

*« Rien ne se perd, rien ne se crée, mais tout se transforme »*

*Antoine Lavoisier 1743-1794*

## Liste des publications

- 1) Tallou, A., Aziz, F., Garcia, A.J. *et al.* **Bio-fertilizers issued from anaerobic digestion for growing tomatoes under irrigation by treated wastewater: targeting circular economy concept.** *Int. J. Environ. Sci. Technol.* (2021). <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03265-7>
- 2) A. Tallou; F. P. Salcedo; A. Haouas; M. Y. Jamali; K. Atif, F. Aziz; S. Amir, “**Assessment of biogas and biofertilizer produced from anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung**” *Journal of Environmental Technology & Innovation*, 2020. DOI: [10.1016/j.eti.2020.101152](https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101152)
- 3) A. Tallou, A. Haouas, M. Y. Jamali, K. Atif, F. Aziz, S. Amir, “**Review on cow manure as renewable energy**”, *Smart village technology*, February 2020. DOI: [10.1007/978-3-030-37794-6\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6_17)
- 4) K. Atif; A. Haouas; M. Y. Jamali; A. Tallou; F. Aziz; S. Amir. “**Pathogens evolution during the composting of the household waste Mixture Enriched with phosphate residues and olive oil mill wastewater**”, *Waste and biomass valorization*, October 2018. DOI: [10.1007/s12649-018-0495-3](https://doi.org/10.1007/s12649-018-0495-3)
- 5) Mohamed Yasser Jamali, Mustapha Namous, Anas Tallou, Khadija Atif, Soumia Amir, “**Estimation of Groundwater Vulnerability to Pollution Based on DRASTIC and SI Methods: A Case Study of the Irrigated Area of Tadla Plain, Oum Errabia Basin, Morocco**”, March 2020, DOI: [10.1145/3399205.3399223](https://doi.org/10.1145/3399205.3399223)
- 6) F. Ezbakhe ; A. Tallou ; J. Mabrouki. « **Addressing the Water-Migration Nexus: An analysis of the links between Water and Migration in the Syrian crisis** ». (Working paper, April, 2019).
- 7) A. Tallou; A. Belabhir, F. P. Salcedo; A. El Ghadraoui; F. Aziz. “**Wastewater Treatment and Reuse Best Practices in Morocco: Targeting Circular Economy**”. UNESCO report: *Water reuse within a circular economy context, November 2020.* [10.13140/RG.2.2.20203.36640](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20203.36640)

## Liste des communications

- A. Tallou, F. P. Salcedo, F. Aziz, S. Amir “**Combination between biofertilizers and reclaimed water reused for growing tomatoes**” *Eau est Changement Climatique 1er Workshop Morywat, 11 Mars 2020, Taroudant, Morocco.*
- A. Tallou, A. Haouas, M. Y. Jamali, A. Khadija, F. Aziz, S. Amir “**Anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung**” *IWA regional conference on water reuse and salinity management (IWARESA), 11-15 June 2018, Murcia, Spain.*
- A. Tallou, A. Haouas, M. Y. Jamali, A. Khadija, F. Aziz, S. Amir “**Anaerobic digestion of different organic wastes**” *2<sup>nd</sup> Mediterranean Forum for PhD Student and Young Researchers*

(Research and innovation as tools for sustainable agriculture, nutrition and food security), **18-20 September 2018, Bari, Italy.**

-M. Y. Jamali, M. Namous, A. Khadija, **A. Tallou & S. Amir** “**Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution par la méthode DRASTIC de la plaine de Tadla, Maroc**” International Conference IT, Technologies Géospatiales et Ressources en eau en Méditerranée, ENSA, Al Hoceima **11 & 12 Mars 2020, Morocco.**

-M. Y. Jamali, M. Namous, A. Khadija, **A. Tallou & S. Amir** “**Impact of the agricultural practices on the origin and evolution of salinization by modeling, and on nitrate pollution and overexploitation at irrigated area of Tadla region**” International Ground Water Resilience to Climate Change and High-Pressure Conference (GRECPIMA) **08-10 May 2019. Mugla/Turkey.**

- M. Y. Jamali, M. Namous, K. Atif, **A. Tallou & S. Amir** “**La dégradation de la qualité des eaux souterraines par les activités anthropique et l'utilisation excessive : cas de la plaine de Tadla**” Congrès International Eaux, Déchets & Environnement ‘Quel Développement Durable pour l’Afrique de Demain’ **20, 21 et 22 Novembre 2019, EST Salé. Maroc.**

## Dédicace

A mes chers parents, pour tous leurs sacrifices, leur amour inépuisable, leur  
tendresse, leur soutien et leurs prières tout au long de mes études,

A mes chères sœurs ..... pour leurs encouragements permanents, et leur  
soutien moral,

A mes chers frères et amis, ....., pour leur appui et leur encouragement,

A toute ma famille pour leur soutien tout au long de mon parcours universitaire,

Que ce travail soit l'accomplissement de vos vœux tant allégués, et le fruit de  
votre soutien infailible,

Merci d'être toujours là pour moi.

## Remerciement

*Je tiens tout d'abord à remercier Dieu le tout puissant, qui nous a donné la force, le courage*

*Et la patience d'accomplir ce modeste travail.*

*Je tiens également à remercier le corps professoral administratif de la FACULTE  
DES SCIENCES ET TECHNIQUES et LA FACULTE POLYDISCIPLINAIRE DE  
BENI MELLAL pour tous les efforts qu'ils avaient*

*Déployés pour le bon déroulement de notre parcours ainsi que ma famille qui nous ont  
toujours soutenus et encouragés.*

*Je tiens également à remercier vivement mon Encadrante Pr. SOUMIA AMIR et mon co-  
Encadrant Pr. AZIZ FAISSAL pour L'encouragement, le suivi, l'aide et les conseils qu'ils  
m'ont présentés tout au long de ce travail.*

*Mes remerciements les plus profonds à tous les membres du jury, pour l'intérêt qu'ils ont*

*Porté à ce modeste travail et pour avoir accepté de contribuer et présider le jury.*

*Je tiens aussi à remercier mes parents pour leurs sacrifices qu'ils ont consentis afin  
Qu'on puisse mener à bien nos études et notre vie.*

## Résumé de thèse

Ce travail se propose, comme objectif principal la valorisation des déchets organiques dans la production de biogaz et des fertilisants de fort apport nutritionnel aux plantes. Ceci via le suivi et l'évaluation d'une part, de la production quantitative du biogaz produit à l'échelle expérimentale, et d'autre part d'évaluer la valeur fertilisante des digestats obtenues. Dans cette optique, les margines, les fumiers, les eaux usées et les résidus de phosphate sont utilisés, afin de déterminer la combinaison adéquate des déchets dans le mélange initial pour réussir l'opération de digestion anaérobie ou biométhanisation. Le mélange adéquat permettra d'obtenir un grand taux de biogaz riche en méthane et un digestat riche en nutriments nécessaires pour les plantes. Ainsi, ces déchets ont été distribués en trois mélanges et ont été introduits dans trois bioréacteurs (B1 : Margines + Eaux Usées ; B2 : Margines + Eaux Usées + Fumier ; B3 : Margines + Fumier). L'efficacité du procédé a été évaluée par le volume de biogaz généré, la qualité des digestats en tant que biofertilisants en utilisant le test de phytotoxicité, et leur caractérisation par la spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier (IRTF) et la Microscopie Electronique à Balayage (MEB). Le plus grand volume de biogaz a été généré par le bioréacteur B3 (476.69 mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS), suivi du bioréacteur B1 et enfin B2. Le test de phytotoxicité indique que le procédé de digestion anaérobie a réduit la toxicité des substrats initiaux. De plus, les spectres infrarouges ainsi que les images de la microscopie électronique à balayage confirment la bonne conduite de la digestion anaérobie de ses mélanges et que plusieurs changements structuraux ont été observés après le procédé. L'analyse en composantes principales (ACP), ainsi que l'analyse par grappe ont été utilisées pour déterminer la relation entre le biogaz produit et tous les paramètres physico-chimiques et biologiques des mélanges lors de la digestion anaérobie. Par ailleurs, la qualité des digestats pour leur utilisation en tant que biofertilisant reste à examiner. De ce fait, le dernier chapitre s'intéresse au test agronomique des substrats et digestats sur les tomates. Les plantes de tomates *Solanum lycopersicum* ont été cultivées sous serre et ont été nourries avec des biofertilisants issus de la digestion anaérobie des margines (M) sans et avec 1%, 5% de résidus de phosphate (RP) dans des conditions mésophiles (37 °C) pendant 25 jours. Ainsi, 1 % des substrats (M initial, M+1 %RP initial, M+5 %RP initial et RP) et 1% des digestats (M final, M+1 %RP final et M+5 %RP final) ont été fournis aux plantes tous les quinze jours. Les eaux usées traitées ont été utilisées pour l'irrigation automatique contrôlée. Cette eau contenait de faibles quantités d'engrais chimiques afin de comparer la croissance des plantes de tomates, l'analyse des feuilles, le potentiel d'eau à la vapeur, le rendement de production avec les résultats de qualité des fruits aux plantes nourries avec des biofertilisants. Les résultats obtenus démontrent que les plantes alimentées avec des biofertilisants ont exhibé la moyenne de croissance des plantes la plus élevée (M+5% RP initial), et une meilleure accumulation des éléments essentiels dans les feuilles (M+1%RP final et M+5%RP final). Le poids moyen le plus grand des fruits par chaque traitement a été obtenu lors de l'application (M+5% RP final) et la production maximale par plante a été obtenue lors de l'application de résidus de phosphates. Les digestats ont démontré de bonnes performances, une qualité de fruit élevée et une meilleure production de tomate par rapport aux plantes contrôles.

**Mots Clés :** Déchets organiques, digestion anaérobie, biogaz, digestat, fertilisant, margines, fumier, eaux usées, résidus de phosphate, test agronomique.

## Abstract

This thesis is proposed as a main objective the valuation of organic waste in the production of biogaz and fertilizers of high nutritional contribution to plants. This valuation was done by monitoring and evaluating the quantitative production of the biogaz produced at the experimental scale and the fertilizing value of the digestates obtained. Accordingly, Olive mill wastewater (OMW), Cow dung (CD), Municipal wastewater (MW) and phosphate residues (PR) were used to determine the appropriate combination of wastes in the initial mixture for successful anaerobic digestion. The suitable mixture produced a high level of methane-rich biogaz and a nutrient-rich digestate for plants. Thus, these wastes were mixed in three compositions and introduced into three bioreactors (B1: OMW+MW; B2: OMW+CD; B3: OMW+CD). The process's efficiency was assessed by the volume of biogaz generated, the quality of digestates as biofertilizers using the phytotoxicity test, and their characterization by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (IRTF) and Scanning Electron Microscopy (SEM). The highest biogaz volume was generated by bioreactor B3 (476.69 mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS), followed by bioreactor B1 and finally B2. The phytotoxicity test indicated that the anaerobic digestion process reduced the toxicity of the initial substrates. Besides, infrared-spectra and scanning electron microscopy pictures confirmed anaerobic digestion occurred and that several structural changes were noticed after the process. Principal component analysis (PCA) and cluster analysis were used to determine the relationship between the biogaz produced and all physico-chemical and biological parameters of mixtures during anaerobic digestion. In addition, the quality of digestates for their use as biofertilizers remains to be examined. The latest chapter is therefore concerned to the agronomic test of substrates and digestates on the tomatoes. *Solanum lycopersicum* tomato plants were grown in greenhouse and fed with biofertilizers from anaerobic digestion of OMW without and with 1%, 5% PR under mesophilic conditions (37°C) for 25 days. Thus, 1% of substrates (OMW, OMW+1%PR, OMW+5%PR and PR) and 1% of digestates (OMW, OMW+1%PR and OMW+5%PR) were provided to plants every two weeks. The reclaimed water coming from the wastewater treatment plant next to the greenhouse where located the experiment was used through controlled automatic irrigation. This water contained small amounts of chemical fertilizers in the aim to compare tomato plants' growth, leaf analysis, steam water potential, production yield, and fruit quality results to plants fed with biofertilizers. The results obtained showed that plants fed with biofertilizers reached the highest average plant growth in (OMW+5%PR substrate), and a better accumulation of essential elements in the leaves are within (OMW+1%PR digestate and OMW+5% PR digestate). The maximum average weight of fruit per treatment was obtained by the application (OMW+5%PR digestate) and the maximum production per plant was obtained by the application of Phosphate Residues PR. On the other hand, biofertilizers, especially digestates showed good performances, high fruit quality and better tomato production than control plants.

**Keywords:** Organic waste, anaerobic digestion, biogaz, digestates, biofertilizers, olive mill wastewater, phosphate residues, cow dung, municipal wastewater, agronomic test.

## ملخص الصوحة الدكتوراه

يتمثل الهدف الرئيس لهذا العمل في تبيين دور النفايات العضوية في إنتاج الغاز الحيوي والأسمدة ذات القيمة الغذائية العالية للنباتات. وذلك من خلال رصد وتقييم الإنتاج الكمي للغاز الحيوي المنتج على النطاق التجريبي ودراسة قدرة التخصيب للمنتجات التي تم الحصول عليها بعد عملية التحلل اللاهوائي لهذه النفايات العضوية. وتحقيقاً لهذا الغرض، تم استخدام الزيبار (المخلفات السائلة بعد استخراج زيت الزيتون) وروث الأبقار ومياه الصرف الصحي ومخلفات الفوسفات لتحديد الخليط المناسب للنفايات من أجل إنجاز عملية التحلل اللاهوائي. وسينتج المزيج الأفضل أعلى حجم من الغاز الحيوي الغني بغاز الميثان وسمادا غنيا بالمغذيات للنباتات. وبناء عليه فقد تم توزيع هذه النفايات في ثلاث توليفات مختلفة وتم بها ملء ثلاث مفاعلات بيولوجية مصنوعة على مستوى المختبر كالاتي: مفاعل 1 (زيبار + المياه العادمة)؛ مفاعل 2 (الزيبار + المياه العادمة + روث الأبقار)؛ مفاعل 3 (الزيبار + روث الأبقار). وقد تم تقييم كفاءة هذه العملية من خلال حجم الغاز الحيوي المتولد، وجودة الأسمدة البيولوجية الناتجة باستخدام اختبار السمية النباتية، والتحليل الطيفي للأشعة تحت الحمراء بتحويل فورييه (IRTF) والمسح بالمجهر الإلكتروني (MEB). لقد تم إنتاج أكبر حجم من الغاز الحيوي من خلال المفاعل 3 (476,69 مل من غاز الميثان لكل غرام من المواد المتبخرة)، يليه المفاعل 1 وأخيراً المفاعل 2. وقد أشار اختبار السمية النباتية إلى أن عملية التحلل اللاهوائي قللت من سمية النفايات الأولية. وبالإضافة إلى ذلك، فإن منحنيات طيف الأشعة تحت الحمراء وصور المسح بالمجهر الإلكتروني تؤكد أن عملية التحلل اللاهوائي تمت بطريقة سليمة، وأن عدة تغيرات بنيوية حدثت بعد العملية. وقد استخدم تحليل المكونات الرئيسية (ACP) والتحليل العنقودي لتحديد العلاقة بين الغاز الحيوي المنتج وجميع المعاملات الفيزيوكيميائية والبيولوجية للمفاعلات أثناء التحلل اللاهوائي. علاوة على ذلك، يتعين فحص جودة نواتج عملية التحلل اللاهوائي وإخضاعها لمزيد من التجارب لاستخدامها كأسمدة حيوية. ولذلك، فإن الفصل الأخير من هذا العمل يتعلق بالتجريب الزراعي للنفايات العضوية الأولية وللنفايات العضوية بعد معالجتها بالتحلل اللاهوائي على الطماطم طوال خمسة أشهر. لقد تمت زراعة نباتات الطماطم في المستنبتات (بيوت البلاستيكية) وتغذيتها بالمخلفات الناتجة عن التحلل اللاهوائي للزيبار بدون أو بإضافة نسبة 1% أو نسبة 5% من مخلفات الفوسفات في ظل ظروف اعتيادية (37 درجة مئوية) لمدة 25 يوماً. وبالتالي فإن 1% من النفايات الأولية قبل المعالجة بالتحلل اللاهوائي (الزيبار الأولي، الزيبار الأولي + 1% من مخلفات الفوسفات، الزيبار + 5% من مخلفات الفوسفات، و مخلفات الفوسفات) و 1% من النفايات بعد معالجتها (الزيبار النهائي، الزيبار + 1% من مخلفات الفوسفات، الزيبار + 5% من مخلفات الفوسفات) كانت تُعدى بها شتلات الطماطم كل 15 يوماً. مياه الصرف الصحي المعالجة أستخدمت في الري الآلي الخاضع للمراقبة. وقد احتوت هذه المياه على كميات صغيرة من الأسمدة الكيميائية من أجل ضمان صحة نباتات الطماطم، وقد تم تحليل الأوراق، ضغط المياه في النباتات، عائد الإنتاج وجودة الثمار للنباتات التي تم امدادها بالأسمدة الحيوية مقارنة مع النباتات الشاهدة. النتائج المحصل عليها تبين أن النباتات التي تم امدادها بالأسمدة الحيوية قد أظهرت معدل نمو أعلى (الزيبار + 5% من مخلفات الفوسفات الأولية) وتراكم أفضل للعناصر الأساسية في الأوراق (الزيبار + 1% من مخلفات الفوسفات بعد المعالجة، الزيبار + 5% من مخلفات الفوسفات بعد المعالجة). الكتلة المتوسطة العليا للثمار في التوليفات المختلفة تم تحقيقها عند إستعمال التوليفة (الزيبار + 5% من مخلفات الفوسفات بعد المعالجة) والإنتاجية العليا للنباتات تم تحقيقها عند استخدام مخلفات الفوسفات. أظهر استخدام النفايات العضوية بالأساس التوليفات فعالية جيدة وثمار ذات جودة عالية وإنتاجية عالية للطماطم مقارنة مع عينات الاختبار.

**الكلمات المفتاح:** التحلل اللاهوائي، الأسمدة الحيوية، الغاز الحيوي، الزيبار، مياه الصرف الصحي، مخلفات الفوسفات، روث البهائم، التجريب الزراعي.



# Sommaire

Dédicace.....	4
Remerciement .....	5
Résumé de thèse .....	6
Sommaire.....	9
Liste des figures .....	13
Liste des tableaux.....	16
Nomenclature .....	17
<b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>	<b>19</b>
<b>CHAPITRE 1: Synthèse Bibliographique .....</b>	<b>21</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>22</b>
<b>2. Problématique des déchets .....</b>	<b>25</b>
<b>3. Situation des déchets au niveau du Maroc.....</b>	<b>28</b>
<b>3.1. Déchet de l'industrie oléicole (Margines) .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2. Fumiers .....</b>	<b>33</b>
<b>3.3. Eaux usées.....</b>	<b>35</b>
<b>3.4. Déchets miniers (Résidus de phosphate).....</b>	<b>38</b>
<b>4. Filières de traitement des déchets .....</b>	<b>39</b>
<b>4.1. Procédé de traitement thermique par incinération .....</b>	<b>39</b>
<b>4.2. Procédés de traitement physico-chimique .....</b>	<b>40</b>
<b>4.3. Procédés de traitement biologique .....</b>	<b>42</b>
<b>5. Etat de l'art et choix de la digestion anaérobie (DA).....</b>	<b>45</b>
<b>5.1. Co-digestion anaérobie .....</b>	<b>47</b>
5.2.1. Hydrolyse.....	49
5.2.2. Acidogénèse.....	49
5.2.3. Acétogénèse.....	49
5.2.4. Méthanogénèse .....	50

<b>5.3. Facteurs affectant la digestion anaérobie .....</b>	<b>51</b>
5.3.2. pH .....	52
5.3.3. Humidité .....	52
5.3.4. Substrat/source de carbone .....	52
5.3.5. Azote .....	53
5.3.6. Rapport C/N .....	53
5.3.7. Bioréacteurs .....	54
<b>5.4. Rôle des microorganismes dans la digestion anaérobie.....</b>	<b>55</b>
<b>5.5. Valorisation des sous-produits de la digestion anaérobie .....</b>	<b>56</b>
5.5.1. Biogaz.....	56
5.5.2. Digestat.....	58
<b>CHAPITRE 2: Matériels &amp; Méthodes .....</b>	<b>61</b>
<b>Partie 1 : Co-digestion anaérobie de différents types de déchets organiques .....</b>	<b>62</b>
<b>1. Substrat organique.....</b>	<b>62</b>
<b>2. Caractérisation physico-chimique des substrats organiques .....</b>	<b>63</b>
<b>2.1. Caractérisation physique des substrats organiques .....</b>	<b>63</b>
<b>2.2. Carbone organique total (%COT).....</b>	<b>63</b>
<b>2.3. Azote Total Kjeldahl (NTK).....</b>	<b>64</b>
<b>2.4. Dosage des polyphénols.....</b>	<b>65</b>
<b>2.5. Conditionnement des bioréacteurs .....</b>	<b>66</b>
<b>2.6. Test de phytotoxicité .....</b>	<b>68</b>
<b>3. Caractérisation spectroscopique des substrats et des digestats .....</b>	<b>70</b>
3.1. <i>Spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier (FTIR)</i> .....	70
3.2. <i>Microscopie électronique à balayage (MEB)</i> .....	70
3.3. <i>Micro-analyse par énergie dispersive des rayons-X (EDAX)</i> .....	70
3.4. <i>Spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP)</i> .....	71
<b>4. Analyse statistique.....</b>	<b>71</b>

<b>Partie 2 : Procédé de la digestion anaérobie avec apport minéral et essai agronomique sur les tomates .....</b>	<b>72</b>
1. Collection des déchets et alimentation des bioréacteurs .....	72
2. Montage et conditionnement des bioréacteurs .....	73
3. Echantillonnage et caractérisation des digestats .....	77
4. Essai agronomique .....	77
4.1. Mise en place de l'essai .....	77
4.2. <i>Caractérisation des eaux usées traitées utilisées dans l'irrigation des tomates .....</i>	<i>84</i>
4.3. <i>Statut de l'eau dans les plantes (Stress hydrique) .....</i>	<i>84</i>
4.4. <i>Qualité agro-physiologique des plantes .....</i>	<i>88</i>
4.5. <i>Qualité de fruit .....</i>	<i>88</i>
<b>CHAPITRE 3: Co-digestion anaérobie de plusieurs déchets organiques .....</b>	<b>90</b>
1. Introduction .....	91
2. Essais de digestion anaérobie : production du biogaz .....	92
3. Evolution de pH.....	94
4. Décomposition de la matière organique .....	95
5. Test de phytotoxicité .....	96
6. Caractérisation des substrats et des digestats.....	98
6.1. <i>Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) .....</i>	<i>98</i>
6.2. <i>Analyse par micro-analyse par énergie dispersive de rayon-X.....</i>	<i>100</i>
6.3. <i>Analyse par spectroscopie Infra-Rouge à transformée de Fourier .....</i>	<i>103</i>
7. Analyse statistique.....	106
8. Conclusion.....	108
<b>CHAPITRE4: Essai agronomique des substrats et des digestats sur les tomates .....</b>	<b>110</b>
1. Introduction .....	111
2. Caractérisation ionique des substrats, des digestats et de l'eau d'irrigation .....	113
2.1. <i>Substrats et digestats .....</i>	<i>113</i>
2.2. <i>Eau de drainage après irrigation.....</i>	<i>117</i>

<b>3. Suivi de la croissance des plantes .....</b>	<b>121</b>
<b>4. Statut de l'eau dans les plantes .....</b>	<b>124</b>
<b>5. Analyse des feuilles des plantes .....</b>	<b>127</b>
<b>6. Production et récolte .....</b>	<b>129</b>
<b>7. Qualité de fruit .....</b>	<b>130</b>
<b>8. Conclusion.....</b>	<b>132</b>
<b>CONCLUSION GENERALE.....</b>	<b>133</b>
<b>REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE.....</b>	<b>136</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>152</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1:</b> Schéma de l'économie circulaire.....	<b>23</b>
<b>Figure 2:</b> Evolution du volume des eaux usées urbaines produites au Maroc.....	<b>36</b>
<b>Figure 3:</b> Schéma générale de la Digestion Anaérobie et valorisation de biogaz et digestat. ...	<b>46</b>
<b>Figure 4:</b> Les étapes de la digestion anaérobie. ....	<b>48</b>
<b>Figure 5:</b> Fumier bovin (gauche) et eaux usées (droite).....	<b>62</b>
<b>Figure 6:</b> Margines .....	<b>62</b>
<b>Figure 7:</b> Appareils de minéralisation (à gauche) et de distillation (à droite) pour dosage d'Azote Kjeldahl au Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, FPBM, USMS. ....	<b>65</b>
<b>Figure 8:</b> Montage du procédé de la digestion anaérobie des trois expériences.....	<b>68</b>
<b>Figure 9:</b> Test de phytotoxicité des trois échantillons (LPVRD, FPBM, USMS).....	<b>69</b>
<b>Figure 10:</b> Résidus des phosphates.....	<b>72</b>
<b>Figure 11:</b> Margines. ....	<b>73</b>
<b>Figure 12:</b> Conception du bioréacteur et ses composantes.....	<b>74</b>
<b>Figure 13:</b> Insertion des ports d'échantillonnage, de sonde de température et de collecteur de biogaz.....	<b>75</b>
<b>Figure 14:</b> adaptation du couvercle de bioréacteur pour assurer son étanchéité. ....	<b>75</b>
<b>Figure 15:</b> Bioréacteur rempli et prêt pour l'utilisation. ....	<b>76</b>
<b>Figure 16:</b> Les trois bioréacteurs fabriqués au laboratoire. ....	<b>76</b>
<b>Figure 17:</b> Montage final du procédé de digestion anaérobie. ....	<b>77</b>
<b>Figure 18:</b> Surface de travail qui est de l'ordre de 13m <sup>2</sup> et de deux lignes. ....	<b>80</b>
<b>Figure 19:</b> Positionnement des pots et insertion des tuyaux d'irrigation goutte à goutte.....	<b>80</b>
<b>Figure 20:</b> Les plantules de tomates avant semis dans les pots. ....	<b>81</b>
<b>Figure 21:</b> Semis des tomates et installation des pots. ....	<b>82</b>
<b>Figure 22:</b> Installation des cordes agricoles des tomates.....	<b>83</b>
<b>Figure 23:</b> Montage final des pots et démarrage de l'irrigation. ....	<b>84</b>
<b>Figure 24:</b> Appareil de mesure du stress hydrique (Steam water potential).....	<b>85</b>
<b>Figure 25:</b> feuille de tomate recouverte par l'enveloppe en aluminium pendant 2 heures.....	<b>86</b>
<b>Figure 26:</b> Attachement de l'appareil autour de la tige de la feuille de tomate.....	<b>87</b>
<b>Figure 27:</b> Mesure du stress hydrique avec une apparition de la première goutte d'eau .....	<b>87</b>
<b>Figure 28:</b> Fruit de tomates au moment de la récolte. ....	<b>89</b>

