sécheresse chez les plantes (Levitt, 1972; Bajji *et al.*, 2001). La mesure du flux d'électrolytes permet d'évaluer ce maintien de l'intégrité membranaire et une augmentation du flux d'électrolytes met en évidence une perte d'intégrité (perte de fonction) des membranes des cellules foliaires des plantes (Senaratana et Kersie, 1983, Falalou, 2006; Some *et al.*, 2014).

Sous le régime hydrique R1, le flux d'électrolyte des plantes cultivées sur les composts est systématiquement inférieur au traitement témoin excepté pour le traitement à compost C3 pour lequel il est du même ordre de grandeur que le traitement témoin aux erreurs analytiques près (Figure 41). Les flux d'électrolytes les plus faibles sont mesurés pour les traitements à engrais chimique et à composts C1 et C5. Ces résultats s'expliquent par une faible teneur en ions conducteurs des composts C1 et C5 par rapport aux autres qui contiennent des adjuvants naturels (fumier et phosphate naturel). Sous le second régime hydrique et sans amendement, les plantes ne développent aucune tolérance à la sécheresse et un amendement par les composts C1, C2 et C3, même si plus favorable, diminue l'intégrité des membranes des cellules foliaires des plantes conformément aux travaux de Senaratana et Kersie (1983), Falalou (2006) et Some *et al.* (2014). Ces traitements ne permettent donc pas de développer une résistance au stress hydrique. Au contraire, les plantes cultivées sur l'engrais chimique et les composts C4 et C5 ont maintenu leurs taux de fuite d'électrolytes. Ces composts de par leur structure et leur composition en éléments minéraux ont contribué à conférer aux plantes une adaptation au déficit hydrique.

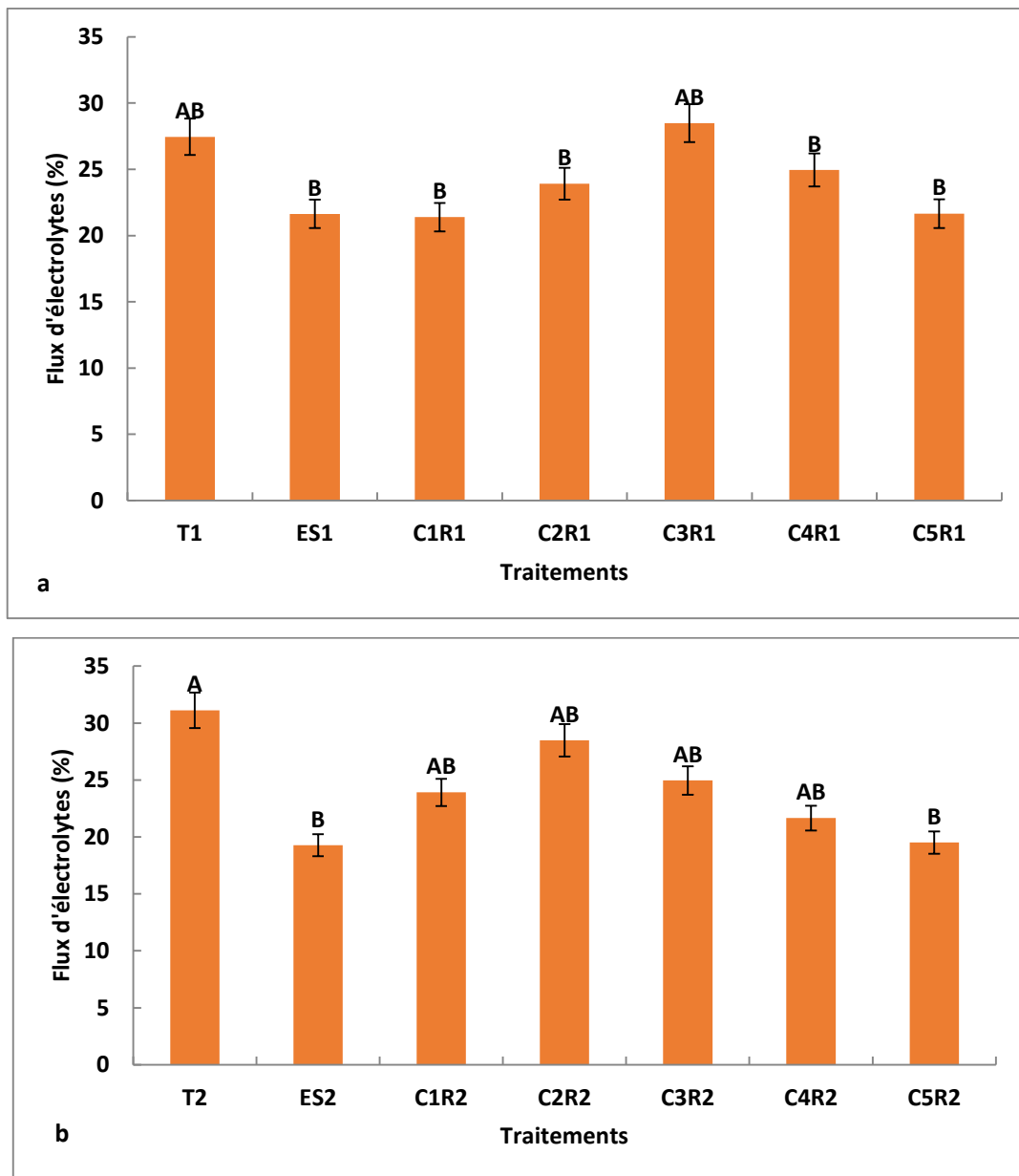


Figure 41: Effets des composts sur le flux d'électrolytes foliaires des plantes sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) au 44^{ème} JAS (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

III.2.2.2.2. Teneurs en chlorophylles totales

Le maintien de la teneur en chlorophylle totale d'une plante sous déficit hydrique révèle en partie un maintien de l'intégrité membranaire thylacoïdienne, c'est-à-dire un bon fonctionnement des membranes chloroplastiques. Chez la plupart des plantes, la diminution d'eau dans le sol réduit la teneur en chlorophylle (Dhindsa *et al.*, 1981; Montagu et Woo, 1999; Kirnak *et al.*, 2001). Toutefois, la variation de la teneur en chlorophylle chez les plantes sous déficit hydrique est un phénomène complexe. En effet, les travaux de Chartzoulakis *et al.*

(1993) ont montré que le déficit hydrique augmente la teneur en chlorophylle chez l'oignon tandis que ceux de Tahri *et al.* (1998) au contraire évoquent une diminution de cette teneur chez trois variétés de blé (*Triticum durum*) sous contrainte hydrique

La comparaison des teneurs en chlorophylle totale sous les deux régimes hydriques est présentée sur la figure 42.

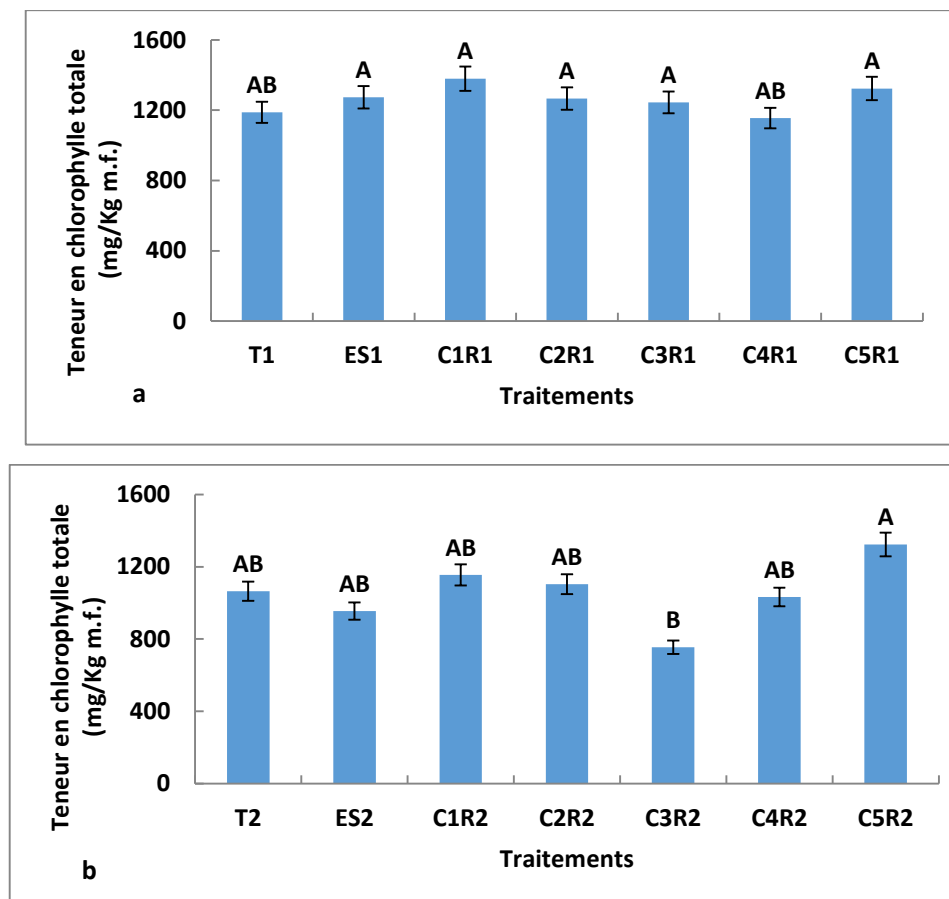


Figure 42: Teneur en chlorophylle totale sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) au 44^{ème} JAS (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes).

Sous le régime hydrique R1, les teneurs en chlorophylle totale les plus élevées sont relevées chez les plantes cultivées sur les composts C1 et C5 ($1351,5 \pm 104$ mg/kg MF) alors que les teneurs les plus faibles sont relevées chez les plantes cultivées sur le sol sans amendement et amendé avec le compost C4 ($1171,5 \pm 66$ mg/kg MF). Ces résultats s'expliquent par la composition en ions tels que le zinc, le manganèse et le magnésium pour le compost C1 d'une part et d'autre part par une forte solubilité de ces ions sous l'effet du pH et le potentiel d'oxydo-réduction pour le compost C5. En effet, ces ions rentrent dans la structure et le fonctionnement de plusieurs molécules et enzymes dans la plante. Ainsi une déficience en magnésium entraîne

une faible synthèse de chlorophylle et vice-versa car cet ion entre dans la structure moléculaire de la chlorophylle.

Sous le régime hydrique R2 on note systématiquement une diminution de la teneur en chlorophylle totale sauf pour les plantes cultivées sur le compost C5. Ce compost a donc permis aux plantes de mieux s'adapter à la variation du régime d'eau au 44^{ème} JAS de par ses propriétés chimiques (pH et Eh), une structure et une composition riche en matière organique comme le préconisent Raviv *et al.* (2004); Tejada *et al.* (2009) et Tartoura (2010).

Par ailleurs, le maintien de la teneur en chlorophylle totale sous les deux régimes hydriques chez les plantes des composts C4 et C5 signifie que ces plantes se sont adaptées au régime hydrique R2.

III.2.3. Effets des composts sur les paramètres biochimiques de résistance au déficit hydrique

III.2.3.1. Teneurs en proline

L'accumulation de la proline dans les tissus végétaux est un mécanisme moléculaire d'adaptation à la sécheresse (Tahri *et al.*, 1998). Plus elle est élevée, plus la plante s'adapte et vice-versa.

Sous le premier régime hydrique R1, la concentration en proline est systématiquement plus élevée dans les plantes sous traitement à composts en comparaison aux traitements témoin et à l'engrais chimique (Figure 43). Les teneurs les plus élevées sont mesurées dans les plantes sous traitements à composts C1 et C5. Sous le régime hydrique R2, la teneur en proline augmente dans les tissus des plantes sous traitements témoin et à composts C4 et C5. L'accumulation de la proline chez les plantes cultivées sur les composts C4 et C5 suite à la baisse du régime hydrique met en évidence une réponse de ces plantes au stress hydrique par ajustement métabolique (Stewart et Lee, 1974; Kauss 1977; Gorham, 1993; Guan et Scandalios, 1998; Kaminaka *et al.*, 1999). Les composts C4 et C5 ont donc contribué à la résistance des plantes au déficit hydrique. Le compost C5 a également permis le maintien de la teneur en chlorophylle suite à la réduction du régime hydrique.

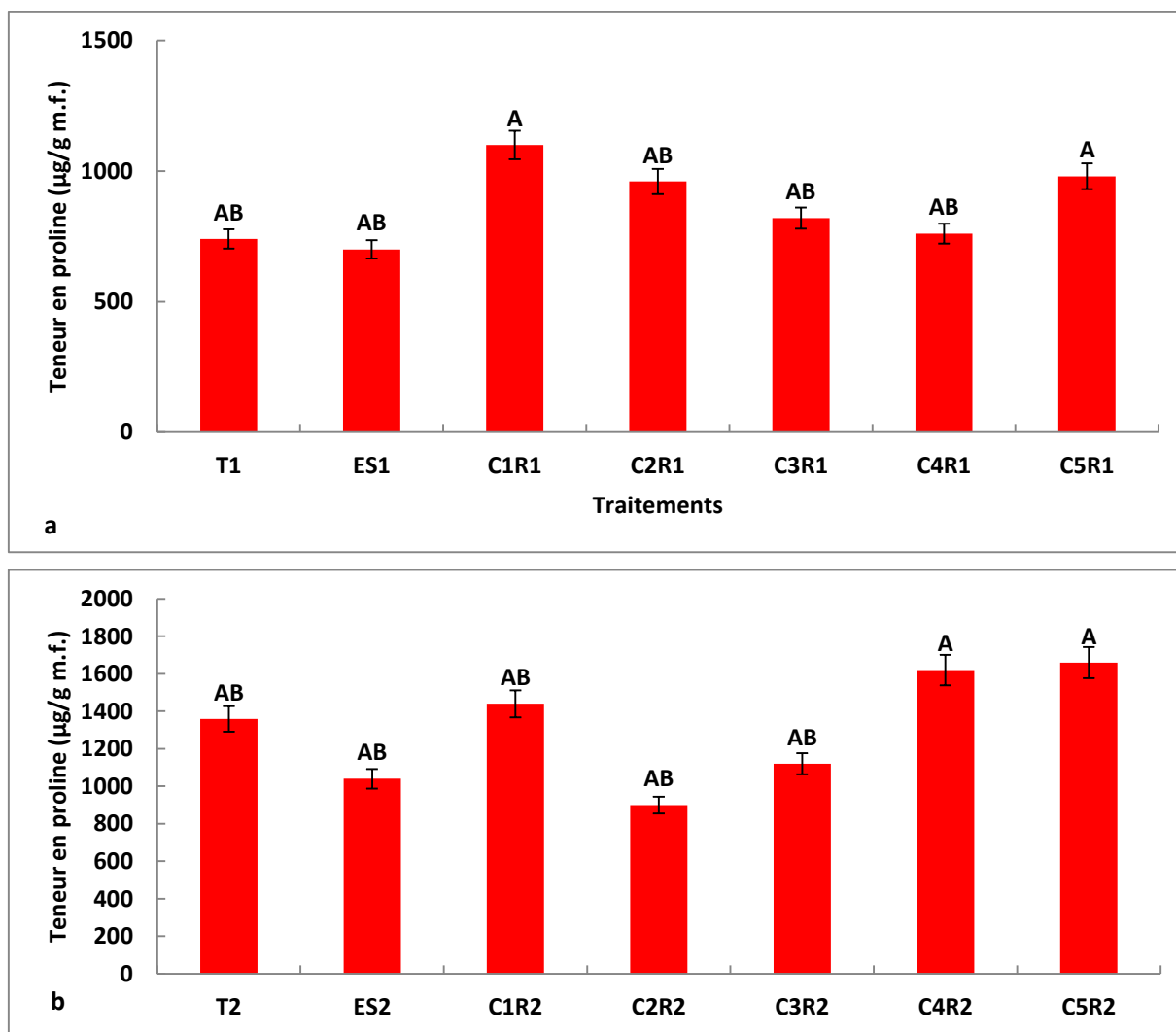


Figure 43: Teneur en proline des plantes sous les regimes hydriques R1 (a) et R2 (b) au 44^{ème} JAS (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

III.2.3.2. Teneurs en protéines totales

L'accumulation de protéines dans la plante sous contraintes environnementales a été déjà mise en évidence dans la littérature (Rai *et al.*, 1983; Baker *et al.*, 1988; Yamaguchi-Shinozaki, 1994; Abe *et al.*, 2003; Zhu *et al.*, 2004). Ces auteurs ont démontré que chez la plupart des plantes vertes et plus spécifiquement le blé, le maïs et le riz, on note une augmentation de la teneur en protéines totales lorsqu'elles sont soumises à un déficit hydrique externe.

Sous le régime hydrique R1, les plantes cultivées sur les composts C1 et C3 présentent les fortes teneurs tandis que celles cultivées sur le compost C5 présente la plus faible teneur en protéines totales (Figure 44).

Après la réduction du régime hydrique, la teneur en protéines totales diminue ou reste stable sauf pour les traitements à composts C2 et C5. Les plantes cultivées sur les 3 composts (C2, C3 et C5) ne semblent donc pas avoir arrêté cette accumulation de protéines suite à la variation du rythme d'irrigation contrairement à T, ES et C1 sur lesquels les plantes montrent plutôt une diminution par rapport à leurs témoins respectifs. Par ailleurs, les plantes cultivées sur le compost C4 montrent plutôt une stabilité de cette teneur sous les deux régimes hydriques. L'augmentation ou le maintien de la teneur en protéines totales peut être considérée comme une résistance au déficit hydrique. En effet, la teneur en protéines totales chez une plante dépend de plusieurs facteurs à savoir la nature du substrat (structure et composition minérale), l'humidité du sol et la température ambiante. Ainsi il est difficile d'interpréter les effets du régime hydrique à partir de la teneur en protéines totales des plantes. Selon Rai *et al.*, 1983; Baker *et al.*, 1988 puis Yamaguchi-Shinozaki (1994), on s'attendait plutôt à une augmentation de la teneur en protéines totales pour les traitements les plus performants. Les faibles teneurs pour les traitements à composts C4 et C5 même sous déficit hydrique (régime hydrique R2) montrent que la durée et le déficit hydrique sont très faibles pour induire chez ces plantes une synthèse de protéines. De plus, la composition minérale et organique de ces composts réduirait l'effet du stress par rapport aux autres composts.

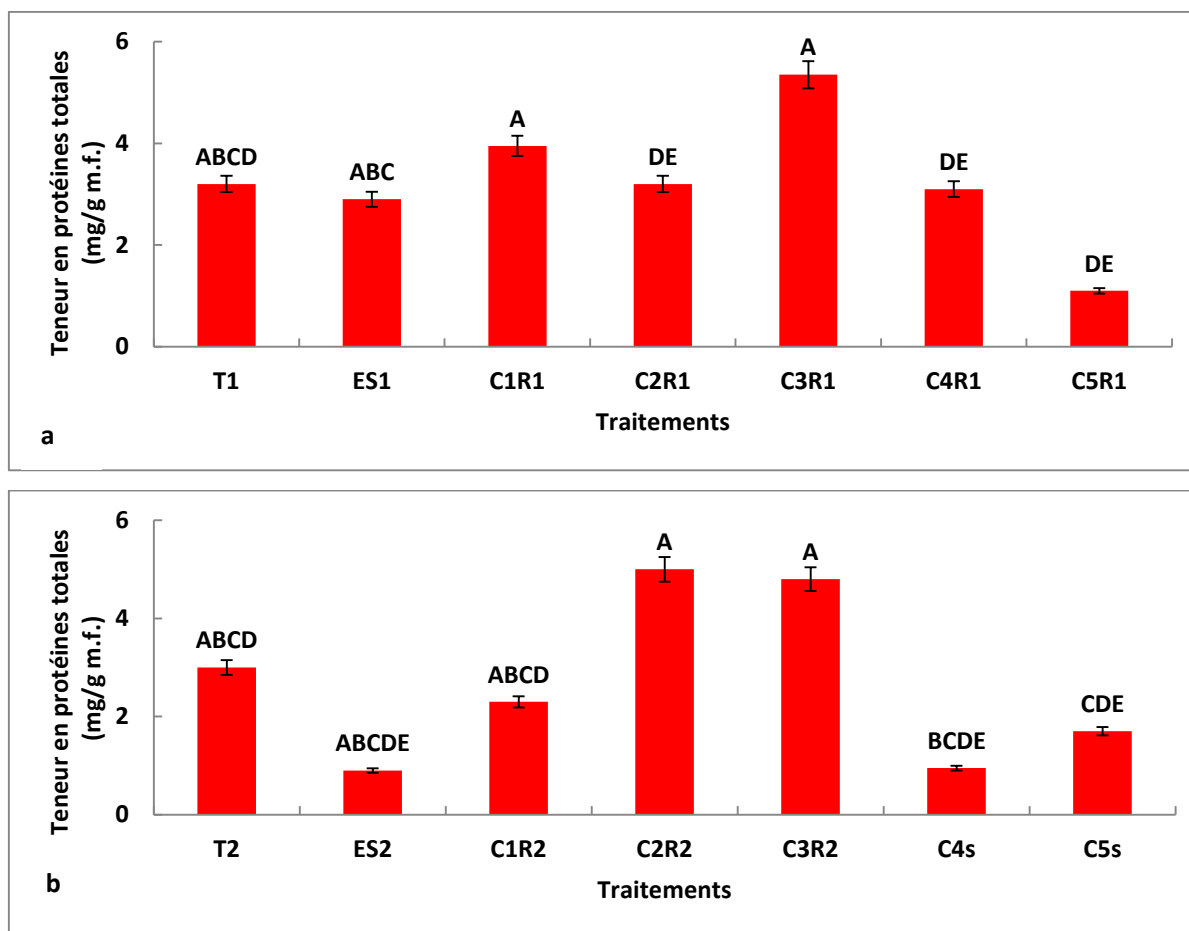


Figure 44: Teneur en protéines totales des feuilles de maïs des plantes sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) au 44^{ème} JAS (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; $p=0,4189$)

III.2.4. ANOVA des paramètres liés à la résistance au déficit hydrique

L'analyse statistique permet de savoir si les traitements ont significativement affecté les paramètres étudiés ou pas au seuil de probabilité de 5% et de 10%. L'analyse statistique (Tableaux 25 et 26) montre que le régime hydrique a eu un effet significatif sur l'efflux d'électrolytes ($p<0,0001$), et sur la teneur en proline ($p<0,0001$) mais non sur la teneur en chlorophylle ($p=0,07$) au seuil de probabilité de 5%. Quant aux types d'amendements, ils ont affecté de façon significative la teneur en chlorophylle ($p<0,0001$) et en protéines $p=0,0006$. L'interaction des deux facteurs (amendement et régime hydrique) étudiés a eu des effets significatifs sur tous les paramètres physiologiques et biochimiques au seuil de probabilité de 5% ($p\leq 0,0001$) à l'exception de la teneur en protéines totales ($p=0,42$). En ce qui concerne la teneur en eau des feuilles, la différence entre les traitements n'est statistiquement significative qu'au seuil de probabilité de 10%.

Tableau 25: ANOVA pour la teneur en chlorophylle totale (Chl), la proline (prol), et les protéines totales (prot) dans les feuilles du maïs et pour la fuite d'électrolytes (FE) sous amendements (A) et le régime hydrique (RH)

Source	Régime hydrique (RH)				Amendements (A)			
	FE	Chl	Prol	Prot	FE	Chl	Prol	Prot
DL	1	1	1	1	6	6	6	6
CM	6,40	297258,0	187944,1	483,62	65,85	48038,5	669800,1	39,41
F	0,14*	4,02	0,73*	1,07	1,50	0,65*	2,60	8,74*
P	<0,0001	0,07	<0,0001	0,3192	0,25	<0,0001	0,069	0,0006

DL= Degré de Liberté; CM=Carré Moyen; F= Facteur de Fischer; P=Probabilité; *= Moyenne significative à 5%.

Tableau 26: Tableau de variance ANOVA des effets de l'interaction des deux facteurs sur les paramètres physiologiques d'adaptation au déficit hydrique

Source	A * RH				
	TE	FE	Chl	Prol	Prot
DL	6	6	6	6	6
CM	16,693	1959,2	25348,3	112232,1	490,371
F	0,9152**	0,44*	0,34*	0,43*	1,08
P	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,4189

DL=Degré de Liberté; CM= Carré Moyen; F= Facteur de Fischer P=Probabilité; *= Moyenne significative à 5%. **= Moyenne significative à 10%

III.2.5. Effets des composts et du régime hydrique sur les paramètres agronomiques du maïs

L'Analyse de la variance montre que l'interaction des deux facteurs a eu d'effets significatifs sur la biomasse de pailles au seuil de probabilité de 5% ($p=0,0365$) (Tableau 27).

Tableau 27: Analyse (ANOVA) des paramètres liés au rendement

Source	A *RH		
	GR	BioP	1000G
DL	6	6	6
CM	1.012	4.647	907.280
F	1.32	2.670*	1.9428
P	0.2835	0.0365	0.1114

DL= Degré de Liberté; CM= Carré Moyen; F= Facteur de Fischer P=Probabilité; *= Moyenne significative à 5%

III.2.5.1. Rendement en grains

Le rendement en grains exprime la quantité de grains récoltée en t/ha. Les résultats obtenus pour les traitements à composts C1, C2 et C3 sont du même ordre de grandeur et statistiquement identiques à ceux obtenus pour le traitement à engrais chimique, avec une moyenne de $4,6 \pm 0,3$ t de grains/ha alors que les rendements en grains sont près de 20% et 50%

supérieurs pour les traitements à composts C4 et C5 respectivement même sous le régime hydrique R2 (Figure 45). Les résultats obtenus pour le compost C4 s'expliquent par la teneur en ions du compost directement en lien avec le fumier et le phosphate naturel présents dans ses matériaux de base (Compaoré *et al.*, 2010). Le pH légèrement acide (6,8) mesuré pour le compost C5 optimise les conditions de minéralisation et ainsi améliore le rendement (Mamo *et al.*, 2000; Bresson *et al.*, 2001; Sawadogo *et al.*, 2007; Tartoura, 2010). Les faibles rendements obtenus chez les plantes sous traitement témoin, à engrais chimique et à composts C1 et C2 peuvent être expliqués par leurs teneurs en éléments minéraux essentiellement le phosphore combinées à un défaut d'assimilation (Zeinselmeier *et al.*, 1999; Chapman et Edmeades, 1999; Kim *et al.*, 2000; Fonseca et Wesgate, 2005). Par contre, l'ajout d'adjuvants naturels a eu un effet positif sur le rendement en grains, notamment le fumier, avec une augmentation de près de 15% et 30% pour les traitements à compost C2 et C4 en comparaison au traitement à engrais chimique. Ces résultats justifient l'intérêt d'ajouter des adjuvants naturels ou artificiels dans les processus de fabrication des composts de déchets afin d'améliorer leur qualité comme l'ont déjà démontré Bado *et al.* (1998) et Sawadogo *et al.* (2007).

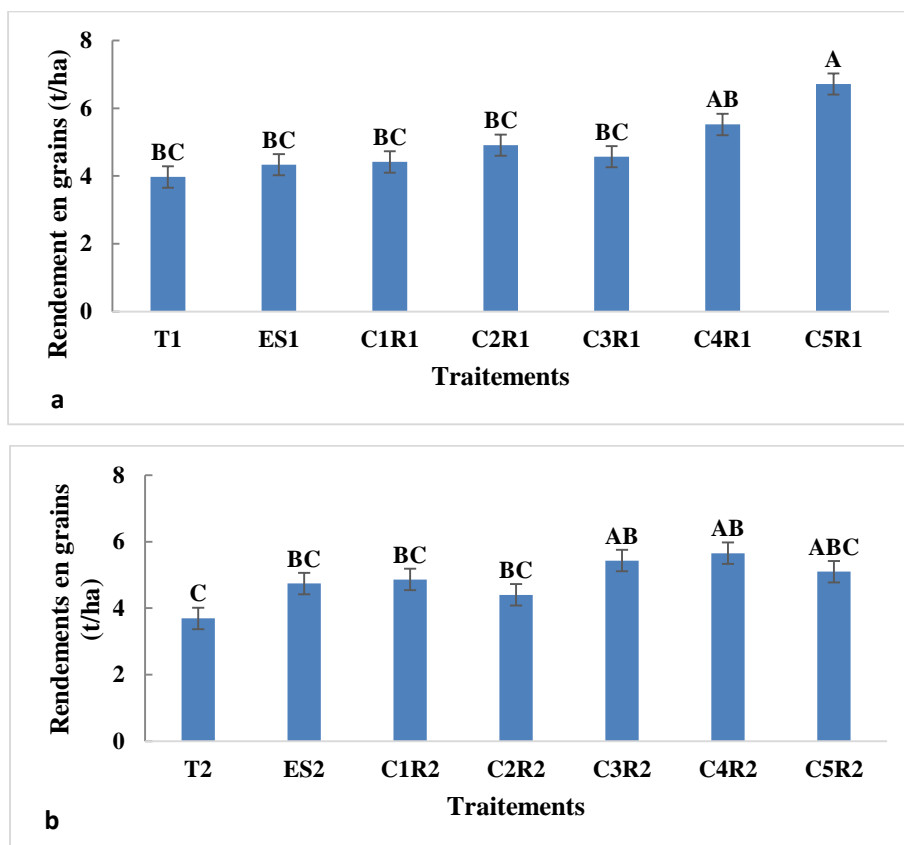


Figure 45: Rendements en grains (t/ha) sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost)

Sous le deuxième régime hydrique, les rendements en grains les plus élevés sont obtenus pour les traitements à composts C3, C4 avec respectivement $5,4\pm 0,9$ et $5,7\pm 0,6$ tonnes de grains/ha. Les rendements sont en moyenne de $4,7\pm 0,3$ t/ha pour les autres traitements. Suite à la réduction du régime hydrique pendant la période préflorale, les traitements à compost ont donc permis de maintenir le rendement en grains (cas du compost C4) voire même de l'augmenter (+11% et +17% respectivement pour les composts C1 et C3). Seuls les traitements à composts C2 et C5 subissent une diminution du rendement en grains (-10% pour le traitement à compost C2 et -24% pour le traitement à compost C5). Cette diminution du rendement en grains est notamment supérieure à celle observée pour le traitement témoin (-7%). Au contraire, le traitement à compost C4 favorise l'adaptation des plantes au déficit hydrique de par ses qualités minérales (teneurs en phosphore et en calcium) et structurales (matière organique très hydrophobe) (Mrabet *et al.*, 2011). Les faibles rendements notés chez les plantes sous le second régime hydrique du sol témoin T et du compost C2 sont toujours liés à la fois aux faibles teneurs en éléments minéraux et au défaut d'assimilation de ceux-ci (Zeinselmeier *et al.*, 1999, Chapman et Edmeades, 1999, Kim *et al.*, 2000, Fonseca et Wesgate, 2005).

III.2.5.2. Biomasse en pailles

La biomasse en paille désigne la quantité de matière organique synthétisée et accumulée dans les parties aériennes de la plante. Selon Hall *et al.* (1981), un déficit en eau entraîne une baisse du rendement en grains et une augmentation de celui de la matière sèche aérienne et surtout celle de la tige.

Sous le premier régime hydrique, le rendement en paille le plus élevé est obtenu pour le traitement à compost C5 ($8\pm 0,2$ t/ha). Les rendements obtenus pour les autres traitements à compost et pour le traitement à engrais chimique sont près de 50% plus faibles, avec une moyenne de $4,2\pm 0,3$ t/ha, et ces rendements ne sont pas statistiquement différents les uns des autres. Enfin, quel que soit le traitement appliqué, les résultats sous traitement à composts sont meilleurs que pour le témoin (Figure 46).

Suite à la baisse du régime hydrique, la biomasse en paille augmente pour le traitement témoin et l'ensemble des traitements à engrais chimique et composts, excepté pour le traitement à compost C5 (diminution de près de 40%). La plus forte augmentation est mesurée pour le traitement à compost C3 (+65%). Les pourcentages d'augmentation pour les autres traitements permettent de distinguer deux groupes: les traitements témoin et à composts C1 et C4 avec une augmentation de $32\pm 1\%$ et les traitements à engrais chimiques et à compost C2 avec une augmentation de $10\pm 1\%$. Le rendement en paille le plus élevé est mesuré sur le traitement à compost C3 (6 t/ha) contre une moyenne de $5,0\pm 0,6$ t/ha pour les autres substrats sous le régime

hydrique R2. Ce résultat est directement lié à la composition en ions du compost C3 et plus spécifiquement en phosphore. En effet, dans ce compost, le phosphore serait plus assimilable par rapport au compost C4 chez lequel l'assimilation du phosphore par la plante serait plus liée à d'autres anions tels que les nitrates et les nitrites. De meilleurs rendements pour des cultures telles que le sorgho et le riz ont déjà été obtenus sur des sols amendés avec de la matière organique des déchets additionnée de phosphate naturel (Bado *et al.*, 1998; Sawadogo *et al.*, 2007). Par exemple, les travaux de Sawadogo *et al.*, 2007 sur un sol amendé avec le compost et le phosphate naturel donnent pour le rendement en pailles du sorgho 4,028 t/ha contre 0,928 t/ha pour le traitement témoin sans amendement.

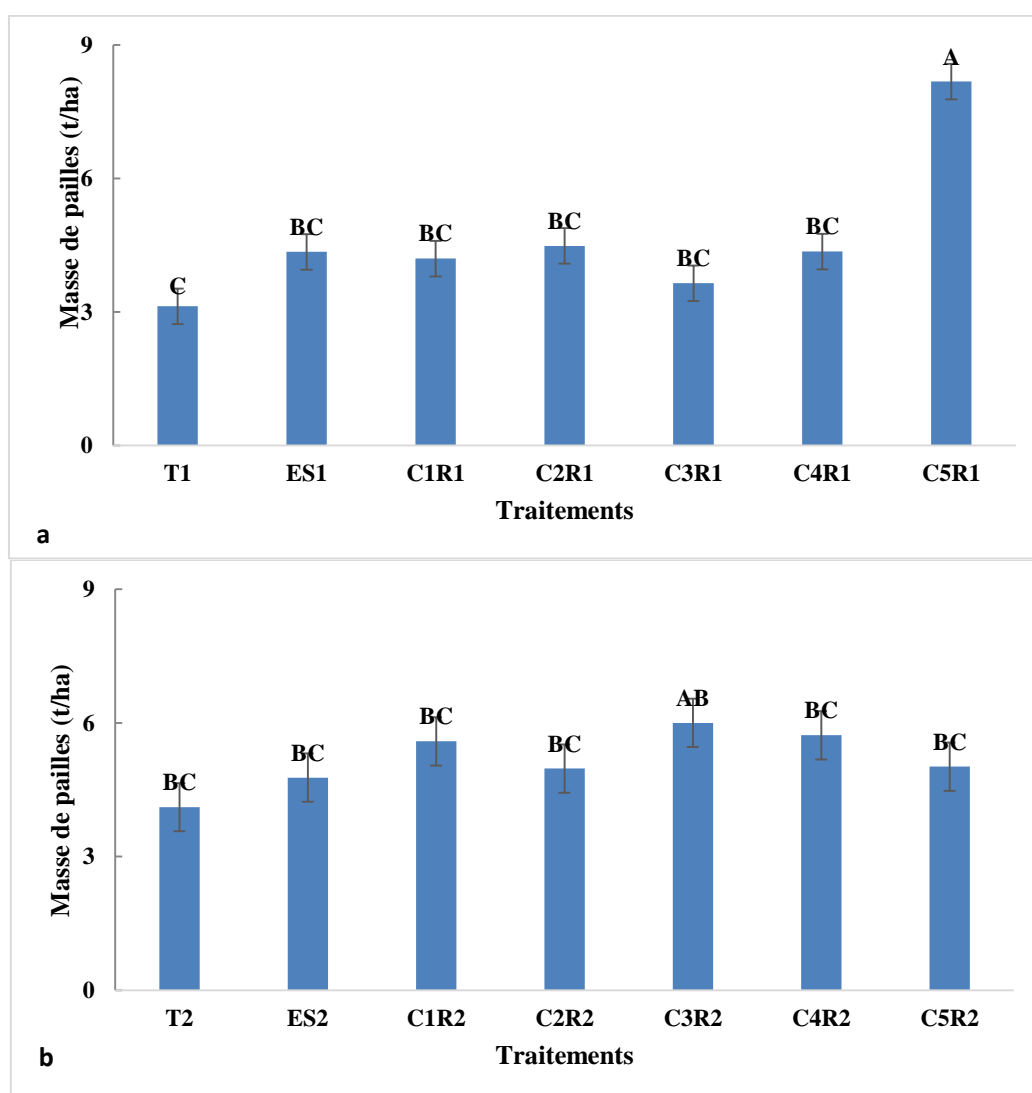


Figure 46: Masse de pailles sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost)

III.2.5.3. Poids de 1000 grains

Le poids de 1000 grains représente un paramètre très pertinent dans la caractérisation de la qualité des grains. En effet, un fort rendement en grains n'indique pas toujours un bon rendement en termes de qualité. Plus la plante accumule de la matière organique dans ses grains, plus le poids de 1000 grains est élevé et vice-versa.

Sous le régime hydrique R1, les meilleurs résultats sont obtenus pour les traitements à composts C4 et C5 avec respectivement des masses de $302\pm 20\text{g}$ et $322\pm 13\text{g}$ contre une moyenne de $273\pm 13\text{g}$ pour les traitements à composts C1, C2, C3 et à engrais chimique (Figure 47). En outre, quel que soit le traitement appliqué, les résultats sont meilleurs que ceux obtenus pour le traitement témoin ($247\pm 17\text{g}$). Ces résultats confirment les résultats obtenus pour le rendement en grains.

Sous le régime hydrique R2, aux erreurs analytiques près, tous les traitements permettent de maintenir le poids de 1000 grains excepté le traitement à compost C2 pour lequel il diminue de 20%. Les traitements à composts C4 et C5 ont donc permis même sous déficit hydrique d'obtenir les meilleurs résultats en termes de masse de 1000 grains malgré un rendement en grains diminué pour le compost C5. Les plantes cultivées sur les composts C5 (Déchets de restauration), C4 (Déchets + Phosphate naturel + Fumier) puis C3 (Déchets + Phosphate naturel) ont donc plus accumulé de matière organique (les glucides) dans leurs grains. Ce qui explique que même avec un rendement plus faible le poids de 1000 grains reste le même surtout pour le compost C5. Les masses de 1000 grains obtenues dans ces travaux sont supérieures à celles obtenues par Zomboudré *et al.* (2005). En effet, ces auteurs ont mesuré des masses maximales de 172g pour les plantes de maïs cultivées sur des sols amendés de fumure et d'émondes. D'autres travaux réalisés sur la même variété de maïs sur des sols de jachère de *M. pruriens* ont abouti à des masses de 300g (Sogbedji *et al.*, 2006), masse du même ordre de grandeur que celles obtenues dans cette étude et pour certains traitements à composts (Toundou *et al.*, 2014; Kolani, 2007).

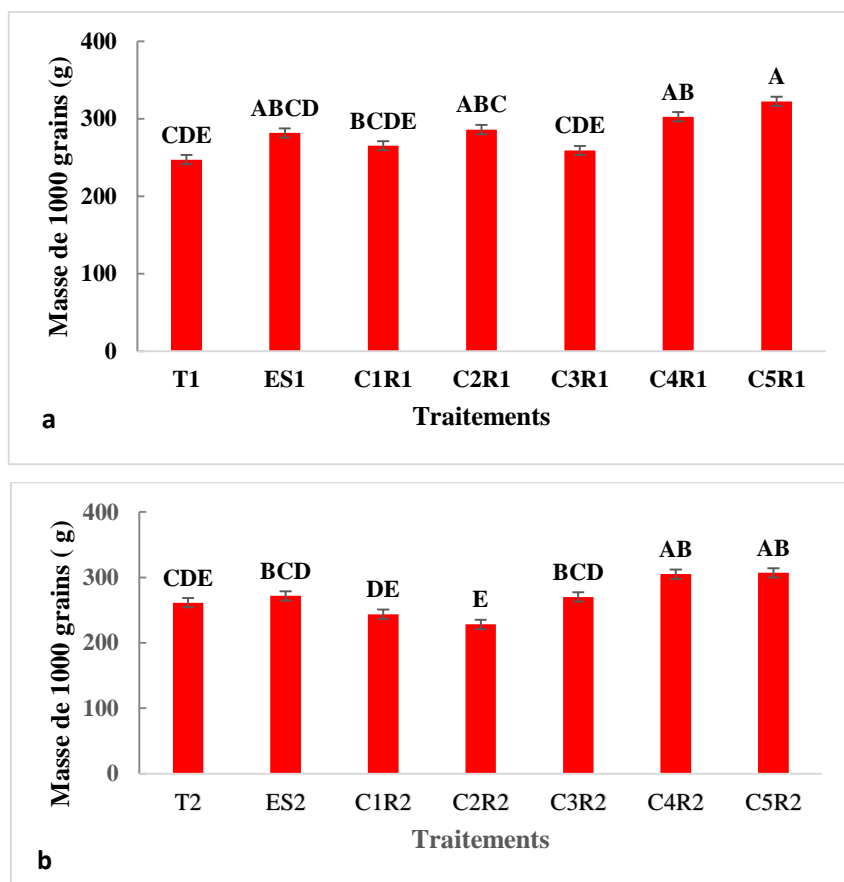


Figure 47: Poids de 1000 grains sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b)

III.2.6. Corrélations entre les différents paramètres évalués

Une étude des corrélations entre les différents paramètres évalués est réalisée à l'aide du logiciel XLSAT (Tableau 28). Le flux d'électrolytes foliaires est pour $\alpha = 5\%$ négativement corrélé au poids de 1000 grains et le rendement en grains. Cela signifie que tous les traitements ayant induit une forte fuite d'électrolytes foliaires n'améliorent pas les paramètres agronomiques. La teneur en chlorophylle totale n'est corrélée à aucun autre paramètre, la proline est négativement corrélée aux protéines totales tandis que le rendement en grains est positivement corrélé à la masse de paille et le poids de 1000 grains. Ces résultats permettent de comprendre que pour le compost C5, le nombre de grains par parcelle serait plus important mais ces grains seraient plus pauvres en composés organiques sous le premier régime hydrique par rapport au second régime hydrique pour lequel le nombre de grains est plus faible alors qu'ils seraient plus riches en matière organique.

Tableau 28: Corrélacion entre les paramètres physiologiques de croissance et les paramètres agronomiques (Les chiffres suivis de * sont significativement différents de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$)

Paramètres	FE	Chl	Prol	Prote	Rd Grain	Bio Paille	1000G
FE	-	-0,164	-0,051	-0,028	-0,748*	-0,530	-0,699*
Chl	-0,164	-	0,052	-0,018	-0,019	-0,116	0,228
Prol	-0,051	0,052	-	-0,736*	0,229	0,422	0,027
Prote	-0,028	-0,018	-0,736*	-	-0,105	-0,279	0,141
Rd Grain	-0,748*	-0,019	0,229	-0,105	-	0,843*	0,740*
Bio Paille	-0,530	-0,116	0,422	-0,279	0,843*	-	0,499
1000G	-0,699*	0,228	0,027	0,141	0,740*	0,499	-

Prote: Protéines; 1000G: Poids de 1000 grains; Chl: Chlorophylle; RD Grain: Rendement en grain; Bio Paille: Biomasse en Paille; Prol: Proline; FE: Flux d'Electrolytes).