<b>Figure 29:</b> Evolution du pH durant le temps de rétention hydraulique (TRH) des bioréacteurs. .....	<b>95</b>
<b>Figure 30:</b> Indice de Germination des graines des tomates ( <i>Lycopersicum esculentum</i> ) pulvérisées avec de l'eau distillée (contrôle), solutions extraites des substrats et solutions extraites des digestats. ....	<b>98</b>
<b>Figure 31:</b> Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B1. <b>A :</b> Margines/ Eaux usées (substrat); <b>B :</b> Margines/Eaux usées (digestat). ....	<b>99</b>
<b>Figure 32:</b> Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B2. <b>C :</b> Margines/Eaux usées/ Fumiers (substrat) ; <b>D :</b> Margines/Eaux usées/Fumier (digestat).....	<b>100</b>
<b>Figure 33:</b> Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B3.....	<b>100</b>
<b>Figure 34:</b> Spectres EDX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B1 (Margines+ Eaux usées). ....	<b>101</b>
<b>Figure 35:</b> Spectres EDX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B2 (Margines+Fumier+Eaux usées).....	<b>102</b>
<b>Figure 36:</b> Spectres EDAX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B3 (Margines+Fumier).....	<b>103</b>
<b>Figure 37:</b> Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B1(Margines+Eaux usées).....	<b>105</b>
<b>Figure 38:</b> Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B2 (Margines+Fumier+Eaux usées).....	<b>105</b>
<b>Figure 39:</b> Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B3 (Margines+Fumier).....	<b>106</b>
<b>Figure 40:</b> Analyse en composantes principales (ACP) entre le biogaz produit et les propriétés physico-chimiques du digestat.....	<b>107</b>
<b>Figure 41:</b> Hiérarchie de l'analyse par grappe entre le biogaz produit et les propriétés physico- chimiques des digestats. ....	<b>108</b>
<b>Figure 42:</b> Récupération de l'eau de drainage pour analyse par ICP. ....	<b>117</b>
<b>Figure 43:</b> Echantillons d'eau de drainage pour dosages des éléments nutritifs par ICP.....	<b>119</b>
<b>Figure 44:</b> Concentration des éléments essentiels dans l'eau d'irrigation issue de la station d'épuration de Murcia (Espagne). ....	<b>119</b>
<b>Figure 45:</b> Moyenne maximale de la croissance des plantes de tomate pour chaque application (bio-fertilisant et contrôle) durant la saison de culture.....	<b>122</b>
<b>Figure 46:</b> Effet des résidus des phosphates sur une plante de tomate.....	<b>123</b>

**Figure 47:** résultat de l'application directe des résidus de phosphate sur le sol (effet d'argile).  
.....124

**Figure 48:** Asphyxiation des racines par effet d'argile qui forme une barrière contre  
l'infiltration de l'eau.....124

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1:</b> Caractéristiques physico-chimiques des substrats organiques après leur collecte..	<b>66</b>
<b>Tableau 2:</b> Caractéristiques physicochimiques du sol utilisé durant l'expérience. ....	<b>79</b>
<b>Tableau 3:</b> Propriétés physico-chimiques des substrats et digestats. ....	<b>94</b>
<b>Tableau 4:</b> Nombre des graines germées et taille des racines des graines de tomates mouillées avec les solutions des substrats et des digestats. ....	<b>97</b>
<b>Tableau 5:</b> Corrélation Spearman entre les paramètres physico-chimiques des substrats et digestats. ....	<b>107</b>
<b>Tableau 6:</b> Concentration en éléments essentiels dans les substrats et les digestats avant l'application. ....	<b>116</b>
<b>Tableau 7:</b> Concentration des micros et macro éléments dans l'eau de drainage après un jour et après 14 jours d'application des biofertilisants (voir annexes pour plus de détails). ....	<b>120</b>
<b>Tableau 8:</b> Statut de l'eau dans les plantes (moyenne de stress hydrique pour 4 répétitions pour chaque traitement). ....	<b>126</b>
<b>Tableau 9:</b> Concentration des éléments essentiels dans les feuilles des tomates dans les essais réalisés. ....	<b>128</b>
<b>Tableau 10:</b> Production totale après la récolte ; nombre total des fruits, poids moyen des fruits et la moyenne de production/plante. ....	<b>129</b>
<b>Tableau 11:</b> Effet des biofertilisants sur les paramètres de qualité des tomates : Acidité Titrable (AT), Sucres Solubles Totaux (SST), Dureté (%) l'indice de teinte (Hue°).....	<b>131</b>
<b>Tableau 12:</b> Application phytosanitaire sur les plantes de tomate .....	<b>155</b>



## Nomenclature

**M:** Margines.

**F:** Fumier.

**EU:** Eaux usées.

**RP:** Résidus de phosphate.

**MT :** Million de tonne.

**IRTF:** Infra-Rouge a Transformée de Fourier.

**MEB:** Microscopie Electronique à Balayage.

**CH<sub>4</sub>:** Méthane.

**CO<sub>2</sub>:** Dioxyde de Carbone.

**C:** Carbone.

**N<sub>2</sub>:** Azote.

**O<sub>2</sub>:** Oxygène.

**H<sub>2</sub>S:** Sulfure d'Hydrogène.

**TRH:** Temps de rétention hydraulique.

**ST:** Solides totaux.

**COT%:** Carbone organique total.

**K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>:** Dichromate de Potassium.

**(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>Fe(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O:** Sel de Mohr.

**ATK:** Azote Total Kjeldahl.

**pH:** Potentiel d'Hydrogen.

**CE:** Conductivité Electrique.

**HCl:** Acide Chloridrique.

**NaOH:** Hydroxyde de Sodium.

**NG:** Nombre de germination.

**ER:** Elongation des racines.

**GI :** Indice de Germination.

**KBr:** Bromure de Potassium.

**ACP:** Analyse en composantes principales.

**SV:** Solides volatiles.

**NU:** Nation Unis.

**ODD :** Objectifs du Développement Durable.

**DA :** Digestion Anaérobie.

**P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> :** Phosphate.

**K<sub>2</sub>O :** Oxyde de Potassium.

**CaO:** Oxyde de Calcium.

**K:** Potassium.

**Ca:** Calcium.

**Mg:** Magnésium.

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup> :** Nitrate.

**Cu:** Cuivre.

**Mn:** Manganèse.

**Fe:** Fer.

**Zn:** Zinc.

**Na:** Sodium.

**B:** Bore.

**Cl:** Chlore.

**Al :** Aluminium.

**AT:** Acidité titrable.

**SST:** Sucres solubles totaux

**HNO<sub>3</sub> :** Acide nitrique.

**ICP :** Spectrométrie de plasma à couplage inductif.

**DBO :** Demande biologique en oxygène.

**DCO :** demande chimique en oxygène.

## INTRODUCTION GENERALE

A l'instar du débat sur le changement climatique, la forte dépendance sur les fossiles combustibles, l'augmentation de la demande à l'énergie s'accroît avec la croissance démographique et le développement du niveau de vie. D'autre part, la mauvaise gestion des déchets organiques que nous produisons est la cause de nombreux problèmes environnementaux tels que les émissions de gaz à effet de serre, et la pollution des ressources naturelles. Ceci est lié à une biodégradation anarchique de ces matières organiques dans l'environnement. Dans le cadre de décisions environnementales durables, certaines communautés favorisent le compostage pour remédier à ce problème, tandis que d'autres comptent sur la digestion anaérobie et la valorisation du biogaz (Amir et al., 2005).

Le Maroc, comme tous les autres pays en développement souffrent des grandes quantités de différents déchets et rejets organiques sans l'adoption de filières pour leur recyclage. Ce problème surgit d'autant plus par leur stockage et leur déversement illégal et sans aucun traitement dans les espaces naturelles. Cela peut affecter la qualité de la vie humaine, et des ressources naturelles telles que les sols agricoles, les cours d'eau et entraînera aussi une pollution de l'air. Ces grandes quantités de déchets exigent le scénario de la valorisation des matières organiques pour la production de l'énergie et ainsi l'atténuation de l'émission des gaz à effet de serre. Récemment, la combinaison des deux processus de la digestion anaérobie et le compostage pour le traitement des déchets organiques a été de plus en plus favorisée (Franke-Whittle et al., 2014b).

La digestion anaérobie (aussi appelée méthanisation) est la transformation de la matière organique en un biogaz, composé principalement de méthane et de gaz carbonique. Cette transformation s'opère par l'action d'un consortium microbien fonctionnant en anaérobiose (Devia, 2013). Ce procédé permet donc de transformer la matière organique pour produire du biogaz valorisable, via le méthane qu'il contient. Le biogaz peut être utilisé soit sous forme thermique, ou sous forme électrique après transformation par cogénération et enfin en tant que carburant (Peu, 2011). Le digestat (fraction résultante après le procédé), s'il est de bonne qualité, peut être utilisé en tant que fertilisant ou amendement organique dans le cadre d'un plan d'épandage au sol. En fait, une bonne valorisation du digestat permet aussi de renforcer la rentabilité d'une unité de méthanisation (Pierre et al., 2003). Dans ce contexte, des chercheurs ont rapporté que la plupart des déchets des huileries testés permet d'améliorer très significativement la production de méthane lors de la co-digestion avec le mélange de base,

même si les proportions ajoutées sont relativement faibles (25% des matières organiques apportées) (Goberna et al., 2010; Tallou et al., 2020a). Ils ont signalé aussi qu'aucun temps d'adaptation des boues aux coproduits gras, ni aucune accumulation de matière solide dans le réacteur n'ont été constatés. L'incorporation des résidus ménagers dans une installation de méthanisation centralisée est aussi faisable et serait bénéfique pour la production de biogaz. Cette co-digestion pourrait être envisagée dans les digesteurs de boues de station d'épuration municipale fonctionnant en sous-capacité. Dans cette optique s'inscrit la thématique de ce travail qui vise d'évaluer le rendement quantitatif et qualitatif d'une co-digestion de différents types de résidus organiques et inorganiques en termes de biogaz et qualité des digestats finaux.

La première partie de ce travail est une étude bibliographique rapportant des renseignements sur la biométhanisation et les techniques utilisées afin d'aboutir aux objectifs souhaités. Également, les substrats qui seront utilisés pour la conduite de ce processus biologique sont définis et discutés dans la partie bibliographique.

Le deuxième chapitre présente la partie expérimentale consacrée à tous les procédés, les protocoles, les traitements et les différentes analyses (spectroscopiques, physico-chimiques, biologiques et statistiques) utilisés dans ce travail.

Le troisième chapitre présente les résultats du procédé de Co-digestion anaérobie d'effluent de l'industrie des huileries (Les margines) mixés à des proportions différentes avec d'autres types de déchets organiques (Fumier, Eaux usées). Ce chapitre comprend un suivi physico-chimique, une analyse qualitative et une analyse spectroscopique de l'efficacité de la digestion anaérobie de ces déchets organiques.

Le dernier chapitre présente les résultats du test agronomique des substrats et des digestats issue de la digestion anaérobie des margines avec les résidus de phosphate qui seront appliqués sur les tomates pendant 4 mois jusqu'à la récolte et l'étude de la qualité du fruit. Finalement, nous donnons une conclusion générale qui rassemble les résultats obtenus et nous proposons des perspectives à la lumière de ce travail.

# **CHAPITRE 1**

---

## **Synthèse Bibliographique**

---

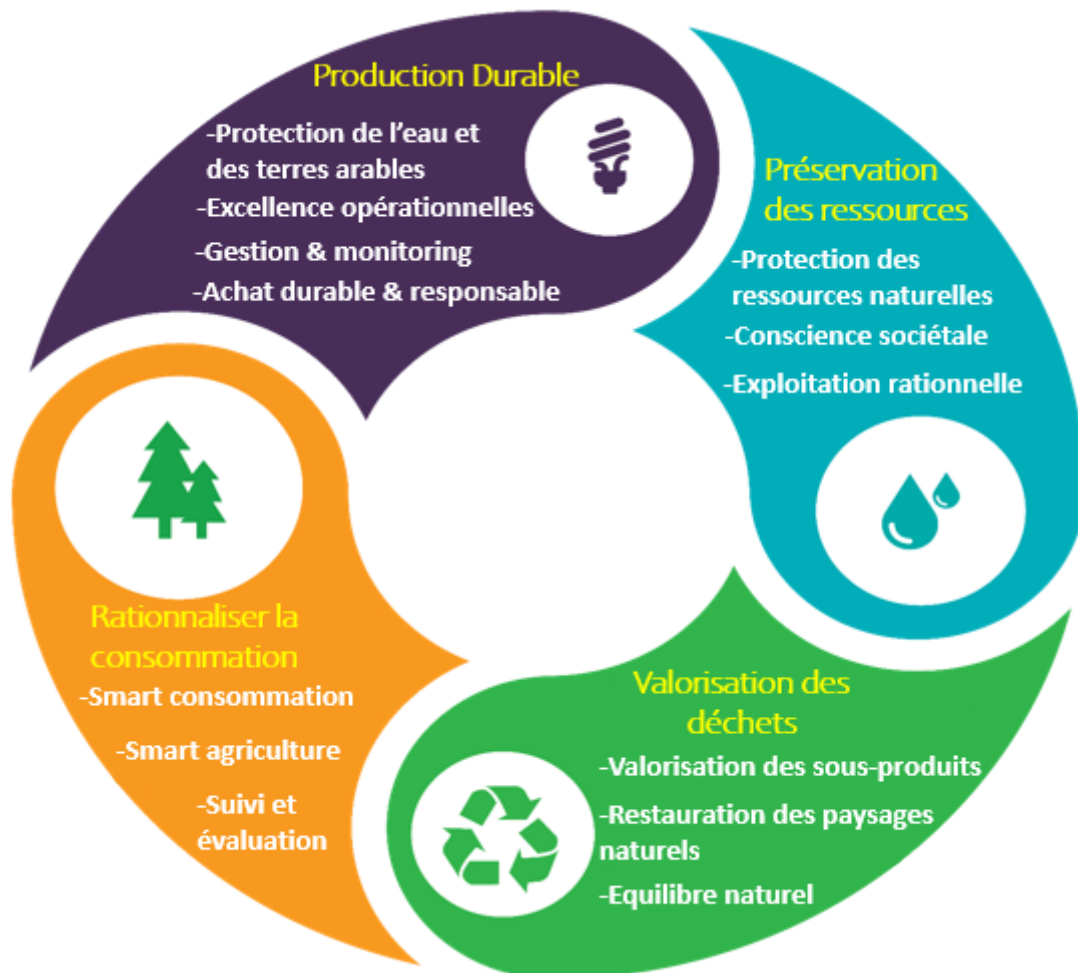
## 1. Introduction

A nos jours, l'humanité confronte les défis environnementaux les plus menaçants et les plus dangereux de l'histoire humaine. Le changement climatique accéléré est dû à nos activités journalières ce qui perturbe notre écosystème. L'industrie, le transport, l'agriculture et la production sont des activités humaines qui directement ou indirectement font augmenter les émissions de gazs à effets de serre. Ces derniers aboutissent à des catastrophes naturelles tel que la désertification, la sécheresse, les inondations, l'augmentation du niveau des océans, de la température moyenne de la planète, même en résulte des maladies chroniques et pathogènes, etc. La complexité du changement climatique actuel réside dans l'interférence et la dépendance de plusieurs facteurs qui influencent et qui rendent difficile la résolution de ces problèmes (Li et al., 2018; Tallou et al., 2020b). Par exemple, l'augmentation de la population mondiale (9 milliards estimé par les nations unis (NU) à 2050) impliquera une demande très forte et inévitable sur l'eau potable, la nourriture et l'énergie (Water, Food and Energy Nexus) (Hoolohan et al., 2019). Par conséquent, les conflits politiques, le taux de migration des zones arides et désertiques vers les zones moins affectées par la sécheresse, le taux d'urbanisation et le chômage, ainsi que la pression sur l'eau d'irrigation pour produire plus de nourriture vont augmenter d'une manière catastrophique si les scientifiques, les chercheurs, les organisations et les décideurs ne collaborent pas pour résoudre cette problématique (Si et al., 2019; Zhang et al., 2019).

Par ailleurs, l'un des enjeux environnementaux de nos jours est l'énorme quantité des déchets que ça soit organiques issues des activités anthropiques, de l'industrie agroalimentaire, des stations d'épurations et des fermes (Fumiers, Margines, déchets agronomiques, déchets ménagers etc.), ou bien ceux issues de l'exploitation minière des différentes ressources naturelles (Résidus des phosphates, etc.). Selon le rapport de la banque mondiale publié le 20 Septembre 2018 (Silpa et al., 2018), le taux de production mondiale de déchets (tous types) va augmenter de 70 % dans les prochaines 30 années si la stratégie mondiale de traitement et de recyclage ne changera pas. Sous l'influence de la croissance de la démographie mondiale et de l'urbanisation rapide, la quantité des déchets produite par an atteindra 3,4 milliards de tonnes dans les trois prochaines décennies (2,01 milliards en 2016). Les pays du Moyen Orient et de l'Afrique produisent ensemble 15% de la quantité mondiale des déchets ce qui est équivalent à 129 millions de tonnes (Clifton et al., 2010; Silpa et al., 2018). Les déchets organiques sont la catégorie la plus grande relativement à d'autres types de déchets avec 44% du volume total. Dans le monde, presque 40% des déchets sont jetés dans les décharges, alors que 11% peut être

traité ou recyclé par différentes méthodes de traitements et de recyclage des déchets. Le reste est déversé ou stocké dans les cours d'eau, les océans, les zones désertiques ou aléatoirement près des villes ou des terrains ouverts, causant la détérioration et la dégradation des sols agricoles et des ressources naturelles (eaux de surface et souterraines, etc.) ce qui présente une menace pour la vie humaine et l'équilibre naturel.

Le Maroc appartenant aux pays qui ont adoptés les 17 buts du développement durable à travers la stratégie nationale du développement durable (SNDD) mise en œuvre dès 2017, souffre aussi de l'impact des déchets produits chaque année, en termes de stockage, de nuisance à l'environnement et à la qualité de la vie humaine. Cette stratégie a pour but de garantir la transition de notre pays vers une économie circulaire verte (Plan Maroc Vert, 2008) (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2018).



**Figure 1:** Schéma de l'économie circulaire.

Le rapport de synthèse publié en Mars 2019 par le Secrétariat d'Etat auprès du ministère de l'Energie, des Mines et du Développement Durable, Chargé du Développement Durable au

Maroc, indique que la quantité totale des déchets produits au niveau national en 2015 est de 26,8 millions de tonnes, réparti entre 7,4 millions de tonnes de déchets ménagers en milieu urbain et rural, 5,4 millions de tonnes de déchets industriels et 14 millions de tonnes de déchets de construction et de démolition. A l'horizon 2030, l'estimation de la quantité totale des déchets atteindra 39 millions de tonnes (augmentation de 45%), un taux énorme qui nécessite l'intervention rapide des différents acteurs de la société.

Il existe plusieurs méthodes de traitement et de valorisation des déchets organiques, mais le traitement par méthode biologique s'avère le plus propre et le plus efficace en termes d'impact sur l'environnement et de la valorisation de ces sous-produits. La filière de traitement biologique se compose d'une technique aérobie en présence d'oxygène dite « compostage », et une autre en absence d'oxygène nommée « digestion anaérobie ». Ces deux techniques ont pour but la dégradation et la biotransformation de la matière organique (déchets organiques) par une communauté bactérienne dans des conditions bien définies. Ces deux techniques ont montré des avantages et des résultats très positifs en termes de valorisation de ces déchets qui peuvent être réutilisés comme biofertilisants, ainsi que le pouvoir énergétique du biogaz généré lors de la digestion anaérobie. En plus, le grand défi aujourd'hui pour la gouvernance environnementale mondiale est d'atteindre ou de créer un système qui prend en considération l'économie circulaire ainsi que le développement durable qui protège l'environnement, renforce l'économie et assure la qualité de la vie humaine (Winans et al., 2017).

Le traitement par procédé de bio-méthanisation ou digestion anaérobie (DA), présente de nombreux avantages sur le plan environnemental, par rapport à d'autres modes de traitement des déchets. En effet, au-delà de la réduction des quantités de déchets à stocker, il permet une production d'énergie renouvelable par la valorisation du biogaz, ce qui permet de réduire le recours aux énergies fossiles pour la production d'électricité, de chaleur et de bio-carburant. Ce traitement confère la production de biofertilisants pour application dans l'agriculture. Entre autre, ce procédé permet un traitement efficace des déchets organiques gras ou très humides.

Néanmoins la qualité du biogaz produit dépend du mélange initial utilisé, Amani et al., (2010) ont rapporté que la teneur en méthane dans le biogaz dépend du type de substrat méthanisés, où plus le substrat est riche en carbone, plus le biogaz produit est riche en méthane. Selon plusieurs études, la production de biogaz riche en méthane augmente de façon linéaire avec la concentration initiale de la biomasse (Kumari et al., 2018; Li et al., 2019; Mata-Alvarez et al., 2000; Wu et al., 2019). Fantozzi et Buratti, (2009) ont déduit aussi dans leur



étude en comparant la production de biogaz à partir de différents substrats et des mélanges dans un digesteur, que la production de biogaz, le rendement en méthane et le contenu énergétique ont changé selon les substrats utilisés dans le mélange. D'autres auteurs, ont rapporté que la balance des éléments nutritifs est également critique dans le processus de la digestion anaérobie. Un rapport de carbone/Azote (C/N) de 20 à 30 est optimale pour la production de biogaz, tandis que l'excès de sources d'azote ou de carbone peut entraîner une inhibition (Djaafri et al., 2014; Yuexi et al., 2019). En effet, le mélange des boues avec les déchets ménagers améliore en même temps la composition et la siccité du mélange à digérer, et permet d'aboutir aussi à un produit fini (digestat) riches en matières organiques et en éléments minéraux. L'utilisation des coproduits ou résidus ménagers pourrait se révéler intéressante, compte tenu de leur très fort potentiel en méthane (Badey et al. 2012). Cependant, une attention particulière devra être portée aux conditions de fonctionnement de ces digesteurs pour éviter un dysfonctionnement lié à un apport trop important ou insuffisant de matière solide.

## **2. Problématique des déchets**

Dans le monde entier, l'augmentation de la consommation humaine, de la production des résidus continue en quantité et en dangerosité causant aussi des impacts négatifs directs sur l'environnement, et sur la santé humaine. Cette réalité préoccupe les pays en développement (PED) sous motif du retard biotechnologique et industriel expliqué en manque de moyens et leur capacité d'entamer la problématique avec une approche adaptée à leur situation. L'absence de données de définition des déchets -qui est une nécessité à tout plan de gestion- coince la mise en place d'une politique pertinente qui vise la gestion et la valorisation des déchets organiques. Ainsi, certaines études, ont eu comme objectif principal l'évaluation du potentiel polluant ou bien la mise en évidence de présence des conséquences dangereuses sur la santé humaine et l'environnement (Afilal et al., 2014; Silpa et al., 2018).

Sans doute, la gestion des déchets est un problème qui concerne chaque individu. Les décideurs sont en mobilité à ce propos. Les déchets mal gérés nuisent l'écosystème et par conséquence l'équilibre naturel. De plus, ces déchets émettent des gaz à effets de serre, transmettent des maladies pathogènes et provoquent des difficultés respiratoires à cause des particules aéroportées produites de la combustion de ces déchets. Les résidus non gérés ou mal gérés résultants de décennies de croissance économique exigent une intervention immédiate à tous les niveaux. Ainsi, l'urbanisation accélérée et la croissance démographique imposent de créer des grands centres de population, ce qui complique la collecte des déchets et l'acquisition

de terres pour le stockage, le traitement et l'élimination. C'est la raison pour laquelle les données de gestion des déchets sont indispensables sur le plan politique pour le contexte local. Une feuille de route va permettre aux administrations et aux autorités de choisir des méthodes de gestion adaptées (Silpa et al., 2018).

Le monde génère 2,01 milliards de tonnes de déchets solides par an, dont au moins 67 % sont des déchets organiques. À l'échelle mondiale, les déchets produits par personne et par jour sont en moyenne de 0,74 kilogramme/jour, mais varient largement, de 0,11 à 4,54 kilogrammes/jour, selon les pays. Bien qu'ils ne représentent que 16 % de la population mondiale, les pays à revenu élevé génèrent environ 34 % des déchets mondiaux, avec 683 millions de tonnes. Dans l'avenir, les déchets mondiaux devraient atteindre 3,40 milliards de tonnes d'ici 2050 (Clifton et al., 2010; Silpa et al., 2015; The World Bank, 2017). La production journalière de déchets par habitant dans les pays à revenu élevé devrait augmenter de 19 % d'ici 2050, par rapport aux pays à revenu faible ou moyen où elle devrait augmenter d'environ 40 % ou plus. La production de déchets a généralement augmenté rapidement pour les variations progressives du revenu, aux niveaux de revenus inférieurs qu'aux niveaux de revenus élevés. La quantité totale de déchets produite dans les pays à faible revenu devrait tripler d'ici 2050. L'Asie de l'Est et du Pacifique est à l'origine de la majeure partie, le Moyen-Orient et l'Afrique du Nord produisent le moins en termes absolus, environ 6 %. Cependant, les régions qui connaissent une expansion plus rapide sont l'Afrique subsaharienne, l'Asie du Sud et le Moyen-Orient et l'Afrique du Nord où, d'ici 2050, la production totale de déchets devrait tripler. Dans ces endroits, plus de la moitié des déchets est actuellement rejetée dans les sites ouverts, et les projections de la croissance des déchets vont avoir des impacts nuisibles sur l'environnement, la santé et la qualité de vie humaine, ce qui exigera des interventions impératives (Amir, 2005; Silpa et al., 2018; The World Bank, 2017).