III.2.7. Effets des composts sur la teneur en ions des grains de maïs

Sous le premier régime hydrique, les teneurs en azote, exprimées en NTK, des grains de maïs sont du même ordre de grandeur pour les traitements à compost C1, C3, C4 et C5, avec une moyenne de $1,47 \pm 0,07$ %MS (Tableau 29). Des teneurs plus faibles sont retrouvées dans les grains issus des traitements à engrais chimique et à compost C2 ainsi que pour le témoin ($1,08 \pm 0,09$ %MS). Cependant, l'analyse statistique ne met pas en évidence des différences significatives des teneurs en NTK dans les grains de maïs en fonction du traitement appliqué sauf pour le traitement à compost C3. Au contraire, les teneurs en phosphore total quantifiées dans les grains de maïs varient considérablement en fonction du traitement appliqué; les plus fortes teneurs étant relevées pour les traitements à composts C5, C4, C3 et à engrais chimique. De plus, l'analyse statistique confirme ces teneurs statistiquement différentes en fonction du traitement sauf pour les traitements à composts C1 et C2, pour lesquels la teneur en phosphore total dans les grains s'élève à en moyenne 105 ± 3 ppm. Ces résultats sont corrélables aux teneurs en phosphore dans les composts, les teneurs les plus élevées étant quantifiées dans les composts C3, C4 et C5 (respectivement 1,9-1,7 et 1,2% MS). Sous le deuxième régime hydrique, on note une légère diminution de la teneur en azote chez tous les traitements à l'exception de ES et C3 (Tableau 30). Sous le premier régime hydrique, les teneurs en potassium, calcium et magnésium ne sont pas statistiquement différentes quel que soit le traitement appliqué. Suite à la baisse du régime hydrique, les plantes cultivées sur les composts C4 et C5 ont plus accumulé l'azote et le phosphore avec pour conséquence l'amélioration de leur rendement par rapport aux autres traitements.

Tableau 29: Effets des traitements sur la teneur en macroéléments des grains de maïs sous le régime hydrique R1 (Ns= Non statistiquement significative)

Traitements	NTK (% m.s.)		P total (ppm m.s.)		K (ppm m.s.)		Ca (ppm m.s.)		Mg (ppm m.s.)	
	T	Classe	T	Classe	T	Classe	T	Classe	T	Classe
T1	1,05	ABC	151,3	CD	1872	Ns	87,5	Ns	505	Ns
Es1	1,19	ABC	245	ABC	1762	Ns	50	Ns	561,3	Ns
C1R1	1,4	ABC	106,8	D	1629	Ns	42,5	Ns	562,2	Ns
C2R1	1,01	ABC	102,5	D	1668	Ns	50	Ns	512,8	Ns
C3R1	1,54	AB	191,1	BCD	1629	Ns	45	Ns	541,1	Ns
C4R1	1,4	ABC	281,3	AB	1584	Ns	40	Ns	543,8	Ns
C5R1	1,47	ABC	331,3	A	1435	Ns	40	Ns	451	Ns

L'analyse statistique des teneurs en éléments traces métalliques dans les grains de maïs ne met pas en évidence de différences statistiquement significatives quel que soit le traitement appliqué (Tableau 30).

Tableau 30: Effets des traitements sur la teneur en macroéléments des grains de maïs sous régime hydrique R2 (Ns= Non statistiquement significative)

Traitements	NTK (% m.s.)		P total (ppm m.s.)		K (ppm m.s.)		Ca (ppm m.s.)		Mg (ppm m.s.)	
	T	Classe	T	Classe	T	Classe	T	Classe	T	Classe
T2	0,84	C	209,8	BCD	1600	Ns	57,5	Ns	569,4	Ns
ES2	1,05	ABC	182,5	BCD	1933	Ns	60	Ns	481,7	Ns
C1R2	1,19	ABC	134	D	1536	Ns	112,5	Ns	532,5	Ns
C2R2	0,87	BC	102,5	D	1912	Ns	52,5	Ns	608,7	Ns
C3R2	1,64	A	254,5	ABC	1647	Ns	52,5	Ns	509,7	Ns
C4R2	1,54	AB	161,5	BCD	1469	Ns	35	Ns	503,3	Ns
C5R2	1,36	ABC	191,5	BCD	1659	Ns	55	Ns	609,4	Ns

Cependant, les teneurs en zinc et en manganèse sont inférieures aux valeurs de référence exigées par la FAO, respectivement 46 ppm et 10 ppm (FAO, 1993) (Tableau 31). Les teneurs en plomb sont élevées et dépassent la concentration imposée par la législation européenne de 2 ppm de masse sèche (European Council Directive, 1999). La teneur maximale en zinc quantifiée est largement inférieure à celle obtenue par Vaca *et al.* (2011) sur les grains de plantes de maïs cultivées sur les composts de déchets (40 ppm) et elle reste dans la gamme de concentrations obtenues par d'autres auteurs (11,7ppm à 25,9 ppm) (Maziya-Dixon *et al.*, 2000; Sager et Hoesch, 2005; Kanval *et al.*, 2010). Les teneurs en manganèse sont également comparables à celles trouvées par d'autres auteurs (2 ppm à 19ppm) (Vyn et Tollenaar, 1998; Komljenovic *et al.*, 2006; Shar *et al.*, 2011).

Tableau 31: Effets des traitements sur la teneur en quelques éléments traces métalliques des grains de maïs sous régime hydrique R1 et R2 (NS= Non statistiquement significative au seuil de probabilité de 5%)

Traitements	Zinc (ppm m.s.)		Plomb (ppm m.s.)		Manganèse (ppm m.s.)	
	T	Cl	T	Cl	T	Cl
T1	13,0	Ns	5,75	Ns	7,25	Ns
T2	10,5	Ns	6,75	Ns	5,50	Ns
ES1	13,5	Ns	9,00	Ns	5,00	Ns
ES2	09,5	Ns	5,50	Ns	4,5	Ns
C1R1	14,0	Ns	6,00	Ns	6,00	Ns
C1R2	17,5	Ns	9,25	Ns	7,50	Ns
C2R1	17,0	Ns	9,00	Ns	5,50	Ns
C2R2	16,0	Ns	7,75	Ns	5,00	Ns
C3R1	14,5	Ns	9,00	Ns	5,25	Ns
C3R2	15,0	Ns	9,00	Ns	5,75	Ns
C4R1	11,0	Ns	11,00	Ns	5,00	Ns
C4R2	11,0	Ns	9,50	Ns	4,00	Ns
C5R1	12,0	Ns	9,00	Ns	5,25	Ns
C5R2	17,0	Ns	11,00	Ns	5,50	Ns

PARTIE IV:
EVALUATION DES EFFETS DES COMPOSTS SUR LES PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES ET
A GRONOMIQUES DE LA TOMATE: INFLUENCE DU TYPE DE COMPOST ET DU STATUT
HYDRIQUE

IV.1. Effets des composts sur quelques paramètres physiologiques et agronomiques de la tomate au stade préfloral sous deux régimes hydriques

IV.1.1. Hauteur des plantes

Sous le premier régime, seuls les composts C4 et C5 améliorent la croissance des plantes avec des hauteurs respectivement du même ordre de grandeur et supérieures au traitement témoin (Figure 48). Les plantes cultivées sur l'engrais chimique et les composts C1 à C3 présentent des hauteurs diminuées par rapport au traitement témoin. Cependant, l'étude statistique met en évidence des hauteurs de plantes sous irrigation permanente non statistiquement différentes quel que soit le traitement appliqué (Figure 48a). Suite à la baisse du régime hydrique, la hauteur des plantes diminue pour tous les traitements excepté les traitements à composts C4 et C5 qui permettent de maintenir la hauteur initiale de la plante (Figure 48b). L'étude statistique permet de distinguer trois groupes en fonction des performances des traitements, la croissance des plantes la plus faible étant obtenue par les plantes cultivées sur le compost C1. Ces résultats mettent en évidence que, quel que soit le régime hydrique, les traitements à composts C4 et C5 améliorent la croissance des plantes de tomate et permettent son maintien suite à une diminution du régime hydrique. Selon Pitman (1972); Geiger et Conti (1983); Mollier (1999) et Hopkins et Evrard (2003), le potassium et le phosphore interviennent principalement dans la croissance des organes aériens tels que les feuilles et la tige. La caractérisation chimique des composts a mis en évidence des pourcentages en potassium dans les composts de $0,5 \pm 0,1\%$ MS alors que les pourcentages en phosphore permettent de distinguer deux catégories de composts : $\%P < 0,1\%$ pour les composts C1 et C2 et $\%P$ entre 1 et 2% MS pour les composts C3 à C5. L'assimilation du phosphore par la plante même en condition de faible régime hydrique aurait contribué à une meilleure foliogenèse chez les plantes cultivées sur les parcelles amendées à base des composts C4 et C5.

En effet, les composts C4 et C5 renferment une forte teneur en phosphore et potassium. Une déficience en éléments minéraux et plus spécifiquement en phosphore dans les composts C1 et C2 et ainsi que dans le sol témoin sans amendement ralentit la croissance des plantes de tomates cultivées sur ces amendements (Baeyens, 1967; Etchebest, 2000), la diminution du régime hydrique accentuant cet impact négatif. Les caractéristiques spécifiques du compost C5, acide ($pH=6,85$) et riche en matière organique ($\% MO=75,12\%$), assurent une meilleure

dissolution et par conséquent une meilleure assimilation des nutriments favorisant ainsi la croissance des plantes (Duplessis, 2002; Fagnano *et al.*, 2011). Ces résultats sont en adéquation avec ceux de Mouria *et al.* (2010) qui ont mis en évidence l'effet positif de différentes doses de composts de déchets d'ordures ménagères sur la croissance de la tomate.

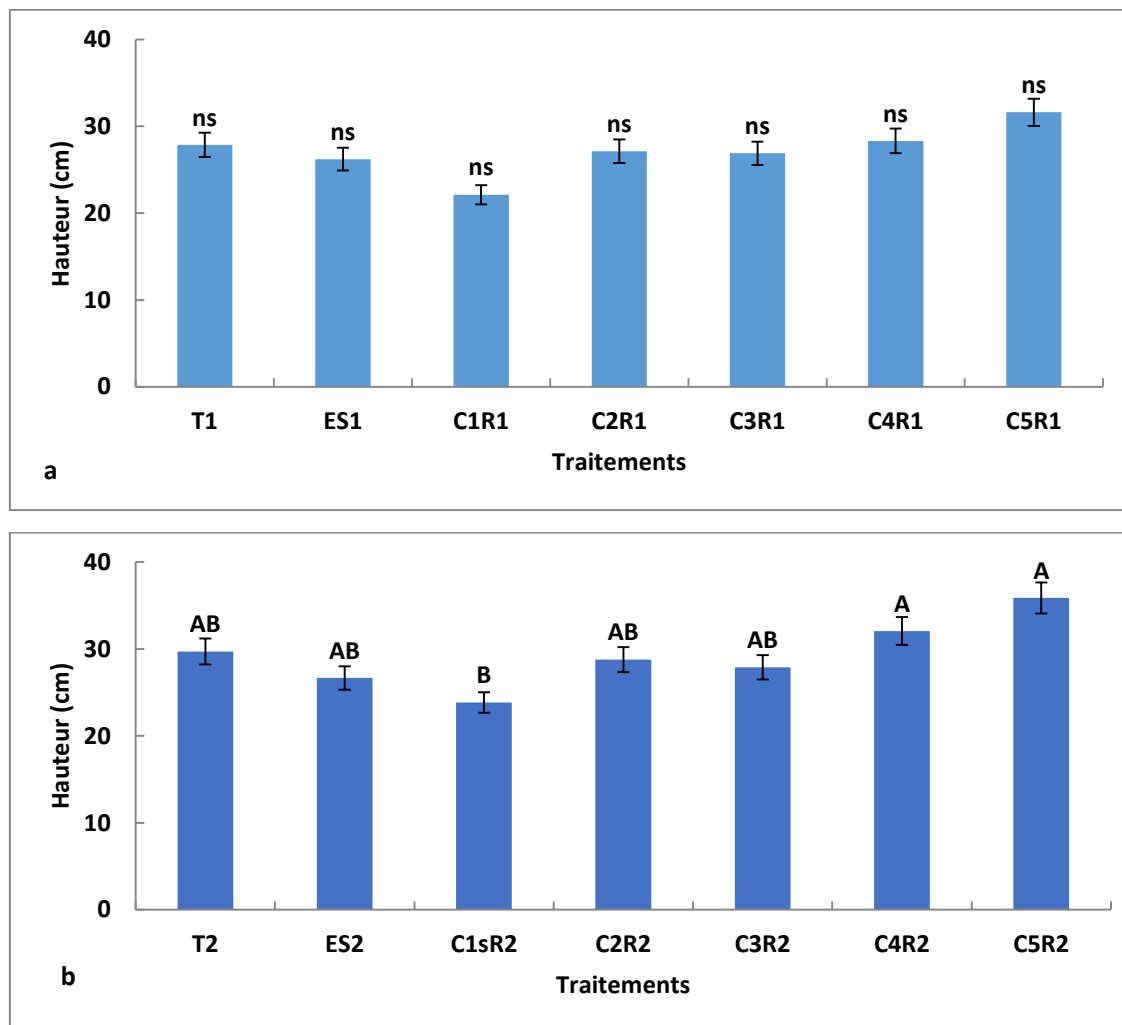


Figure 48: Hauteur des plantes de tomate au 44^{ème} JAR sous le régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

IV.1.2. Teneur en chlorophylle totale

Sous le premier régime hydrique, les variations des teneurs en chlorophylle totale en fonction de l'amendement appliqué ne sont pas statistiquement significatives (Figure 49). Cependant, on peut noter que l'amendement des sols avec l'engrais chimique ou les composts de déchets favorise la synthèse de la chlorophylle en comparaison avec le témoin, excepté pour les amendements avec les composts C1 et C4. Les plus fortes teneurs en chlorophylle sont quantifiées dans les plantes cultivées sur le sol amendé avec le compost C5.

Suite à la baisse du régime hydrique, la teneur en chlorophylle totale dans les plantes diminue pour les traitements témoin et à engrais chimique. Au contraire, les traitements à composts ont permis de maintenir voire même augmenter (pour les composts C4 et C5) cette teneur en chlorophylle aux erreurs analytiques près en comparaison au premier régime hydrique. Chez les végétaux chlorophylliens, la teneur en chlorophylle des feuilles informe sur le statut physiologique de la plante (Gitelson *et al.*, 2003). Elle diminue lorsque la plante est affectée négativement par un facteur externe.

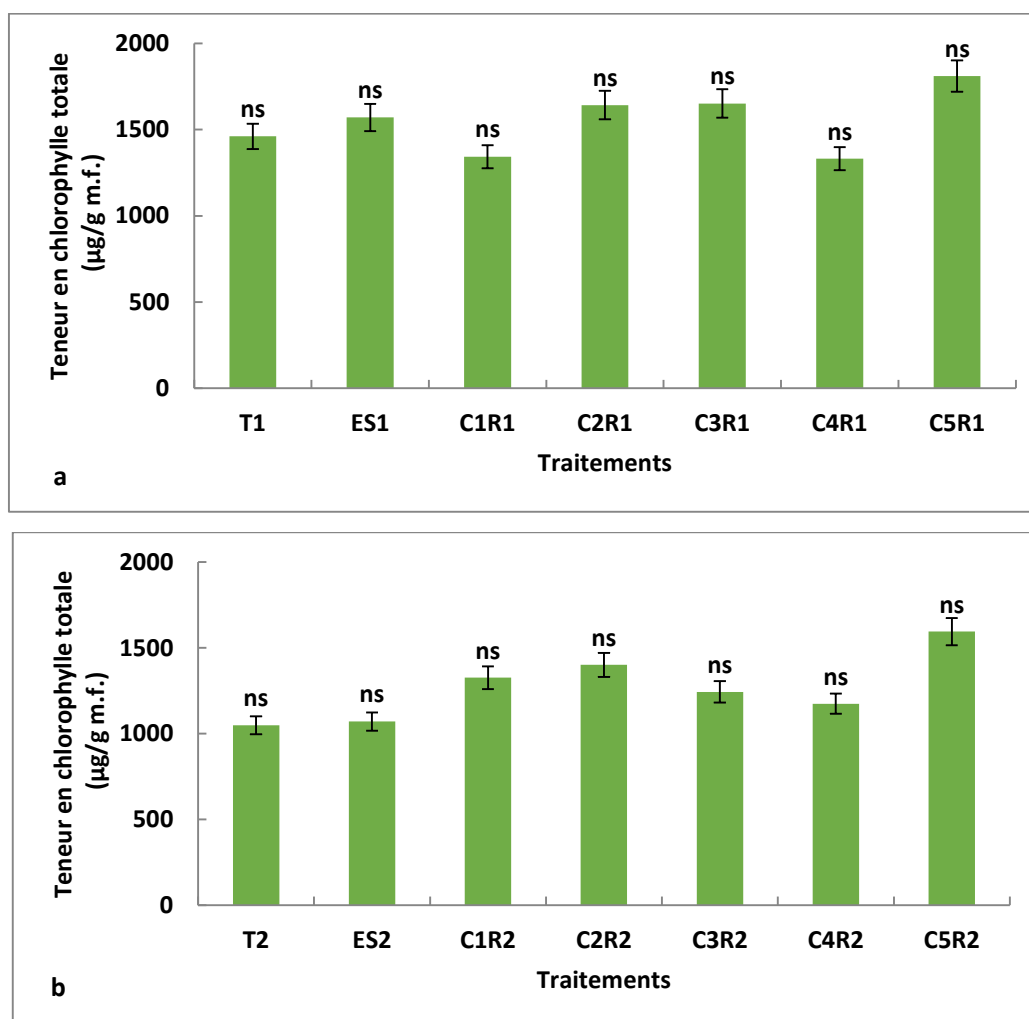


Figure 49: Teneur en chlorophylle totale des plantes de tomate au 44^{ème} JAR sous les régimes hydriques R1 (a) et R2 (b) (ns= non significatif; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

Les résultats obtenus chez les plantes cultivées sur les composts C5 résultent de sa teneur en matière organique plus ou moins hydrophile et acide favorisant une forte solubilité des cations tels que le magnésium, le zinc, le cuivre etc. (Alloway, 2004). Ces ions interviennent principalement dans les réactions enzymatiques de synthèse de la chlorophylle. Les résultats

obtenus sur la quantification des teneurs en chlorophylle totale dans les plantes sous les deux conditions de régime hydrique confirment ceux obtenus sur les plantes du maïs pour le compost C5 car la meilleure performance de teneur en chlorophylle totale est obtenue par les plantes de maïs cultivées sur ce compost.

IV.2. Effets des composts sur les paramètres agronomiques et la qualité de la tomate

IV.2.1. Le rendement de la tomate

Les paramètres considérés pour évaluer le rendement des cultures de tomate sont le nombre moyen de fruits par plant ainsi que le poids et le diamètre moyen des fruits (Figures 50 et 51; Tableau 32). Sous irrigation permanente, en comparaison aux traitements témoin et à engrais chimique, les traitements à composts, plus particulièrement les composts C1, C3 et C5, améliorent le rendement en fruits par plant, le nombre de fruits par plant le plus élevé étant obtenu pour les plantes cultivées sur le sol amendé avec le compost C5. Suite à la baisse du régime hydrique, le nombre de fruits par plant augmente pour les traitements à engrais chimique et à composts C3, C4 et C5. Les mesures du poids moyen et du diamètre moyen des fruits ne présentent pas de variations significatives en fonction du traitement et du régime hydrique appliqués. Ces paramètres ne semblent donc pas être des indicateurs pertinents du rendement chez la tomate. Cependant, alors que le traitement à compost C5 permet d'améliorer la croissance des plantes et le nombre de fruits par plant, le poids des fruits est réduit en comparaison aux autres traitements, plus particulièrement sous irrigation permanente ($P = 24,41 \pm 2$ contre une moyenne de 47 ± 3 pour les autres traitements). En effet, le poids des fruits exprime la quantité de matière organique mise en réserve par la plante. Ainsi Pervez *et al.* (2009) ont montré que le déficit hydrique diminue le nombre de fruits par plant mais augmente la quantité de sucres chez les tomates. Les plantes cultivées sur le compost C5 n'ont donc pas ressenti une diminution du régime hydrique. Ce qui se traduit par un nombre élevé de fruits par plant et une réduction du poids des fruits par rapport aux autres traitements.

Les résultats de rendement de la tomate confirment ceux obtenus pour le maïs pour les composts C3, C4 et C5. Ces composts diffèrent des autres composts par leur teneur en phosphore. Selon Barker et Bryson (2006) et Bahrapour et Zivey (2013), les effets des composts sont plus positifs en présence de teneurs en nutriments dans le solide plus élevées. Cette teneur en nutriments plus élevée a donc favorisé une meilleure croissance foliaire et racinaire chez les plantes des traitements C3R2, C4R2 et C5R2 en dépit de la réduction du régime hydrique. Ces résultats pourraient être justifiés par la forte teneur de ces composts en phosphore en comparaison avec les composts C1 et C2. Les résultats obtenus pour les

traitements à composts C1 et C2 sont comparables à ceux obtenus pour les traitements témoin et à engrais chimique. Ces composts ne permettent donc pas une amélioration du rendement de la tomate, en raison de leur faible teneur en nutriments (Pervez *et al.*, 1992) plus particulièrement en phosphore et en calcium. Dans cette étude, le nombre de fruit par plant obtenu chez les plantes cultivées sur le compost C1 ($3,26 \pm 0,88$) est plus similaire à celui obtenu par Mouria *et al.* (2010) pour les plantes de tomate cultivées sur différentes doses de composts d'ordures ménagères (1,33-2,99). Par contre, les plantes cultivées sur les composts C3, C4 et C5 enregistrent un nombre de fruits nettement supérieur à celui de Mouria *et al.* (2010). Les résultats surtout ceux des composts C4 et C5 révèlent les effets bénéfiques de l'utilisation des adjuvants minéraux dans le processus de compostage des déchets.

Tableau 32: Analyse ANOVA des paramètres liés au rendement du fruit de la tomate (NMFr= Nombre Moyen de Fruits par plant; P= Poids moyen de fruits par plant; D= Diamètre moyen des fruits; *= Moyenne statistiquement significative au seuil de probabilité de 5%)

Source	A(Amendement)			RH(Régime hydrique)			A*RH		
	NMFr	P	D	NMFr	P	D	NMFr	P	D
DL	6	6	6	1	1	1	6	6	6
CM	85,90	10685,53	0,034	52,680	16885,72	0,005	59,07	10027,4	0,114
F	0,084*	0,046*	0,297*	0,052*	0,072*	0,0407*	0,058*	0,043*	1,005
P	0,0249	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0232	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,443

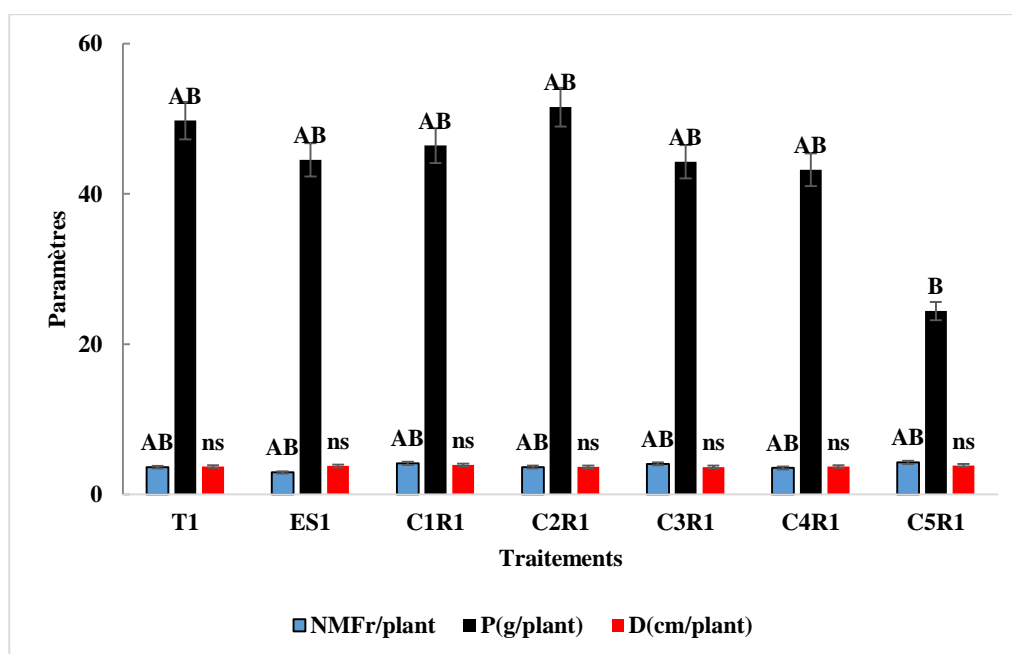


Figure 50: Effets des traitements sur les paramètres agronomiques de la tomate sous le régime hydrique R1 (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

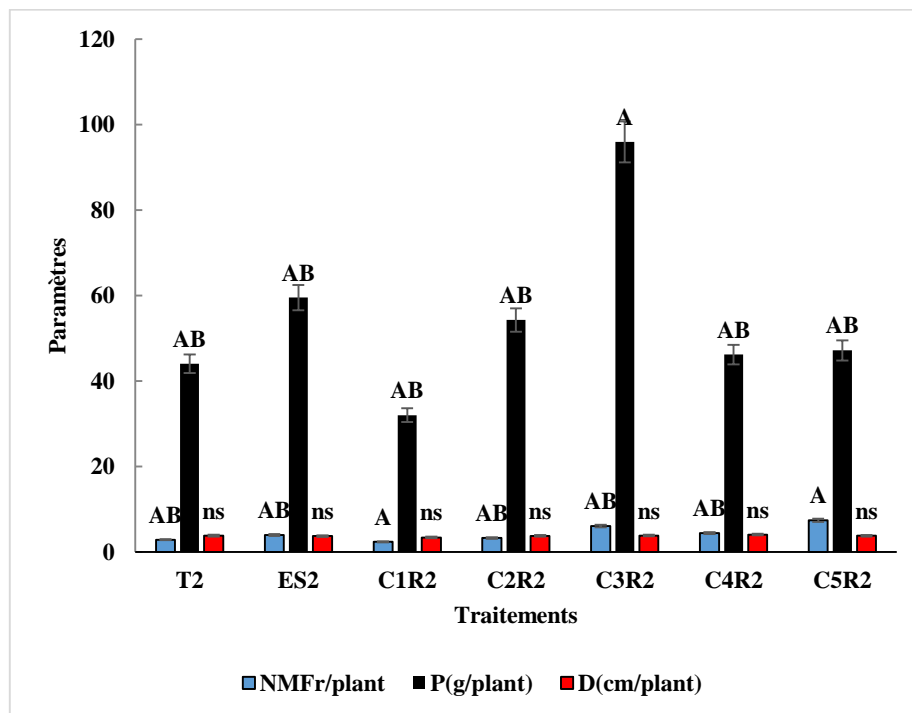


Figure 51: Effets des traitements sur les paramètres agronomiques de la tomate sous le régime hydrique R2 (T= Traitement témoin sans amendement; ES= Engrais Chimique; C1, C2, C3, C4 et C5 représentent les cinq types de compost; les lettres représentent les différents groupes homogènes)

IV.2.2. La qualité des fruits de tomate

Selon Fandi *et al.*, (2008) et Bahrapour et Parviz (2013), l'interaction du régime hydrique et de l'amendement organique n'a qu'un faible effet sur le pH du jus des tomates. Sous irrigation permanente, les pH des jus de fruits sont du même ordre de grandeur quel que soit le traitement appliqué (Figure 52). La diminution du régime hydrique entraîne une légère diminution du pH pour les traitements témoin et à engrais chimique, en accord avec les travaux de Giardini *et al.* (1988) selon lequel le déficit hydrique améliore les paramètres de qualité chez la tomate. Ainsi, bien que la réduction du régime hydrique fût modérée, les plantes cultivées sur les traitements témoin et à engrais chimique ont manifesté un stress hydrique contrairement aux traitements à composts qui ont donc permis d'améliorer l'adaptation des plantes au nouveau régime hydrique imposé.

Le taux d'acidité de la tomate est un paramètre qui traduit la qualité organoleptique du jus de tomate. Sous irrigation permanente, le taux d'acidité le plus élevé est obtenu chez les plantes cultivées sur l'engrais chimique et le plus faible pour les traitements témoin et à compost C1 (Figure 52). Suite à la baisse du régime hydrique, le taux d'acidité augmente ou se maintient excepté pour les traitements à engrais chimique et à composts C4 et C5. Les travaux de

Tzortzakis *et al.* (2008) et Azarmi *et al.* (2009) ont mis en évidence une augmentation de l'acidité du jus de tomate cultivée sur des amendements organiques. Les résultats obtenus pour les traitements à composts C4 et C5 sont donc en contradiction avec ces travaux.

Selon Amor *et al.* (2007) et Oliveira *et al.* (2013), le déficit hydrique améliore les paramètres de qualité du fruit (Cas des traitements T, C1 et C2) mais diminue les paramètres liés au rendement. Sous irrigation permanente, les conductivités mesurées dans les jus de fruits des plantes cultivées sur les composts sont systématiquement inférieures à celles des traitements témoin et à engrais chimique (Figure 53). Suite à la réduction du régime hydrique, les conductivités diminuent pour les traitements témoin et à engrais chimique alors qu'elles augmentent ou se maintiennent pour les traitements à compost excepté pour C3, C4 et C5, les conductivités ioniques les plus élevées étant alors obtenues chez les plantes des traitements à composts C1 et C2. Les plantes cultivées sur ces composts sont donc négativement affectés par la réduction du régime hydrique.

Les résultats de la conductivité (Figure 52) du jus des plantes cultivées sur les composts C1 et C2 sont étroitement liés à leur composition en cations. Ces composts ont une Capacité d'Echange Cationique (CEC) favorisant une meilleure absorption des ions tels que K, Fe, Zinc et manganèse (Bahrapour et Zivey, 2013) et donc leur accumulation dans les fruits sous le second régime hydrique.

Selon l'analyse statistique, l'amendement n'a eu d'effets statistiquement significatifs que sur l'acidité et la conductivité électrique contrairement au régime hydrique qui n'a impacté aucun des paramètres au seuil de probabilité de 5% (Tableau 33). Cependant, l'interaction des deux facteurs affecte significativement l'acidité et la conductivité électrique avec des valeurs de probabilité inférieures à 0,0001 au seuil de 5%.

Tableau 33: Analyse ANOVA des paramètres liés à la qualité des fruits (pH= potentiel d'Hydrogène; Ac= Acidité et Ec= Conductivité électrique; *= Moyenne significative au seuil de probabilité de 5%)

Source	A (Amendements)			RH (Régime hydrique)			A*RH		
	pH	Ac	Ec	pH	Ac	Ec	pH	Ac	Ec
DL	6	6	6	1	1	1	6	6	6
CM	0,010	0,013	3262,91	0,012	0,08	8194,32	0,010	0,011	5665,90
F	1,1539	0,5932*	0,5089*	1,4541	3,7012	1,2781	1,1130	0,5163*	0,8837*
P	0,3866	<0,0001	<0,0001	0,2494	0,0763	0,2782	0,4063	<0,0001	<0,0001

A: amendement; RH: régime hydrique

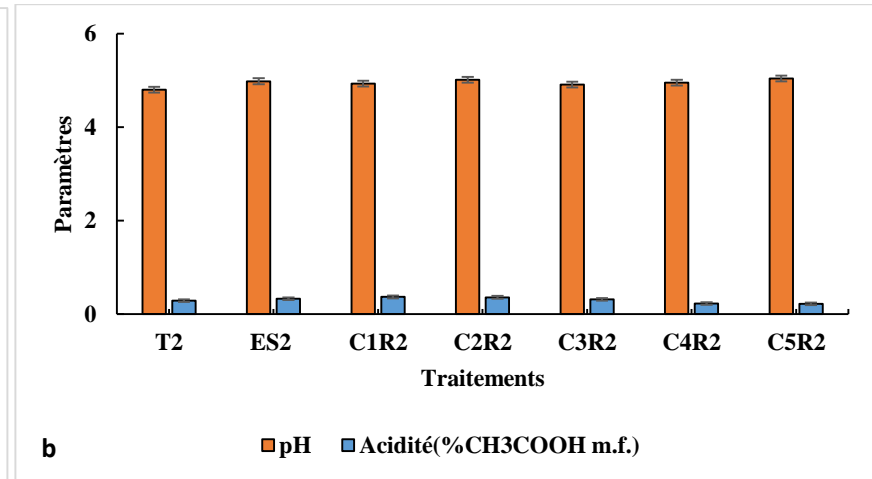
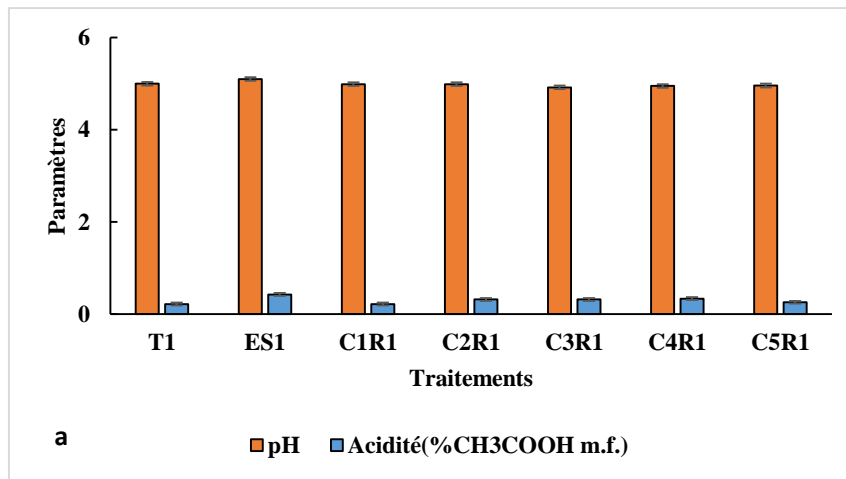


Figure 52: Effets des traitements sur le pH et l'acidité du jus des fruits de tomate sous les régimes hydriques R1(a) et R2 (b) (

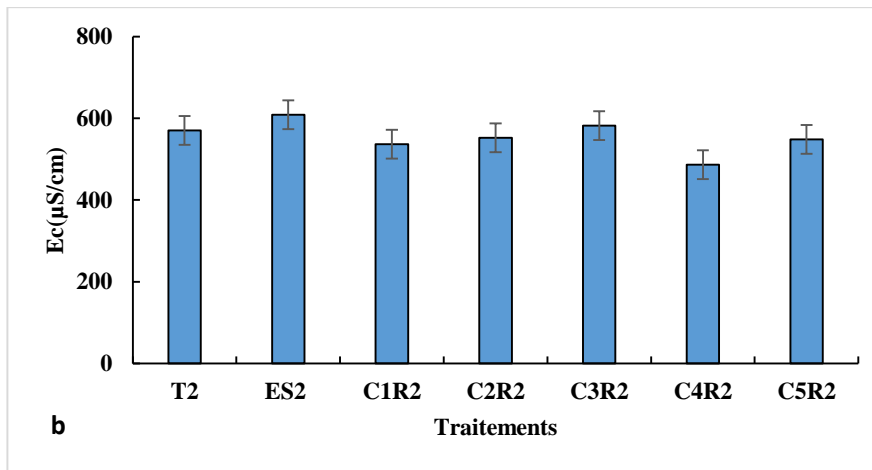
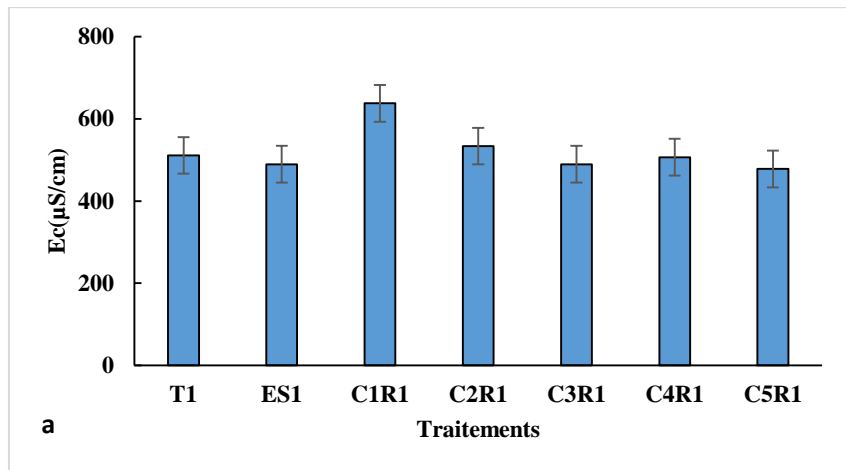


Figure 53: Effets des traitements sur la conductivité électrique du jus des fruits de tomate sous les régimes hydriques R1(a) et R2(b)

Conclusion partielle

Au terme de cette étude, il ressort que les composts ont agi différemment sur les paramètres physiologiques, biochimiques et de rendement du maïs et de la tomate selon leurs caractéristiques chimiques sous les deux régimes hydriques. En général, les plantes des traitements à composts plus spécifiquement C4 et C5 ont mieux résisté à la baisse du régime hydrique par rapport à celles des traitements à engrais chimique et témoin. Des conclusions suivantes peuvent être tirées:

- Parmi tous les composts, le compost C5 (compost de déchets de restauration acide et très hydrophile) a permis d'avoir un meilleur rendement du maïs sous irrigation continue. De plus, il a permis aux plantes de stabiliser les teneurs en chlorophylle et en proline pendant la période de réduction du régime hydrique. Pendant cette période, les composts C4 (déchets + phosphate naturel + fumier) et C3 (déchets + phosphate naturel) ont permis aux plantes de mieux résister aux perturbations engendrées. Ainsi, la meilleure teneur en protéines totales est obtenue chez les plantes cultivées sur le compost C4. Par contre, le compost C2 (Déchets + fumier) n'a pas amélioré la croissance en hauteur, le et le rendement des plantes. Il présente même pour certains paramètres des performances proches des traitements témoins sans amendements. Bref, les composts C5 (Déchets de restauration) et C4 (Déchets + fumier + phosphate naturel) sont ceux qui ont amélioré les paramètres physiologiques et biochimiques des plantes sous réduction du régime hydrique. Cependant, dans cette étude, les mécanismes d'action de ces composts sur les plantes n'ont pas été abordés. Néanmoins, on sait que le compost C5 contient beaucoup de MO ainsi que du phosphore et est légèrement acide. De plus il a libéré en solutions plus d'ions pendant le test de lixiviation. Le compost C4 quand à lui est très hydrophobe, basique et contient beaucoup d'ions minéraux plus spécifiquement le calcium et le phosphore par rapport aux autres composts.

- Pour la tomate, les composts C3, C4 et C5 ont amélioré les paramètres de croissance et surtout le nombre de feuilles même sous le régime hydrique R2. Bien que la réduction du régime hydrique ait contribué à diminuer la teneur en chlorophylle chez tous les traitements, cette réduction est très faible chez les traitements à composts. Les paramètres agronomiques révèlent que les composts qui ont présenté les meilleures performances de croissance sont ceux qui ont amélioré le rendement (C3, C4 et C5). Par contre, les composts C1 et C2 sont ceux qui ont amélioré les paramètres de qualité du jus de tomate (l'acidité et la conductivité). Ces résultats suggèrent que les effets des composts sur la qualité du jus de tomate dépendraient fortement de leur composition en oligoéléments et non en macroéléments.

CONCLUSION GENERALE
&
PERSPECTIVES

Cette thèse avait pour objectif général d'étudier les effets de composts de déchets sur les paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques du maïs et de la tomate sous deux régimes hydriques. Afin d'aboutir à cet objectif, le travail s'est déroulé en deux étapes: 1) Suivi du processus de compostage de mélanges de déchets urbains et de restauration additionnés d'adjuvants de type fumier et phosphate, caractérisation du compost final produit et étude des effets du compost amendé sur les propriétés chimiques du sol, 2) Evaluation des effets de ces composts sur le rendement des cultures de maïs et de tomate et sur les paramètres intrinsèques à l'espèce cultivée.

Au cours de la première partie, le suivi du processus de compostage de cinq tas de composts définis en fonction des proportions de chaque type de déchets considérés comme les plus abondants au Togo met en évidence un état de décomposition similaire pour l'ensemble des composts fabriqués excepté le compost de déchets de restauration pour lequel la montée en température est absente, très certainement en raison de la forte proportion d'agrumes dans la composition de ce compost.

Les teneurs en nutriments des composts C3 (déchets ménagers + déchets de restauration + phosphate naturel), C4 (déchets ménagers + déchets de restauration + phosphate naturel) et C5 sont plus élevées par rapport aux autres composts. Tous les composts ont le même rapport C/N à l'exception du compost C5. Par ailleurs, on note que le compost C1 (déchets ménagers) est plus proche du compost d' si l'on se réfère à leur teneur en matière organique, nutriments et leur rapport C/N. De plus, parmi tous les composts, celui de déchets ménagers est le plus pollué.

L'utilisation d'un test de lixiviation a permis d'accéder à la part de composés organiques et minéraux facilement hydrosolubles et donc accessibles et disponibles pour le sol et la plante. Des paramètres globaux indicateurs de la charge organique (AGV, DCO, COD...) et des paramètres spécifiques caractéristiques de la qualité de la matière organique (indice SUVA, %AH/AF, rapport DCO/COD, fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe) ont permis d'évaluer le degré de maturité de la matière organique des composts afin d'établir des corrélations entre cette matière organique des composts et la croissance des espèces cultivées. On note que le compost renfermant presque tous les déchets dans sa composition, le C4, présente une matière organique plus hydrophobe avec un indice SUVA plus élevé que les autres composts. Par contre, le compost de déchets de restauration à pH acide est plus hydrophile avec un faible indice SUVA.

Une attention particulière a été également portée sur le lessivage des ions et éléments traces métalliques au cours de la lixiviation et un pH acide associé à un fort potentiel d'oxydoréduction favorisent la forte solubilité des ions et surtout des éléments traces

métalliques en solution. Les résultats ont montré que le compost de déchets de restauration (qui contient peu d'ions en phase solide) a plus relargué des ions et surtout des E.T.M. en solution au cours du test de lixiviation. On s'aperçoit que le lessivage des ions en solution est plus lié aux caractéristiques chimiques du compost qu'à sa teneur en ions car les composts C1 et C4 ayant de fortes charges métalliques ont moins libéré d'ions en solution au cours du test de lixiviation.

L'étude des effets des composts sur les caractéristiques physico-chimiques des sols a mis en évidence une augmentation du pH initial du sol suite aux amendements à l'exception de l'amendement avec le compost de déchets de restauration. En effet, le compost de déchets de restauration présente un pH légèrement acide, donc ne pouvant pas significativement augmenter le pH d'un sol acide. L'augmentation du pH du sol par les composts permet une bonne minéralisation des éléments minéraux essentiels ainsi que la formation des complexes ioniques empêchant le lessivage des éléments minéraux vers les couches profondes. Les composts à pH supérieur à 8 ont réduit le potentiel d'oxydoréduction tandis que l'engrais chimique et le compost C5 (pH<7) l'ont augmenté. Un faible pH combiné à un fort potentiel d'oxydoréduction sont les facteurs principaux qui entraînent le lessivage des éléments minéraux. Bien que le compost C5 ait amélioré la teneur en eau du sol, ses caractéristiques ne favorisent pas une meilleure rétention des ions dans les couches superficielles pour la nutrition des plantes. La conductivité ionique a été le seul paramètre affecté par la baisse du régime hydrique. Ce qui s'explique par une hyperconcentration des ions dans le sol suite à la réduction du régime hydrique.