Prenons en considération le volume de déchets produits, de sa composition et de la manière dont il est géré, on estime que 1,6 milliard de tonnes d'émissions de gaz à effet de serre équivalent en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) ont été produites par le traitement et l'élimination des déchets solides en 2016. Généralement, ses déchets sont déversés et éliminés à ciel ouvert dans des sites d'enterrement aléatoire sans système de captage des gaz ou d'enfouissement ou de traitement de ces déchets. Les émissions liées aux déchets vont atteindre 2,6 milliards de tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> par an d'ici 2050 si aucune amélioration n'est employée dans le secteur. Les quantités produites de déchets sont généralement corrélés aux niveaux de revenu et au taux d'urbanisation vu que ces deux facteurs influencent sur le taux de production. Les déchets alimentaires et verts représentent plus de 50 % des déchets dans les

pays à revenu faible ou moyen. Dans les pays à revenu élevé, en raison des plus grands volumes de déchets d'emballage et d'autres déchets non organiques, la fraction des matières organiques est aux alentours de 32 %. Plus d'un tiers des déchets dans les pays à revenu élevé sont valorisés par le recyclage, le compostage et la digestion anaérobie. À l'échelle mondiale, environ 37 % des déchets sont éliminés dans une sorte de décharge, 33 % sont déversés dans les espaces ouverts, 19 % sont recyclés, ou traités par des techniques biologiques (digestion anaérobie et compostage), et 11 % sont traités par incinération moderne. L'élimination ou le traitement adéquat des déchets au moyen de décharges contrôlées ou d'installations exploitées de manière plus exacte relève presque exclusivement des pays à revenu intermédiaire élevé et supérieur. Les pays à faible revenu comptent généralement sur le déversement ouvert où 93 % des déchets sont déversés, qui présente que 2 % dans les pays développés (Clifton et al., 2010; Silpa et al., 2018; The World Bank, 2017). D'ici 2030, la production mondiale atteindrait 2,59 milliards de tonnes de déchets par an, alors qu'en 2050 pourrait atteindre 3,40 milliards de tonnes.

La région du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord se compose de 21 pays couvrant le Maroc à l'ouest jusqu'à la République islamique d'Iran à l'est. La région comptait 437 millions d'habitants en 2016. Les pratiques de production et de gestion des déchets varient considérablement. Des pays comme Bahreïn, les Émirats arabes unis et le Koweït produisent plus de 1,5 kilogramme de déchets par personne et par jour, tandis que des pays comme le Maroc, Djibouti et la République du Yémen en produisent moins de 0,6 kilogramme par personne et par jour. La durabilité environnementale est aujourd'hui une priorité nationale au Maroc, comme en témoigne la Stratégie nationale de développement durable récemment adoptée. Les efforts déployés par le gouvernement au cours des dernières décennies en vue d'une croissance plus verte donnent des résultats tangibles. Entre 2008 et 2014, le gouvernement a investi environ 2,8 milliards de Dirhams, pour améliorer la gestion des déchets municipaux par le biais du Programme national des déchets ménagers, qui a permis de réduire les coûts mentaux estimés à 4,2 milliards de Dirhams dans la même période (Silpa et al., 2018).

### **3. Situation des déchets au niveau du Maroc**

Aujourd'hui, le développement durable au Maroc est un vrai projet de société traduisant une vision concrétisée à travers la stratégie nationale de développement durable (SNDD) adoptée par le gouvernement marocain et mis en œuvre depuis 2017. C'est un engagement du pays qui affirme les 17 objectifs de développement durable du sommet de Rio de Janeiro de 1992, qui avait pour but la préservation des ressources environnementales dans le monde, est confirmé par l'appel de Marrakech (initié lors de la COP22). Ceci visait à opérationnaliser l'accord de Paris en poursuivant le développement des secteurs d'activités moins polluants et améliorant les potentialités durables et renouvelables (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). En effet, la SNDD agit sur la concrétisation des engagements internationaux du Maroc et vise à renforcer l'exemplarité du Maroc en termes d'environnement et de développement durable. Elle s'inscrit également dans le cadre de la mise en application de l'article 14 de la loi-cadre 99-12 portant sur la charte nationale de l'environnement et du développement durable. Notamment à l'instar des évolutions ayant ponctué la politique du Maroc dans ce domaine, et devant être déclinées sous forme d'une stratégie, particulièrement après le succès qu'a connu la COP22 à Marrakech (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). Cette stratégie revêt une dimension horizontale et consacre la nécessité du respect de l'environnement, et ambitionne de faire aboutir la transition vers une économie verte et d'en renforcer et de supporter les dispositions sur les plans économiques, sociales, environnementales et culturels. En effet, l'économie verte est l'un des axes majeurs de cette stratégie. En cas de respect des axes définis, la SNDD a pour objectif une contribution à terme de 4 % du PIB, la création de 25.000 emplois et un gain de 2 % en compétitivité pour les opérateurs économiques (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). Par ailleurs, si l'état a mis en place plusieurs projets et programmes chapeautés par le nouveau Secrétariat d'Etat Chargé du Développement Durable et couvrant plusieurs aspects tels que la biodiversité, la biosécurité, la dépollution, l'assainissement liquide, la qualité de l'air, etc., de nombreux défis sur le plan stratégique, technique et organisationnel restent à relever pour permettre l'émergence d'une véritable économie verte créatrice de richesse.

De plus, cette transition vers un développement durable au Maroc reste tributaire de la coopération interinstitutionnelle et de la coordination interministérielle qui devront s'effectuer en amont des processus. Les actions et les mesures élaborées au niveau du Maroc constitueront

la conséquence d'un nouveau modèle de gouvernance bâti sur la décentralisation du pouvoir. Ainsi, il s'agira d'une émergence sociale réelle qui favorise le développement à long terme d'une nouvelle économie circulaire verte (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). Les ressources naturelles s'épuisent, les quantités des déchets augmentent avec une composition de plus en plus complexe. En effet, le Maroc n'échappe pas à la grande croissance de la quantité de déchets produite qui a atteint des taux élevés, bien qu'il a à considérer la structuration de ce secteur parmi les priorités nationales (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). La gestion des déchets ménagers et assimilés a commencé par l'amélioration de la desserte et la réduction des impacts environnementaux, tout en assurant un enfouissement selon les normes et les standards internationaux, et en fermant et réhabilitant les décharges non contrôlées. Mais, la gestion de ce secteur ne peut pas être considérée comme durable si elle ne s'appuie que sur l'enfouissement des déchets collectés.

De plus, malgré les précautions prises par le gouvernement, l'enfouissement reste une option dont les impacts environnementaux sont souvent difficiles à gérer, en plus de la perte d'une matière organique qu'il faut recycler pour aboutir à un équilibre des écosystèmes vis-à-vis des cycles biogéochimiques (C, N, P). L'enfouissement réduit les espaces, souvent au détriment de terrains agricoles. D'ailleurs, avec l'accroissement continu du nombre de décharges au Maroc, l'acceptation sociale des sites d'enfouissement contrôlés devient de plus en plus difficile. Par ailleurs et manque d'installations spécialisées de traitement et d'élimination des déchets industriels, ces derniers sont souvent stockés sur les sites industriels ou dans des décharges non contrôlées. Cette situation engendre de graves conséquences aussi bien pour la santé publique et l'environnement que pour l'avenir des activités socio-économiques dans notre pays (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015).

Le Maroc a réalisé des progrès dans la l'instauration d'un cadre de développement de filières basées sur des principes reconnus au niveau international suite à l'adoption de la Loi Cadre Portant Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable et de la SNDD. Cette dernière considère la gestion des déchets parmi les secteurs et les activités disposant d'une haute potentialité de durabilité et présentant un caractère prioritaire en termes d'imposition de respect du développement durable. En effet, le recours à l'économie circulaire verte (réduire, valoriser, recycler), est une clé de la gestion durable des déchets et a constitué une référence pour le lancement du Programme National de Valorisation des Déchets (PNVD)

dont le but principal est le développement des filières de valorisation des déchets (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015). C'est dans ce contexte que le SEDD (Secrétariat d'Etat chargé du Développement Durable) a initié le processus d'élaboration de la stratégie nationale de réduction et de valorisation des déchets. Le Maroc contribue avec 0,007% du volume total de déchets mondiale produits. Le gisement total de déchets au niveau du Maroc en 2015 (année de référence) est estimé à 26,8 millions de tonnes (MT), réparti comme suit :

- La quantité des déchets ménagers et assimilés (DMA) en milieu urbain est estimée à 5,9 MT.
- La quantité de déchets ménagers et assimilés (DMA) en milieu rural est estimée à 1,5 MT.
- La quantité de déchets industriels (DI) produite est de 5,4 MT.
- La quantité de déchets de construction et de démolition (DCD) est de 14 MT.

Au Maroc, les matières organiques représentent des ressources mal gérées qui peuvent être valorisés et transformés en une opportunité pour créer une nouvelle source d'énergie renouvelable, et ainsi la menace se transforme en une opportunité (Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, 2019; Silpa et al., 2015).

### **3.1. Déchet de l'industrie oléicole (Margines)**

Les pays méditerranéen sont les plus grands producteurs de l'huile d'olive dans le monde (Killi et al., 2013; Türkekul et al., 2010; Zafeiriou et al., 2012). La production de l'huile d'olive atteint les 10 millions de tonnes où 96% viennent des pays de la méditerranée, spécialement du côté européen (L'Espagne, l'Italie, la Grèce, etc.). Dans le marché international de l'huile d'olive, le Maroc détient un pourcentage d'exports de 2,6 % (Türkekul et al., 2010; Zafeiriou et al., 2012). Néanmoins, la production de l'huile d'olive entraîne la production d'une grande quantité de composés récalcitrants. L'extraction de l'huile d'olive se fait par un procédé traditionnel de pressing discontinu, durant lequel les olives sont broyées et pressées pour donner de l'huile. Ce dernier est séparé des résidus liquides végétatifs par la centrifugation, alors que l'huile est extraite avec un solvant d'extraction. L'eau de lavage combiné avec l'eau des huiles d'olive produit un effluent ou un rejet de couleur rouge foncée à noire qu'on appelle les margines (Dermeche et al., 2013; Roig et al., 2006). Ces margines contiennent une grande quantité de matière organique, où la concentration moyenne des solides volatiles et de matière inorganique est de 15 % et 2 % respectivement. La fraction organique

inclut les sucres, tannins, polyphénols, polyalcools, pectines et les lipides. Le volume des margines produit par le procédé de pressing est de 0,5-0,8 m<sup>3</sup>/tonne d'olive, alors que dans le nouveau procédé de centrifugation solide-liquide, plus de margines diluées sont produites. La charge organique exprimée en poids des olives est essentiellement indépendante de la méthode d'extraction, et elle est de 45-55 Kg de demande biologique en oxygène (DBO) par tonne d'olives. La concentration maximale de la DBO et de la demande chimique en oxygène (DCO) atteint 100 et 220 g/L respectivement. Avec une production de 10 millions de tonne/an d'olive, le volume total des margines produit par le procédé d'extraction de l'huile d'olive est plus de 7 millions de tonne. En outre, les margines contiennent une grande quantité des composés phénoliques, ce qui les rendent résistantes à la biodégradation, cela fait des margines l'un des effluents les plus complexes à traiter (Dermeche et al., 2013; Orstom et al., 1991; Roig et al., 2006).

Les margines sont un effluent acide, de couleur rouge-noir et d'une très grande conductivité électrique. Leur composition varie qualitativement et quantitativement selon la variété des olives, les conditions climatiques, le type de cultivation et d'irrigation, le temps de stockage et le procédé d'extraction. Les composants principaux des margines, à part l'eau qui constitue (83-92%), sont les composés phénoliques, les sucres et les acides organiques. Par ailleurs, les margines contiennent aussi une ressource importante en nutriments minérales, plus spécialement le potassium, qui peut être potentiellement utilisé comme fertilisant. Les margines non-traitées sont un problème écologique sérieux dans les pays de production de l'huile d'olive, cela est dû à la grande charge organique qui est toxique, au pH acide, à la grande DCO (>110 g/L) et à la DBO qui atteint plus que 170 g/L (Hamdi, 1996; Roig et al., 2006). Les margines peuvent causer des problèmes environnementaux très graves, par exemple, polluer les eaux naturelles, un impact phytotoxique sur la vie aquatique et peuvent aller jusqu'à la pollution des eaux de surface plus loin des zones de rejet ainsi que l'altération et la contamination des sols, etc. Ce qui aggrave ce problème c'est la grande quantité produite dans une courte période (saison de production des huiles d'olive entre Novembre et Mars dans les pays Méditerranéen) et la décharge de ces quantités illégalement dans l'environnement (Dermeche et al., 2013; Hamdi, 1996; Roig et al., 2006). Les margines déchargées directement dans les sols ont un effet négatif non pas seulement sur la croissance des plantes et l'activité microbienne dans le sol mais aussi sur les propriétés physico-chimiques des sols. Ainsi que, l'obstacle principal de l'usage direct des margines pour l'irrigation est la grande concentration en composés phénoliques, qui sont phytotoxiques et peuvent inhiber la germination et la croissance des plantes. De plus, les margines contient aussi une fraction de composés des

huiles d'olive qui augmente l'hydrophobicité et diminue la rétention en eau et le taux d'infiltration dans les sols. Les margines déchargées dans les cours d'eau réduisent la disponibilité de l'oxygène, et par conséquent causent un déséquilibre de l'écosystème. De plus, la grande concentration des sucres peut favoriser la respiration microbienne, et donc une diminution de la concentration de l'oxygène dissout. En cas de présence d'une grande quantité de phosphore, cela conduit à une eutrophisation du milieu. Le problème ne s'arrête pas ici, vu que même si on stocke les margines dans des barils ou on les laisse dans des milieux ouverts, des réactions de fermentation se déclenchent, ce qui favorise l'émission du méthane CH<sub>4</sub> ainsi que d'autres gaz avec le dégagement d'une mauvaise odeur tel que le sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) (Dermeche et al., 2013; Hamdi, 1996; Roig et al., 2006).

D'autre part, les margines peuvent être appliquées directement sur les sols et les plantes, si toutefois on regarde leur grande composition en eau (80-92%), la matière organique et les éléments nutritifs qui donnent les margines la qualité d'un fertilisant et un conditionneur des sols. Aussi, les margines peuvent être considérées comme source des substances phénoliques actives qui peuvent avoir un potentiel antioxydant, anti-inflammatoire et antimicrobien (Blika et al., 2009; Hamdi, 1996, 1991). Elles peuvent aussi présenter un substrat important pour la production de bio-hydrogène, biométhane et bioéthanol vu qu'ils se composent des sucres, des polyalcools et des acides gras. En outre, la faible composition des margines en azote fait d'eux un super substrat pour la photo-fermentation pour produire du bio-hydrogène. Nombreuses études sur les margines entament l'évaluation de la production du biométhane à partir de la digestion anaérobie des margines. D'autres chercheurs ont exploré d'autres voies de valorisation des margines comme la production du bioéthanol, bio-hydrogène, des enzymes, du savon, etc. Le traitement biologique s'avère être le meilleur de point de vue énergétique, produits et sous-produits, propreté et protection de l'environnement. Pour cela, la digestion anaérobie et le compostage sont les deux techniques de traitement biologique dans lesquelles les margines sont utilisées comme substrat ou co-substrat avec d'autres déchets ou rejet organiques ou industriels (Dermeche et al., 2013; Hamdi, 1996; Roig et al., 2006).

Les margines présentent un important ingrédient dans les essais expérimentaux réalisés dans ce travail vu qu'elles révèlent une très grande menace aux ressources naturelle au Maroc (rivière, terres agricoles, champs ouverts...). En outre, les études sur l'application des digestats comme biofertilisants dans les champs sont encore très limités.



### 3.2. Fumiers

Les déjections animales sont considérées comme très attractives en termes d'énergie renouvelable, ils présentent une ressource naturelle pouvant remplacer aussi les fertilisants chimiques, et améliorer la fertilité des sols. Toutefois, l'application directe de ces déchets organiques aux sols sans traitement a plusieurs inconvénients, tel que l'émission des mauvaises odeurs et des gaz à effet de serre, détérioration et contamination des sols et des sources d'eau (Burg et al. 2018). Le fumier bovin est considéré l'un des déchets organiques les plus abondants et qui menace notre écosystème, vu les émissions des gaz à effet de serre qu'il génère et son impact nocif sur les ressources naturelles. D'autre part, le fumier bovin présente plusieurs propriétés et avantages et peut être exploité et utilisé comme énergie renouvelable et amendement naturel des sols. Ainsi, les grandes quantités produites de ces déchets pourront se transformer en opportunité s'ils sont correctement valorisées.

La gestion du fumier de bovin et d'autres sortes de déjections animales est l'un des défis importants de nos jours, il est nécessaire d'élaborer des approches appropriées, de nouvelles stratégies et différents types de traitements pour pouvoir gérer l'énorme quantité de ces déchets organiques. Pour cela, la technologie des installations de production de biogaz est l'une des meilleures solutions de valorisation de ces déchets organiques (Javed et al., 2019; Torrellas et al., 2018). En fait, Zhao et al., (2018) a rapporté que le fumier bovin présente des avantages et des bénéfices énormes tel que l'amélioration de la production de méthane lorsqu'il est utilisé comme co-substrat dans le procédé de digestion anaérobie, où il équilibre les paramètres des substrats comme le pH, le rapport C/N et la composition en éléments nutritifs. Ruiz et al. (2018) ont rapporté que la quantité totale des déjections animales produites est de 6500 tonnes/an de fumier après les boues d'épuration qui sont au top de production avec 7200 tonnes/an. Ainsi, Burg et al. (2018) ont recommandée une valorisation énergétique de ces déchets au lieu d'être déchargée ou stockée aléatoirement. Le fumier bovin est un déchet organique biodégradable qui ne doit pas être stocké près des eaux superficielles et les terres ouvertes à cause du degré élevé des éléments lessivables et des pathogènes. Il a été rapporté que le fumier bovin peut contenir à peu près 4,5 Kg/t de potassium, 2,5 Kg/t de phosphore et 4,5 Kg/t d'azote (Neshat et al. 2017). Dans plusieurs pays, ce déchet organique est déchargé dans les cours d'eau, entraînant suite à sa décomposition ultérieure et naturelle une eutrophisation et une contamination des eaux par des composés organiques, éléments minéraux et métaux lourds, et engendrant ainsi différents problèmes environnementaux et sanitaires.

Le fumier est considéré comme un très bon candidat qui peut être mélangé avec d'autres déchets organiques dans le procédé de la co-digestion anaérobie (Neshat et al. 2017). Ces auteurs ont rapporté que lorsque les déchets ménagers sont co-digérés avec le fumier, le volume de biogaz produit est supérieur par rapport à la mono-digestion des déchets ménagers ou de fumier seul. Les déchets agronomiques tel que le maïs, la tige de coton et la fibre de palme pressée ont été aussi utilisés dans la co-digestion avec le fumier du bovin et ont donné des bons rendements dans le taux de production de biogaz (Tallou et al., 2020a). Alvarez et al. (2006) ont conduit une digestion anaérobie du fumier de Lama et du fumier bovin, à haute altitude (hautes terres Boliviennes -3000 m et 4000 m au-dessus du niveau de la mer-). Ce paramètre de la haute altitude signifie que la digestion anaérobie, ainsi que la composition des substrats seront affectées par la température et la pression et par conséquent le temps de rétention. Ces auteurs ont utilisé un design factoriel pour optimiser le procédé de digestion anaérobie. Ils ont rapporté que la quantité de l'azote dans le fumier bovin Bolivien est au-dessous du minimum suffisant pour le bon fonctionnement de la communauté bactérienne (0,6%), ce qui affecte négativement la production de biogaz. Par conséquent, le rendement en biogaz était faible dans cette étude.

Kiran et al. (2017) ont étudié l'influence du fumier bovin et du bio-charbon de fumier du bovin ajoutés à différents pourcentages (0, 3 et 6%, respectivement) sur l'absorption du Cadmium (Cd) par *Brassica chinensis L.* plantée sur un sol rouge acide contaminée par le Cd. Les résultats ont montré que le bio-charbon est plus effective que le fumier bovin sur le plan de la réduction du Cd dans le sol rouge acide, où la présence du Cd a été réduite d'environ 34,3- jusqu'à 69,9%. Ce travail confirme que l'addition de bio-charbon du fumier bovin aide à extraire les éléments (Cu, Zn, Fe et Mn) et diminue leur accumulation dans les plantes. Cette technique d'élimination de Cd par le bio-charbon du fumier bovin est récente, elle améliore la décontamination des sols et incite sur l'utilisation des propriétés des déchets organiques dans la réduction de la phytotoxicité des sols. Le fumier bovin est connu par son utilisation comme amendement qui augmente la fertilité des sols agricoles. Alors que, la grande composition du bio-charbon de fumier du bovin en ammonium lui confère la qualité de fertilisant. Ainsi, l'utilisation des biofertilisants comme amendements pour les sols à la place des fertilisants chimiques présente actuellement une bonne stratégie pour assurer la bioremédiation des sols, la préservation de la santé humaine et d'équilibre des écosystèmes.

Alfa et al. (2014) ont évalué l'efficacité de la co-digestion anaérobie du fumier bovin avec le lisier de volaille. Les analyses microbiologiques des digestats ont montré la présence des micro-organismes aérobie et anaérobie comme les *Clostridium*, *Pseudomonas*, *Bacillus*,

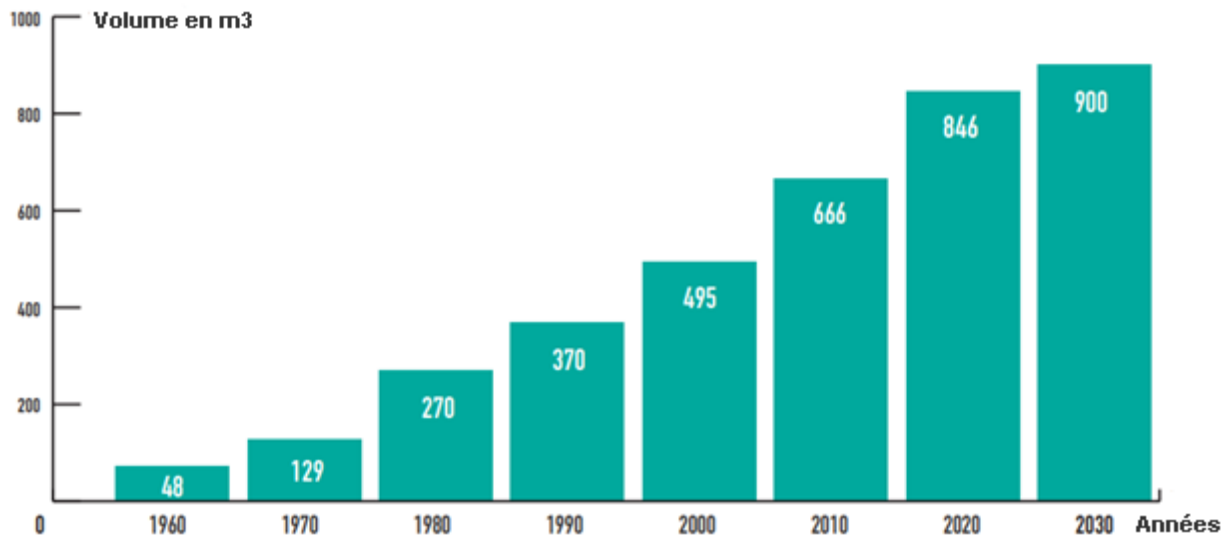
*Penicillium*, *Bacteroides*, etc. Les bactéries *Shigella spp.* et *E. coli* ont été éliminées après le procédé de la digestion anaérobie, contrairement aux *Salmonella* et *Klebsiella* qui ont survécu au traitement. Pour cela, le digestat a besoin encore d'être traité par compostage par exemple pour assurer qu'il est sain avant de l'appliquer comme biofertilisant. En effet, la digestion anaérobie augmente la concentration des éléments, les éléments essentiels pour les plantes présentent des teneurs élevées dans les digestats (après la digestion anaérobie) que dans les substrats initiaux. Ces auteurs ont trouvé que le digestat à plus de 25% de plus de nutriments accessibles et assimilables par les plantes que le substrat du fumier bovin. Un autre aspect traité dans cette étude, il s'agit de la solubilisation de quelques éléments nutritifs pour les plantes par certains micro-organismes présents au cours du traitement. Par exemple, les espèces *Bacillus* peuvent solubiliser les silicates et le Zinc, qui sont bénéfique pour les plantes à des doses précises. Les *Pseudomonas* ont le pouvoir de solubiliser les phosphates, et les *Penicillium* et *Aspergillus* sont des champignons solubilisatrices des phosphates. Tous ces micro-organismes rend le digestat un excellent biofertilisant (Alfa et al. 2014).

En Afrique subsaharienne, la digestion anaérobie des déchets organiques comme le fumier bovin est bien développée comme stratégie pour améliorer la situation de la population, vu que seulement 36% de la population peuvent bénéficier des facilités sanitaires et 58% ont accès à l'eau potable (Alfa et al. 2014). En fait, en termes d'énergie renouvelable, la digestion anaérobie du fumier du bovin est considérée la meilleure méthode pour produire de l'énergie et pour protéger l'environnement vu que la totalité de ses produits et ses sous-produits sont utilisés après le procédé. La technologie de biogaz est une opportunité alternative comme ressource d'énergie, qui est ami à l'environnement et en même temps peu coûteuse. Elle peut aussi être une solution pour préserver les ressources naturelles afin d'atteindre les 17 buts du développement durable (Sustainable Development Goals). Par ailleurs, l'utilisation du fumier bovin après la digestion anaérobie comme bio-fertilisant des sols pour améliorer l'agriculture est recommandé pour atteindre un concept d'économie circulaire (Alfa et al. 2014; Winans et al. 2017).

### **3.3. Eaux usées**

Durant le 20<sup>ème</sup> siècle, le Maroc a connu un grand développement démographique, qui est ensuivi par une augmentation de la demande en eau potable et a fait pression sur toutes les ressources naturelles. Aussi, avec une expansion de l'urbanisme, le réseau sanitaire a été intensifié, ce qui a mené à une augmentation du volume annuel des eaux usées (Haité, 2010).

Selon Belloulid et al., (2018), au Maroc, le volume annuel des eaux usées déchargées a augmenté brusquement dans les trois dernière décennies. Ce volume a passé de 48 millions à 600 millions m<sup>3</sup> entre 1960 et 2005, pour atteindre 700 millions m<sup>3</sup> en 2010 et selon des estimations, cette augmentation va progresser pour atteindre 900 millions m<sup>3</sup> en 2030 (Mandi and Ouazzani, 2013) (Figure 2).