Cette partie de l'étude a permis de dégager les composts C3, C4 et C5 comme les meilleurs car ils renferment plus de nutriments et surtout le phosphore et le calcium. Le test de lixiviation associé aux effets des composts sur le sol ont permis de connaître les comportements des composts dans l'eau. Les caractéristiques des composts C5 permettent une disponibilité immédiate des ions pour la plante. De plus, elle permet d'élever la teneur en eau du sol. Le compost C4 étant plus hydrophobe, faciliterait l'assimilation de plusieurs éléments minéraux et leur rétention dans les couches superficielles des sols. La combinaison de l'analyse sur les composts brut, les lixiviats et leurs effets sur le sol permettent de conclure que les composts C4 (déchets + phosphates naturel + fumier) et C5 (déchets de restauration) sont les plus performants. Par ailleurs, les résultats du compost C4 justifient l'utilisation d'adjuvants dans le processus de compostage pour un développement durable et harmonieux.

Dans la deuxième partie de ce travail de thèse, l'intérêt s'est porté sur une étude de des effets des composts préalablement caractérisés sur certains éléments de physiologie et sur le

rendement du maïs et de la tomate sous deux régimes hydriques. La teneur en ions des feuilles des plantes à la serre, la hauteur, la teneur en chlorophylle totale, proline et protéines sont les paramètres physiologiques évalués sous les deux régimes hydriques. La collecte de données a également concerné les rendements en grains et en fruits à la récolte.

L'analyse des macroéléments (N, P et K) et cations indispensables (Ca et Mg) dans les feuilles de maïs sous les deux régimes hydriques met en évidence l'effet positif des composts C4 et C5. En effet, la caractérisation des composts a montré que ces composts sont riches en nutriments. De plus, le compost C5 présentant un pH légèrement acide et un fort potentiel d'oxydoréduction a permis une meilleure assimilation des ions par les plantes comme il a été montré dans le test de lixiviation.

Les tests agronomiques réalisés en plein champ sur le maïs permettent de dégager deux groupes de compost. Les composts ayant amélioré les paramètres physiologiques et le rendement (C4 et C5) et les composts ayant négativement affecté ces paramètres. Sous le premier régime hydrique, les plantes cultivées sur le compost C5 ont donné de meilleurs rendements suivies de celles cultivées sur le compost C4. Suite à la réduction du régime hydrique pendant la phase florale. Le compost les plantes du compost C4 ont présenté les meilleurs rendements en grains. Par contre, les plantes cultivées sur les composts C1 et C2 ont présenté des paramètres physiologiques et de rendement faibles avoisinant les traitements témoin et d'engrais chimique sous les deux régimes hydriques.

Le dosage des éléments traces métalliques dans les grains de maïs met en évidence de fortes teneurs en zinc puis en manganèse ($14,5 \pm 2$ ppm et $5,48 \pm 0,5$) mais toujours inférieures aux valeurs limites exigées par la FAO pour l'alimentation animale. Pour le plomb, la concentration dans les grains est plus élevée que les normes ($9,05 \pm 1$ ppm). Ce qui requiert une attention particulière en ce qui concerne l'utilisation des composts de déchets en agriculture.

Le test agronomique réalisé sur la tomate en plein champ a permis de vérifier les conclusions des parties précédentes. Il met en évidence une amélioration des paramètres de croissance (plus particulièrement le nombre de feuilles) et des paramètres agronomiques sous les deux régimes hydriques suite à l'amendement des composts C3, C4 et C5. Au contraire, les paramètres de qualité des fruits de tomate sont améliorés par l'amendement des composts C1 et C2.

Le travail présenté dans ce document a permis d'identifier les caractéristiques chimiques des composts qui améliorent les paramètres agronomiques des plantes même sous une réduction du régime hydrique du sol. Compte tenu de ces premiers résultats encourageants, quelques pistes d'évolution générale et spécifique peuvent être dressées afin d'appuyer ces premières

conclusions, définir des caractéristiques types des composts et améliorer les mélanges de déchets et adjuvants à la base de cette étude, tester des réductions de régime hydrique plus drastiques et répondant davantage à la réalité du terrain. Dans un premier temps, les caractéristiques des composts définis comme les plus performants (C4 et C5) peuvent être améliorées par augmentation des teneurs en phosphore, calcium et potassium afin d'étudier de nouveau leurs effets sur un déficit hydrique sévère des plantes, situation couramment rencontrée lors de sécheresse au Togo, et pendant au moins deux saisons agricoles en serre, en station expérimentale et avec les agriculteurs en élargissant la collecte des données aux paramètres pertinents du statut hydrique tels que le potentiel hydrique et la conductance stomatique. Dans un deuxième temps, l'effet positif recensé du phosphate sur l'adaptation des plantes au déficit hydrique mérite d'être approfondie et testée en comparant les effets de phosphate naturel et artificiel comme adjuvants à la matière de base des composts et en favorisant le traitement des déchets de phosphates par des méthodes biologiques et de phytoremédiation en vue de leurs utilisations futures dans le compostage des déchets au Togo. Enfin, de contrôler et appuyer le caractère non toxique des composts vis-à-vis des plantes, l'étude des effets simultanés des substances hydrophobes et des ions tels que le Ca et le Mg sur la mobilité des éléments traces métalliques dans le sol et leur subséquente absorption par les plantes représente un enjeu pour un usage sanitaire des composts en amendement agricole.

Les résultats obtenus dans ce travail permettent une meilleure connaissance des caractéristiques favorisant l'obtention de meilleurs rendements à partir des composts de déchets. Une forte maturité de la matière organique du compost et leur enrichissement en nutriments plus principalement le phosphore, le calcium et le potassium constituent une meilleure façon de valoriser les déchets en agriculture au Togo pour un développement durable et harmonieux.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abe H., Urao T., Ito T., Seki M., Yamaguchi-Shinozaki K., Kazuko y., 2003. Arabidopsis AtMYC2 (bHLH) and AtMYB2 (MYB) function as transcriptional activators in Abscisic Acid signaling. *Plant Cell.*, 15: 63-78.
- Aboukhaled A, Sarraf S., 1970. A comparison of water use for a hybrid corn in the Bekaa and the coastal plain. *MAGON*, 12: 1-14.
- Adeui A., Badameli K. M. S., Dubreuil V., 2010. Evolution des saisons de pluies potentiellement utiles au Togo de 1950 à 2000. *Climatologie*, 2: 89-107.
- ADEME, 1993. MODECOM - Méthodes de caractérisation des ordures ménagères. 2^{ème} édition, Paris: ADEME Edition, 64p.
- ADEME, 2000. Déchets municipaux 2^{ème} édition. ADEME édition, Paris, 11 pages.
- AFNOR, 1996. Déchets: Guide d'élaboration des procédures d'échantillonnage; Eds AFNOR, 9p.
- AFNOR, 2002. Supports de culture: Dénominations, spécifications, marquage; Eds AFNOR, 36p.
- AFNOR, 2005. Le compost: Dénominations, spécifications et marquage; Eds AFNOR, 16p.
- Agassi M., Kirsten W. F. A., Looock A.H., Fine P., 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage biosolids. *Soil Till. Res.*, 45:359-372.
- Agbogon A., 2014. Usages, structures et potentiels de régénération et d'adaptation de *Sclerocarya birrea* (A. RICH.) HOCHST, *Lannea microcarpa* ENGL. et *K.KRAUSE* et *Haematostaphis barteri* HOOK.F., trois fruitiers spontanés des savanes au Togo. Thèse de Doctorat de l'Université de Lomé, 209p.
- Aggelides S.M., Londra P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresour. Technol.*, 71: 253-259.
- Aguilar A., Casas C., Lema J.M. 1995. Degradation of volatile fatty acids by differently enriched methanogenic cultures- kinetics and inhibition. *Wat. Res.*, 29: 505-509
- Akibodé A. K., 1986. Cultures ouvrières: Rendements, revenus et problèmes de production dans les zones rurales du Nord-Togo, Etude de deux exploitations traditionnelles. *Ann. Univ. Bénin*, 10 (2): 1-43.
- Alloway B.J., 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contam. Reclam.*, 12 (3): 179-187.
- Aloueimine S. O., Matejka G., Zurbrugg C., Sidi M., Meo, 2006. Caractérisation des ordures ménagères à Nouakchott–Partie 1: Méthode d'échantillonnage. *DST*, 44: 4-8

- Amir S., 2005. Contribution à la valorisation de boues de station d'épuration par compostage: Devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 341p.
- Antonious G. F., Kochhar T. S., Coo loong T., 2012. Yield, quality and seven heavy metals in cabbage and broccoli grown in sewage sludge and chicken manure amended soil. *J. Environ. Sci. Health, Part A, Toxic/hazardous substances and environmental engineering*, 47 (13): 1955-1965.
- Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony J., Sela R., Kochba M., 1996. Stability indexes for Municipal Solid Compost. *Compost Sci. Util.*, 4: 13-20.
- Attia F., 2007. Effet du stress hydrique sur le comportement écophysologique et la maturité phénolique de la vigne *Vitis vinifera* L.: Etude de cinq cepages autochtones de Midi-Pyrénées. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 194p.
- Attrasi B., Mrabet L., Douira A., Ounine K., El Haloui N., 2005. Etude de la valorisation agronomique des composts des déchets ménagers. *Biotechnol. et Envir.*, Atelier "Biotechnologies" au Maroc, Setat du 6 Mai 2005.
- Azarmi R., Giglou M.T., Hajieghrari B., 2009. The effect of sheep-manure vermicompost on quantitative and qualitative properties of cucumber (*Cucumis sativus* L.) grown in the greenhouse. *Afr. J. Biotechnol.*, 8 (19): 4953-4957.
- Azouma O.Y., Seme K., 2011. Eco-exploitation d'une industrie de transformation de produits agricoles. Communication scientifique, Colloque Scientifique sur la Gestion et la Valorisation des Déchets Solides des villes Africaines du 30 mai au 1^{er} juin 2011 à Lomé (Togo).
- Bado V. B., Hien V., 1998. Efficacité du phosphate naturel sur le riz pluvial en sol ferralitique. *Cah. Agri.*, 7: 236-238.
- Baeyens J., 1967. Nutrition des plantes de culture ou physiologie appliquée aux plantes Agricoles. Ed. Naiwelaerts Louvain, 278 p.
- Bahrampour T., Ziveh P. S., 2013. Effect of Vermicompost on Tomato (*Lycopersicon esculentum*) Fruits. *Intl. J. Agron. Plant. Prod.* 4 (11): 2965-2971.
- Bajji M., Kinet J. M., Lutts S., 2001. The use of the electrolyte leakage method for assessing cell membrane stability as a water stress tolerance test in durum wheat. *Plant Growth Reg.*, 00: 1-10
- Baker J., Steel C.H., Dure I. I., 1988. Sequence and characterization of 6 LEA proteins and their genes from cotton. *Plant Mol. Biol.*, 11:277-291.

- Barber S.A., 1962. A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability. *Soil Sci.*, 93: 39-49.
- Barber S.A., 1995. Soil nutrient bioavailability: a mechanism approach, (John Wiley & Sons Eds), 414 p.
- Barrs H.D., Weatherly P.E., 1968: Reexamination of the relative turgidity technique for estimating water deficits in leaves. *Aust. J. Biol. Sci.*, 15: 413-428.
- Barker A. V., Bryson G.M., 2006. Comparisons of composts with low or high nutrient status for growth of plants in containers, *Commun. Soil Sci. Plan.*, 37, 1303–1319.
- Basalo C., 1974. Les ordures ménagères en agriculture. *J. Soil Man.*, 69: 15-23.
- Beffa T., Blanc M., Lyon P.F., Vogt G., Marchina M., Fisher J.L., Aragno M., 1996. Isolation of thermos strains from hot composts (60-80°C). *JAEM*, 62: 1723-1727.
- Belyaeva O.N., Haynes R., 2009. Chemical, microbial and physical properties of manufactured soils produced by co-composting municipal green waste with coal fly ash. *Bioresour. Technol.*, 100: 5203–5209.
- Bennai M., Benabbas B., 2007. L'amélioration des rendements des céréales par une fertilisation adaptée aux conditions pédoclimatiques Algériennes. Constantine. Eds Prochert, 33p.
- Berg A., de Noblet-Ducoudré N., Sultan B., Lengaigne M., Guimberteau M., 2013. Projections of climate change impacts on potential C4 crop productivity over tropical regions. *Agr. Forest Meteorol.*, 170: 89-102.
- Bernal, M. P., Navarro, M. A., Sanchez-Monedero, M. A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Biochem. Soil Biol.*, 30 (3): 305-313.
- Bernard R., 2006. L'eau et la vie. (éd). *Dauphin*. Paris: 13- 59 p.
- Berthe C., Redon E., Feuillade G., 2008. Fractionation of organic matter contained in leachate resulting from two modes of land filling: An indicator of waste degradation. *J. Hazard. Mater.*, 54: 262-271.
- Besset J. K., Genard M., Girard T., Serra V., Bussi C., 2001. Effect of water stress applied during the final stage of rapid growth on peach tree (cv Big-Top). *Sci. Hortic.-amsterdam*, 91: 289-303.
- Bhattacharyya J., Kumar S., Devotta S., 2008. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. *Waste Manage.*, 28(1): 164-169.
- Bielders C.L., Michels K., Bationo A., 2002. On farm evaluation of ridging and residue management options in a sahelian millet-cowpea intercrop. I. Soil quality change. *Soil Use Manage.*, 18: 216-222.

- Bisimwa Kayeye D., Masilya Mulungula P., Gisèle J., 2013. Essai de compostage comme voie de valorisation des déchets ménagers solides dans la ville de Bukavu au sud-Kivu (RD Congo). *DST*, 65: 30-38.
- Blivu A. B., 2010. Recherche sur les changements climatiques au Togo. Rapport d'évaluation provisoire, 145p.
- Bock E., Koops H. P., Harms H., 1989. Nitrifying bacteria (ed.) Springer-Verlag, Berlin, Pp 11-14.
- Bolan N., Adriano D., Curtin D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances Agron.*, 78:215–272.
- Bradford M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein dye binding. *Anal. Biochem.*, 72:248-254.
- Bresson, L.M., Koch, C., Le Bissonnais, Y., Barriuso, E., Lecomte, V., 2001. Soil surface structure stabilization by municipal compost application. *Soil Sci. Soc. Am.*, 65: 1804-1811.
- Brevedan P. E., Egli D. B., 2003. Short periods of water stress during seed filing, leaf senescence, and yield de soybean. *Crop Sci.*, 43: 2083-2088.
- Brinton W. F., Evans E., Droffner M. L., Brinton R. B., 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36:64-69.
- Casals M.L., 1996. Introduction des mécanismes de résistance à la sécheresse dans un model dynamique de croissance et de développement du blé dur. Thèse de Doctorat de L'INRA, Paris-Grignon, 93p.
- Castaldi P., Alberti G., Merella R., Melis P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Manage.*, 25 (2): 209-213.
- Castaldi P., Garau G., Melis P., 2004. Influence of compost from seeds on heavy metal dynamics in the soil-plants system. *FEB*, 13 (11b): 1322-1328.
- Castaldi P., Garau G., Melis P., 2008. Maturity of compost from municipal solid waste through the study enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Manage.*, 28: 534-540.
- CEFREPADE, 2008. Compostage des déchets ménagers dans les pays en développement: Modalités de mise en place et de suivi d'installations décentralisées pérennes, 65p.
- Chalmers D.J., Mitchell P.D., Jerie P.H., 1985. The relation between irrigation, growth and productivity of peach tree. *Acta Hortic.*, 173: 283-288.

- Chantou T., 2012. Identification des indicateurs de stabilisation des déchets solides urbains et validation sur un site de PTMB français, pour une application en Tunisie. Mémoire de thèse de Doctorat de Limoges en co-tutelle avec l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax, 238p.
- Chapman S.C., Edmeades G.O., 1999. Selection improves drought tolerance in tropical maize populations. II. Direct and correlated responses among secondary traits. *Crop Sci.*, 39 (5): 1315-1324.
- Chappell A., Agnew C.T., 2004. Modelling climate change in West African Sahel rainfall (1931-90) as an artifact of changing station locations. *Int. J., Climatol.*, 24: 547-54.
- Charnay F., 2005. Compostage des déchets dans les pays en développement: élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat, université de Limoge (France), 448 p.
- Chartzoulakis K., Noitsakis B., Therios I., 1993. Photosynthesis, plant growth and dry matter distribution in kiwi fruit as influenced by water deficits. *Irrig.Sci.* 14: 1-5.
- Chefetz B, Hatcher P.G, Hadar Y, Chen Y. 1998. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 326-332.
- Chen Y. 2003. Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: Application of spectroscopic methodologies to maturity determination of composts. *Compost Sci. Util.*, 11(2): 152-168.
- Chian E.S.K., Asce M., Dewalle F.B., 1976. Sanitary landfill leachates and their treatment. *J. Env. Eng. Div.-ASCE*, 102: 411-431.
- Chica A., Mohedo J.J., Martin M.A., Martin A., 2003. Determination of the stability of MSW compost using a respirometric technique. *Compost Sci. Util.*, 11:169-175.
- Chitsan, L., 2008. A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresour. Technol.*, 99: 7651-7656
- Claassen N., Syring K.M., Jungt G.O., 1986. Verification of mathematical model by simulating potassium uptake from soil. *Plant Soil*, 95:209-220.
- Compaoré E., Nanema L.S., Bonkougou S., Sedogo M.P., 2010. Evaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso pour une utilisation efficiente en agriculture. *J. Appl. Biosci.*, 33: 2076-2083.
- Cornic G., Fresneau C., 2002. Photosynthetic carbon reduction and carbon oxidation cycles are the main electron sinks for photosystem II activity during a mild drought. *Annl. Bot.*, 89: 887-894.
- Cooperband L.R., Stone A.G., Fryda M.R., Ravet J.L., 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Sci. and Util.*, 11: 113-124.

- Council Directive, 1999. Council directive on the undesirable substances and products in animal nutrition. Council Directive 1999/29/EC (OJ L115, 4.5.1999, p. 32).
- Côte N., 1999. Impact agronomique de l'application des composts à base de résidus chitineux. Mémoire de Maîtrise ès-sciences, Université de Sherbrooke, 85p.
- Coventry E., Noble R., Mead A., Whipps J.M., 2002. Control of Allium white rot (*Sclerotium cepivorum*) with composted onion waste. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 1037-1045.
- Dabin B., 1985. Les sols acides tropicaux. *Cah. ORSTOM*, sér. Pedol., 21: 7-19
- Dang Y.P., Chhabra R., Verma K.S., 1990. Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onion and fenugreek. *Plant Anal.*, 21(9 et 10):717-735.
- Danklou D.K., 2006. Agriculture du Togo. Aspects généraux, 30p.
- De Bertoldi M., Rutili A., Citterio B., Civillini M., 1988. Composting management: a new processes control trough O₂ feedback. *Waste Manage. Res.*, 6: 239-259.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The biology of composting. *Waste Manage. Res.*, 1: 157-176.
- De Candole A., 1883. Origine des plantes cultivées. (Eds) G. Baillièrre et Cie, 377p.
- Delas J., Molot C., Soyer J.P., 1991. Effects of nitrogen fertilization and grafting on the yield and quality of the crop of *Vitis vinifera* cv. Merlot. In: The American Society for Enology and Viticulture: Proceedings of the International Symposium on Nitrogen in grapes and Wine. Seattle, USA Pp 242-248.
- Deportes I., Benoit-Guyod J., Zmirou D., 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Sci. Total Environ.*, 172: 197-222.
- Devisscher S., 1997. Le compost. Mémoire de DESS, Université de Picardie, 60p.
- Dhindsa R.S., Plumb D.P., Thorpe T.A., 1981. Leaf senescence correlated with increased levels of membrane permeability and lipid peroxidation, and decreased levels of superoxide dismutase and catalase. *J. Exp. Bot.* 32: 93-101.
- Djaname L., 1989. Contribution à l'étude du comportement de deux nouvelles variétés de maïs dans la région de Davié au sud Togo. Mémoire, Université de Bénin, Lomé, 118 p.
- Djerroudi-Zidane O., Moulay B., 2010. Effect of salt stress on proline accumulation in young plants of *Atriplex halimus* L. and *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. *Eur. J. Sci. Res.*, 41(2): 249-260.
- Doebley J.F., Iltis H.H., 1980. Taxonomy de Zea (gramineae).I. A subgeneric classification with key to taxa. *Amer. J. Bot.*, 67: 982-993.
- Dogan N., Akıncı S., 2011. Effects of water stress on the uptake of nutrients by bean seedlings (*Phaseolus vulgaris* L.). *Fresen. Environ. Bull.*, 20 (8a): 2163-2173.