**Figure 2:** Evolution du volume des eaux usées urbaines produites au Maroc (Mandi and Ouazzani, 2013).

Le projet du Programme National d'Assainissement (PNA 2020-2030) vise l'accès général aux facilités sanitaires pour toute la population Marocaine. De plus, le PNA contribue à la communication et la réutilisation des eaux usées après leur traitement. Les objectives de ce programme sont :

- 1) La mise en œuvre du concept d'économie circulaire au Maroc qui pourrait aider à réaliser le développement durable tout en protégeant nos ressources naturelles.
- 2) L'identification de la meilleure stratégie de gestion des eaux usées, qui se produisent en grandes quantités surtout au niveau urbain.
- 3) L'amélioration des capacités des bassins, des barrages et des systèmes de préservation de l'eau à l'échelle nationale.

Ce programme vise à porter le traitement des eaux usées à 80% d'ici 2030. Par conséquent, plus de 300 projets de stations d'épuration devront être mis en œuvre pour pouvoir traiter et réutiliser un volume total de 325 Mm<sup>3</sup> des eaux usées en 2025 (The World Bank, 2017). Le PNA est un programme ambitieux, une stratégie réelle pour contrôler et gérer les eaux usées au Maroc. Plusieurs projets de réutilisation des eaux usées en agriculture sont

aujourd'hui aménagés. Ces projets ont produit un volume annuel de 38 Mm<sup>3</sup> des eaux traitées et sont maintenant contrôlés et en fonctionnement. Ils offrent des eaux usées traitées de bonne qualité aux municipalités pour les utiliser dans l'irrigation des parcs et des espaces verts à 69,3%, suivi de la réutilisation dans le secteur agricole avec 13%, et finalement 16% dans l'industrie des phosphates pour l'acheminement des phosphates (l'extraction des phosphates consomme des grandes quantités d'eau pour le transport en pipeline et pour le procédé de lavage) (Alhamed et al., 2018).

En outre, le Plan Maroc Vert (PMV) a été lancé en 2008 par le gouvernement Marocain, il vise à confronter les défis environnementaux, spécialement la pénurie d'eau qui menace tous les pays Méditerranéen. La priorité du Plan Maroc Vert et du Programme National d'Assainissement est de gérer les ressources en eau, de réduire la pression sur l'eau potable et de conduire de nouvelles stratégies dans la réutilisation des eaux usées dans l'agriculture. Dans ce contexte, les nouvelles technologies sont supportées et encouragées comme le dessalement de l'eau de la mer, réutilisation des eaux usées, les techniques biologiques, physico-chimiques pour traiter les eaux usées et pour réduire la pollution, etc (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime, 2011). En effet, les processus de traitement des eaux usées nécessitent un ensemble cohérent de traitements effectués après le prétraitement, comme le dépistage et le dégraissage (Aziz and Farissi, 2014). On peut citer à la fois des processus intensifs, y compris des boues activées, des entraînements biologiques et des filtres de ruissellement, et des processus étendus avec des lagunes et des lits d'infiltration-percolation. Depuis 1958, soixante stations d'épuration des eaux usées ont été construites au Maroc, mais en 1994, la grande majorité étaient en panne ou non raccordées au réseau pour diverses raisons : insuffisance du système de traitement pour répondre aux conditions locales, conception défectueuse des structures, manque d'entretien, problèmes de gestion. En 2004, seulement 8 % des eaux usées ont été traitées, le reste a été rejeté directement dans la mer (52 %), dans le réseau d'eau douce de surface (32 %) et les fosses septiques, causant une pollution grave du littoral, des rivières et des eaux souterraines. En 2009, plus de 100 usines de traitement des eaux usées ont été installées, principalement dans les petites et moyennes villes de l'intérieur du Maroc. Différentes technologies ont été utilisées comme les boues activées, les étangs, les bassins de drainage et de stabilisation et les filtres d'infiltration. Cependant, la technologie de lagunage reste la plus utilisée dans le pays en raison de son faible coût, de son entretien simple et de son adaptation aux conditions climatiques de la région. Pour ces 100 stations d'épuration, plus de la moitié ne sont pas fonctionnelles pour de nombreuses raisons : techniques, financières et humaines (Mandi and Ouazzani, 2013). Cette situation montre non seulement un retard que le

pays a connu dans le déploiement réussi de la technologie des eaux usées, mais aussi des risques de contamination de l'environnement récepteur en général et des ressources en eau en particulier. Par conséquent, afin de protéger les ressources en eau et de réduire la pollution, le PNA a été élaborée pour améliorer la collecte des eaux usées, y compris le traitement des eaux usées industrielles et domestiques, et pour accroître la réutilisation des eaux usées (Mandi and Ouazzani, 2013). Dans ce travail, les eaux usées sont utilisées dans le mélange destiné à la digestion anaérobie avec des margines et du fumier de bovin vu leurs propriétés ainsi que leur apport en termes de matière organique et en micro-organismes indigènes jouant un rôle important dans l'amélioration du rendement en biogaz.

### **3.4. Déchets miniers (Résidus de phosphate)**

En général, l'industrie minière confronte plusieurs défis environnementaux qui résultent de la grande quantité des déchets miniers comme le stérile, les boues de lavage des phosphates, etc. Ces déchets sont déposés et stockés autour des sites miniers constituant une mauvaise image environnementale pour l'industrie à cause de leurs caractéristiques chimiques et leur volume.

Le Maroc, en raison de sa grande part des réserves des phosphates dans le monde, est le premier exportateur des phosphates et ses dérivés présentent 30% du marché international. Les réserves sont encore suffisantes pour répondre aux demandes pendant plusieurs décennies. Cependant, à l'opposé des autres éléments des cycles biogéochimiques, le phosphore est une source non renouvelable. Les réserves de phosphates sont de type sédimentaire avec une quantité appréciable du minerai de carbonate. Les dépôts des phosphates au Maroc se situent dans trois zones ; à savoir le bassin de Ouled abdoun (Khouribga), la région de Gantour (Youssoufia) et la région de Boucraa (Laayoun).

Les principaux impacts des dépôts des résidus des phosphates et des dépôts de boues des phosphates sont les changements physiques et esthétiques dans l'environnement de l'industrie. L'accumulation de ces sous-produits phosphatés est un problème sérieux en termes de capacités de stockage. Ils réduisent les terres arables, modifient la topographie et défigurent les paysages. En outre, pendant l'exploitation à ciel ouvert, les sols de surface sont perdus parce qu'ils sont mélangés à d'autres matières dans les stériles, étant donné qu'aucun tri des déchets n'est effectué. Ainsi, le recyclage des résidus des phosphates et des boues de lavage des phosphates pourrait être une alternative utile pour limiter leurs impacts négatifs (Hakkou et al., 2016).

Le compostage ou la digestion anaérobie des résidus des phosphates avec des déchets organiques augmente la solubilité des phosphates pour qu'ils soient assimilables par les plantes. Ainsi, le compost ou le digestat pourra présenter une source d'éléments nutritifs plus complète pour les sols fortement acides. L'utilisation du phospho-digestat ou phosphocompost aide à économiser une quantité considérable d'engrais chimiques avec un impact positif sur le rendement des cultures même dans des sols acides et ceci à faible coût (Ayoub et al. 2020; Hakkou et al., 2016).

## **4. Filières de traitement des déchets**

### **4.1. Procédé de traitement thermique par incinération**

L'incinération serve comme traitement pour un choix très large de déchets. L'incinération en elle-même n'est simplement qu'une partie d'un système complexe de traitement des déchets qui garantit une gestion des déchets que l'humanité génère (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000). Le domaine de l'incinération a connu un développement technologique rapide au cours de ces dernières décades. En Europe, l'incinération permet de diminuer de 70 % environ la masse des déchets et leur volume de 90 %. L'incinération des déchets produit de l'énergie, la valeur énergétique des ordures ménagères atteint 2300 kWh/tonne (Commission Européenne, 2006a). Par contre, l'incinération des déchets génère des émissions polluantes, où une tonne d'ordures ménagères produit 6000 Nm<sup>3</sup> de fumées (Commission Européenne, 2006a). Le développement de processus continuel est en cours, avec le secteur développant maintenant des techniques qui limitent les coûts, tout en gardant ou en améliorant la performance environnementale. L'objectif de l'incinération des déchets est de traiter les déchets de manière à réduire leur volume et leur toxicité, tout en détruisant les substances potentiellement nocives qui peuvent être rejetées lors de l'incinération. Les processus d'incinération pourront aussi offrir un moyen qui permet le recyclage des déchets en énergie, des éléments minéraux et autres éléments chimiques présents dans les déchets (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a). De plus, l'incinération des déchets signifie l'oxydation des matériaux combustibles composants les déchets. Généralement, les déchets sont des matériaux hautement hétérogènes, constitués principalement de substances organiques, de minéraux, de métaux lourds et de l'eau (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a). Lors de l'incinération, des gaz brûlés sont générés contenant la majorité de l'énergie combustible disponible sous forme de chaleur. Les matières organiques combustibles présente dans les déchets brûleront lorsqu'elles auront atteint la température d'inflammation nécessaire

et sont en contact avec l'oxygène (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a). Le processus de combustion se produira commence de la phase gazeuse en quelques secondes et rejette simultanément de l'énergie lorsque la valeur calorifique des déchets et l'apport en oxygène sont suffisants. Ceci pourra conduire à une réaction thermique en chaîne et une combustion autosuffisante, ce qui signifie qu'il n'a pas besoin de rajouter d'autres carburants. Les phases ou les étapes principales de d'incinération sont :

- *séchage et dégazage* : le contenu volatil se transforme (par ex. les hydrocarbures et eau) à des températures généralement situées entre 100 et 300 °C. Le processus de séchage et de dégazage n'ont pas besoin d'agents oxydants et dépendent seulement de la chaleur apportée (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a).

- *pyrolyse et gazéification* : la pyrolyse est la décomposition supplémentaire des substances organiques en absence d'agent oxydant à environ 250 et 700 °C. La gazéification des résidus carbonés est la réaction des résidus avec la vapeur d'eau et le CO<sub>2</sub> à des températures, typiquement entre 500 et 1000 °C. Aussi, elle peut se produire à des températures allant jusqu'à 1600 °C. Dans telles conditions, la matière organique solide se transforme en état gazeux (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a).

- *oxydation* : les gaz combustibles générés lors des étapes précédentes sont oxydés, selon la méthode d'incinération choisie, à des températures de gaz brûlés généralement entre 800 et 1450 °C (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000; Commission Européenne, 2006a).

#### **4.2. Procédés de traitement physico-chimique**

Le but principal des traitements physico-chimiques des déchets est de réduire la libération à long terme des métaux lourds et des composés biodégradables par lixiviation. Les choix de traitement disponibles interviennent dans le sens d'une prolongation de la durée de lixiviation en libérant, par exemple, des métaux lourds à des concentrations plus faibles et plus acceptables en termes d'influence sur l'environnement. En principe, la totalité des options de traitement physico-chimiques peuvent être appliquées à tout type de déchets (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009). Cependant, les propriétés des matières traitées et l'efficacité d'une technologie de traitement peuvent varier fortement en fonction des



caractéristiques physico-chimiques des déchets d'origine et du type de système de traitement employé. Parmi les techniques de traitement physico-chimique des déchets, on peut citer :

*-l'extraction-séparation* : qui a pour but d'extraire les métaux lourds et les sels présents dans les déchets solides en utilisant un acide ou une solution spécifique. Le principe de cette technique est la solubilisation des composés et leur élimination avec de l'eau (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

*-Séparation mécanique* : L'objectif de cette technique est de produire une matière qui est inerte, sans aucune influence sur les milieux aquatiques et qui possède un potentiel de valorisation sans danger, par exemple, en tant que substitut du sol ou dans la construction des routes. Un tel traitement réduit la masse des déchets à éliminer. De plus, il est possible de réemployer les fractions propres séparées ainsi que les fractions de métaux ferreux et non ferreux collectées. Par ailleurs, la réduction de la quantité de métaux lourds, par exemple d'arsenic (sel), rejetés dans l'environnement, constitue également un gain majeur (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

*-Le conditionnement* : Cette technique a pour but de traiter les déchets solides et les déchets pâteux en vue de leur valorisation/élimination dans des usines d'incinération ou en vue de leur mise en décharge. Les substances ne peuvent être incinérées ou mises en décharge que si elles sont conditionnées avec des agrégats. En fonction du centre d'élimination finale (par ex. usine d'incinération ou décharge), on ajoute de la diatomite, de la sciure ou d'autres agrégats appropriés aux déchets (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

*-L'immobilisation* : Elle a pour objectif de minimiser le taux de migration des contaminants dans l'environnement et/ou de réduire le niveau de toxicité des contaminants, afin d'altérer ou d'améliorer les caractéristiques des déchets de manière à permettre leur élimination. Ce traitement vise à la fois une réduction de la toxicité et de la mobilité des déchets ainsi qu'une amélioration des propriétés technologiques des matières stabilisées. L'immobilisation repose sur les propriétés du réactif afin de produire en sortie un déchet immobilisé, même s'il n'est pas sous une forme solide. Avec ces procédés, la ou les substances sont soit adsorbées sur une matrice solide soit piégées à l'intérieur de cette dernière. Certains d'entre eux présentent parfois des réactions réversibles (c'est-à-dire après leur immobilisation peuvent être libérées) à cause soit d'un contrôle du procédé médiocre ou du mélange consécutif fourni. Deux types de procédés ont été mis au point, que l'on désigne par stabilisation ou solidification (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

*-La déshydratation* : La déshydratation des déchets a pour effet d'augmenter la teneur en solides secs des boues et de produire un déchet « solide ». Il est difficile de définir de manière exacte à quel moment la boue liquide devient un déchet solide. Pourtant, tout déchet ayant plus de 10 % de solides secs devient difficile à pomper. En fait, la déshydratation à des taux en générale supérieurs à 10 % nécessite au préalable une certaine configuration de conditionnement chimique pour simplifier la séparation de l'eau liée. Il existe plusieurs types de flocculants polymériques à poids moléculaire élevé qui s'avèrent particulièrement efficaces pour améliorer les performances de la déshydratation (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

*-Désorption thermique* : Cette technique a pour objectif la séparation des composés relativement volatils des déchets solides. Dans le procédé de désorption thermique, les polluants volatils et semi-volatils sont éliminés des sols, des sédiments et des déchets. Les températures nominales types sont comprises entre 175 et 370 °C, mais il est possible d'employer des températures de 90 à 650 °C. La désorption thermique favorise la séparation physique des composants plutôt que la combustion (Commission Européenne, 2006a; Damien, 2009).

### **4.3. Procédés de traitement biologique**

Dans le traitement biologique sont impliqués en principe des micro-organismes vivants pour décomposer les déchets organiques en H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, et en substances organiques et inorganiques plus simples telles que des aldéhydes et des acides. Il existe plusieurs procédés biologiques utilisés pour le traitement des déchets (Commission Européenne, 2006b). La digestion anaérobie (DA) est l'une des meilleurs techniques pour le traitement biologique des déchets organiques et pour la valorisation des matériaux biodégradables grâce à la production d'une énergie renouvelable sous forme de biogaz au cours de ce processus (Devia, 2013). Le biogaz peut être utilisé comme substituant au gaz naturel pour produire de l'électricité ou de la chaleur, ou aussi comprimé pour être utilisé comme bio-carburant dans le transport. La DA est un procédé promoteur proposé dans la stratégie de nombreux pays du monde, comme le Maroc, visant à accroître la production d'énergie renouvelable, à diminuer la quantité des déchets stockés et à lutter contre le changement climatique. La conception des procédés de digestion anaérobie varie considérablement, où il peut s'agir de systèmes humides ou secs, avec des températures de fonctionnement mésophiles (30 à 40 °C) ou thermophiles (50 à 60 °C). Les

substrats typiques de la digestion anaérobie comprennent généralement tous type de déchets organiques (Khalid et al., 2011).

Le deuxième type de procédés biologiques très prometteur, on peut citer aussi le compostage. Ce procédé est basé sur un processus de décomposition microbienne de la matière organique qui se déclenche naturellement. C'est une filière adéquate et déterminante pour stabiliser la matière organique avant son application au sol. Le compostage est la deuxième méthode de traitement et de recyclage des déchets organiques utilisée dans la plupart des pays du monde, tandis que le compost après sa maturation peut avoir un rôle important dans la lutte contre les effets négatifs du changement climatique sur les différents sols (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Khalid et al., 2011; Tallou et al., 2020c). Généralement, les systèmes de compostage sont relativement plus simples que les systèmes de digestion anaérobie DA. Ils peuvent être installés à ciel ouvert avec ou sans couvercle et aération forcée, ou aussi, ils peuvent avoir lieu dans des plateformes spécifiques pour le compostage. Tous les processus de compostage ont presque les mêmes étapes, avec des températures qui augmentent rapidement à partir de la gamme mésophile à la gamme thermophile lorsque l'activité microbienne augmente. Cet auto-échauffement désinfecte le compost, alors que les températures diminuent pendant la stabilisation et la maturation du compost. Le compost est généralement fabriqué à partir de déchets organiques qui sont biodégradables. Plusieurs types de déchets organiques peuvent également être compostés, ce qui augmentera la valeur nutritive et fertilisante du compost final. Cependant, lorsque des déchets organiques alimentaires ou d'autres sous-produits animaux autorisés sont traités par des systèmes de compostage ou de DA, les phases de désinfection et de pasteurisation sont imposées par la loi internationale d'utilisation ou d'application des composts ou digestats (Commission Européenne, 2006b). La pasteurisation demeure une exigence du système de certification des biofertilisants, car la pasteurisation élimine efficacement les agents pathogènes (aux animaux, végétaux et humains). Une normalisation est adoptée par le système international de certification du compost, où l'assainissement de tous les matériaux à 65 °C pendant sept jours est recommandé avant toute utilisation (Al Seadi and Lukehurst, 2012). On note bien que le Maroc doit suivre cette piste de création des certifications de digestat et de compost.

Les deux systèmes sont conçus pour répondre aux besoins des opérateurs de compost et de DA basés au Maroc qui acceptent les substrats classés comme déchets, étant donné que la certification des digestats et des composts qui en résultent signifie qu'ils ne sont plus considérés comme des déchets par les régulateurs environnementaux. Les composts certifiés

bénéficient également de certains avantages en vertu de la réglementation, ce qui leur permet d'être épandus à des taux plus élevés dans certaines circonstances (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Tallou et al., 2020c).

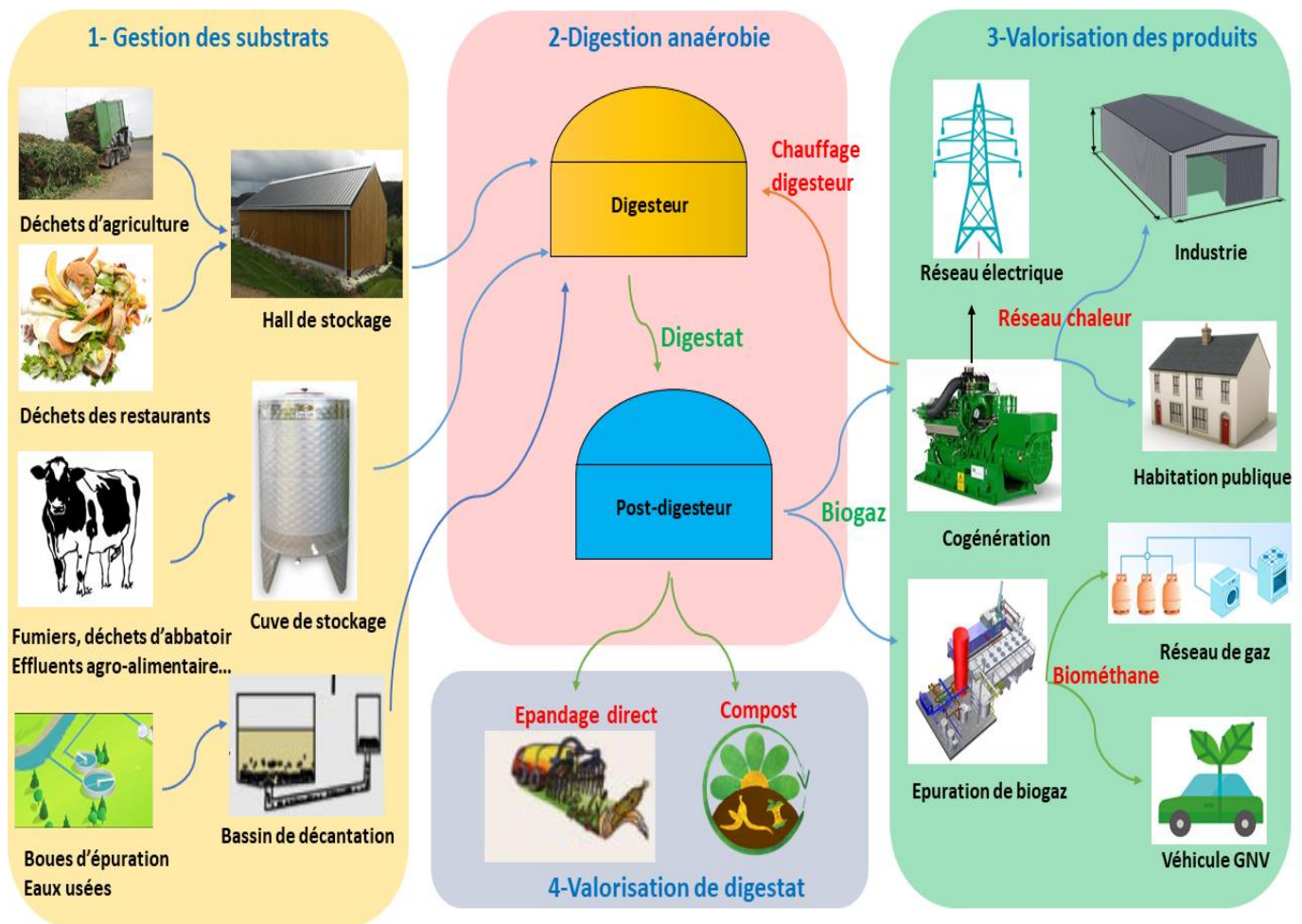
## 5. Etat de l'art et choix de la digestion anaérobie (DA)

Historiquement, le biogaz a été découvert par Alessandro Volta, qui a commencé à collecter le gaz produit par les eaux usées. Il a trouvé que la formation du gaz est due à la fermentation et que ce gaz s'explode en contact avec l'air. En 1821, Avogadro a pu identifier le type de ce biogaz qui est le méthane (Devia, 2013). La génération du biogaz dans les conditions anaérobies a été réalisée pour la première fois par Popoff en 1875 (Peu, 2011). Alors que Herter, a rapporté que le méthane et le dioxyde de carbone peuvent être formés à partir de l'acétate qui se trouve dans les eaux usées. Après, en 1984, Louis Pasteur a essayé de produire le biogaz à partir du fumier collecté des rues de Paris (Rakotoniaina, 2012). Alors que Gavon a planifié de produire 100 L de méthane à partir de 1 m<sup>3</sup> des eaux usées sous les conditions anaérobies à une température de 35 °C. Pasteur a rapporté que le taux de production du biogaz est suffisant pour illuminer les rues de Paris. A partir de cette époque, l'application des énergies renouvelables a commencé, et la technologie de biogaz est utilisée et développée jusqu'à nos jours (Devia, 2013). Elle présente une très bonne alternative comme source d'énergie propre et qui à la fois réduit la grande quantité des déchets, et protège l'environnement. Cependant, le handicap de cette technique est son coût qui augmente à cause du système de chauffage, la taille du réacteur et le transport (Nursanto, 2017).

Avec l'introduction de la conception commerciale et pilote d'usines de digestion anaérobie au début des années 1990, la digestion anaérobie (DA) des déchets organiques a reçu une attention mondiale (Karagiannidis and Perkoulidis, 2009). La digestion anaérobie est un procédé dans lequel la matière organique est transformée en éléments plus simples par la présence d'une communauté bactérienne dans des conditions anaérobies (figure 3). Cette transformation qu'on appelle aussi dégradation entraîne la production d'un biogaz et d'autres composés riche énergétiquement et riche en termes d'élément nutritifs pour les plantes (Lastella et al., 2002). La digestion anaérobie se fait suivant une série de réactions métaboliques : l'Hydrolyse, l'Acidogenèse, l'Acétogenèse et la Méthanogenèse (Devia, 2013). Ce procédé est applicable pour la majorité des déchets organique (déchets d'agriculture, déchets municipaux, déchets agro-alimentaires...). En outre, la DA a plusieurs avantages que le compostage grâce à son gain énergétique en biogaz et elle est considéré comme une technologie viable pour le traitement efficace des déchets organiques et la production simultanée d'une énergie renouvelable ainsi qu'elle respecte et protège l'environnement (Jingura and Matengaifa, 2009). Ward et al., (2008) ont décrit les avantages de ce procédé pour réduire la pollution de l'environnement en deux façons principales : l'environnement scellé du

processus empêche la sortie du méthane dans l'atmosphère, tandis que la combustion du méthane libérera du dioxyde de carbone neutre (aucun effet net sur le dioxyde de carbone atmosphérique et les autres gaz à effet de serre) (Devia, 2013; Peu, 2011).

Toutefois, la DA a quelques limitations comme un long temps de rétention et un faible rendement d'élimination des composés organiques. La composition chimique et la structure des matériaux lignino-cellulosiques entravent le taux de biodégradation des déchets organiques solides (Devia, 2013). Il a été signalé que l'hydrolyse de la matière organique complexe en composés solubles est l'étape limitant la vitesse des procédés anaérobies pour les déchets à forte teneur en solides. Par conséquent, divers prétraitements physico-chimiques et enzymatiques sont nécessaires pour accroître la solubilité du substrat et accélérer le taux de biodégradation des déchets organiques solides (Lopez Torres and Espinosa Lloréns, 2008).



**Figure 3:** Schéma générale de la Digestion Anaérobie et valorisation de biogaz et digestat.

## 5.1. Co-digestion anaérobie

La co-digestion anaérobie ou « co-fermentation » ou bien aussi « co-méthanisation » est une méthode de traitement des déchets organiques dans laquelle différents déchets sont mélangés et traités ensemble à différents pourcentages (Devia, 2013; Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011). La co-digestion est de préférence utilisée pour améliorer le rendement de la digestion anaérobie des déchets organiques. Par exemple, la dilution de composés toxiques, l'augmentation de la charge de matière organique biodégradable, l'amélioration de l'équilibre des nutriments, l'effet synergique des micro-organismes et un meilleur rendement en biogaz sont les avantages potentiels qui sont obtenus dans un processus de co-digestion. La co-digestion d'un mélange de déchets organiques entrainera également un enrichissement en nutriments et accélère la biodégradation des déchets organiques solides par bio-stimulation (Devia, 2013; J.Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011). De plus, le taux de digestion et la stabilisation des digestats sont améliorés (Devia, 2013; J.Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011). Jingura and Matengaifa, (2009) ont décrit les multiples avantages fournis par la co-digestion : la facilitation de la performance d'une digestion stable et fiable et la production d'un produit bien digéré de bonne qualité, et une augmentation du rendement en biogaz. Il a été observé que la co-digestion des mélanges stabilise l'alimentation du bioréacteur, améliorant ainsi le rapport C/N et diminuant la concentration d'azote (Cuetos et al., 2008). L'utilisation d'un substrat mixte contenant des déchets à faible teneur en azote et en lipides augmente la production de biogaz en raison des caractéristiques complémentaires des différents types de déchets, réduisant ainsi les problèmes liés à l'accumulation de composés volatils intermédiaires et de fortes concentrations d'ammoniac. Un effet stimulant sur la synthèse du méthane a été observé lorsque les boues industrielles étaient co-digérées avec les déchets solides municipaux (Adgag and Sonza, 2007). La co-digestion des déchets solides municipaux et boues industrielles avec un rapport de 1:2 a produit la plus grande quantité de méthane, par rapport aux déchets solides municipaux seules. De même, dans un système de digestion anaérobie en deux phases, Fezzani and Cheikh, (2010) ont déclaré la productivité de méthane la plus élevée lorsqu'un mélange d'eaux usées de l'usine d'olives et de déchets solides de l'usine d'olives ont été co-digérés. Le processus a également été utile pour obtenir un digestat précieux qui peut éventuellement être utilisé comme amendement du sol après des traitements mineurs (Devia, 2013; J.Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011).

## 5.2. Étapes de la digestion anaérobie

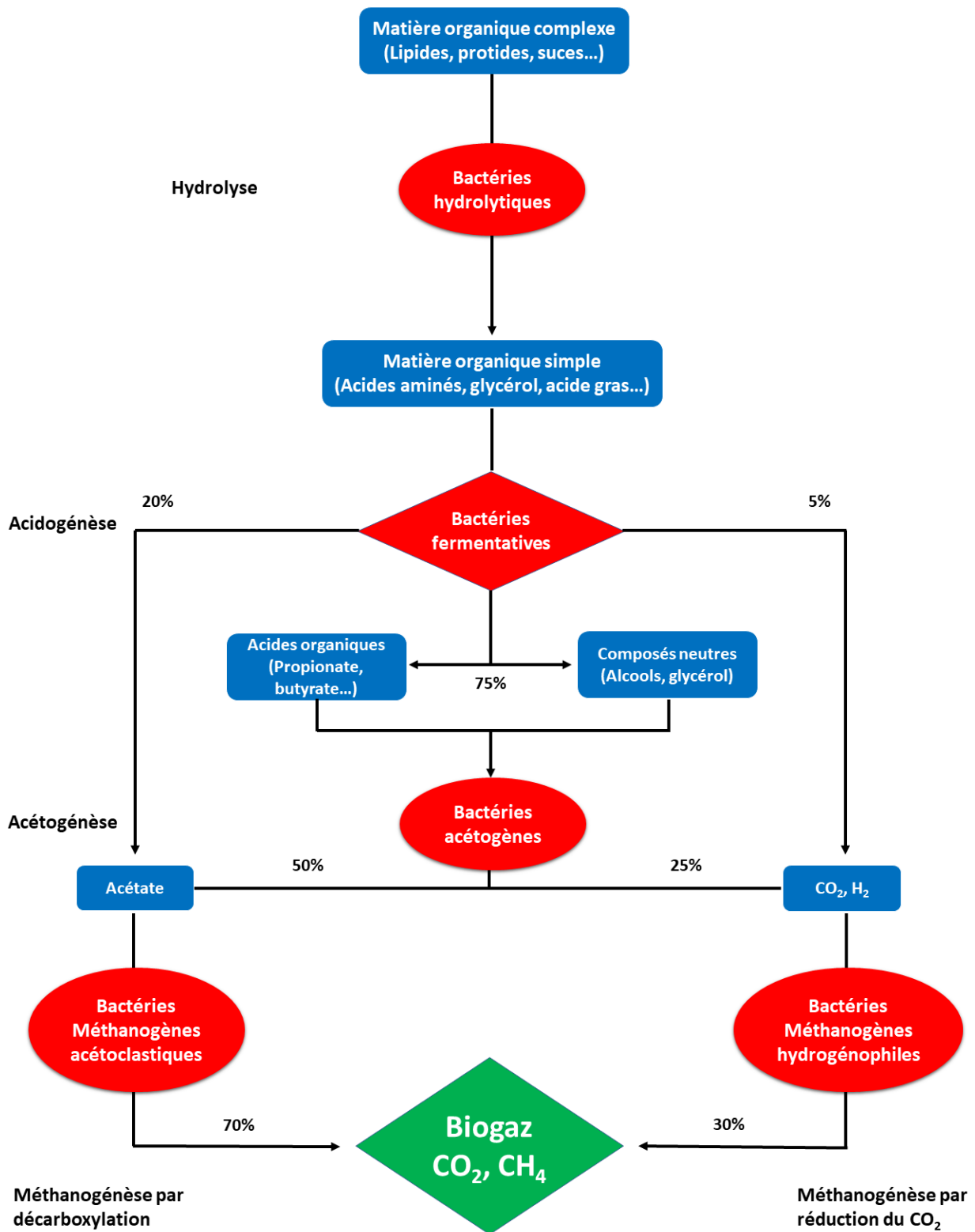


Figure 4: Les étapes de la digestion anaérobie.



### 5.2.1. Hydrolyse

Au stade de l'hydrolyse, la matière organique est convertie en composés solubles, et hydrolysée en forme de monomères. Le processus d'hydrolyse est une réaction qui est utilisée pour briser les polymères en molécules plus simples (figure 4). Les polymères organiques insolubles, comme les glucides, la cellulose, les protéines et les graisses, sont décomposés par des bactéries hydrolytiques. Par exemple, la graisse est décomposée en acides gras. Les protéines sont converties en acides aminés. Les polysaccharides sont convertis en monosaccharides et les acides nucléiques forment la purine et la pyrimidine (Devia, 2013; J.Poulléau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011). Ces monomères produits subissent par la suite un processus de fermentation. L'eau et d'autres molécules sont transformées en groupes fonctionnels qui fourniront deux produits finaux, dont l'un contiendra de l'hydrogène sous forme de cation et l'autre contiendra de l'hydroxyle sous forme d'anion.

### 5.2.2. Acidogénèse

Cette phase consiste à transformer des matières organiques complexes telles que protéines, graisses ou cellulose et à former des molécules plus simples (figure 4). Les lipides sont transformés en acides gras, glycérol ou autres alcools, les glucides en monosaccharides, puis en acides, aldéhydes et alcools, les protéines donnant de leur côté des acides aminés.

Cette étape mène ainsi à des produits classiques de fermentation :

- éthanol
- acides gras volatils
- dioxyde de carbone et hydrogène

L'acidogénèse est réalisée par plusieurs micro-organismes, anaérobies stricts ou facultatifs. Ils ont un taux de croissance généralement élevé et s'adaptent rapidement à une augmentation brutale de la charge organique (Devia, 2013; J.Poulléau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011).

### 5.2.3. Acétogénèse

Le rôle des bactéries acétogènes est de transformer les divers composés de la phase précédente en précurseurs directs du méthane (figure 4), qui sont :

- l'acétate  $\text{CH}_3\text{COO}^-$
- le dioxyde de carbone et de l'hydrogène

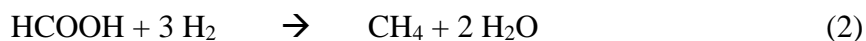
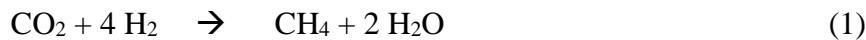
Ces bactéries se développent dans les milieux riches en  $\text{CO}_2$ , ce qui est très souvent le cas dans les environnements anaérobies. Elles sont pour la plupart autotrophes et peuvent se

développer en utilisant le CO<sub>2</sub> et l'hydrogène. L'acétate est le principal produit de la fermentation. Les formes 'homo acétogènes' ne produisent essentiellement que de l'acétate. Les 'hétéro acétogènes' forment du butyrate et d'autres composés en plus de l'acétate (Devia, 2013). Les acétogènes ne produisent pas de méthane ou n'en produisent que des quantités insignifiantes. Ces bactéries sont rarement seules dans le milieu. Elles peuvent cohabiter avec d'autres espèces consommatrices ou productrices de CO<sub>2</sub> et d'hydrogène. L'hydrogène, inévitablement produit par les bactéries acétogènes (appelées OHPA : Obligate Hydrogen Producing Acetogenic Bacteria), est systématiquement transféré vers des bactéries utilisatrices de H<sub>2</sub>, ce processus de transfert évitant toute inhibition de l'acétogénèse par accumulation de H<sub>2</sub> dans le milieu. Ces associations obligatoires entre une bactérie acétogène et une bactérie méthanogène utilisatrice de H<sub>2</sub> sont appelées associations syntrophiques. Les OHPA ou bactéries syntrophes sont relativement rares et chaque espèce mène une réaction bien particulière. Bien que, la plupart des acétogènes mettent en œuvre un même schéma réactionnel pour la synthèse de l'acétate (Devia, 2013; Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011).

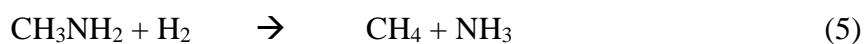
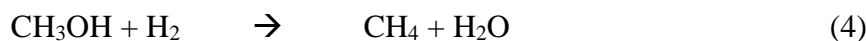
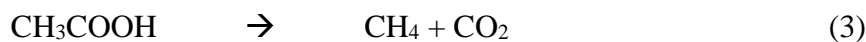
#### 5.2.4. Méthanogénèse

La méthanogénèse est mise en œuvre par des bactéries appelées *Archaeobactéries*. Dans la communauté des bactéries méthanogènes, on peut distinguer :

- les hydrogénophiles, spécialisées dans la réduction du CO<sub>2</sub> par l'hydrogène, et ils sont productrices de méthane à partir d'acide formique (1) et (2) :



- les acétoclastes, producteurs de méthane à partir d'acide acétique, de méthanol et de méthylamines selon les réactions (3), (4) et (5) :



Ces réactions sont lentes et peu exothermiques. Elles génèrent néanmoins 70 % du méthane produit. Les méthanogènes sont des microorganismes anaérobies stricts, souvent extrêmement sensibles à l'action de l'oxygène et se développent dans des milieux réducteurs. Elles vivent en association avec d'autres bactéries anaérobies qui leur fournissent en continu les éléments d'hydrogène, CO<sub>2</sub> et d'acide acétique (Peu, 2011). Leurs taux de croissance, optimal pour un pH compris entre 7 et 7,6 reste relativement faibles (Khalid et al., 2011).

La formation de méthane s'accompagne d'une consommation de H<sub>2</sub>, ce qui permet d'éviter l'inhibition de la réaction d'acétogénèse suite à la concentration élevée d'hydrogène (Devia, 2013; Poulleau, 2002; Nursanto, 2017; Peu, 2011).

### **5.3. Facteurs affectant la digestion anaérobie**

La digestion anaérobie des déchets organiques est un processus complexe qui comporte différentes étapes de dégradation. Les micro-organismes qui participent au processus peuvent être spécifiques à chaque étape de la dégradation et pourraient donc avoir des exigences vis-à-vis des propriétés et caractéristiques du milieu (Khalid et al., 2011).

#### **5.3.1. Température**

De nombreux chercheurs ont signalé des effets significatifs de la température sur la communauté microbienne, la cinétique, la stabilité du processus de digestion et le rendement en méthane (Mao et al., 2015). Il a été rapporté que la baisse des températures pendant le processus réduit la croissance microbienne, le taux de dégradation du substrat et la production de biogaz (Jain et al., 2015; Mao et al., 2015). En outre, des températures plus basses peuvent également entraîner un épuisement de l'énergie cellulaire, une fuite de substances intracellulaires ou une lyse complète. En revanche, les températures élevées réduisent le rendement en biogaz en raison de la production de gaz volatils comme l'ammoniac, qui limite l'activité des bactéries méthanogènes (Amani et al., 2010; Khalid et al., 2011). Généralement, la digestion anaérobie est effectuée à des températures mésophiles, le procédé dans la gamme des températures mésophiles est plus stable et nécessite une dépense d'énergie plus faible (Ward et al., 2008). La meilleure température de fonctionnement est de 35 °C avec un temps de rétention de 18 jours. Cependant, une légère fluctuation de la température de 35 °C à 30 °C conduit à une réduction du taux de production de biogaz. Dans l'ensemble, une plage de température comprise entre 35 et 37 °C est considérée comme appropriée pour la production de méthane. Toutefois, les conditions thermophiles présentent certains avantages, comme un taux de dégradation plus rapide des déchets organiques, une production plus élevée de biomasse et de biogaz, une viscosité faible des effluents et une destruction plus importante des pathogènes. Pour la biodégradation, la température doit être inférieure à 65 °C parce qu'il y a dénaturation des enzymes si la température est supérieure à 65 °C (Delfosse, 2014; Khalid et al., 2011). Ward et al., (2008) ont montré que les températures de croissance optimales pour certaines bactéries méthanogènes sont : 37–45 °C pour *Methanobacterium* mésophile, 37–40 °C pour *Methanobrevibacter*, 35–40 °C pour *Methanobolus*, *Methanococcus*, *Methanoculleus*,

Methanospirillum et Methanobolus, 30–40 °C pour Methanoplanus et Methanocorpusculum et 50–55 °C pour Methanohalobium thermophile et Methanosarcina (Delfosse, 2014; Jain et al., 2015).

### 5.3.2. pH

L'intervalle de valeurs de pH convenant à la digestion anaérobie a été rapporté par plusieurs chercheurs, avec un optimum aux environs de 7,0. Amani et al., (2010) et Jain et al., (2015) ont signalé une plage très étroite de pH approprié de 7,0 à 7,2 dans les bioréacteurs alimentés par des boues industrielles. Alors que, Ward et al., (2008) ont remarqué qu'une plage de pH de 6,8 à 7,2 était idéale pour la digestion anaérobie. En fait, selon (Khalid et al., 2011), la méthanogenèse dans un digesteur anaérobie se produit efficacement à un pH de 6,5 à 8,2, tandis que l'Hydrolyse et l'Acidogenèse se produisent à un pH de 5,5 et 6,5, respectivement. Les expériences dans les bioréacteurs Batch ont montré que la plage de pH appropriée pour les acidogènes thermophiles était de 6 à 7. La production d'hydrogène sera à un maximum si le pH initial d'un biosystème est maintenu à 9. Cependant, des résultats similaires peuvent également être obtenus à pH 5–6. Des chercheurs ont démontré que la plage de pH la plus favorable pour atteindre le rendement maximal de biogaz dans la digestion anaérobie est de 6,5 à 7,5 (Amani et al., 2010; Khalid et al., 2011).

### 5.3.3. Humidité

Une teneur élevée en eau est susceptible d'affecter le rendement du procédé en dissolvant la matière organique facilement dégradable. Il a été signalé que les taux de production de méthane les plus élevés sont enregistrés entre 60 et 80 % d'humidité (Bouallagui et al., 2003). Toutefois, les bioréacteurs soumis à un régime d'humidité de 70 % ont produit un lixiviat plus grand et, par conséquent, un taux de production de méthane plus élevé. À la fin de l'expérience, Khalid et al., (2011) ont signalé que 83 mL de méthane/gramme de matière sèche ont été produits à 70 % d'humidité, tandis que 71 mL de méthane/gramme de matière sèche ont été produits à 80 % d'humidité. Néanmoins, les bioréacteurs des deux régimes d'humidité ont montré des rapports similaires (0,68) entre la demande biologique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) (Khalid et al., 2011).

### 5.3.4. Substrat/source de carbone

Le taux de digestion anaérobie est fortement affecté par le type, la disponibilité et la complexité du substrat. Avant de commencer un processus de digestion anaérobie, les glucides, les lipides, les protéines et les fibres d'un substrat doivent être caractérisés. Le substrat devrait

également être évalué en fonction de la quantité de méthane qui peut être produite dans des conditions anaérobies. Les glucides sont considérés comme les composants organiques les plus importants des déchets solides municipaux pour la production de biogaz. Toutefois, l'amidon pourrait agir comme un substrat efficace à faible coût pour la production de biogaz par rapport au saccharose et au glucose. En outre, il a été signalé que la concentration initiale et la teneur totale en solides du substrat dans le bioréacteur peuvent avoir une influence importante sur le rendement du processus et la quantité de méthane produit pendant le processus (Devia, 2013; Khalid et al., 2011; Peu, 2011).

#### 5.3.5. Azote

L'azote est essentiel à la synthèse des protéines et il est principalement utilisé comme nutriment par les microorganismes dans la digestion anaérobie. Les composés azotés contenus dans les déchets organiques sont généralement des protéines converties en ammonium par digestion anaérobie (Sawayama et al., 2004). Sous forme d'ammonium, l'azote contribue à la stabilisation de la valeur du pH dans le bioréacteur de digestion. Les micro-organismes assimilent l'ammonium pour produire une nouvelle masse cellulaire. Cependant, l'ammoniac en forte concentration peut entraîner l'inhibition du processus biologique et inhiber la méthanogenèse à partir des valeurs dépassant les 100 mM (Fricke et al., 2007). Une grande quantité d'ammoniac dans le digesteur peut également affecter la production d'hydrogène et l'élimination des solides volatils. Des chercheurs ont rapporté aussi que la production totale de biogaz n'a pas été affectée par de faibles augmentations de l'azote ammoniacal, tandis que des augmentations plus élevées ont réduit la production de biogaz de 50 % du taux initial (Mata-Alvarez et al., 2000; Sawayama et al., 2004). Dans le digesteur anaérobie à lit fluidisé, la formation de méthane a diminué à partir des concentrations d'ammonium supérieures à 6 000 mg NH<sub>4</sub>-N/L. Selon ses travaux, l'activité méthanogénique est démultipliée de 10 % à des concentrations d'ammonium de 1 670 à 3 320 mg NH<sub>4</sub>-N/L, 50 % à 4090–5550 mg NH<sub>4</sub>-N/L, et zéro à 5880–6000 mg NH<sub>4</sub>-N/L (Khalid et al., 2011; Sawayama et al., 2004).

#### 5.3.6. Rapport C/N

Le rapport C/N dans la matière organique joue un rôle crucial dans la digestion anaérobie. En fait, un déséquilibre en éléments nutritifs est considéré comme un facteur important limitant la digestion anaérobie des déchets organiques. Ainsi, pour l'amélioration de la nutrition et du rapport C/N, la co-digestion des mélanges organiques est utilisée à la place de la mono-digestion pour balancer les propriétés des différents déchets organiques (Cuetos et al.,

2010). Ces derniers auteurs ont discuté l'équilibre du rapport C/N suite à la co-digestion des déchets de poisson, des eaux usées des abattoirs et des boues activées avec les déchets de fruits et légumes. Leur plus grand avantage réside dans le tampon du taux de charge organique, et la production d'ammoniac à partir d'azote organique, qui réduisent les limites de la digestion des déchets de fruits et légumes. Le rapport C/N de 20 à 30 peut fournir suffisamment d'azote pour le procédé. Khalid et al., (2011) suggèrent qu'un rapport C/N entre 22 et 25 semble être le meilleur pour la digestion anaérobie, tandis que d'autres ont élargi l'intervalle de ce rapport de 20 à 35.

### 5.3.7. Bioréacteurs

Les bioréacteurs anaérobies pourraient être bénéfiques pour la digestion rapide des constituants des déchets organiques solides afin de réduire la charge environnementale au lieu de créer des sites d'enfouissement sanitaires conventionnels (Adgag and Sonza, 2007). Il est reconnu que la conception d'un bioréacteur influence fortement la performance de la digestion. Une variété de nouvelles conceptions de bioréacteurs ont été développées au cours des dernières années, ce qui facilite le traitement des déchets et améliore le rendement en biogaz (Bouallagui et al., 2005). Selon Ward et al. (2008), un bioréacteur anaérobie parfait devrait être conçu de manière à consentir un taux de charge organique continu et durable avec un court temps de rétention hydraulique et une capacité de produire un volume maximal en biogaz. Plusieurs types de bioréacteurs sont actuellement utilisés, mais les trois principaux groupes de bioréacteurs couramment utilisés comprennent les réacteurs discontinus, un système à alimentation continue à un étage et un système à alimentation continue à deux étages ou à plusieurs étages. Les réacteurs discontinus sont les plus simples, remplis de substrat et laissés pendant la période de rétention hydraulique. Les réacteurs anaérobies en discontinu ou les réacteurs Batch sont efficace pour une digestion rapide avec un équipement simple et peu coûteux, et sont également utiles pour évaluer le taux de digestion facilement (Parawira et al., 2004). Cependant, les réacteurs discontinus présentent certaines limitations, telles que des fluctuations élevées de la production et de la qualité du biogaz, des pertes de biogaz lors de la vidange des bioréacteurs et des hauteurs restreintes des bioréacteurs. Le deuxième type de bioréacteurs est connu sous le nom de « système à alimentation continue à un étage », où la totalité des réactions biochimiques se produit dans le bioréacteur. Le troisième type de bioréacteurs est un système à deux ou plusieurs étages alimentées en continu, dans lequel divers processus biochimiques tels que l'Hydrolyse, l'Acidogenèse, l'Acétogenèse et la Méthanogenèse se produisent séparément (Ward et al., 2008). Le système en deux étages est

considéré comme prometteur pour traiter les déchets organiques avec une grande efficacité en termes de taux de biodégradation et de production de biogaz (Fezzani and Cheikh, 2010). Un système en deux étages permet la sélection et l'enrichissement en bactéries dans chacune des phases. Les matières organiques complexes sont dégradées par des bactéries acidogènes en acides gras volatils et en alcools, qui sont ensuite facilement métabolisés en méthane et en dioxyde de carbone par des méthanogènes ou des archées. En outre, ce type de système augmente la stabilité du processus en contrôlant l'étape d'Acidogenèse grâce à l'optimisation du temps de rétention hydraulique pour éviter la surcharge et l'accumulation des composés toxiques. La concentration en biomasse et d'autres conditions peuvent également être optimisées indépendamment pour chaque étape. Tous les trois types de bioréacteurs ci-dessus, ainsi qu'une variété de bioréacteurs tels que le bioréacteur à cuve à agitation continue, le bioréacteur tubulaire, le bioréacteur séquentiel anaérobie, sont aussi utilisés pour le traitement des différents types de déchets (Bouallagui et al., 2005). Ces biodigesteurs sont également désignés comme digesteurs de déchets solides « humides » ou « secs ». Selon Ward et al., (2008), les bioréacteurs humides ont des solides totaux de 16 % ou moins, tandis que les bioréacteurs secs contiennent 22 à 40 % de solides totaux, avec des intermédiaire appelée «semi-sec». Alors que Karagiannidis and Perkoulidis, (2009), déclarent que les systèmes secs contiennent de 30 à 40 % de matière sèche, les systèmes humides contiennent de 10 à 25 % de matière sèche. En outre, on note la disponibilité des bioréacteurs en fonction des températures de fonctionnement (thermophile ou mésophile) (Karagiannidis and Perkoulidis, 2009; Khalid et al., 2011).

#### **5.4. Rôle des microorganismes dans la digestion anaérobie**

Le processus de digestion anaérobie peut être catalysé par une variété de micro-organismes qui convertissent des macromolécules complexes en composés de faible poids moléculaire. Une source d'inoculum est recommandée pour l'optimisation de la digestion anaérobie (Forster-Carneiro et al., 2007). Les boues sont couramment utilisées comme substrats riches en inoculum pour le traitement des déchets dans la digestion anaérobie, bien que des souches naturellement sélectionnées ou des souches artificiellement mélangées de micro-organismes soient également utilisées. De plus, des agrégats cellulaires sous forme de floccs, de biofilms, de granules et de tapis, dont les dimensions varient habituellement de 0,1 à 100 mm, peuvent également être utilisés dans le système de traitement. Une grande variété de communautés microbiennes est impliquée dans le procédé de digestion anaérobie. Fricke et al., (2007) ont rapporté que la matière organique est décomposée par des microorganismes

hétérotrophes. Khalid et al., (2011) ont rapporté que les Clostridium sont les espèces les plus répandues dans les conditions anaérobies. Cependant, généralement un consortium microbien est responsable du processus de digestion anaérobie (Fantozzi and Buratti, 2009). Ces auteurs (Fantozzi and Buratti, 2009), ont rapporté qu'un groupe de micro-organismes tels que *les actinomycetes*, *Thermo-monospora*, *Ralstonia* et *Shewanella* sont impliqués dans la dégradation des déchets alimentaires en acides gras volatils, alors que *Methanosarcina* et *Methanobrevibacter/Methanobacterium* contribuent principalement à la production de méthane. De même, ils ont signalé la présence de *Methanosarcina thermophila*, de *Methanoculleus thermo-philus* et de *Methanobacterium formicicum* pendant la digestion anaérobie. Les espèces hydrogénotrophes (principalement *Methanobrevibacter* sp., *M. formicicum* et *Methanosarcina* sp.) sont déclarées actives dans la synthèse du méthane. Une augmentation de la teneur en méthane a également été observée avec l'augmentation du nombre d'espèces hydrogénotrophes (Greses et al., 2017; Liu et al., 2018). Par ailleurs, un certain contrôle de certains paramètres doit être assuré pour optimiser les conditions d'activités de ses micro-organismes. Dans ce sens, Chae et al., (2008) ont démontré que une concentration élevée d'acide organique comme l'acide acétique (>5000 mg/L) et d'acide butyrique (>3000 mg/L) dans le biodigester pourraient inhiber la croissance des micro-organismes et par conséquent la production de composés riches en énergie (Amani et al., 2010; Khalid et al., 2011).