- Diallo, M., Chotte, J, Guissé, A., Sall, S.N., 2008. Influence de la litière foliaire de cinq espèces végétales tropicales sur la croissance du mil (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.) et du maïs (*Zea mays* L.). *Sécheresse*, 19 (3): 207-210.
- Diop, O., 1988. Contribution à l'Etude de la Gestion des Déchets Solides de Dakar: Analyse systématique et aide à la décision, thèse de doctorat, Département de Génie Rural et Géométrie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 292 pages.
- DiSRP, 2008. Document intérimaire de stratégie de réduction de pauvreté au Togo, 93p.
- Duchaufour Ph., 1951. La dégradation des sols sur les versants chauds dans les Basses-Vosges. *Rev. For. Franç.*, Février, p. 103-109.
- Duplessis J., 2002. Le compostage facilité: guide sur le compostage domestique NOVA Envirocom, 107p.
- Du Priez H., De Leener P., 1998. Agronomie tropicale en milieu paysan Africain. (Eds) Terre et vie, Harmattan, 280p.
- Ehrig H.J., 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Manage. Res.*, 1: 53-68.
- EL Mourid M., 1988. Performance of wheat and barley cultivars under different soil moisture regimes in semi-arid region. Mémoire de Ph.D., Iowa State University, 229p.
- Eriksen G., Coale F., Bollero G., 1999. Soil nitrogen Dynamics and maize production in municipal solid waste amended soil. *Agron. J.*, 91:1009-1016.
- Ern H., 1979. Die Vegetation Togo. Gliederrung, Gefährdung, Erhaltung. *Willdenowia*, 9: 295-312.
- Etchebest S., 2000. Croissance foliaire du maïs (*Zea mays* L.) sous déficience en phosphore. Analyse à l'échelle de la plante et à l'échelle de la feuille. Thèse préparée à l'unité d'agronomie, INRA Bordeaux, 83p.
- Fageria N.K., Baligar V.C., Clark R.B., 2002. Micronutrients in crop production. *Adv. Agron.*, 77: 185-67
- Fagnano M., Adamo P., Zampella M., Fiorentino N., 2011. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. *Agr. Ecosyst. Environ.*, (141)1-2: 100-107.
- Falalou H., 2006. Paramètres physiologiques, biochimiques et agronomiques pertinents pour les programmes d'amélioration et d'adaptation du niébé (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) au déficit hydrique. Thèse de Doctorat, Université d'Ouagadougou, 169p
- Fandi M., Al-Muhtaseb J.A., Hussein M.A., 2008. Yield and Fruit Quality of Tomato as Affected by the Substrate in an Open Soilless Culture. *JJAS*, 4 (1): 65-72.

- Fang M., Wong J.W.C., Ma K.K., Wong M.H., 1999. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. *Bioresour. Technol.*, 67:19-24.
- FAO, 1988. Aménagement du sol: Production et usage du compost en milieu tropical et subtropical. *Bulletin Pédologique*, N° 56, 165p.
- FAO, 1993. Le maïs dans la nutrition humaine. *Bulletin Alimentation et Nutrition*, N° 25, archives de documents de la FAO, département de l'agriculture.
- FAO, 2002. Stratégie de croissance du secteur agricole et rural - Rapport final. www.fao.org
- FAO, 2004. L'eau, l'agriculture et l'alimentation. Archives de documents de la FAO, département du développement durable, 73p.
- Farinet J., Niang S., 2005. Le recyclage des déchets et effluents en agriculture. Publications de CRDI sur le Développement durable, 27p.
- Farooq A. E., Basra S. M. A., Salem B. A., Nafees M., Chisti S. A., 2003. Enhancement of tomato seed germination and seedling vigor by osmopriming. *Pak. J. Agri. Sci.*, 42: 3-4.
- Finstein M. S., Morris M. L., 1975. Microbiology of municipal solid waste. *Adv. Appl. Microbiol.*, 19: 113-151.
- Foley B.J., Cooperband L.R., 2002. Paper mill residuals and compost effect on soil carbon and physical properties. *J. Environ. Qual.*, 31:2086-2095.
- Fonseca A. B., Wesgate M. E., 2005. Relationship between desiccation and viability of maize pollen. *Field Crops. Res.*, 94: 114-125.
- Francou C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage: influence de la nature du déchet et du procédé de compostage, recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de l'Institut national Agronomique de Paris-Grignon, 288p.
- François V., Feuillade G., Skhiri N., Lagier T, Matejka G. 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of Municipal Solid Waste. *J. Hazard. Mater.*, 137(2): 1008-1015.
- Garcia A.J., Esteban M.B., Marquez M.C., Ramos P., 2005. Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs. *Waste Manage.*, 25: 780-787.
- Garcia C.A., Berbara L.L.R., Farias P.L., Izquierdo F., Hernandez O.L., Compos H.R., Castro M.R., 2012. Humic acids of vermicompost as an ecological pathway to increase resistance of rice seedlings to water stress. *Afr. J. Biotechnol.*, 11 (13):3125-3134.
- Gates R. D., Baghdasarian G., Muscatine L., 1992. Temperature shock causes host cell detachment in symbiotic cnidarians: implications for coral bleaching. *Biol. Bull.*, 182: 324-332.

- Geiger D.R., Conti T.R., 1983. Relation in increased potassium nutrition to photosynthesis and translocation of carbon. *Plant Physiol.*, 71: 141-144.
- Gelly M., Recasens I., Mata M., Arbones A., Rufa J., Girona J., Marsal J., 2003. Effects of water deficit during stage II of Peach fruit development and post harvest on fruit quality and ethylene production. *J. Hort. Sci. Biotechnol.*, 78: 324-330.
- Gerakis P. A., Geurrero F. P., Williams W. A. (1975). Growth, water relations and nutrition of three grassland annuals as affected by drought. *J. Appl. Ecol.*, 12: 125-135.
- Giardini L., Giovanardi R., Borin M., 1988. Water consumption and yield response of tomato in relation to water availability at different soil depth (Sic). *Acta Hort.*, 228:119-126.
- Girardin P., 1999. Ecophysiology of maize: Fonctionnement de la plante et de la culture, (Association générale des producteurs de maïs, 2000 Eds), 323p.
- Gitelson A.A., Gritz Y., Merzlyak M.N., 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for nondestructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *J. Plant Physiol.*, 160: 271-282.
- Gladden L. A., Wang Y., Hsieh C., Tsou I., 2012. Using deficit irrigation approach for evaluating the effects of water restriction on field tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Afr. J. Agri. Res.*, 7 (14): 2083-2095.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 1998. Le sol vivant. Bases de la pédologie. Biologie des sols. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Collection Gérer l'Environnement N° 14. Lausanne, Suisse, 519 pages.
- Godden B., 1986. Etude du processus de compostage du fumier de bovin. Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques, Université Libre de Bruxelles. Laboratoire de microbiologie, 136 p.
- Godden B., 1995. La gestion des effluents d'élevage. Techniques et aspect du compostage dans une ferme biologique. *Revue de l'Ecologie*, 13: 37.
- Golueke C. G., 1977. The biological approach to solid waste management. *Compost Sci.*, 18: 4-9.
- Golueke, C. G. 1991. The Biocycle Guide to the Art and Science of Composting. The JG Press, Emmaus, PA, 270 p.
- Gomez A., Desenfants C., Juste C., 1988. Transfert du cadmium du sol à la plante: Influence de la température du substrat et de la présence d'autres métaux lourds. Ministère de l'Environnement, Convention de recherche n° 86-129.
- Gorham J., 1993. Genetics and physiology of enhanced K/Na discrimination. Genetics aspects of plant mineral Nutrition, (Eds) Kluwer Academic Publishers, 400p.

- Goyal S., Dhull S. K., Kapoor K. K., 2005. Chemical and biological changes during Composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresour. Technol.*, 96: 1584-1591.
- Guan L., Scandalios J.G., 1998. Two structurally similar maize cytosolic superoxide dismutase genes, Sod4 and Sod4A, respond differentially to abscisic acid and high osmoticum. *Plant Physiol.*, 117: 217-224.
- Giusquiani P.L., Pagliai M., Gigliotti G., Businelli D., Benetti A., 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.*, 24:175-182.
- Guittouny-larchevêque M., 2004. Valorisation d'un compost de boues urbaines en garrigue pour le reboisement, comportement des jeunes arbres d'une plantation et modification de la dynamique de la végétation naturelle après amendement. Thèse de Doctorat, université de Provence, 227p.
- Granier C., Inzé D., Tardieu F., 2000. Spatial distribution cell division rate can be deduced from that of P34 cdc2 temperatures and water status. *Plant Physiol.*, 124: 1395-1402.
- Gross J., 1991. Pigment in vegetables: chlorophylls and carotenoids. Van Nostrand Reinhold, New York, 351p.
- Hadas A., Portnoy R., 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste composts. *Compost Sci. Util.*, 5: 48-54.
- Hafidi M., 2011: Biodégradation des déchets organiques par la filière du compostage; atouts et limites. Communication scientifique, Colloque scientifique sur la gestion et la valorisation des déchets solides des villes Africaines, Lomé (Togo), 30 mai au 1^{er} juin 2011.
- Hall N. P., Pierre J., Tolbert N. E., 1981. Formation of a carboxyarabinitol biphosphate complex with ribulose biphosphate carboxylase/oxygenase and theoretical specific activity of the enzymes. *Arch. Biochem. Biophys.*, 212: 115-119.
- Han-Song C., Qiao-Yun H., Li-Na L., Peng C., Wei L., Ming L., 2010. Poultry manure compost alleviates the phytotoxicity of soil cadmium: influence on growth of pakchoi (*Brassica chinensis* L.). *Pedosphere*, 20: 63-70.
- Haug R. T., 1993. The practical handbook of compost engineering. Lewis publishers, 752p.
- Hargreaves J. C., Adl M.S., Warman P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 123: 1-14.
- Hasanzadeh E., Sepanlou M.G., Bahmanyar M.A., 2012. Effects of potassium and manure fertilizers on concentration of micro elements in leaf and grain of wheat under water stress. *Eur. J. Exp. Biol.*, 2 (3): 520-524

- Hassan N.A.K., Jackson W.A., Drew J.V., Knudsen D., Olson R.A., 1970. Influence of soil salinity on production of dry matter and uptake and distribution of nutrients in barley and corn. 1. Barley (*Hordeum vulgare* L.). *Agron J.*, 62: 43-45.
- Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A., 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.*, 80: 217-225.
- Hassett J. J., Miller J. E., Koeppe D. E., 1976. Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots. *Environ. Pollut.*, 11: 297-302.
- Hernando S., Lobo M., Polo A., 1989. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of soil. *Sci. Total Environ.*, 81/82:589-596.
- Hodges R. D., 1991. Soil organic matter: its central position in organic farming. *In: Advances in Soil Organic Matter Research: The impact on Agriculture and the Environment*, Wilson, W.S. (Ed.), The Royal Society of Chemistry, Redwood Press, Witshire, Pp. 355-365.
- Hinsinger P., Schneider A., Dufey J.E., 2005. Le sol: ressource en nutriments et biodisponibilité. Dunod (Eds), Paris, Pp 285-305.
- Hopkins W. G., Evrard C.M., 2003. *Physiologie Végétale*. De Boeck Supérieur (Eds), Bruxelles Belgium, 532 p.
- Houot S., Francou C., Vergé-Leviel C., Michelin J., Bourgeois S., Linères M., Morel P., Parnaudeau V., Le Bissonnais Y., Dignac M.-F., Dumat C., Cheiab A. et Poitrenaud M., 2003. Valeur agronomique et impacts environnementaux de composts d'origine urbaine: variation avec la nature du compost. *Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 25:107-125.
- Huang A. H., Cavalieri A. J., 1979. Proline oxidase and water stress-induced proline accumulation in spinach leaves. *Plant Physiol.*, 63 (3): 531-535.
- Huang G. F., Wong J. W. C., Wu Q. T., Nagar B. B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.*, 24: 805-813.
- Hue N. V., Liu J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.*, 3:8-15.
- Hsu J. H., Lo S. L., 2001. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. *Envir. Pollut.*, 4 (1):119-127.
- Iannotti D. A., Pang T., Toth B. L., Elwell D. L., Keener H. M., Hoitink H. A. J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Sci. Util.*, 1:52-65.
- Inbar Y., Hadar Y., Chen Y. 1992. Characterization of humic substances formed during the composting of solid wastes from wineries. *Sci. Total Environ.*, 113: 35-48.

- Inckel M., Smet P., Tersmette T., Veldkamp T., 1990. Fabrication et utilisation du compost. *Série Agrodok N°8*, 72p.
- Inze D., Van Montagu M., 1995. Oxidative stress in plants. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 6: 153-158.
- Irene M., Lo C., 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environ. Int.*, 22: 433-442.
- ITRA, 2007. Rapport d'activités, 2007, 69p.
- Jacomijn P., 1996. Composting of organic household waste. UWEP working Document, 196p.
- Jemali B., Soudi B., Lhadi El K., 1996. Contrôle des paramètres de compostage et appréciation de la qualité du compost de déchets ménagers de la Wilaya de Rabat-Salé. *Actes. Inst. Agron. Vet.*, 16 (2): 43-50.
- Jones M. M., Osmond C. B., Turner N. C., 1980. Accumulation of solutes in leaves of sorghum and sunflower in response to water deficits. *Aust. J. Plant Physiol.*, 7: 193-205.
- Jouraiphy A., Amir S., El Gharous M., Revel J.-C., Hafidi M., 2005. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 56:101-108.
- Joris H.A.W., Caires E.F., Bini A.R., Scharr D.A., Haliski A., 2012. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system. *Plant Soil.*, 365:409–424.
- Josserand A., 1983. Apport de l'immunofluorescence à l'étude écologique des germes nitrifiants (genre *Nitrobacter*). Thèse de Doctorat, Université Lyon I, France, 151p.
- Kaboré W., 2004. Impact de l'apport des déchets urbains solides non triés sur les potentialités agronomiques des sols: cas de l'agriculture périurbaine d'Ouagadougou. Mémoire de fin d'études d'Ingénieur du développement rural, Université Polytechnique de Bobo Dioulasso, 78p.
- Kalvanagh J. S., Heris A. N., 2013. The Effect of water deficit stress, organic and inorganic fertilizers on yield and yield components of dragon's head (*Lallemantia iberica*). *Int. J. Agro. Plant Prod.*, 4 (7):1558-1563
- Kaminaka H., Moriba S., Tokumoto M., Masurmura T., Tanaka K., 1999. Differential gene expressions of rice superoxide dismutase isoforms to oxidative and environmental stress. *Free Radical Res.*, 31: 219-225.
- Kanda M., Akpavi S., Walla K., Djanaye-Boundjou G., Akpagana K., 2014. Diversité des espèces cultivées et contraintes à la production en agriculture maraîchère au Togo. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8 (1): 115-127.

- Kang K., Shin H.S., Park H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Res.*, 36(16): 4023-4032.
- Kanval S., Rahmatullah, Ranja A. M., Ahmad. R., 2010. Zn partitioning in maize grain alter soil fertilization with Zn sulfate. *Int. J. Agric. Biol.*, 12:299–302.
- Kapulnik Y., 1996. Plant growth promotion by rhizosphere Bacteria. (Eds) Plant Root, the hidden half, New York, Pp 869-885.
- Karima K., Louhichi B., 2012. Réponse au stress hydrique de quelques variétés de blé tendre (*Triticum aestivum* L.) cultivées en Algérie. *Eur. J. Sci. Res.*, 81 (4): 524-532.
- Kauss H., 1977. Biochemistry de regulation. *Int. Rev. Biochem.*, II: 119-139.
- Kawasaki S., Dehholos M., Borchert C., Brazille S., kawai K., Galbraith D. W., Bohnert H. I., 2001: Temporal succession of salt stress responses in rice by microarray analysis. *Plant Cell*, 12: 889-906.
- Kiès N., 1977. "La plante et l'eau ", cours polycopié, INA El Harrach, p.40
- Kim J. W., Mahe A., Brangeon J., Prioul J. L., 2000. A maize vacuolar invertase IVR2 is induced by water stress. *Plant Physiol.*, 124:71-84.
- Kirchman H., Widen P., 1994. Fatty acid formation during composting of separately collected organic household wastes. *Compost Sci. Util.*, 2(1): 17-19.
- Kirdja K., 1991. Conception d'une usine de conservation de tomate. Projet de fin d'études supérieures de conception. Ecole Polytechnique de Thiès, 112p.
- Kirnak H, Kaya C, Taş I., Higgs D., 2001. The influence of water deficit on vegetative growth, physiology, fruit yield and quality in egg plants. *Bulg. J. Plant Physiol.*, 27 (3–4): 34–46.
- Klassou S. D., 1996. Evolution climato-hydrologique récente et conséquences sur L'Environnement: l'exemple du bassin versant du fleuve Mono (Togo-Bénin). Thèse de Doctorat, Université Bordeaux 3, 472p.
- Kolani L., 2007. Effets de différents types de composts élaborés à base de coques de grains de coton sur le rendement en grain de maïs; mémoire d'Ingénieur agronome, 91p.
- Koledzi K. E., Baba G., Tchangbedji G., Agbeko K., Matejka G., Feuillade G., Bowen J., 2011. Experimental study of urbans waste composting and evaluation of it's agricultural valorization in Lomé (Togo). *Asian J. Appl. Sci.*, 4 (4):378-391.
- Koledzi K. E., 2011. Valorisation des déchets solides urbains dans les quartiers de Lomé (Togo): Approche méthodologique pour une production durable de compost. Mémoire de Thèse de Doctorat, 224p.

- Komljenovic I., Markovic M., Todorovic J., Cvijovic M., 2006. Influences of fertilization with phosphorus on yield and nutritional status of maize in Potkozarje area. *Cereal Res. Commun.*, 34:549–552.
- Kovacik J., Klejdus B., Hedbavny J., Stork F., Gruz J., 2012. Modulation of copper uptake and toxicity by abiotic stresses in *Matricaria chamomilla* plants. *Agri. Food. Chem.*, 60: 6755-6763.
- Kuo S., Ortiz-Escobar M.E., Hue N.V., Hummel R.L., 2004. Composting and compost utilization for agronomic container crops. *Recent Res. Devel. Environ. Biol.*, 1: 451-513.
- Labanowski J., 2004. Matière organique naturelle et anthropique: Vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 209p.
- Labanowski J., Feuillade G., 2009. Combination of biodegradable organic matter quantification and XAD-fractionation as effective working parameter for the study of biodegradability in environmental and anthropic samples. *Chemosphere*, 74, 605-611.
- Laberche J.C, 2004. La nutrition de la plante In *Biologie Végétale. Dunod. 2^e (éd).* Paris: 154 -163 p.
- Lagier T., 2000. Etude de macromolécules de lixiviat : caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse. Université de Poitiers, 189 p.
- Lakhdar L., hafsi C., Rabhi M., Debez A., Montemurro F., Abdelly C., Jedidi N., Ouerghi Z., 2008. Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. Thèse de Doctorat, université Paul Cézanne Aix-Marseille III, France, 170p.
- Lare Y., 2008. Lutte antiérosive et contraintes socio-économiques dans la région des savanes du Nord-Togo. *Sécheresse*, 19 (2): 103-114.
- Lebon E., Pellegrino A., Tardieu F., Lecoœur J., 2004. Shoot development in grapevine is affected by the modular branching pattern of the stem and intra and inter-shoot trophic competition. *Ann. of Bot.*, 93: 263-274.
- Leclerc B., 2001: Guide des matières organiques; (eds) guide technique de l'ITAB, 238p.
- Lecoœur J., Wery J., Turc O., Tardieu F., 1995. Expansion of pea leaves subjected to short water deficit: cell number and cell size are sensitive to stress at different period of leaf development. *J. Exp. Bot.*, 46: 1093-1101.
- Le Gouée P., Cantat O.L., Bensaïd A.L., Savouret E., 2010. La sensibilité des systèmes de production agricole en normandie face au changement climatique (2000-2100). 23^{ième} Colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Rennes 2010, Pp 331-336.

- Lemou F., 2008. Le dérèglement pluviométrique et la dynamique de l'occupation et l'exploitation des sols dans le bassin versant de la Kara (Nord-Togo), Mémoire de DEA, Université de Lomé, 102p.
- Lepengue A. N., Mouaragadja I., Ibrahim B., Ake S., M'batchi B., 2012. Réponse du maïs (*Zea mays* L. var. LG 60) au stress salin: étude de la synthèse de quelques composés biochimiques. *JAPS.*, 14 (1): 1866-1872.
- Levitt J., 1972. Responses of plant to environmental stresses. London Academic press, 297p.
- Lguirati A., Baddi Ait G., El mousadik A., Gilard V., Revel J.C., Hafidi M., 2005. Analysis of humic acids from aerated and no aerated urban landfill composts. *Inter. Biodeter. Biodegr.*, 56 (1): 8-16.
- L'Herroux L., Le Rous S., Appriou P., Martinez J., 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Envir. Pollut.*, 97 (1-2): 119-1130.
- L'Hôte Y., Mahé G., Somé B., Triboulet J.P., 2002. Analysis of Sahelian rainfall index from 1896 to 2000; the drought continues. *J. Hydrol. Sci.*, 47: 563-72.
- Liang C., Das, K.C., Mc Clendon R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.*, 86: 131-137.
- Lindsay B.J., Logan T.J., 1998. Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 27:534-542.
- Linné C.V., 1753. Species Plantarum 2, 619-621. Stockholm.
- Mac Carthy P., 1976. A proposal to establish a reference collection of humic materials for interlaboratory comparisons. *Geoderma*, 16: 179-181.
- Malcolm R., MacCarthy P., 1992. Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water. *Envir. Int.*, 18(6): 597-607.
- Li M., Wang G. X., Lin J. Sh. 2004. Calcium stimulates the adaptation of cultured liquorice cells to POG-induced water stress. *Russ. J. Plant Physiol.*, 51: 518-524.
- Mamo M., Moncrief J. F., Rosen C. J.; Halbach T. R., 2000. The Effect of Municipal Solid Waste Compost Application On Soil Water and Water Stress in Irrigated Corn. *Compost Sci. Util.*, 8: 236-246.
- Manios T., Laux D., Manios V., Stentiford E.I. 2003. Cattail plant biomass as a bulking agent in sewage sludge composting; Effect of the compost on plant growth. *Compost Sci. Util.*, 11 (3): 210-219.