## **5.5. Valorisation des sous-produits de la digestion anaérobie**

### **5.5.1. Biogaz**

Le biogaz produit pendant la digestion anaérobie contient principalement du méthane (CH<sub>4</sub>) et de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>). La proportion de ces deux gaz dans les déchets organiques dépend de la nature du substrat, et plus précisément de la présence des éléments Carbone - Hydrogène - Oxygène - Azote (CHON). Un substrat riche en carbone et en hydrogène produit une grande quantité de méthane, qui pourrait atteindre 90 %. Un substrat moyennement riche en carbone et hydrogène, comme la cellulose, produit un biogaz contenant 55 % de méthane et 45 % de dioxyde de carbone. Généralement, la teneur de biogaz en méthane peut varier entre 25 et 70% (Devia, 2013; Peu, 2011).

On trouve aussi dans le biogaz d'autres composés azotés (ammoniac, azote) et des composés soufrés (H<sub>2</sub>S, mercaptans) et ils sont présent en faible quantité (<1000 ppm), avec d'autres tels l'hydrogène, des produits de fermentation (alcools, acides, esters...) (Lebranchu, 2017). Les siloxanes et des organochlorés sont aussi présents dans le biogaz mais juste en traces. La composition du biogaz varie significativement en fonction de la composition du



substrat de départ, du type de bioréacteur utilisé et de la durée du procédé de la digestion anaérobie (Devia, 2013; Peu, 2011). Le biogaz peut être utilisé à la production de l'énergie thermique sous forme de chaleur ou de l'électricité ou les deux à la fois par le procédé de cogénération. Il peut être aussi utilisé en tant que bio-combustible ou bio-carburant. Par ailleurs, il peut aussi être injecté dans les réseaux de gaz naturel. Les quantités de biogaz collectées lors du procédé de la digestion anaérobie peuvent être importantes et ainsi sa contribution dans l'économie énergétique peut être non négligeable (Devia, 2013; Peu, 2011).

La chaleur de combustion du biogaz peut être utilisée pour le chauffage d'eau industrielle ou dans les foyers, aussi pour la production du vapeur à moyenne ou haute pression et aussi dans les fours (Wucher, 2012). Cependant, le biogaz est généralement utilisé en mélange avec le gaz naturel pour réduire l'impact de l'hydrogène sulfuré qui peut causer la corrosion des conduites. L'énergie thermique produite par la combustion de biogaz peut servir aussi pour assurer la température au sein d'un bioréacteur ou d'un digesteur au niveau d'une station d'épuration des eaux usées ou bien au niveau d'une usine qui a besoin d'énergie thermique dans ses procédés. En plus, cette technologie de biogaz peut être installée dans les cités universitaires pour assurer de l'eau chaude et le réchauffement pour les étudiants à partir de la digestion anaérobie des déchets organiques issues de la restauration au sein de l'université. Le biogaz produit lors de la digestion anaérobie peut alimenter un moteur à gaz ou une turbine pour produire de l'électricité ou la cogénération (électricité et chaleur en même temps) (Lacour, 2012). Lorsque l'électricité est produite à partir du biogaz, elle est exportée souvent par le réseau public. En fait, l'augmentation du prix des énergies fossiles, du prix de rachat de l'électricité produite à partir des énergies renouvelables ainsi que l'épuisement de ces ressources, et la grande quantité des déchets organiques dans le monde incitent sur la voie de la production de l'électricité à partir du biogaz (Ghouali, 2015).

Les avantages de la technologie de biogaz pour l'agriculteur résident dans la création d'une nouvelle activité et de nouveaux postes de travail, elle assure un revenu complémentaire stable sur 15 ans après l'installation d'un bioréacteur ou d'un digesteur (Lacour, 2012). De plus, elle favorise la valorisation agronomique des déchets organiques d'agriculture, ainsi qu'elle renforce le lien entre l'agriculteur et son territoire. L'installation de cette technologie dans les fermes assure aussi une source de biofertilisants résultante de la transformation des déchets organique d'agriculture qui seront utilisés par la suite (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Devia, 2013; Peu, 2011). La technologie de biogaz peut aussi servir dans la réduction des odeurs liées au stockage et à l'épandage des déchets et des effluents organiques. Elle peut

assurer aussi une production locale et la vente de la chaleur et de l'électricité. D'autres avantages de biogaz et son impact positif sur l'environnement c'est qu'il réduit les émissions de gaz à effet de serre, il substitue les énergies fossiles qui ont causées des impacts néfastes sur l'environnement notamment le changement climatique actuel. En plus, on rajoute une substitution des fertilisants chimiques par les bio-fertilisants qui sont bénéfiques pour l'environnement et pour les sols agricoles (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Devia, 2013; Peu, 2011).

### 5.5.2. Digestat

Le digestat est un résidu du procédé de la digestion anaérobie partiellement stable et riche en micro et macronutriments organiques bénéfiques pour les plantes. Dans le cas de l'utilisation des déchets organiques solides dans le procédé de digestion anaérobie, ce résidu, à la sortie du digesteur ou du bioréacteur, a une consistance pâteuse et émet le plus souvent des odeurs désagréables (Alfa et al., 2014; Ruiz et al., 2018b). L'excès de liquide dans le digesteur peut être extrait pour réalimenter le système en eau et en microorganismes indispensables dans le procédé et pour minimiser les volumes ou quantités de matières de digestats à transporter à la fin du procédé. Généralement, la fraction solide du digestat est recommandée à être compostée (filiale de traitement aérobie des déchets organiques) pour une utilisation ultérieure comme amendement organiques des sols agricoles (Lacour, 2012). En effet, un avantage primordial du processus de compostage est l'élimination d'une grande partie des agents pathogènes présents dans le digestat suites aux températures élevées (>60°C) atteintes pendant ce processus. Dans le cas des systèmes à températures moyennes (mésophiles) et de longs temps de séjours (temps de rétention hydraulique), ces conditions sont habituellement suffisantes pour l'inactivation parfois de la majorité des agents pathogènes. En outre, des traitements additionnels peuvent être mis en place avant ou après le procédé de digestion anaérobie afin d'assurer une absence de microbes pathogènes viables dans le digestat et d'assurer la stabilité et la maturité du digestat. Il existe notamment une autre possibilité de valorisation du digestat qui est sa combustion dans les fours des cimenteries ou des centrales thermiques. En effet, le digestat sec a un pouvoir calorifique de 3500 kcal/kg (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Carfagno et al., 2019; Siddique and Wahid, 2018).

Néanmoins, le digestat est un engrais utile en raison de sa teneur en azote facilement accessible et assimilable par les plantes. Il contient également des quantités importantes de phosphate, de potassium, de soufre, de magnésium et d'autres éléments nutritifs. Les digestats ont généralement une teneur en matière sèche de l'ordre de 1 à 10 %, tandis que la fraction

fibreuse présente une teneur en matière sèche de 20 à 40 %, bien que ces proportions varient selon le processus de séparation utilisé. L'utilisation des digestats dans l'agriculture reste encore limitée de point de vue l'interférence de plusieurs facteurs qui modifie la stabilité et la maturité de ces digestats (Alfa et al., 2014; Lehtomäki et al., 2007). Par exemple, l'origine, la composition des substrats, le type de procédé utilisé ainsi que les paramètres qui contrôlent la digestion anaérobie influencent fortement la qualité du digestat final et par conséquent son utilisation comme biofertilisants dans les champs agricoles. Par ailleurs, on doit signaler l'obligation environnementale qui exige un remplacement ou une combinaison entre les fertilisants chimiques et les biofertilisants avec un espoir d'atteindre une application exclusive des biofertilisants qui vont substituer complètement les fertilisants chimiques (Alfa et al., 2014).

Le digestat est une bonne source d'azote facilement disponible, c'est-à-dire l'ammonium-N, qui est potentiellement disponible pour l'absorption immédiate des plantes. La plus grande partie de l'azote contenu dans le digestat sera disponible pour la culture au cours de l'année d'application, car il est principalement présent sous forme d'ammonium. Cependant, il est important de ne pas confondre l'ammonium et l'azote disponible pour les cultures (Franke-Whittle et al., 2014a; Yuexi et al., 2019). Bien que le digestat soit riche en ammonium, tout comme les boues d'élevage, cela peut diminuer pendant le stockage et être perdu dans l'environnement pendant l'épandage soit : (a) par émissions d'ammoniac dans l'air ; et/ou (b) par lessivage des nitrates dans les eaux de surface et souterraines. La proportion d'ammonium qui peut être utilisée par la culture, compte tenu de ces pertes, est appelée azote disponible pour la culture (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Koszel and Lorencowicz, 2017). Alors que, en générale, environ 50 % du phosphate et 80 % de potassium dans le digestat seront disponibles pour la culture au cours de l'année d'application. Ces valeurs devraient être utilisées dans le calcul des besoins en éléments nutritifs des cultures lorsque l'on s'attend à une réponse au phosphate et/ou à la potasse ou dans le cas de cultivation des cultures sensibles (maïs, pommes de terre et autres légumes de plein champ). D'autre part, quand le P/K du digestat est égal ou supérieur au P/K du sol cible et qu'une réponse de la culture aux ajouts de phosphate et de potassium n'est pas attendue, la teneur totale en phosphate et en potassium du digestat devrait être utilisée dans la planification des éléments nutritifs afin d'éviter l'application excessive de ces éléments nutritifs et le lessivage et la perte dans l'environnement. Le digestat fournit également des quantités utiles de soufre et de magnésium, et leur apports devraient être

considérés comme contribuant dans une large mesure au maintien des réserves de sol (Al Seadi and Lukehurst, 2012; Koszel and Lorencowicz, 2017).

## **Conclusion**

La digestion anaérobie est l'un des procédés promoteurs dans le domaine de traitement des déchets organiques. Les références bibliographiques ont démontré plusieurs avantages de la digestion anaérobie de point de vue énergétique et environnemental, ce qui rend la digestion anaérobie l'une des meilleures solutions et stratégies dans nos jours. Au Maroc, cette technique est encore mal explorée vue plusieurs contraintes, mais la nouvelle orientation du Maroc vers une économie circulaire verte (Plan Maroc Vert) nécessite la mise en œuvre de ces techniques biologiques pour le traitement des déchets organiques (Margines, Fumiers, Eaux usées...). Ces derniers s'accumulent d'un an à l'autre en énorme quantité sans aucun traitement nuisant l'environnement et les ressources naturelles Marocaines. D'autre part, le Maroc est un pays qui s'articule sur son potentiel agronomique, de ce fait, la valorisation des déchets organiques en sous-produits ou en biofertilisants pour intérêt agronomique sera d'une grande importance pour le développement de ce secteur.

# **CHAPITRE 2**

---

## **Matériels & Méthodes**

---

## **Partie 1 : Co-digestion anaérobie de différents types de déchets organiques**

### **1. Substrats organiques**

Le Fumier Bovin et les Eaux Usées ont été collectés du grand marché municipal de la ville de Khouribga (Souk) et de la station d'épuration (STEP) de la ville de Beni Mellal, respectivement (figure 5). Les Margines utilisés dans cette étude ont été collectés d'une unité de production d'huile d'olive qui sont nombreuses dans la région de Beni Mellal au Maroc (figure 6).



**Figure 5:** Fumier bovin (gauche) et eaux usées (droite).



**Figure 6:** Margines

## 2. Caractérisation physico-chimique des substrats organiques

### 2.1. Caractérisation physique des substrats organiques

La Matière sèche et l'humidité sont obtenues par pesage de l'échantillon avant et après le séchage à 105°C pendant 24 heures. Le pH et la conductivité électrique ont été mesurés juste après la collection des substrats organiques en utilisant respectivement un pH-mètre de type (PHSJ-3F) et un conductimètre de type (DDS-12DW).

### 2.2. Carbone organique total (%COT)

Le dosage du carbone organique total (% COT) sert à évaluer le taux de carbone organique qui existe dans les échantillons des substrats et des digestats. D'autre part, cette valeur entre dans le calcul du rapport C/N, qui est un indicateur de la possibilité de biodégradation des déchets organiques. La méthode utilisée dans ce travail pour déterminer le pourcentage de carbone organique total est la méthode d'Anne. Elle se base sur l'oxydation de la matière organique des substrats ou digestats par un excès de bichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) en milieu acide (acide sulfurique  $H_2SO_4$ ) et la titration (dosage colorimétrique) en retour de l'excès de bichromate de potassium en présence d'un indicateur coloré (diphénylamine sulfonates). Le carbone organique présent dans les substrats et les digestats est oxydé par le bichromate de potassium en milieu sulfurique. Le bichromate doit être en excès, la quantité réduite est en principe proportionnelle à la teneur en carbone organique. Le bichromate en excès est réduit par le sel de Mohr qui contient les ions  $Fe^{+2}$  pour donner le sel ferrique ( $Fe^{3+}$ ). Lorsque tout le bichromate qui reste a été réduit par le sel de Mohr, l'indicateur coloré (acide diphénylaminosulfonique) à l'aide d'acide orthophosphorique, vire du bleu-violet au vert (Amir et al., 2004). La dernière étape est de calculé le pourcentage de carbone organique dans l'échantillon en utilisant l'équation suivante (6) :

$$C_{org} = \frac{(V_0 - V) \times 0.0012}{m} \times 100 \quad (6)$$

m (g) = masse de la prise d'essai de l'échantillon.

V (mL) = volume du sel de Mohr utilisé pour la titration de l'échantillon de sol.

$V_0$  (mL) = volume du sel de Mohr utilisé pour la titration du blanc.

0,0012 : rapport dichromate/carbone (1 mL de dichromate titre 0,0012 g de carbone).

Le taux de décomposition de la matière organique est calculé suivant l'équation (7) (Amir, 2005):

$$\%DEC = \frac{(100 * (C_s - C_d))}{((100 - C_d) * C_s)} * 100 \quad (7)$$

Cs et Cd représentent respectivement le pourcentage de carbone dans les substrats et les digestats.

### 2.3. Azote Total Kjeldahl (NTK)

Le dosage de l'azote total existant dans les substrats ou les digestats se fait par plusieurs méthodes. Dans ce travail, on a utilisé la méthode Kjeldahl qui consiste à détruire les composés organiques de manière à obtenir tout l'azote sous une même forme minérale (ammonium  $\text{NH}_4^+$ ). On effectue pour cela une minéralisation. Les ions ammonium sont transformés en ammoniac par passage en milieu alcalin. On entraîne  $\text{NH}_3$  à la vapeur d'eau et on dose le condensat recueilli par dosage volumétrique acide/base (Bouallagui et al., 2003, Amir, 2005).

La minéralisation est la première étape qui prend l'échantillon à ébullition douce en milieu acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) chargé de sulfate de potassium et en présence de catalyseurs (Sélénium). Après minéralisation, l'azote se trouve dans la solution du minéralisât sous forme d'ion  $\text{NH}_4^+$ . Ensuite, le minéralisât est neutralisé puis alcalinisé pour former de l'ammoniac volatile ( $\text{NH}_3$ ) qui sera entraîné par la vapeur d'eau puis condensé par réfrigération et finalement recueillies dans un milieu acide borique ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ) en solution à 20 à 40 g/L. Généralement, on utilise 10 mL de solution borique et on recueille le distillat dans un volume de 40 à 100 mL. Lorsque l'ammoniac arrive dans l'acide borique il alcalinise le milieu qui vire au vert en présence de l'indicateur de Tashiro ou indicateur RB (mélange de rouge de méthyle et de vert de bromochrésol). La dernière étape consiste à titrer l'échantillon par une solution d'acide sulfurique  $\text{H}_2\text{SO}_4$  de concentration N/50 jusqu'au virage vers une couleur rose (figure 7). L'équation suivante (8) permet de calculer le pourcentage de l'azote Kjeldahl dans nos échantillons :

$$ATK (\%) = \frac{N (V_e - V_t) \times 1,4}{P} \quad (8)$$

**ATK:** Azote Total Kjeldahl.

**$V_e$  :** Volume de titre de l'échantillon.

**$V_t$  :** Volume de titre de témoin.

**$V$  :** Volume en ml de la prise d'essai.

**$P$  :** Poids en gramme de la prise d'essai.





**Figure 7:** Appareils de minéralisation (à gauche) et de distillation (à droite) pour dosage d'Azote Kjeldahl au Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, FPBM, USMS.

#### **2.4. Dosage des polyphénols**

Il existe plusieurs protocoles adoptés pour le dosage des polyphénols, cela dépend de la nature de l'échantillon. Généralement, l'ensemble des composés phénoliques est oxydé par le réactif de Folin-Ciocalteu, qui est constitué par un mélange d'acide phosphotungstique et d'acide phosphomolybdique, qui est réduit lors de l'oxydation des substances phénoliques en mélange d'oxyde bleu de tungstène et de molybdène (Battista et al., 2014; Sokkanathan et al., 2018). La coloration bleue produite possède une absorption maximale aux alentours de 750-760 nm. Elle est proportionnelle à la quantité de composés phénoliques oxydés. La première étape consiste au calibrage par acide gallique. On réalise par pesée une solution hydroalcoolique mère d'acide gallique, puis par dilution des solutions filles (0, 200, 400 mg/L). La gamme de calibrage comprend une référence qui est une solution hydroalcoolique pour la vérification de la linéarité du calibrage. Il faut aussi que l'échantillon à doser soit clair. Dans un tube d'essai, on introduit 0,2 mL d'échantillon (ou de solution de calibrage pour la référence) et 1 mL de réactif de Folin-Ciocalteu. Après, on ajoute 18,8 mL de solution de carbonate de sodium ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ). Par la suite, On maintient la solution à 70°C avec agitation pour 20 minutes dans un bain thermostaté puis on laisse refroidir sous un courant d'eau froide. La dernière étape est de mesurer l'absorbance à 760 nm sous un parcours optique de 1 cm.

Le tableau 1 résume les analyses préliminaires des effluents et substrats initiaux utilisés pour composer les mélanges destinés à la digestion anaérobie.

**Tableau 1:** Caractéristiques physico-chimiques des substrats organiques après leur collecte.

<b>Paramètres</b>	<b>Margines</b>	<b>Fumier</b>	<b>Eaux usées</b>
<b>pH initial</b>	4,85 ±0,02 a	8,49 ±0,02 b	7,18 ±0,02 c
<b>Solides totaux%</b>	5,7 ±0,1 a	31,15 ±0,1 b	5 ±1 a
<b>Humidité%</b>	94,3 ±0,1 a	68,85 ±0,1 b	95 ±1 a
<b>COT%</b>	70,91 ±0,1 a	62,64 ±0,1b	7,8 ±0,01 c
<b>ATK%</b>	3,4 ±0,1 a	4 ±0,1b	0,001 ±0,01 c
<b>C/N</b>	20,8 ±0,1 a	15,6 ±0,1b	7,001 ±0,01 c
<b>Conductivité électrique (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>	12 ±0,1 a	1,335 ±0,002 b	1,520 ±0,002 b

*Les différentes lettres (a,b et c) près des valeurs indiquent des différences significatives entre les paramètres  $p < 0,05$ .*

## **2.5. Conditionnement des bioréacteurs**

A partir des résultats obtenus dans le tableau 1, on a pu choisir le pourcentage des mélanges des bioréacteurs en respectant les valeurs optimales du rapport C/N, pourcentage d'humidité et de matière solide (MS), pH et de la conductivité électrique pour une meilleur co-digestion anaérobie. Trois bioréacteurs (Batch reactor) ont été employés dans cette étude expérimentale avec un volume de 1 L chacun, et un volume de travail de 600 mL. Durant le temps de rétention hydraulique (TRH) choisi (8 jours), la température a été maintenue à 37°C, la fréquence d'agitation dans les bioréacteurs était de 110 tour/mn et le pH a été mesuré fréquemment. Le pH initial est ajusté pour atteindre l'intervalle optimal de la digestion anaérobie (6,5-7,5) en utilisant soit une solution de 1 mol/L d'acide chloridrique (HCl) pour diminuer le pH, soit 1 mol/L d'hydroxyde de sodium (NaOH) pour augmenter le pH. La communauté bactérienne impliquée dans la Co-digestion anaérobie est celle déjà existante (indigène) dans les substrats organiques d'origine. Les bioréacteurs ont été fermés

hermétiquement pour éviter le contact d'oxygène. Ils sont équipés d'une sortie de biogaz pour qu'ils soient mesurés et collectés après le procédé. La méthode du liquide déplacé a été utilisée pour mesurer le volume de biogaz. Elle consiste à mesurer le volume du liquide déplacé par la pression du biogaz, où plus la pression augmente plus le liquide se déplace et le volume du liquide est converti au volume du biogaz équivalent normalisé par la relation suivante (9) (Arhoun et al., 2013):

$$V_N = \frac{V \cdot 273 \cdot (760 - p_w)}{(273 + T) \cdot 760} \quad (9)$$

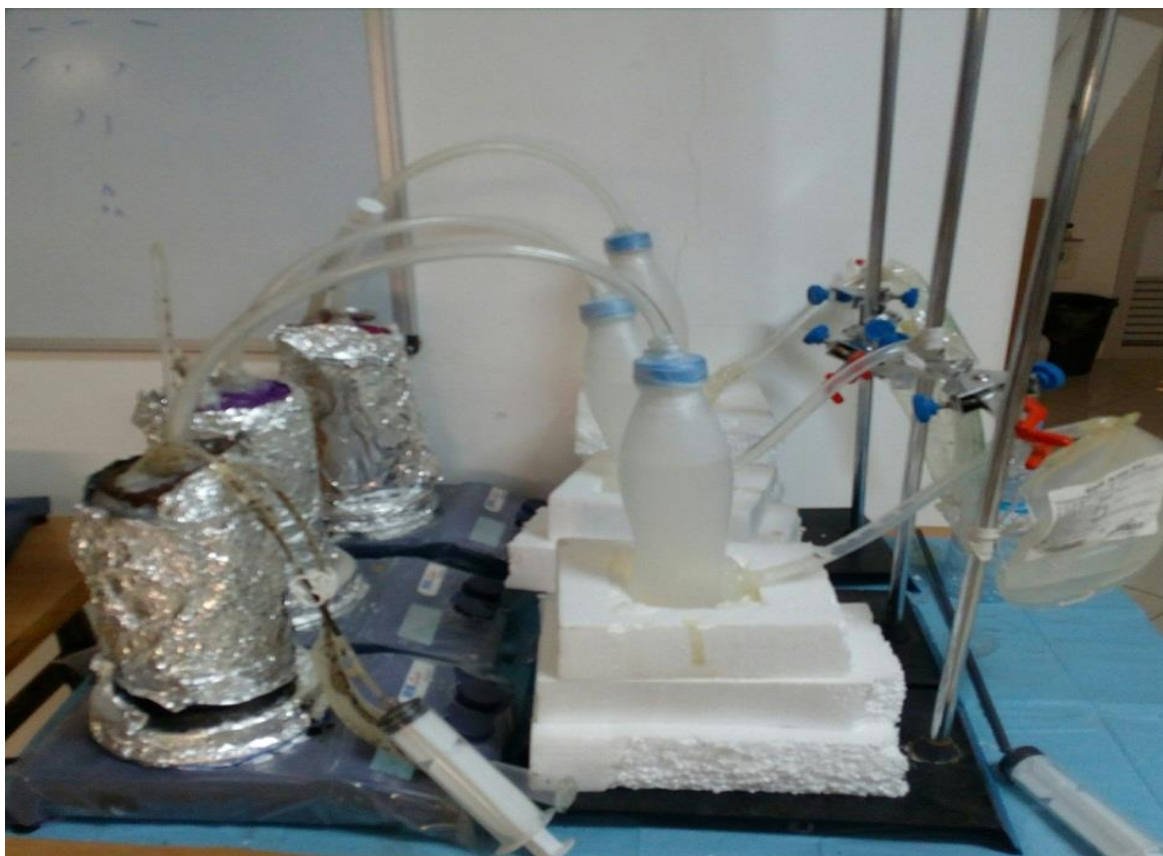
**V<sub>N</sub>** : représente le volume du biogaz normalisé NmL (pression et température standards).

**V** : le volume du liquide déplacé en mL.

**P<sub>w</sub>** : pression de la vapeur d'eau comme fonction de la température ambiante (mmHg=100 kPa)

**T** : Température ambiante (°K).

Le bioréacteur B1 contient 50% de Margines et 50% des Eaux Usées (ME), tandis que le bioréacteur B2 rempli par 33.33% de chacun des trois substrats organiques (Margines, Fumier Bovin et Eaux Usées (MFE)), alors que la composition du bioréacteur B3 est de 50% des Margines et 50% des Fumiers Bovins (MF) (figure 8).



**Figure 8:** Montage du procédé de la digestion anaérobie des trois expériences.

## 2.6. Test de phytotoxicité

La germination des plantes est un processus cyclique qui permet la transformation d'une graine en repos à un embryon végétal. Ce processus est influencé par des facteurs internes (dormance et la photosensibilité de la graine) et des facteurs externes (l'eau, température, l'oxygène et la lumière). L'objectif de ce test dans notre travail est de vérifier l'absence de la toxicité et l'influence des substrats et digestats des déchets organiques sur les graines des tomates.

Le test de phytotoxicité (figure 9) a été réalisé en se basant sur plusieurs études précédentes (Luo et al., 2019; Taylor and Warman, 2013). Les graines des tomates (*Lycopersicon esculentum*) ont été humidifiées par les solutions extraites des substrats et des digestats issues du procédé de la Co-digestion anaérobie et comparées avec les graines humidifiées par de l'eau distillée (témoins). La première étape consiste à prélever les substrats et les digestats à partir des bioréacteurs (B1, B2 et B3). Un volume de 100 mL d'eau distillée est versé sur 1g de ces échantillons et agité pendant 45 minutes. Après, 20 graines des tomates sont positionnées sur un papier absorbant, placées dans des boîtes de pétri et mouillées avec les solutions extraites

filtrées des substrats et des digestats. Trois répétitions ont été faites pour chaque échantillon. La dernière étape est l'incubation des boîtes de pétri à une température de 25°C pour trois jours dans l'obscurité. Le nombre de germination (NG) et la taille des racines (TR) ont été mesurés pour déterminer le pourcentage d'indice de germination [IG] suivant l'équation (10) (Barje et al., 2013) :

$$[IG] = \frac{(NGs*TRs)}{(NGe*TRe)} * 100 \quad (10)$$

**NGs:** Nombre de germination des graines mouillées avec la solution des substrats ou des digestats

**TRs :** Taille des racines graines mouillées avec la solution des substrats ou des digestats

**NGe :** Nombre de germination des graines témoins (eau distillée)

**TRe :** Taille des racines des graines témoins (eau distillée)



1. L'ajout de l'eau distillé



2. Agitation des solutions



3. Filtration des solutions



4. l'ajout des solutions



5. Incubation pendant 72h

**Figure 9:** Test de phytotoxicité des trois échantillons (MFE,ME et MF).

### **3. Caractérisation spectroscopique des substrats et des digestats**

#### **3.1. Spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier (FTIR)**

Afin de caractériser les structures organiques et leur composition en groupes fonctionnels les substrats et les digestats ont été analysés par spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier (FTIR) de type (Jasco-6030) opérée à  $4\text{ cm}^{-1}$  dans un étendu de mesure  $4000\text{-}400\text{ cm}^{-1}$  par transmission. Généralement, elle repose sur l'absorption par molécules du faisceau lumineux incident (radiations électromagnétiques infra-Rouges) de longueur d'onde comprises entre ( $400\text{-}4000\text{ cm}^{-1}$ ) (Amir et al., 2005; Tallou et al., 2020c). Le spectre résultant nous permet d'identifier la nature des composés organiques existant dans nos échantillons.