- Mata-González, R., Sosebee R.E., Wan C. 2002. Physiological impacts of biosolids application in desert grasses. *Environ. Exp. Bot.*, 48:139-148.
- Maziya-Dixon B., Kling J. G., Menkir A., Dixon A., 2000. Genetic variation in total carotene, Fe, and Zn contents of maize and cassava genotypes. *Food Nutr. Bull.*, 21:419–422.
- Mbulugwe, S.E., Kassenga, G.R., 2004. Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar Es Salaam city, Tanzania. *Resour. Conserv. Recy.*, 42: 183 – 203.
- Mc Bride, M.B., 1989. Reactions controlling heavy metals solubility in soils. *Adv. Soil Sci.*, 10: 1-56.
- MERF, 2009. Plan d'action national d'adaptation aux changements climatiques (PANA). Ministère de l'Environnement et des Ressources Forestières, Togo, 113p.
- Meek B. D., 1974. The effect of large application of manure on movement of nitrates and carbon in an irrigated desert soil. *J. Environ. Qual.*, 3:253-258
- Miller J., Hassett J., Koeppe D.E., 1977. Interactions of lead and cadmium on metal uptake and growth of corn plants. *J. Environ. Qual.*, 6 (1):18–20.
- Miller F. C., Harper E.R., and Macaulay B.J., 1989: Field examination of temperature and oxygen relationships in mushroom composting stacks-consideration of stack oxygenation based on utilization. *Aust. J. Exp. Agri.*, 29: 741-750.
- Millot N., 1986. Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 180p.
- Mkhabela M., Warman P. R., 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops, grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 106: 57–67.
- Mohee R., 2002. Assessing the recovery potential of solid waste in Mauritius. *resour. conserv. recy.*, 36: 33-43.
- Mollier A., 1999. Croissance racinaire du maïs (*Zea mays* L.) sous déficience en phosphore. Etudes expérimentales, modélisation. Université Paris sud, Unité d'agronomie, INRA-Bordeaux, Thèse de doctorat, 200p.
- Monneveux P., Nemmar M., 1986. Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre (*T. aestivum* L.) et le blé dur (*T. durum* Desf). Etude de l'accumulation de la proline au cours du cycle de développement. *Agronomie*, 6: 583-590.
- Montagu K.D., Woo K.C., 1999. Recovery of tree photosynthetic capacity from seasonal drought in the wet-dry tropics: The role of phyllode and canopy processes in *Acacia auriculiformis*. *Aust. J. Plant Physiol.*, 26: 135-145.

- Mouria B., Ouazzani-Touhami A., Douira A., 2010. Valorisation agronomique du compost et de ses extraits sur la culture de la tomate. *Rev. Ivoir. Sci. Technol.*, 16: 165 – 190.
- Morel J. L., 1985. Contribution à l'étude des transferts de métaux lourds dans le système sol-plante : le rôle des mucilages racinaires. Thèse de Doctorat, I.N.P.L., Université de Nancy, 176p.
- Morel J. L., 1998. Dynamique des éléments traces dans les sols : mobilité et transfert vers les eaux souterraines et les plantes. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences, Rapport n°42: 67-126.
- Motoaki S., Narusaka M., Hiroshi A., Kasuga C., Yamaguchi-Shinozaki K., Carninci P., Hayashizaki Y., Shinozaki K., 2001. Monitoring the expression pattern of 1300 Arabidopsis genes under drought and cold stresses by using a full-length cDNA microarray. *Plant Cell*, 13: 61-73.
- Movahedi S. A. R., Cook H. F., 2010. Influence of municipal compost on temperature, water, nutrient status and the yield of maize in temperate soil. *Soil Use Manage.*, 16 (3): 215-221.
- Mulot M. A. 1984: Secret d'une herboriste. Eds du Dauphin, p 275.
- Mullins G. L., Martens D. C., Miller W. P., Kornegay E. T., Hallock D. L., 1982. Copper availability, form and mobility in soils from three annual copper-enriched hog manure applications. *J. Envir. Qual.*, 11: 316-320.
- Murphy J., Riley J.P., 1962. A modified simple solution method for determination of phosphate in natural water. *Anal. Chimic Acta.*, 27: 31-36.
- Musco A., Bovolo F., Gionfriddo F., Nardi S., 1999. Earthworm humic matter produces auxin-like effects on *Daucus carota* cell growth and nitrate metabolism. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1303-1311.
- Mustin M., 1987. Le compost: gestion de la matière organique. Eds François Dubusc, 954p.
- Mrabet L., Belghyti D., Loukili A., Attarassi B., 2011. Etude de l'effet du compost des déchets ménagers sur l'amélioration du rendement du maïs et de laitue. *Afr. Sci.*, 7(2): 74-84.
- Mylavarapu R.S., Zinati G.M., 2009. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. *Scientia Hort.*, 120: 426-430.
- Nambiar E. K. S., 1977. The effects of drying of the topsoil and of micronutrients in the subsoil on micronutrient uptake by an intermittently defoliated ryegrass. *Plant Soil*, 46(1): 185-193.
- Napier J.A., Chapman J.M., Black M., 1989. Calcium-dependent induction of novel proteins by abscisic acid in wheat aleurone tissue of different development stages. *Planta*, 179: 156-164.

- Nardi S., Pizzeghello D., Muscolo A., Vianello A., Dell Agnola G., 1996. Biological activity of humic substances. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*, Piccolo, A., Eds Elsevier, 1361-1406.
- Nuruddin M. M., Madramootoo C. A., Dodds G. T., 2003. Effect of water stress at different growth stages on greenhouse tomato yield and quality. *Hort. Sci.*, 38 (7):1389-1393.
- Oliveira A.B., Moura C.F.H., Gomes-Filho E., Marco C.A., Urban L., Miranda M.R.A., 2013. Impact of organic farming on quality of tomatoes is associated to increased oxidative stress during fruit development. *PLOSE ONE*, 8 (2): 1-6.
- Ozer P., Erpicum M., Demarée G., Vandiepenbeeck M., 2003. The Sahelian drought may have ended during the 1990s. *J. Hydrol. Sci.*, 48: 489-92.
- Ouatmane A., D'Orazio V., Hafidi M., Senesi N., 2002. Chemical and physicochemical characterization of humic acide-like materials from compost. *Compost Sci. Util.*, 10: 1:39-46.
- Pagliai M.N., Vignozzi N., Pellegrini S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Till. Res.*, 79: 131-143.
- Pakulski J. D, Benner R., Amon R, Eadie B., Withledge T., 1995. Community metabolism and nutrient cycling in the Mississippi river plume: Evidence for intense nitrification at intermediates salinities. *Marine Ecol. Prog. Series*, 117: 207–218.
- Parodi A., Feuillade-Cathalifaud G., Pallier V., Mansour A. A., 2011. Optimization of municipal solid waste leaching test procedure: assessment of the part of hydrosoluble organic compounds. *J. Hazard. Mater.*, 186: 991-998.
- Patel S. K., Rhoads F. M., Hanlon E. A., Barnett R. D., 1993. Potassium and magnesium uptake by wheat and soybean roots as influenced by fertilizer rate. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 24 (13-14): 1543-1556
- Patil R. B., 2011. Role of potassium humate on growth and yield of soybean and black gram. *Int. J. Pharm. Bios.*, 2 (1): 242-246.
- Pedra F., Polo A., Ribeiro A., Domingues H., 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 1375-1382.
- Pervez M. A., Ayub C. M., Khan H. A., Shahid M. A., Ashraf I., 2009. Effect of drought stress on growth, yield and seed quality of tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). *Pak. J. Agric. Sci.*, 46: 174-178.
- Petruzzelli G., 1989. Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 27: 493–503.

- Pfeiffer E., Koepff H., 1991. *Biodynamie et Compostage*, 123p.
- Pigozzo A. T. G., Lenzi E., Junior J. L., Scapin C., Da Costa A. C. S., 2006. Transition metal rates in latosol twice treated with sewage sludge. *Brazil. Arch. Biol. Technol.*, 49 (3): 515–526.
- Pinton R., Cesco C., Lacoletti G., Astolf S., Varanini Z., 1999. Modulation of nitrate NO₃⁻ by water-extractable humic substances: involvement of root plasma membrane H⁺ATPase. *Plant Soil*, 215: 155-161.
- Pirzad A., Darvishzadeh R., Bernousi I., Hassani A., Sivritepe N., 2012. Influence of water deficit on iron and zinc uptake by *Matricaria chamomilla* L. *Chilean J. Agri. Res.*, 72 (2): 232-236.
- Pirzad A., Shakiba M. R., Zehtab-Salmasi S., Mohammadi S. A., Darvishzadeh R., Samadi A., 2011. Effect of water stress on leaf relative water content, chlorophyll, proline and soluble carbohydrates in *Matricaria chamomilla* L. *J. Med. Plants Res.*, 5 (12): 2483-2488.
- Pitman M., 1972. Uptake and transport of ions in barley seedlings. III. Correlation between transport to the shoot and the relative growth rate. *Aust. J. Biol. Sci.*, 25: 905-919.
- PNUD, 2008. Plan d'action nationale d'adaptation aux changements climatiques-PANA. MERF, Togo, 113p.
- Porter G., Bajita-Locke J., Hue N., Strand S., 2004. Manganese solubility and phytotoxicity affected by soil moisture, oxygen levels, and green manure additions. *Soil Sci. Plant Anal.*, 35: 99–116.
- Poss R., Fardeau J. C., Saragoni H., 1997. Sustainable agriculture in the tropics: The case of potassium under maize cropping in Togo. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 46: 205-213.
- Puyuelo B., Gea T., Sanchez A., 2010. A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. *Chem. Eng. J.*, 165 (1): 161-169.
- Unmar G., Mohee R., 2008. Assessing the effect of biodegradable and degradable plastics on the composting of green wastes and compost quality. *Bioresour. Technol.*, 99:6738–6744.
- Rabbani M.A., Maruyama K., Abe H., Khan M. A., Katsura K., Ito Y.,Yoshiwara K., Seki M., Shinozaki K., Yamagushi-shinozaki K., 2003. Monitoring expression profiles of rice (*Oryza sativa* L.) genes under cold, drought and high-salinity stresses and ABA application using both cDNA microarray and RNA gel blot analyses. *Plant Physiol.*, 133: 1755-1767.
- Rabia A., Faiza S., Tasneem A. A., 2007. Association of fungi, bacteria and actinomycetes with different composts. *Pak. J. Bot.*, 39 (6): 2141-2151.

- Rabo A., Guene O., 1998. Consultation locale sur la gestion des déchets biomédicaux à Ouagadougou. Rapport définitif, CREPA, 27p.
- Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience, 354-356.
- Rai V.K., Singh G., Thakur P.S., Banyal S., 1983. Protein and amino-acid relationship during water stress in relation to drought resistance. *Plant Physiol. Biochem. (Suppl)*, 10: 161.
- Raviv M., Medina S., Krasnovsky A., Ziada H., 2004. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture. *Compost Sci. Util.*, 12:6-10
- Rendek E., Ducom G., Germain P. 2007. Assessment of MSWI bottom ash organic carbon behavior: A biophysicochemical approach. *Chemosphere*, 67 (8), 1582-1587.
- RECA, 2014. Les semences de tomate disponibles au Niger, 17p.
- Reymond M., Muller B., Leonardi A., Charcosset A., Tardieu F., 2003. Combining quantitative trait loci analysis and an ecophysiological model to analyse the genetic variability of the responses of leaf growth to temperature and water deficit. *Plant Physiol.*, 131: 664-675.
- Riou C., 1993: L'eau et la production végétale. *Sécheresse*, 4: 75-83.
- Rizhsky L., Liang H., Shuman J., Shulaer V., Davletova S., Mittler R., 2004. When defense pathways collide. The responses of Arabidopsis to a combination of drought and heat stress. *Plant Physiol.*, 134: 1683-1693.
- Robelin M., 1963. Contribution à l'étude du comportement du maïs-grain vis-à-vis de la sécheresse. Journées internationales de l'irrigation, AGPM Ed., Pp 69-76.
- Sager M., Hoesch J., 2005. Macro- and microelement levels in cereals grown in lower Austria. *J. Cent. Eur. Agric.*, 6:461-472.
- Said AL Ahl, H. A. H., Hussein, M. S., 2010. Effect of water stress and potassium humate on the productivity of oregano plant using saline and fresh water irrigation. *Ozean J. Apl. Sci.*, 3 (1): 125-141.
- Said-Pullicino D., Gigliotti, G., 2007. Oxydative biodegradation of dissolved organic matter during composting. *Chemosphere*, 68: 1030-1040.
- Samarah N., Mullen R., Cianzio S., 2004. Size distribution and mineral nutrients of soybean seeds in response to drought stress. *J. Plant Nutr.*, 27: 815-835.
- Sandec, 2006. Decentralised Composting for Cities of Low-and Middle-Income Countries; pp 61-62 www.sandec.ch ISBN 978-3-906484-36-5.
- Saragoni H., Poss R., Marquette J., Latrille E., 1992. Fertilisation et succession des cultures vivrières au sud du Togo: synthèse d'une expérimentation de longue durée sur terres de barre. *Agron.Trop.*, 28: 1049-1069.

- Sawadogo H., Bock L., Lacroix D., Zombre N. P., 2008. Restauration des potentialités des sols dégradés à l'aide du Zaï et du compost dans le Yatenga (Burkina-Faso). *BASE*, 12 (3): 279-290.
- Shar G. Q., Kazi T.G., Shah F.A., Shar A.H., Soomro F.M., 2011. Variable uptake and accumulation of essential and heavy metals in maize (*Zea mays* L.) grains of six maize varieties. *Aust. J. Basic Appl. Sci.*, 5:117–121.
- Shao Z. H., He P. J., Zhang D. Q., Shao L. M., 2009. Characterization of water extractable organic matter during the biostabilization of municipal solid waste. *J. Hazard. Mater.*, 164: 1191-1187.
- Schoeneau J., 2005. Impacts of repeated manure additions on soil fertility. *Proceedings of the Soils and Crops*, University de Saskatchewan, Extension Press, Saskatoon, Pp. 95–100.
- Segbeaya K. N., 2012. Evaluation de l'impact des déchets ménagers de la ville de Kara (Togo) sur la qualité de la rivière Kara. Thèse de Doctorat de l'Université de Lomé en cotutelle avec l'Université de Limoges, 209p.
- Segbeaya K. N., Feuillade-Cathalifaud G., Baba G., Koledzi E. K., Pallier V., Tchangbedji G., Matejka G., 2012. How the origin of fresh household waste affects its ability to be biodegraded: An assessment using basic tools and its application to the city of Kara in Togo. *Waste Manage.*, 32: 2511-2517.
- Senaratana T., Kersi B. D., 1983. Characterization of solute efflux from dehydration injured soybean (*Glycine max* l, Merr.) seeds. *Plant Physiol.*, 72: 911-914.
- Serra-Wittling C. 1995. Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures: Influence de l'apport de composts sur le développement des maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol. Mémoire de thèse pour l'obtention du diplôme de docteur de l'INA-PG, 220p.
- Singh B., Singh G., 2004. Influence of soil water regime on nutrient mobility and uptake by *Dalbergia sissoo* seedlings. *Tropical Ecology*, 45(2): 337-340.
- Slama A., Moncef B. S., M'Barek B. N., Ezziddine Z., 2005. Les céréales en Tunisie: Production, effet de la sécheresse et mécanismes de résistance. *Sécheresse*, 16 (3): 225-229.
- Sogbedji J. M., Van Es' H. M., Agbeko K. L., 2006: Cover cropping and Nutrient Management Strategies for Maize Production in Africa. *Agron. J.*, 98: 883–889.
- Soltner D., 2003. Les bases de la production végétale. Tome I. le sol et son amélioration, Collection Sciences et techniques agricoles, 472p.

- Some P.P., Hien E., Tozo K., Zombre G., Dianou D., 2014. Effets de six composts sur les réponses physiologiques, biochimiques et agronomiques du niébé *Vigna unguiculata* L. Walp var. K VX. 61.1. au déficit hydrique. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8 (1): 31-45.
- Sommer S. G., Dahl P., 1999. Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. *J. Agric. Eng. Res.*, 74:145-143.
- Soudi B., 2009. Le compostage des déchets de culture sous serre et du fumier, (MADRPM/DERD Eds), 89p.
- Souhilia B., Fatiha A., 2009. Réponses physiologiques des plants d'*Argania spinosa* (L.) Skeets soumis à un déficit hydrique édaphique. *Sécheresse*, 20 (3): 296-302.
- Soumare M., Tack E., Verloo M., 2003. Characterization of Malian and Belgian solid waste composts with respect to fertility and suitability for land application. *Waste Manage.*, 23:517-522.
- Sterckeman T., 2008. Origine et devenir des éléments en trace dans le système Sol-Plante. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 146p.
- Stewart C.R., Boggess F., Aspinall D., Paleg I. G., 1977. Inhibition of proline oxidation by water stress. *Plant Physiol.*, 59: 930-932.
- Stewart C.R., Lee J.A., 1974. The role of proline accumulation in halophytes. *Planta*, 120: 279-289.
- Stoorvogel J.J., Smaling E.M. A., Jansen B.H., 1993. Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales: I. Supra-national scale. *Fert. Res.*, 35:225-235.
- Tahri E., Belabed A., Sadki K., 1998. Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, 21: 81-87.
- Tal M., Rosenthal I., 1979. Salt tolerance in *Simmondsia chenensis* water balance and accumulation of chloride sodium and proline under low and high salinity. *Ann. Bot.*, 34: 701-708.
- Tan K. H., 2003. Humic matter in soil and the environment principles and controversies, 408p.
- Tanguilig V. C., Yambao E. B., O' Toole J. C., De Datta, S. K., 1987. Water stress effects on leaf elongation, leaf water potential transpiration and nutrient uptake of rice, maize and soybean. *Plant Soil*, 103: 155-168.
- Tartoura K. A. H., 2010. Alleviation of oxidative stress induced by drought through application of compost in wheat (*Triticum aestivum* L.) Plants. *American-Eurasian J. Agric. Envir. Sci.*, 9 (2): 208-216.

- Tchegueni S., 2007: Valorisation des graines de coton en compost, évaluation quantitative des nutriments. Mémoire DEA chimie, Université de Lomé, Togo, 50p.
- Tchegueni S., 2011 : Contribution à la valorisation des déchets agro-alimentaires en compost : Caractérisation physico-chimique des composts et étude de leur minéralisation dans deux sols agricoles au Togo. Thèse de Doctorat de l'Université de Lomé, Physico-chimie des matériaux, 137p.
- Tchegueni S., Kili A. K., Bodjona M., Koriko M., Hafidi M., Baba G., Tchangbedji G., 2012. Effets des composts à base de déchets d'agrumes et du tourteau de karité sur la disponibilité du phosphore du sol: une étude en conditions contrôlées. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 6 (3): 1381-1389.
- Tejada M., Hernandez M. T., Garcia C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: effects on soil properties. *Soil Till. Res.*, 102: 109-117.
- Thiaw S., 2003. Association between slow leaf electrolyte leakage under heat stress and heat tolerance during reproductive development in cowpea. Ph.D., California Riverside University, 100p.
- Thurman E., Malcolm R. 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances. *Envir. Sci. Technol.*, 15(4), 463-566.
- Tomati U., Madejon E., Galli E., Capitani D., Segre A.L., 2001. Structural changes of humic acids during olive mill pomace composting. *Compost Sci. Util.*, 9:134-142.
- Toundou O., 2010: Etude de l'effet fertilisant du sol par *Cassia occidentalis* L. utilisée sous forme de compost et de plante de couverture. Mémoire de DEA, Gestion de L'environnement, Université de Lomé, Faculté Des Sciences, 106 p.
- Toundou O., Tozo K., Amouzouvi K.A.A., Lankondjoa K., Tchangbedji G., Kili K., Gnon B., 2014. Effets de la biomasse et du compost de *Cassia occidentalis* L. sur la croissance en hauteur, le rendement du maïs (*Zea mays* L.) et la teneur en NPK d'un sol dégradé en station expérimentale. *ESJ*, 10 (3): 294-308.
- Turner N.C., 1981. Techniques and experimental approaches for the measurement of plant water stress. *Plant Soil*, 58:339-366.
- Traoré O., 2000. Contribution à l'étude du potentiel de développement de l'agriculture urbaine et périurbaine de la ville d'Ouagadougou. Mémoire de Fin d'études, IDR, 99p.
- Triboï E., 1990. Model d'élaboration du poids de grain chez le blé tendre. *Agronomie*, 10: 191-200.
- Trolls w., Lindsley, J., 1955. A photometric method for the determination de proline. *J. Biochem.*, 655-660.

- Tyler G., Olsson, T., 2001. Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. *Eur. J. Soil Sci.*, 52: 151–165.
- Tzortzakis N. G., Economakis C. D., 2008. Impacts of the substrate medium on tomato yield and fruit quality in soilless cultivation. *Hort. Sci.*, 35 (2): 83–89.
- Vaca R., Lugo J., Martínez R., Esteller M.V., Zavaleta H., 2011. Effects of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil properties and *zea mays* l. plants (heavy metals, quality and productivity). *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 27 (4): 303-311.
- Vaughan D., Malcom R. E., Ord B. J., 1985. Influence of humic substances on biochemical process in plants. Soil Organic matter and biological Activity Nijhdef/Junk W Publishers, Dordrecht, 77-108.
- Veeken A., Nierop K., Wilde V. d., Hamelers B., 2000. Characterisation of NaOHextracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresour. Technol.*, 72: 33-41.
- Vieira S. L., Penz J.A., Le-Boute E.M., Corteline J., 1992. A nutritional evaluation of a high fiber sunflower meal. *J. applied. Poult. Res.*, 1: 382-388.
- Vyn T. J., Tollenaar M., 1998. Changes in chemical and physical quality parameters of maize grain during three decades of yield improvement. *Field Crops Res.*, 59:135–140.
- Walker A., Jurado-Exposito M., Bending G. D., Smith V.J.R., 2003. Spatial variability in the degradation rate of isoproturon in soil. *Environ. Pollut.*, 111: 407-415.
- Wang W. X., Vinocur P., Altman A., 2003. Plant responses to drought, salinity and extreme temperatures: towards genetic engineering for stress tolerance. *Planta*, 218: 1-4.
- Wang A.S., Angle J.S., Chaney R.L., Delorme T.A., Reeves R.D., 2006. Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*, 281:325–337.
- Wei X., Hao M., Gale W., 2006. Changes in soil properties and availability of soil micronutrients after 18 years of cropping and fertilization. *Soil Till. Res.*, 91: 120-130.
- Wolkowski R., 2003. Nitrogen management consideration for land-spreading municipal solid waste compost. *J. Envir. Qual.*, 32: 1844-1850.
- Wong J.W.C., Li G.X., Wong M.H., 1996. The growth of *Brassicachinensis* in heavy metal contaminated sewage sludge compost from Hong kong. *Bioresour. Technol.*, 58: 309-313.
- Woodbury I.L., 1992. Applying compost to crops. *Biocycle*, 32: 70-72. Wong J. W. C., Ma K. K., Fang M. M., Cheung C., 1999. Utilization of manure compost for organic farming in Hong-Kong. *Bioresour. Technol.*, 67: 43-46.
- Wu L., Ma L.Q., Martinez G.A., 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Envir. Qual.*, 29 (2): 424-429.

- Xia Y., He Z., Stoffella P.J., Calvert D.V., Zhang M., Yang X., Wilson S.B., 2005. Effect of compost amendment on heavy metals, nitrogen and phosphorus in peat-based container medium. *Pedosphere*, 15 (6): 792-796.
- Yamaguchi-Shinozaki K., 1994. A novel cis acting element in Arabidopsis gene is involved in responsiveness to drought, low temperature or high salt stress. *Plant Cell*, 6: 251-264.
- Ye L., 2007. Caractérisation des déchets urbains solides utilisables en agriculture urbaine et périurbaine. Cas de Bobo-Dioulasso, Mémoire de DEA, IDR, 48p.
- Yobouet Y.A., Adouby K., Trokourey A., Yao B., 2010. Cadmium, Copper, Lead and Zinc speciation in contaminated soils. *Int. J. Eng. Sci. Technol.*, 2 (5): 802-812.
- Yochida S., 1975. The physiology of silicon in rice. Technical bulletin N°25, Food Fertilization Technology Center, Taipei, 27p.
- Yu X.Y., Ying G.G., Kookana R.S., 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar addition to soil. *Chemosphere*, 76: 665-675.
- Yin X., Hayes M., McClure M. A., Savoy H. J., 2012. Assessment of plant biomass and nitrogen nutrition with plant height in early-to mid-season corn. *Sci. Food Agric.*, 92 (13): 2611–2617.
- Zaïri M., Ferchichi M., Ismail A., Jenayeh M., Hammami H., 2004. Rehabilitation of Yahoudia dumping site, Tunisia. *Waste Manage.*, 24: 1023-1034.
- Zekri D., Lehout A., Souilah N., Alatou D., 2007. Etude des variations thermiques saisonnières dans les régions semi-arides, Laboratoire de développement et valorisation des ressources phytogénétiques, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, université de Mentouri, Algérie, 16p.
- Zeinseilmeier C., Jeong B.R., Boyer J., S., 1999. Starch and the control of kernel number in maize at low water potential. *Plant Physiol.*, 121: 25-36.
- Zerrad W., Maataoui, B.S., Hilali, S., El-Antri, S., Hmyene, A., 2008. Etude comparative des mécanismes biochimiques de résistance au stress hydrique de deux variétés de blé dur. *Lebanese Sci. J.*, 9 (2): 27-36.
- Zhu Z.J., Wei G.Q., Li J., Qian Q.Q., Yu J.Q., 2004. Silicon alleviates salt stress and increases antioxidant enzymes activity in leaves of salt-stress cucumber (*Cucumis sativus* L.). *Plant Sci.*, 167: 527-533.
- Zmora-Nahum S., Markovitch O., Tarchitzky J., Chen Y., 2005. Dissolved Organic Carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 2109-2116.
- Zomboudré G., Zombré G., Ouedraogo M., Guinko S., Macauley H., R., 2005. Réponse physiologique et productivité des cultures dans un système agroforestier traditionnel: cas

du maïs (*Zea mays* L.) associé au karité (*Vitellaria paradoxa* Gaertn.) dans la zone Est du Burkina Faso. *BASE*, 9 (1): 75-85.

Zorpas A.A., Arapglou D., Karlis P., 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewater anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Manage.*, 23: 27-35.

Zuccooni F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, 22 (2): 27-29.

ANNEXES

Annexe I: Tableaux d'analyses de variances des effets des composts sur les paramètres physiologiques, biochimiques d'adaptation au déficit hydrique et de rendement du maïs et la tomate (Facteur A= amendement; Facteur B= Régime hydrique préfloraison; AB= Interaction des deux facteurs; DL= Degré de Liberté; SC= Somme des Carrés; CM= Carré Moyen)

1.1. Tableaux d'analyses de variances des essais sur le maïs

1.1.1. Teneur en eau du sol et teneurs en eau des feuilles de maïs

-Sol

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Replication	1	1,651	1,651	0,6080	P<0,0001
2	Factor A	6	57,500	9,583	3,5284	0,0269
4	Factor B	1	24,143	24,143	8,8890	0,0106
6	AB	6	8,357	1,393	0,5128	P<0,0001
-7	Erreur	13	35,309	2,716		
Total		27	126,960			

Coefficient of Variation: 36,62%

-Feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	68,672	68,672	3,7652	0,0743
2	Facteur A	6	73,587	12,264	0,6724	P<0,0001
4	Facteur B	1	25,137	25,137	1,3782	0,2615
6	AB	6	100,155	16,693	0,9152	P<0,0001
-7	Erreur	13	237,102	18,239		
Total		27	504,653			

Coefficient of Variation: 5,93%

1.1.2. Flux d'électrolytes à 44 JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	798,223	798,223	18,2203	0,0009
2	Facteur A	6	395,108	65,851	1,5031	0,2523
4	Facteur B	1	6,394	6,394	0,1459	P<0,0001
6	AB	6	117,512	19,585	0,4471	P<0,0001
-7	Erreur	13	569,524	43,810		
Total		27	1886,761			

Coefficient de Variation: 30,34%

1.1.3. Teneurs en chlorophylles à 44 JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	54296,036	54296,036	0,7359	P<0,0001
2	Facteur A	6	288231,000	48038,500	0,6511	P<0,0001
4	Facteur B	1	297258,036	297258,036	4,0289	0,0660
6	AB	6	152089,714	25348,286	0,3436	P<0,0001
-7	Erreur	13	959156,464	73781,266		
Total		27	1751031,250			

Coefficient de Variation: 23,44%

1.1.4. Teneurs en proline à 44 JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	1208897,286	1208897,286	4,6982	0,0493
2	Facteur A	6	4018800,857	669800,143	2,6031	0,0699
4	Facteur B	1	187944,143	187944,143	0,7304	P<0,0001
6	AB	6	673392,857	112232,143	0,4362	P<0,0001
-7	Erreur	13	3345008,714	257308,363		
Total		27	9434043,857			

Coefficient de Variation: 46,54%

1.1.2.5. Teneurs en protéines à 44 JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	165,371	165,371	0,3668	P<0,0001
2	Facteur A	6	23647,440	3941,240	8,7428	0,0006
4	Facteur B	1	483,617	483,617	1,0728	0,3192
6	AB	6	2942,223	490,371	1,0878	0,4189
-7	Erreur	13	5860,366	450,797		
Total		27	33099,018			

Coefficient de Variation: 38,40%

1.1.6. Rendements grains

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	0,242	0,121	0,1576	P<0,0001
2	Facteur A	6	17,386	2,898	3,7816	0,0077
4	Facteur B	1	0,073	0,073	0,0952	P<0,0001
6	AB	6	6,069	1,012	1,3201	0,2836
-7	Erreur	26	19,922	0,766		
Total		41	43,692			

Coefficient de Variation: 17,94%

1.1.7. Biomasse de pailles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	0,433	0,217	0,1245	P<0,0001
2	Facteur A	6	28,174	4,696	2,6978	0,0359
4	Facteur B	1	3,149	3,149	1,8091	0,1902
6	AB	6	27,884	4,647	2,6701	0,0374
-7	Erreur	26	45,254	1,741		
Total		41	104,895			

Coefficient de Variation: 26,94%

1.1.8. Poids de 1000 grains

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	650,902	325,451	0,6969	P<0,0001
2	Facteur A	6	22121,714	3686,952	7,8949	0,0001
4	Facteur B	1	1313,651	1313,651	2,8129	0,1055
6	AB	6	5443,681	907,280	1,9428	0,1114
-7	Erreur	26	12142,103	467,004		
Total		41	41672,051			

Coefficient de Variation: 7,85%

1.1.9. Teneurs en ions et métaux des grains à la récolte

A. Azote

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,118	0,118	1,5321	0,2377
2	Facteur A	6	1,594	0,266	3,4411	0,0293
4	Facteur B	1	0,045	0,045	0,5802	P<0,0001
6	AB	6	0,124	0,021	0,2682	P<0,0001
-7	Erreur	13	1,004	0,077		
Total		27	2,885			

Coefficient de Variation: 22,14%

B. Phosphore

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	302,286	302,286	0,2443	P<0,0001
2	Facteur A	6	81240,964	13540,161	10,9409	0,0002
4	Facteur B	1	4275,571	4275,571	3,4548	0,0859
6	AB	6	41666,179	6944,363	5,6113	0,0045
-7	Erreur	13	16088,464	1237,574		
Total		27	143573,464			

Coefficient de Variation: 18,62%

C. Calcium

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	1289,286	1289,286	1,0198	0,3310
2	Facteur A	6	4898,214	816,369	0,6457	P<0,0001
4	Facteur B	1	700,000	700,000	0,5537	P<0,0001
6	AB	6	5512,500	918,750	0,7267	P<0,0001
-7	Erreur	13	16435,714	1264,286		
Total		27	28835,714			

Coefficient de Variation: 63,82%

D. Potassium

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	21615,054	21615,054	0,4880	P<0,0001
2	Facteur A	6	227097,464	37849,577	0,8546	P<0,0001
4	Facteur B	1	6113,603	6113,603	0,1380	P<0,0001
6	AB	6	253305,228	42217,538	0,9532	P<0,0001
-7	Erreur	13	575779,352	44290,719		
Total		27	1083910,700			

Coefficient de Variation: 12,86%

E. Manganèse

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	11,571	11,571	5,0263	0,0430
2	Facteur A	6	15,875	2,646	1,1493	0,3888
4	Facteur B	1	0,321	0,321	0,1396	P<0,0001
6	AB	6	6,804	1,134	0,4925	P<0,0001
-7	Erreur	13	29,929	2,302		
Total		27	64,500			

Coefficient de Variation: 27,59%

F. Plomb

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	108,036	108,036	17,4545	0,0011
2	Facteur A	6	49,732	8,289	1,3391	0,3084
4	Facteur B	1	0,000	0,000	0,0000	P<0,0001
6	AB	6	35,125	5,854	0,9458	P<0,0001
-7	Erreur	13	80,464	6,190		
Total		27	273,357			

Coefficient de Variation: 29,52%

G. Zinc

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,321	0,321	0,0278	P<0,0001
2	Facteur A	6	118,857	19,810	1,7148	0,1951
4	Facteur B	1	0,321	0,321	0,0278	P<0,0001
6	AB	6	60,429	10,071	0,8718	P<0,0001
-7	Erreur	13	150,179	11,552		
Total		27	330,107			

Coefficient de Variation: 24,85%

H. Magnésium

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	7,876	7,876	0,0020	P<0,0001
2	Facteur A	6	5014,249	835,708	0,2154	P<0,0001
4	Facteur B	1	2690,100	2690,100	0,6934	P<0,0001
6	AB	6	45634,852	7605,809	1,9603	0,1454
-7	Erreur	13	50437,713	3879,824		
Total		27	103784,790			

Coefficient de Variation: 11,64%

1.2. Tableaux d'analyses des essais sur la tomate

1.2.2. Hauteur à 50JAR

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	7,893	3,946	0,0591	P<0,0001
2	Facteur A	6	396,040	66,007	0,9880	P<0,0001
4	Facteur B	1	46,116	46,116	0,6903	P<0,0001
6	AB	6	17,559	2,927	0,0438	P<0,0001
-7	Erreur	26	1737,081	66,811		
Total		41	2204,690			

Coefficient de Variation: 28,97%

1.2.3. Nombre Moyen de Feuilles à 50JAR

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	4494,143	2247,071	2,2013	0,1309
2	Facteur A	6	7215,619	1202,603	1,1781	0,3482
4	Facteur B	1	737,524	737,524	0,7225	P<0,0001
6	AB	6	4962,476	827,079	0,8102	P<0,0001
-7	Erreur	26	26540,524	1020,789		
Total		41	43950,286			

Coefficient de Variation: 56,48%

1.2.3. Teneur en chlorophylle à 44JAR

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	644785,750	644785,750	2,0799	0,1729
2	Facteur A	6	645445,857	107574,310	0,3470	P<0,0001
4	Facteur B	1	545166,036	545166,036	1,7585	0,2076
6	AB	6	172187,714	28697,952	0,0926	P<0,0001
-7	Erreur	13	4030124,750	310009,596		

Total 27 6037710,107

Coefficient de Variation: 39,65%

1.2.4. Nombre moyen de fruit par plant

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	321,010214	160,505071	0,1572	0,00935
2	Facteur A	6	515,401357	85,9002143	0,0841	0,02487
4	Facteur B	1	52,68	52,6802857	0,0516	P<0,0001
6	AB	6	354,462571	59,0770714	0,0578	P<0,0001
-7	Erreur	26	1895,75171	72,9135		

Total 41 3139,30614

Coefficient de Variation: 56,48%

1.2.5. Poids moyen de fruit/plant

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	109883,643	54941,8214	0,2346	0,0038
2	Facteur A	6	64113,2245	10685,5374	0,046	P<0,0001
4	Facteur B	1	16885,716	16885,716	0,072	0,0232
6	AB	6	60164,415	10027,4025	0,043	P<0,0001
-7	Erreur	26	434962,262	16729,3178		

Total 41 686009,26

Coefficient de Variation: 70,82%

1.2.6. Diamètre moyen de fruits

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	2	0,175	0,088	0,7697	P<0,0001
2	Facteur A	6	0,203	0,034	0,2970	P<0,0001
4	Facteur B	1	0,005	0,005	0,0407	P<0,0001
6	AB	6	0,686	0,114	1,0055	0,4430
-7	Erreur	26	2,956	0,114		

Total 41 4,024

Coefficient de Variation: 8,97%

1.2.7. Le pH du jus de tomate

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,025	0,025	2,8777	0,1136
2	Facteur A	6	0,059	0,010	1,1539	0,3866
4	Facteur B	1	0,012	0,012	1,4541	0,2494
6	AB	6	0,057	0,010	1,1130	0,4063
-7	Erreur	13	0,111	0,009		
Total		27	0,264			

Coefficient de Variation: 1,86%

1.2.8. Acidité du jus

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,003	0,003	0,1483	P<0,0001
2	Facteur A	6	0,077	0,013	0,5932	P<0,0001
4	Facteur B	1	0,080	0,080	3,7072	0,0763
6	AB	6	0,067	0,011	0,5163	P<0,0001
-7	Erreur	13	0,282	0,022		
Total		27	0,510			

Coefficient de Variation: 32,98%

1.2.9. Conductivité ionique du jus

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	4500,893	4500,893	0,7020	P<0,0001
2	Facteur A	6	19577,429	3262,905	0,5089	P<0,0001
4	Facteur B	1	8194,321	8194,321	1,2781	0,2787
6	AB	6	33995,429	5665,905	0,8837	P<0,0001
-7	Erreur	13	83348,607	6411,431		
Total		27	149616,679			

Coefficient de Variation: 14,89%

Annexes II, Tableaux de variance de l'analyse statistique des effets des composts sur le sol et la teneur en ions des feuilles du maïs (Facteur A= amendement; Facteur B= Régime hydrique préfloraison ; AB= Interaction des deux facteurs)

2.1. Fraction hydrosoluble en Zinc du support de culture

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	257,581	257,581	1,7845	0,2045
2	Facteur A	6	1056,497	176,083	1,2199	0,3568
4	Facteur B	1	156,161	156,161	1,0819	0,3172
6	AB	6	1576,241	262,707	1,8200	0,1719
-7	Erreur	13	1876,450	144,342		
Total		27	4922,930			

Coefficient of Variation: 39,26%

2.2. Fraction hydrosoluble en plomb du support de culture

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	19,306	19,306	57,6896	P< 0,0001
2	Facteur A	6	1,027	0,171	0,5114	P<0,0001
4	Facteur B	1	0,056	0,056	0,1668	P<0,0001
6	AB	6	1,054	0,176	0,5247	P<0,0001
-7	Erreur	13	4,350	0,335		
Total		27	25,792			

Coefficient of Variation: 32,56%

2.3. Fraction hydrosoluble en nickel du support de culture

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,000	0,000	0,0030	P<0,0001
2	Facteur A	6	0,759	0,127	2,5379	0,0751
4	Facteur B	1	0,191	0,191	3,8387	0,0719
6	AB	6	0,742	0,124	2,4793	0,0802
-7	Erreur	13	0,648	0,050		
Total		27	2,341			

Coefficient of Variation: 48,90%

2.4. Fraction hydrosoluble en cuivre du support de culture

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,009	0,009	0,4815	P<0,0001
2	Facteur A	6	0,232	0,039	2,0864	0,1254
4	Facteur B	1	0,000	0,000	0,0000	P<0,0001
6	AB	6	0,188	0,031	1,6852	0,2022
-7	Erreur	13	0,241	0,019		
Total		27	0,670			

Coefficient of Variation: 30,50%

2.5. Fraction hydrosoluble en manganèse du support de culture

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	219,240	219,240	6,1680	0,0274
2	Facteur A	6	715,513	119,252	3,3550	0,0319
4	Facteur B	1	12,223	12,223	0,3439	P<0,0001
6	AB	6	65,862	10,977	0,3088	P<0,0001
-7	Erreur	13	462,085	35,545		
Total		27	1474,923			

Coefficient of Variation: 78,03%

2.6. Teneur en eau des feuilles

30JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	5,100	5,100	3,4999	0,0841
2	Facteur A	6	83,291	13,882	9,5261	0,0004
4	Facteur B	1	7,457	7,457	5,1174	0,0415
6	AB	6	19,286	3,214	2,2057	0,1092
-7	erreur	13	18,944	1,457		
Total		27	134,077			

58JAS

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	11,240	11,240	68,1457	P<0,0001
2	Facteur A	6	165,270	27,545	167,0058	P<0,0001
4	Facteur B	1	127,545	127,545	773,3079	P<0,0001
6	AB	6	126,510	21,085	127,8384	P<0,0001
-7	Erreur	13	2,144	0,165		
Total		27	432,708			

Coefficient of Variation: 1,61%

2.6. Teneur en azote des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	0,017	0,017	0,0820	P<0,0001
2	Facteur A	6	6,034	1,006	4,8486	0,0083
4	Facteur B	1	1,700	1,700	8,1984	0,0133
6	AB	6	4,935	0,823	3,9658	0,0178
-7	Erreur	13	2,696	0,207		
Total		27	15,382			

Coefficient de Variation: 25,09%

2.7. Teneur en phosphore des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	74572,321	74572,321	2,4894	0,1386
2	Facteur A	6	2831416,929	471902,821	15,7535	0,0000
4	Facteur B	1	570571,750	570571,750	19,0473	0,0008
6	AB	6	1223244,500	203874,083	6,8059	0,0019
-7	Erreur	13	389421,179	29955,475		
Total		27	5089226,679			

Coefficient de Variation: 28,54%

2.8. Teneur en calcium des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	64846332,893	64846332,893	1,4661	0,2475
2	Facteur A	6	1377754256,929	229625709,488	5,1916	0,0063
4	Facteur B	1	2574895,750	2574895,750	0,0582	P<0,0001
6	AB	6	1255776815,500	209296135,917	4,7320	0,0091
-7	Erreur	13	574990039,607	44230003,047		
Total		27	3275942340,679			

Coefficient de Variation: 45,82%

2.9. Teneur en potassium des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	453617500,000	453617500,000	1,8080	0,2017
2	Facteur A	6	7827173571,429	1304528928,571	5,1994	0,0062
4	Facteur B	1	1145600357,143	1145600357,143	4,5660	0,0522
6	AB	6	2636422142,857	439403690,476	1,7513	0,1866
-7	Erreur	13	3261667500,000	250897500,000		
Total		27	15324481071,429			

Coefficient de Variation: 31,80%

2.10. Teneur en magnésium des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	74262857,143	74262857,143	2,3047	0,1529
2	Facteur A	6	486837142,857	81139523,810	2,5181	0,0768
4	Facteur B	1	137285714,286	137285714,286	4,2605	0,0596
6	AB	6	249254285,714	41542380,952	1,2892	0,3278
-7	Erreur	13	418897142,857	32222857,143		
Total		27	1366537142,857			

Coefficient de Variation: 79,15%

2.11. Teneur en manganèse des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	3734,115	3734,115	0,0236	P<0,0001
2	Facteur A	6	927806,706	154634,451	0,9769	P<0,0001
4	Facteur B	1	45638,287	45638,287	0,2883	P<0,0001
6	AB	6	673111,685	112185,281	0,7087	P<0,0001
-7	Erreur	13	2057862,162	158297,089		
Total		27	3708152,955			

Coefficient de variation : 69,17%

2.12. Teneur en plomb des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	100,284	100,284	1,6840	0,2170
2	Facteur A	6	1655,480	275,913	4,6332	0,0099
4	Facteur B	1	119,936	119,936	2,0140	0,1794
6	AB	6	338,865	56,477	0,9484	P<0,0001
-7	Erreur	13	774,172	59,552		
Total		27	2988,736			

Coefficient de variation: 27,53%

2.12. Teneur en zinc des feuilles

K	Source	DL	SC	CM	F	Prob
1	Répétition	1	649,447	649,447	0,8667	P<0,0001
2	Facteur A	6	1326,780	221,130	0,2951	P<0,0001
4	Facteur B	1	1212,431	1212,431	1,6179	0,2257
6	AB	6	2340,460	390,077	0,5205	P<0,0001
-7	Erreur	13	9741,849	749,373		
Total		27	15270,967			

Coefficient de Variation: 40,41%