On mélange 1 mg de chaque échantillon avec 400 mg de bromure de potassium (KBr) en utilisant un mortier en agate jusqu'à homogénéisation pour obtenir à la fin une pastille pressée de 1 mm d'épaisseur et 1 cm de diamètre. Afin d'éviter l'humidité, la pastille doit être séchée dans le four à  $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ . La dernière étape est d'insérer la pastille dans l'appareil pour obtenir le spectre Infra-Rouge (S. Amir et al., 2005; Tallou et al., 2020c).

#### **3.2. Microscopie électronique à balayage (MEB)**

Cette technique fournit des images permettant de déterminer la transformation structurale des substrats après la digestion anaérobie. Le microscope électronique à balayage permet d'obtenir des images reconstituées de surfaces observées avec des agrandissements occasionnels de  $\times 50000$ . Il présente aussi des renseignements du relief avec une récupération synchrone d'un signal des électrons secondaires émis, en jugeant l'hétérogénéité des échantillons par détection des électrons rétrodiffusés ainsi que le couplage avec la microanalyse EDX. La morphologie des substrats et des digestats est observée par le microscope électronique à balayage modèle TESCAN VEGA3 en utilisant une tension d'accélération de 20 kV. L'échantillon est piégé dans un cylindre en aluminium tronqué d'un ruban adhésif de double face. Ensuite, il est introduit dans une chambre MEB et observé sous un mode de vide ordinaire (Bahsis et al., 2020; Tallou et al., 2020c).

#### **3.3. Micro-analyse par énergie dispersive des rayons-X (EDAX)**

La technique de microanalyse par énergie dispersive des rayons-X permet une analyse élémentaire des échantillons, par détection des raies caractéristiques X des éléments chimiques. Elle permet des analyses ponctuelles avec une résolution spatiale de l'ordre de  $1\text{ }\mu\text{m}^3$ . Elle est qualitative et quantitative. La microanalyse se base sur l'émission des photons X: Lorsqu'un faisceau d'électrons provenant du filament interagit avec les atomes de l'échantillon à analyser,

des électrons des niveaux de cœur sont éjectés et le retour d'électron d'un niveau externe permet l'émission d'un photon X caractéristique de l'élément chimique (Bahsis et al., 2020).

La microanalyse par Energie Dispersive de rayons X fabriquée par (EDAX) et couplée au microscope électronique à balayage modèle TESCAN VEGA3, permet une analyse locale ou globale des matériaux inorganiques par l'indexation des raies d'émission en fonction d'énergie ou la longueur d'onde. Elle permet, entre autres, la cartographie des surfaces chimiques en donnant des informations sur la concentration locale des éléments chimiques. De plus, cette technique permet de réaliser une analyse quantitative aussi bien sur échantillons massifs de quelques centimètres carrés que sur des fragments, particules ou résidus de quelques microns (Bahsis et al., 2020; Tallou et al., 2020c).

### **3.4. Spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP)**

L'ICP, abréviation de "Inductively Coupled Plasma", est une technique analytique à plasma à couplage inductif permettant de mesurer la teneur d'un élément inorganique présent dans un échantillon. Cette technique est applicable à tout type d'éléments chimiques élémentaires.

L'analyse d'échantillon par (ICP-ICAP 6500 DUO Thermo, England) est composée de plusieurs étapes : premièrement, l'échantillon solide doit être mis en solution grâce à un acide fort ou à un mélange d'acides forts ou par microondes. On parle alors de minéralisation. La préparation est ensuite introduite par vaporisation au plasma d'argon puis placée à très hautes températures. Ces excitations thermiques entraînent des phénomènes d'ionisation et de séparation des éléments, permettant ainsi de caractériser et de détecter chaque élément selon les analyseurs utilisés (Carlo et al., 2018; Pedrero et al., 2013).

## **4. Analyse statistique**

La comparaison entre les moyennes des résultats obtenues a été faite par ANOVA test post-hoc Tukey. L'analyse en composantes principales (ACP), corrélations de Spearman et l'analyse par grappe ont été élaborées entre le volume de biogaz obtenu, les paramètres physico-chimiques et biologiques des digestats en utilisant le logiciel SPSS.

## **Partie 2 : Procédé de la digestion anaérobie avec apport minéral et essai agronomique sur les tomates**

### **1. Collection des déchets et alimentation des bioréacteurs**

Les margines (figure 11) ont été collectés (60 L) durant la saison de production de l'huile d'olive de la région de Béni Mellal située au centre du Maroc. Les résidus de phosphate (figure 10) sont prélevés des environs de la région de Khouribga (Maroc), des sites abandonnés après l'extraction des phosphates. Trois bioréacteurs de type batch avec un volume total de 10 L et un volume de travail de 8 L ont été remplis avec trois différents mélanges de substrats pour un temps hydraulique de rétention (THR) de 25 jours (augmentation du temps de séjours par rapport au deuxième chapitre (8 jours)), à une température de 37°C, une agitation mécanique légère de 60 tour/minute et un intervalle de pH de 6.5 à 7.5.

La composition initiale des bioréacteurs a été la suivante :

\*Bioréacteur B1 : Margines (M)

\*Bioréacteur B2 : Margines (M) + 1% Résidus de Phosphate (RP)

\*Bioréacteur B3 : Margines (M) + 5% Résidus de Phosphate (RP)



**Figure 10:** Résidus des phosphates.

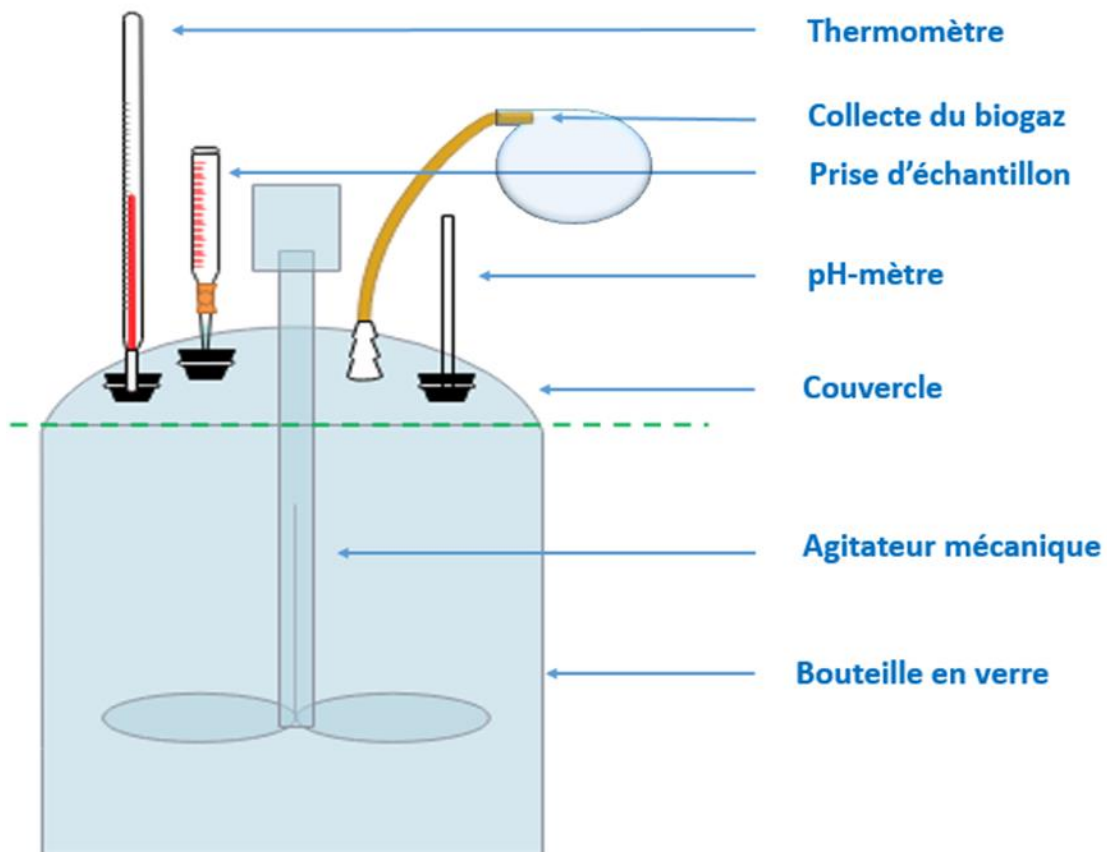




**Figure 11:** Margines.

## **2. Montage et conditionnement des bioréacteurs**

La fabrication des bioréacteurs a été faite à l'échelle du laboratoire polyvalent de recherche et de développement à la faculté polydisciplinaire de Béni mellal. Les bioréacteurs utilisés sont des bouteilles de 10 litres fabriquées en verre avec un couvercle en plastique. Les bioréacteurs se composent aussi d'un tissu externe qui protège les bioréacteurs de la lumière incidente, vu que l'obscurité est l'une des conditions essentielles pour la digestion anaérobie. Le schéma de la figure 12 ci-dessous illustre les composantes du bioréacteur ainsi que sa conception :



**Figure 12:** Conception du bioréacteur et ses composantes.

La première étape consiste à modifier le couvercle en ajoutant les ports nécessaires (figures 13, 14). Le premier port est celui de la collecte du biogaz, c'est la seule sortie pour la collecte du biogaz. Le deuxième port concerne l'agitateur mécanique fabriqué aussi à l'échelle d'un atelier de tournage et fraisage et monté dans le laboratoire. L'agitateur doit tourner à une vitesse faible pour qu'il assure une dispersion du substrat et une grande prolifération des bactéries au sein du bioréacteur. Un troisième port est réservé au prélèvement des échantillons et pour mesurer le pH qui doit se faire de manière continue tout au long du procédé de la digestion anaérobie. Le dernier port reliant une sonde de température au système afin d'assurer la mesure de la température à chaque instant, vu l'importance de la stabilité thermique dans le procédé de digestion anaérobie qui nécessite une température de 37 °C. Néanmoins, avant le lancement des essais, l'étanchéité doit être assurée, vu que le grand problème de la digestion anaérobie est la fuite de biogaz (figures 13, 14).



**Figure 13:** Insertion des ports d'échantillonnage, de sonde de température et de collecteur de biogaz.



**Figure 14:** adaptation du couvercle de bioréacteur pour assurer son étanchéité.



**Figure 15:** Bioréacteur rempli et prêt pour l'utilisation.



**Figure 16:** Les trois bioréacteurs fabriqués au laboratoire.



**Figure 17:** Montage final du procédé de digestion anaérobie.

### **3. Echantillonnage et caractérisation des digestats**

Après 25 jours de digestion anaérobie, des échantillons de digestats sont prélevés et stockés dans les mêmes conditions que les mélanges initiaux pour une utilisation ultérieure dans des essais agronomiques de cultures des tomates. En effet, pour une valorisation agronomique de ses digestats, les teneurs en éléments nutritifs ou cations sont déterminés en utilisant la spectroscopie à plasma à couplage inductif (ICP-ICAP 6500 DUO Thermo, England), et les anions avec la chromatographie des ions (chromato-graph (Metrohm, Switzerland).

### **4. Essai agronomique**

#### **4.1. Mise en place de l'essai**

Les tomates *Solanum lycopersicum* ont été cultivées durant la saison de culture 2019 dans une serre située dans une plateforme de recherche (CEBAS-CSIC de l'université de Murcie au Sud-est de l'Espagne) liée à la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Balsicas, Roldan et Lo ferro. Les caractéristiques de la serre telle que la température moyenne, la surface de travail, l'humidité relative et la transpiration étaient respectivement de 30°C, 680

m<sup>2</sup>, 67% et 0.5 Lm<sup>-2</sup> (figure 18, 19). Le sol utilisé dans cette étude est principalement composé des fibres de noix de coco à cause de sa pauvreté en éléments essentiels (tableau 2). Le sol se compose d'une variété de matériaux où la majorité est fibres de noix de coco. Il existe notamment la tourbe, la perlite et la vermiculite qui sont présentes à des pourcentages différents. On note bien que le sol est considéré pauvre en éléments nutritifs pour ne pas influencer les résultats et l'impact des biofertilisants sur les tomates. Le pH de ce sol est de (5,5-6,5), la conductivité électrique est inférieure à 1 mS/cm et la capacité de rétention en eau est de (8-9). Des pots d'un volume de travail de 10 L, correspondant à 7 Kg de fibre de noix de coco, ont été remplis et positionnés aléatoirement par rapport à l'application des substrats et des digestats, dans 2 lignes, où chaque ligne contient 20 pots. La longueur de chaque ligne est de 13.5 m dans une surface de travail de 42 m<sup>2</sup> (figure 19). Par ailleurs, dans cette étude, 80 goutteurs ont été utilisés (2 goutteurs dans chaque pot), ce qui donne 1.85 goutteur/m<sup>2</sup>.

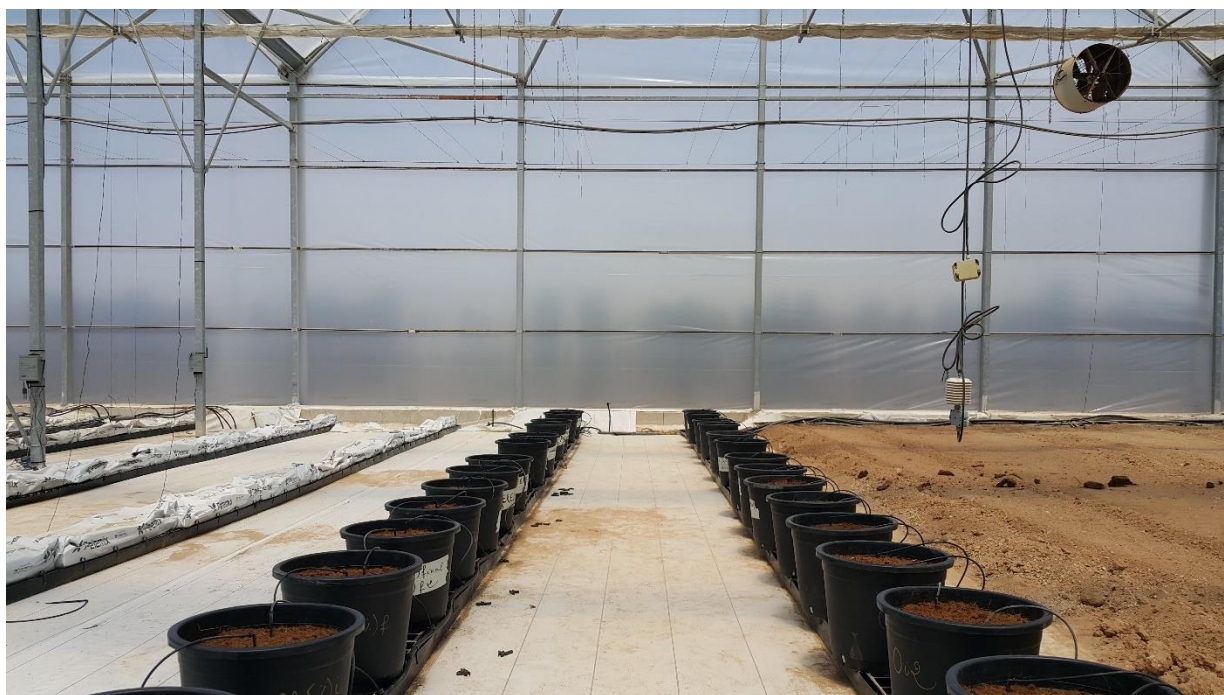
**Tableau 2:** Caractéristiques physicochimiques du sol utilisé durant l'expérience.

<b>pH</b>	<b>C.E</b> (mS/cm)	<b>C.E.C</b> (meq/100g)	<b>M.O.T</b> (p/p %)	<b>C.O.T</b> (p/p%)	<b>Lignine</b> +	<b>Rapport</b> C/N	<b>C.R.E</b>	<b>%</b> d'air	<b>Espace des</b> pores v/v%)
<b>5,5-6,5</b>	<1	60-130	94-98	45-50	85-90	80:1	8-9	21-23	94-96

*C.E* : conductivité électrique; *C.E.C* : capacité d'échange cationique; *M.O.T* : matière organique totale; *C.O.T* : carbone organique total;  
*C.R.E* : capacité de rétention en eau



**Figure 18:** Surface de travail qui est de l'ordre de 13m<sup>2</sup> et de deux lignes.



**Figure 19:** Positionnement des pots et insertion des tuyaux d'irrigation goutte à goutte.

Après deux semaines dans la pépinière (Baby Plant, SL, Santomera, Murcia) (figure 20), deux plantes de tomates ont été transplantées dans chaque pot connecté avec les goutteurs d'irrigation. Une unité principale programmée à l'aide des valves électrohydrauliques contrôle l'irrigation durant la saison de culture des tomates. Tous les pots reçoivent la même quantité de fertilisants chimiques (N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O-CaO), mais au-dessous des besoins des plantes pour



pouvoir évaluer l'impact des biofertilisants (substrats et digestats). En fait, il reste préférable de combiner les biofertilisants avec les fertilisants synthétiques.



**Figure 20:** Les plantules de tomates avant semis dans les pots.

Finalement, pour chaque application (substrats et digestats), 5 répétitions ont été réalisées avec chacune 10 plantes pour avoir des résultats représentatifs (figure 21). Les biofertilisants ont été mélangés avec l'eau d'irrigation et sont appliqués sur la surface du sol chaque 15 jours à une proportion de 1% de la masse total du sol (7 Kg). Durant la saison de culture des tomates, un volume total d'irrigation de 2995.15 m<sup>3</sup>/ha est décerné avec un débit de 2.2 L/h dans chaque goutteur. Le nombre et la durée d'irrigation par jour a été régulé en tenant en compte la croissance et la santé des plantes. Pendant le premier mois, 10 minutes d'irrigation sont répétées 3 jusqu'à 9 fois par jours. Ensuite, lorsque les plantes commencent à grandir, 3-5 minutes d'irrigation sont répétées 11-18 fois par jours. Cette différence dans le nombre et la durée d'irrigation est reliée au statut des plantes. Aussi, il est nécessaire d'ajuster la quantité d'eau d'irrigation pour ne pas affecter la croissance des tomates. L'ensemble de ses opérations ont été normalisées avec les standards internationaux.



**Figure 21:** Semis des tomates et installation des pots.

La croissance des plantes est indiquée par la hauteur de la plante, qui a été mesurée de façon hebdomadaire. Les branches secondaires ont été amputées chaque semaine pour assurer une croissance verticale et avoir des tomates de bonne qualité (bonne réception des éléments nutritifs essentiels). En fait, la présence de plusieurs branches secondaires va stresser les plantes vu la difficulté de transporter les macros et micronutriments jusqu'à toutes les branches ou les fruits, et par conséquent une mauvaise qualité des tomates. Depuis le deuxième mois, les plantes sont liées et serrées à un fil horizontal par des cordes agricoles pour assurer la croissance verticale et éviter l'encombrement facilitant ainsi la circulation de l'air et la diffusion de la lumière (paramètres importants pour la bonne croissance des plantes) (figure 22, 23).



**Figure 22:** Installation des cordes agricoles des tomates.



**Figure 23:** Montage final des pots et démarrage de l'irrigation.

#### **4.2. Caractérisation des eaux usées traitées utilisées dans l'irrigation des tomates**

L'eau utilisée dans ce travail est l'eau épurée de la station d'épuration des eaux usées où se situe la serre (Murcia, Espagne). Pour les analyses physico-chimiques, l'eau de drainage qui sort des pots un jour, deux jours et une semaine après l'application des biofertilisants est stocké dans des bouteilles de plastiques qui sont mises à une température de 5°C pour être analysé par la suite (Carlo et al., 2018; Pedrero et al., 2013). Les métaux, les macronutriments ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ...), les micronutriments (Cu, Mn, Fe, Zn...) et les éléments toxiques (Na, B, Cl...) ont été analysés en utilisant la chromatographie des ions (chromatographe (Metrohm, Switzerland)), et la spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP-ICAP 6500 DUO Thermo, England). Les échantillons sont d'abord filtrés (filtres de 45  $\mu m$ ), puis analysés (Carlo et al., 2018; Nicolás et al., 2016).

#### **4.3. Statut de l'eau dans les plantes (Stress hydrique)**

Cette mesure est très importante vu l'information qu'elle peut fournir. Lorsque la quantité d'eau transpirée par la plante est supérieure à la quantité d'eau absorbée, le phénomène est appelé déficit hydrique (stress). Généralement, la pression osmotique normale dans les tomates est de 0.5 MPa (Dorais and Paradopoulos, 2001; Pedrero et al., 2013). Le stress hydrique a été mesuré durant les deux derniers mois de la saison de culture lorsque les feuilles des tomates deviennent plus grandes à midi (12.00h GMT) et ceci en utilisant une

chambre à pression (model 3000; Soil Moisture Equipment Corp., Santa Barbara, CA, USA). Deux feuilles de tomates adultes de chaque traitement (substrat et digestat) proches du tronc principal ont été recouvertes pendant 2 heures avec des sacs d'aluminium pour stopper la photosynthèse. Ensuite chaque feuille est insérée dans la chambre à pression fermée hermétiquement. On fait augmenter la pression jusqu'à que la première gouttelette d'eau qui sort de la tige de la feuille, et on note la valeur de la pression (Nicolás et al., 2016). Les étapes de mesure du stress hydrique sont illustrées dans les figures 24, 25, 26 et 27 :



**Figure 24:** Appareil de mesure du stress hydrique (Steam water potential).



**Figure 25:** feuille de tomate recouverte par l'enveloppe en aluminium pendant 2 heures.



**Figure 26:** Attachement de l'appareil autour de la tige de la feuille de tomate.



**Figure 27:** Mesure du stress hydrique avec une apparition de la première goutte d'eau

#### 4.4. Qualité agro-physiologique des plantes

Les feuilles échantillonnées ont été rincées à l'aide d'un détergeantalconox 0.1%, puis avec l'eau du robinet, puis diluées avec une solution d'acide chloridrique (HCl) d'une concentration de 0.005%, et ensuite rincée avec de l'eau distillée. Après, les feuilles sont positionnées sur un papier filtre et laissées à drainer avant d'être séchées durant deux jours au minimum à 65°C dans une étuve. Les feuilles séchées sont broyées et digérées avec l'acide nitrique perchlorique (HNO<sub>3</sub>) (2:1). Les dosages réalisés sont ceux des métaux, les micronutriments, les macronutriments en utilisant la chromatographie des ions (chromatograph (Metrohm, Switzerland)), et la spectrométrie de plasma à couplage inductif (ICP-ICAP 6500 DUO Thermo, England) (Nicolás et al., 2016; Pedrero et al., 2013).

#### 4.5. Qualité de fruit

Le nombre total des fruits produits, la masse totale de production (g), la moyenne de la masse des fruits pour chaque traitement (g) et la production totale par chaque plante (g) ont été mesurées et calculées durant la saison de récolte. Cinq fruits de tomate ont été choisis aléatoirement de chaque traitement et sont stockés à -17°C pour évaluer la qualité de fruit. Les valeurs de la couleur ont été déterminées à la surface des fruits et sont mesurées avec un chroma-mètre de couleur Minolta (CR-300, Minolta, Ramsey, NJ), tristimulus analyseur de couleur, qui est calibré à une référence blanche et plate en porcelaine. Les coordonnées d'espace des couleurs tel que l'angle de teinte [ $H^\circ = \arctg(a^*/b^*)$ ], L\*, a\*, b\* et chroma ( $(a^{*2} + b^{*2})^{1/2}$ ) ont été mesurés pour chaque tomate de trois différentes positions autour de la zone équatoriale (Andrés and Perla, 2014).

La dureté des tomates a été mesurée à l'aide d'un test de compression avec l'instrument Lloyd (model LR10K, Fareham Hants, U.K) qui est équipé avec deux pièces métalliques plates de 12\*18 cm. Ce test consiste à la force maximale nécessaire pour déformer 1% du fruit à une vitesse moyenne de 25 mm/min. Afin d'évaluer l'acidité titrable (AT) et les solides solubles totaux (SST), on a utilisé 50 mL de jus de chaque tomate. AT est déterminé par la titration de 10 mL de jus avec 0.1 mol/L d'une solution diluée de NaOH jusqu'à un pH de (8.1). Les sucres solubles totaux (SST) tel que le saccharose, glucose, fructose ainsi que leurs dérivés de polysaccharides sont mesurés à l'aide d'un réfractomètre à main (Atago N1, Tokyo, Japan) (Bertin and Génard, 2018; Carlo et al., 2018; Nicolás et al., 2016; Pedrero et al., 2013).





**Figure 28:** Fruit de tomates au moment de la récolte.

# **CHAPITRE 3**

---

**Co-digestion anaérobie de plusieurs déchets**

**organiques**

---

## 1. Introduction

Les grandes quantités des déchets organiques produites chaque année imposent la recherche de nouvelles stratégies pour les gérer et éviter l'impact négatif de ces déchets sur la vie humaine et sur les écosystème (Li et al., 2018). Les pays Méditerranéens sont considérés comme les premiers producteurs d'huile d'olive dans le monde (Killi et al., 2013; Türkekul et al., 2010; Zafeiriou et al., 2012). La production totale d'huile d'olive est de 2.7 millions de tonnes, où 96% de cette quantité vient des pays Méditerranéens (Italie, Espagne, Turquie, Maroc, Tunisie...). Dans le marché international de l'huile d'olive, la part du Maroc est de 2.6% du total d'export (Türkekul et al., 2010; Zafeiriou et al., 2012). Le procédé d'extraction de l'huile d'olive génère une quantité énorme des Margines (effluent liquide). Selon nombreuses recherches ces effluents ont été démontré phytotoxiques, avec beaucoup d'impacts négatifs sur l'environnement, notamment sur les sols et les eaux (Calabrò et al., 2018; Dermeche et al., 2013; Majbar et al., 2017).

D'autre part, le volume total annuel des eaux usées au Maroc est évalué de 500 millions m<sup>3</sup> à 2012, et estimé pouvant atteindre 741 millions m<sup>3</sup> à 2030, avec 246 000 m<sup>3</sup> représente le volume des Margines produit.

Par ailleurs, la quantité globale des fumiers produites chaque année est de 2.7 millions de tonnes, où le fumier de bovins présente 76%, suivi par le fumier des chevaux, et de volailles respectivement avec 10% et 2%. Ces quantités énormes sont d'une grande valeurs en termes de production d'énergie alternative et de biofertilisants plutôt d'être stockés aléatoirement où déversés sans traitement (Burg et al., 2018; Ruiz et al., 2018a).

Plusieurs techniques de traitement des déchets organiques sont disponibles, mais la digestion anaérobie a été déclaré la technique biologique la plus effective pour traiter de tel déchets (Breitenmoser et al., 2019; Calabrò et al., 2018; Hamdi, 1996; Maile and Muzenda, 2014). La digestion anaérobie implique une succession de trois réactions métabolique qui sont l'hydrolyse, l'Acidogenèse et la méthanogenèse (Breitenmoser et al., 2019; Franco et al., 2007). Le biogaz obtenu est considéré plus propre que l'énergie fossile, ainsi que les déchets organiques sont convertis et valorisés plutôt d'être évacués dans l'environnement (Calabrò et al., 2018; Jingura et al., 2009). La digestion anaérobie offre des avantages économiques, sociaux et environnementaux (Mengistu et al., 2015), comme un bas prix de production d'énergie (Hamdi, 1996), réduction des boues de la biomasse, réduction des pathogènes et des mauvaises-odeurs dégagées, et offrant davantage la production des biofertilisants valorisables en agriculture (Calabrò et al., 2018; Khalid et al., 2011; Ounnar et al., 2012). Le biogaz généré

lors de la digestion anaérobie est composé de 48-56% de CH<sub>4</sub> (méthane), 36-41% de CO<sub>2</sub> (dioxyde de carbone), jusqu'à 17% de N<sub>2</sub> (Azote), <1% de O<sub>2</sub> (oxygène), 32-169 ppm de H<sub>2</sub>S (sulfure d'hydrogène) et quelques traces d'autres gaz (Khalid et al., 2011).

De nombreuses études ont démontré que le plus grand volume de biogaz obtenu est lors de la Co-digestion anaérobie de plusieurs substrats organiques. Par exemple, la Co-digestion anaérobie des margines avec d'autres type de déchets organiques à marquer une augmentation de volume de biogaz produit en comparaison avec la mono-digestion anaérobie des margines (Calabrò et al., 2018; Khalid et al., 2011; Siddique et al., 2018). Le grand danger des déchets organiques est le déversement continu chaque année à des grandes quantités sans aucun traitement, ce qui en résulte la dégradation et la détérioration des sols et des ressources naturelles, et par conséquent un désordre d'écosystème. Le défi aujourd'hui est la recherche des filières de traitement protégeant l'environnement, sanitaire et boostant l'économie circulaire (Winans et al., 2017).

Le fumier et les eaux usées ont été utilisés dans ce travail afin de balancer les nutriments et les propriétés des margines (pH, rapport C/N, nutriments...), mais aussi comme source de communautés bactériennes indigènes responsables des processus de biodégradation dans le procédé de la digestion anaérobie (Banu et al., 2018; Battista et al., 2014). En fait, le but de la Co-digestion anaérobie est la compensation des propriétés entre les substrats organiques (Calabrò et al., 2018; Khalid et al., 2011; Siddique et al., 2018).

## **2. Essais de digestion anaérobie : production du biogaz**

Pour la digestion anaérobie des mélanges, les bioréacteurs (B1, B2 et B3) ont été opérés de la même façon et sous les mêmes conditions pendant le temps de rétention hydraulique (TRH) (8 jours). Pour les trois bioréacteurs, le maximum de volume de biogaz a été produit dans les premiers quatre jours, et après, aucun volume n'a été généré. Le déroulement de la digestion anaérobie est confirmé et évalué par le déplacement de liquide suite à la production du biogaz.

Le volume de biogaz le plus grand ( $476.69 \pm 1$  mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS) a été produit dans le bioréacteur (B3) qui se compose du mélange (50% des Margines + 50% de Fumier). Au contraire, le biogaz obtenu du bioréacteur B2 (33% Margines + 33% Fumier + 33% Eaux Usées) est le plus faible ( $22.53 \pm 1$  mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS). Alors que, le bioréacteur B1 (50 % Margines+50% Eaux Usées) a généré un volume de  $101.40 \pm 1$  mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS de biogaz. Dans une première analyse de ces résultats, il se peut que certains composés ont joué un effet inhibiteurs de la digestion anaérobie et ont stoppé ou bien diminué l'activité bactérienne dans

les bioréacteurs B2 et B1, d'où le faible volume de biogaz produit (Fricke et al., 2007). Cela est confirmé par les résultats du tableau 3 où la quantité de composés azotés dans les bioréacteurs B2 et B3 est supérieure à celle du bioréacteur B1 ainsi que la quantité des polyphénols dans le bioréacteur B2 est la plus grande. Ceci est rapporté dans la littérature aussi par plusieurs auteurs qui ont montré que ces composés inhibaient et diminuaient l'efficacité de la digestion anaérobie (Fricke et al., 2007; Sawayama et al., 2004). Pour cela le temps de rétention hydraulique (TRH) est fixé à 8 jours vue que le maximum de biogaz est produit dans les quatre premiers jours du procédé, même si généralement, la digestion anaérobie se fait entre 15 jusqu'à 20 jours, mais dans d'autres cas, le temps de rétention hydraulique (TRH) peut être réduit ou élargit (Sokkanathan et al., 2018). Les margines sont des rejets organiques qui contiennent majoritairement des composés phénoliques. Pour cela, leur présence avec d'autres substances inhibitrices pourrait affecter davantage l'activité bactérienne et par conséquent le mauvais déroulement du procédé de digestion anaérobie (Calabrò et al., 2018; Sokkanathan et al., 2018).

**Tableau 3:** Propriétés physico-chimiques des substrats et digestats.

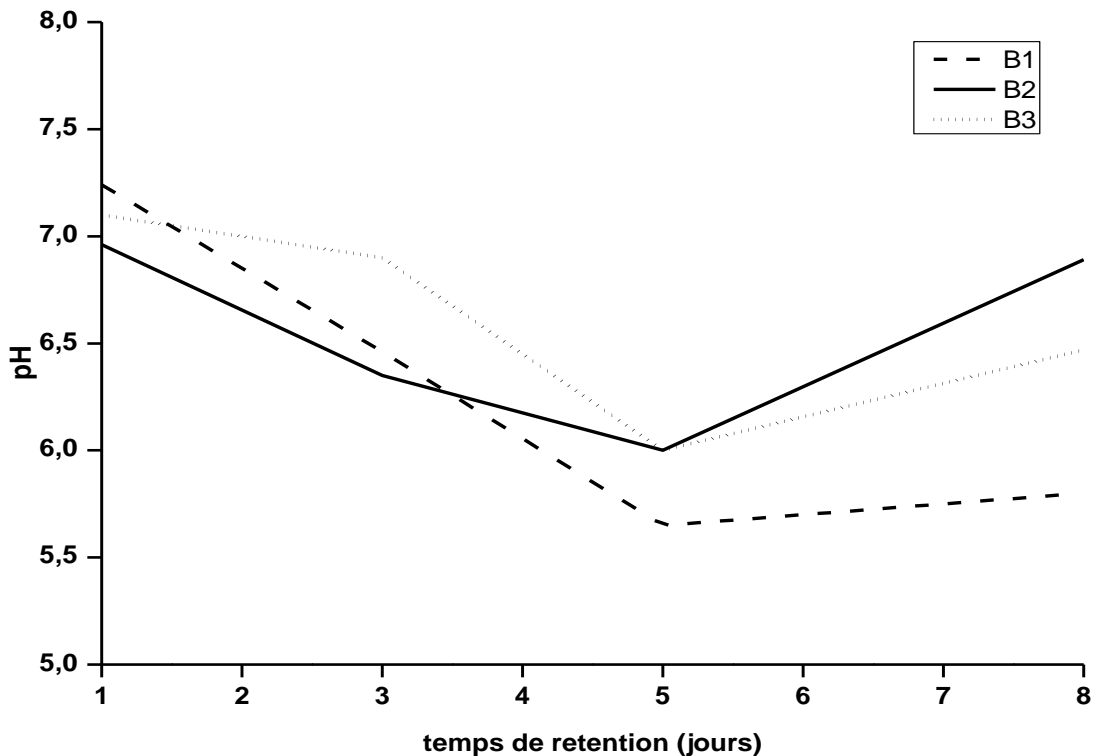
Echantillons	<b>B1 : 50 % Margines+50% Eaux Usées (ME)</b>		<b>B2 : 33% Margines + 33% Fumier + 33% Eaux Usées (MFE)</b>		<b>B3 : 50% Margines + 50% Fumier (MF)</b>	
	Substrat	Digestat	Substrat	Digestat	Substrat	Digestat
<b>COT (%)</b>	30,64	16,71	22,29	13,93	17,66	4,3
<b>Taux de décomposition (%)</b>	54,58		43,58		79,02	
<b>Ammoniac (%)</b>	0,896	0,112	1,480	0,784	0,196	0,616
<b>Nitrate (%)</b>	0,644	0,028	10,66	0,308	5,292	2,604
<b>C/N</b>	72,95	29,84	53,07	16,58	59,68	53,07
<b>Concentration des polyphénols (µg/ml)</b>	547	451	926	551	522	493
<b>Taux d'abattement (%)</b>	17,5		40,5		5,4	
<b>Volume de biogaz (mL CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS)</b>	101,40 ± 1		22,53 ± 1		476,69 ± 1	

### 3. Evolution de pH

Le pH est un indicateur crucial de stabilité et du bon fonctionnement de la Co-digestion anaérobie. Les variations de pH ont été enregistrées durant le temps de rétention hydraulique (TRH) (Figure 29). Pour le bioréacteur B1, après le 5<sup>ème</sup> jour le pH est devenu acide au-dessous de l'intervalle optimal pour le bon déroulement de la digestion anaérobie et reste acide jusqu'à la fin de l'expérience. Cela peut être dû à la saturation en acide gras volatile (AGV) qui sont aussi un résultat de l'étape d'acidogénèse où les bactéries acidogènes transforment la matière organique en acides et alcools. Il est important de noter ici que, l'accumulation des acides gras volatiles (AGV) est l'un des inhibiteurs de la digestion anaérobie (André, 2016).

En fait, Les acides gras volatils (AGV) sont le résultat de décomposition de la matière organique tel que les lipides, les carbohydrates et les protéines. Dans les bioréacteurs de digestion anaérobie, on trouve majoritairement l'acide acétique, l'acide propionique et l'acide butyrique. Ces trois acides gras volatils sont consommés par différentes communautés bactériennes durant la digestion anaérobie pour produire du méthane (CH<sub>4</sub>) et du gaz carbonique (CO<sub>2</sub>). Dans les digesteurs, lorsque la vitesse de production de ces acides et supérieure à la vitesse de leur consommation et transformation, il en résulte une chute de pH et

par la suite, une inhibition de tout le procédé de biométhanisation (André, 2016; Moletta, 1989). Cependant, contrairement au bioréacteur B1, le pH des bioréacteurs B2 et B3 a diminué légèrement mais reste dans l'intervalle optimale du pH de la digestion anaérobie (Figure 29).



**Figure 29:** Evolution du pH durant le temps de rétention hydraulique (TRH) des bioréacteurs.

#### 4. Décomposition de la matière organique

La décomposition de la matière organique est traduite par le volume de biogaz généré lors de la Co-digestion anaérobie des substrats (Tableau 3).

Le taux de décomposition le plus grand (79,02 %) est celui produit au niveau du bioréacteur B3 (50 % Margines + 50 % Fumier), ce qui confirme le plus grand volume de biogaz produit par le même bioréacteur. Cela est probablement dû à la balance des nutriments et du rapport C/N qui en résulte une bonne biodégradabilité (Amir et al., 2005; Fog, 1988). Pour cela, le mélange 50% Margines + 50% des Fumiers est considéré adéquat et en balance en termes de fertilisation minérale et de production de biogaz. Le taux de décomposition dans le bioréacteur B1 a atteint 54,58%. En revanche, le bioréacteur B2 a montré le taux de décomposition de la matière organique (43,58 %) le plus faible, ainsi que la concentration de polyphénols la plus grande (925 µg/mL). Les polyphénols sont connus comme inhibiteur de la digestion anaérobie. Ces raisons expliquent la faible production de biogaz dans le bioréacteur B2 (Battista et al., 2014; Sokkanathan et al., 2018). Ces résultats montrent clairement que le

mélange de trois déchets organiques influence négativement l'efficacité de la Co-digestion anaérobie.

## 5. Test de phytotoxicité

L'évaluation de l'absence de phytotoxicité des substrats et des digestats après un traitement est un paramètre très important pour valider son efficacité sur la réduction de la nuisibilité des déchets organiques initiaux nocifs à l'environnement. Normalement, après une digestion anaérobie, les digestats ne doivent pas contenir des éléments toxiques qui stoppent la germination ou la croissance des plantes dans les champs, mais au contraire, ils doivent fournir des éléments fertilisants et nutritifs pour les sols et pour les plantes (Atif et al., 2020).

A la fin des 72 heures d'incubation, le nombre de germination a été calculé et la longueur des racines a été mesurée (Tableau 4). Il a été noté que le nombre des graines germées après pulvérisation par la solution extraite du digestat des bioréacteurs B1 et B2 est supérieur au nombre des graines germées après mouillage par la solution extraite des substrats des mêmes bioréacteurs. Au contraire, le nombre de graines germées pulvérisés avec la solution extraite du digestat du bioréacteur B3 est inférieur à celui des graines mouillées avec une solution extraite du substrat de même bioréacteur B3. Alors que, le nombre des graines germées le plus faible est celui des graines arrosées par la solution du substrat et digestat du bioréacteur B1. Ainsi, un bon résultat avec les extraits des digestats de B2, confirme l'effet probable de la présence des AGV qui ont été éliminés et leur action inhibitrice supprimée après la digestion. Cependant, la faible germination des graines arrosées par la solution du digestat du bioréacteur B3 est peut-être dû à l'accumulation de quelque éléments toxiques tels que les acétates et les acides gras volatiles (Atif et al., 2020).

D'autre part, la taille des racines illustrées dans le tableau 4 montre clairement la différence entre les substrats et les digestats. La longueur des racines des graines des tomates mouillées par les solutions des digestats des trois bioréacteurs est supérieure à celle des graines mouillées par les solutions des substrats. On note aussi que le nombre des graines germées ainsi que les tailles des racines pour les substrats et les digestats sont inférieures à ceux du control (graines pulvérisées avec de l'eau distillée).

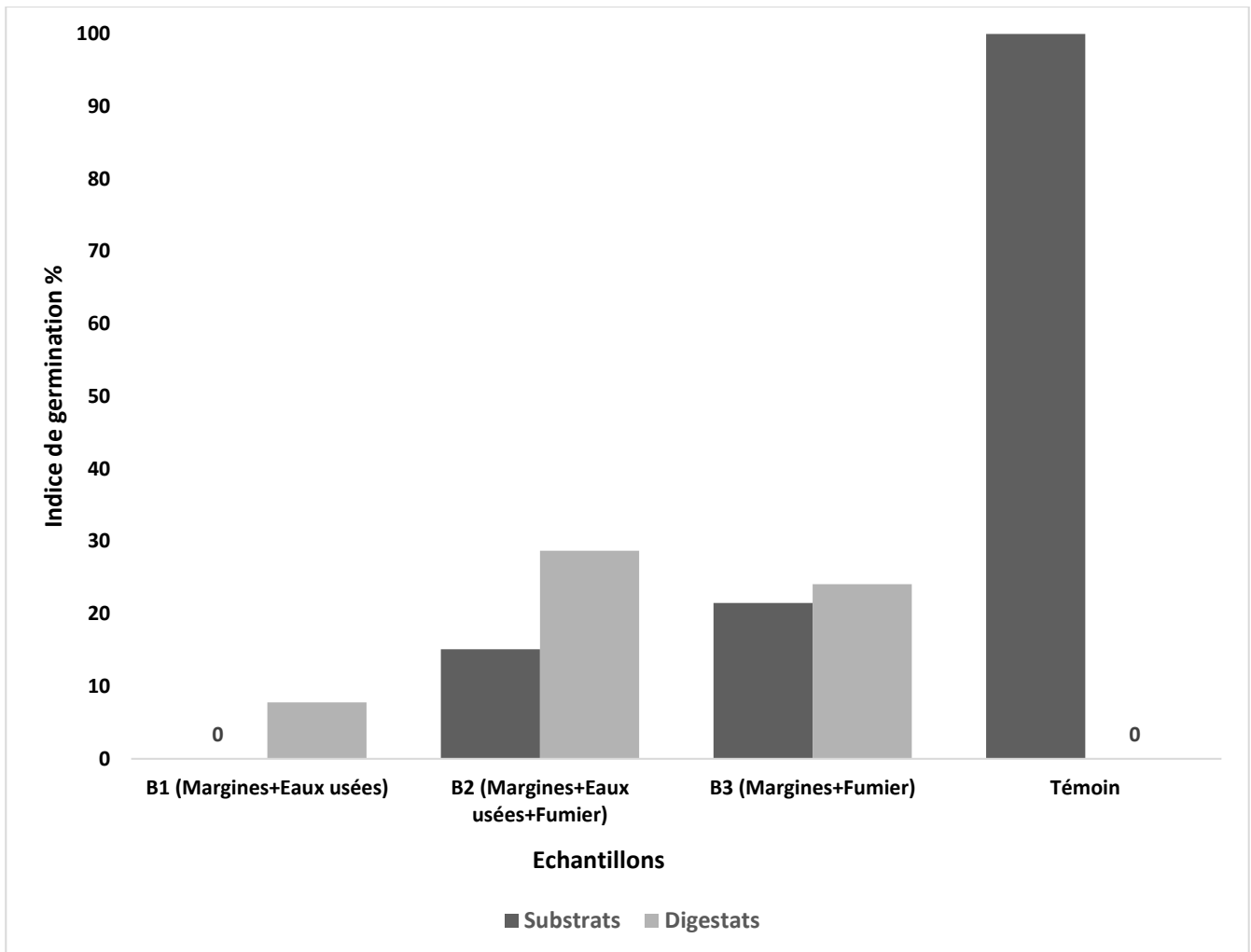


**Tableau 4:** Nombre des graines germées et taille des racines des graines de tomates mouillées avec les solutions des substrats et des digestats.

Bioreacteurs	B1	B1	B2	B2	B3	B3	Témoin (Eau distillée)
	Substrat	Digestat	Substrat	Digestat	Substrat	Digestat	
<b>Nombre de germination</b>	0	3	4	6	7	5	16
<b>Elongation des racines (cm)</b>	0 ±0,01 a	1,23 ±0,01 b	1,77 ±0,25 b	2,25 ±0,11 c	1,44 ±0,10 b	2,26 ±0,09 c	2,93 ±0,08 d

*Les différentes lettres (a,b,c et d) près des valeurs indiquent une différence significative entre les élongations des racines*

L'histogramme de la *figure 30* présente l'indice de germination [IG], qui est considéré la meilleure méthode pour évaluer la phytotoxicité (Selim et al., 2012). Généralement, l'indice de germination [IG] des substrats et des digestats a été trop faible (0-28,7%) relativement au control, mais celui des digestats est plus grand que celui des substrats pour tous les bioréacteurs (B1, B2 et B3). Cela confirme que la digestion anaérobie a réduit partiellement la toxicité des substrats. Selon plusieurs auteurs, si l'indice de germination est au-dessous de 50%, l'échantillon est considéré phytotoxique. En fait, il a été reporté que la grande sensibilité de l'indice de germination est influencée par la composition et les propriétés du digestat appliqué. Par exemple, la stabilité du digestat, les conditions de la digestion anaérobie, l'accumulation des composés toxiques comme l'ammoniac, les acides gras volatils (AGV) peuvent limiter l'efficacité de la digestion anaérobie et par conséquent la toxicité de l'échantillon ne va pas trop diminuer (Selim et al., 2012; Teresa and Remigio, 2011). Dans notre cas, le temps de rétention hydraulique (THR) de 8 jours peut être la cause de cette faible diminution de la phytotoxicité des substrats. Comme reporté dans la littérature, l'augmentation du temps hydraulique de rétention des substrats est effective pour diminuer la présence des composés toxique (composés phénoliques, acides gras volatiles...) (Sokkanathan et al., 2018).



**Figure 30:** Indice de Germination des graines des tomates (*Lycopersicum esculentum*) pulvérisées avec de l'eau distillée (contrôle), solutions extraites des substrats et solutions extraites des digestats.

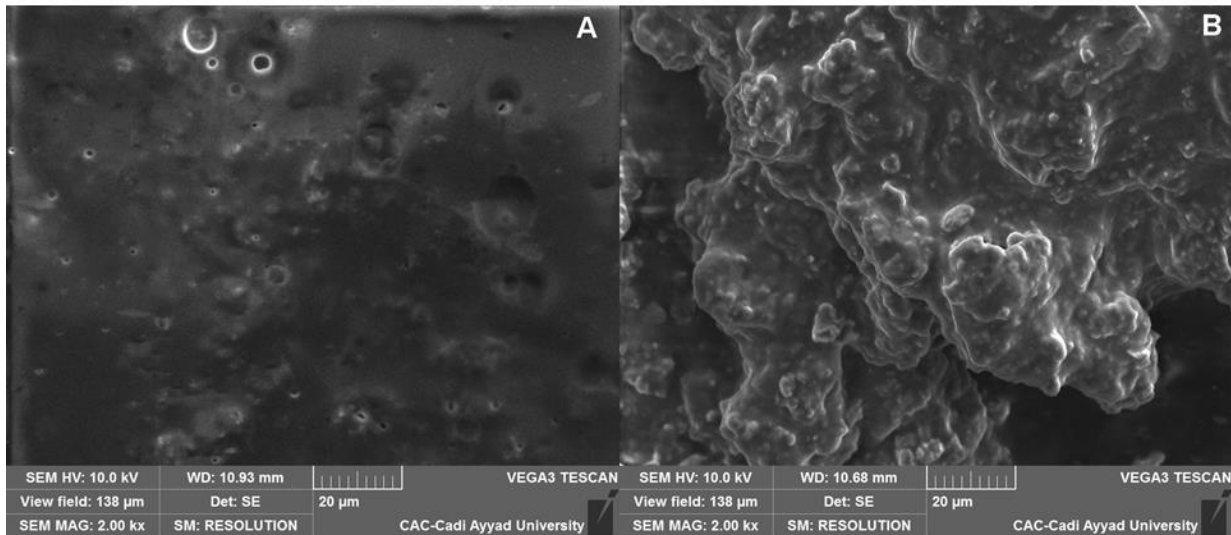
## 6. Caractérisation des substrats et des digestats

### 6.1. Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB)

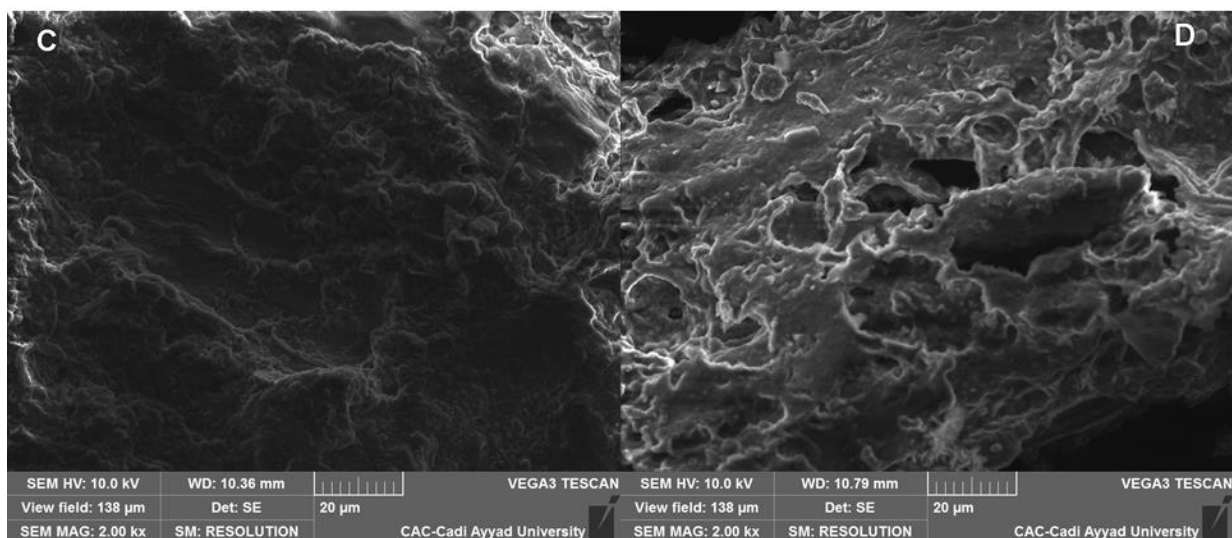
L'analyse morphologique a été réalisée par la technique de microscopie électronique à balayage (MEB) pour étudier le changement morphologique avant (substrats) et après (digestats) le procédé de la Co-digestion anaérobie. Les résultats de ces analyses microscopiques sont illustrés dans les figures 31, 32 et 33.

Les images (A, C et E) se réfèrent aux substrats, et les images (B, D et F) présentent la morphologie des digestats. Selon les images, la surface lisse et continue des substrats indique que les matières organiques de ces déchets (Margines, Fumier et Eaux Usées) sont formés de longues chaînes macromoléculaires (Sri Bala Kameswari et al., 2014). Alors que, les images

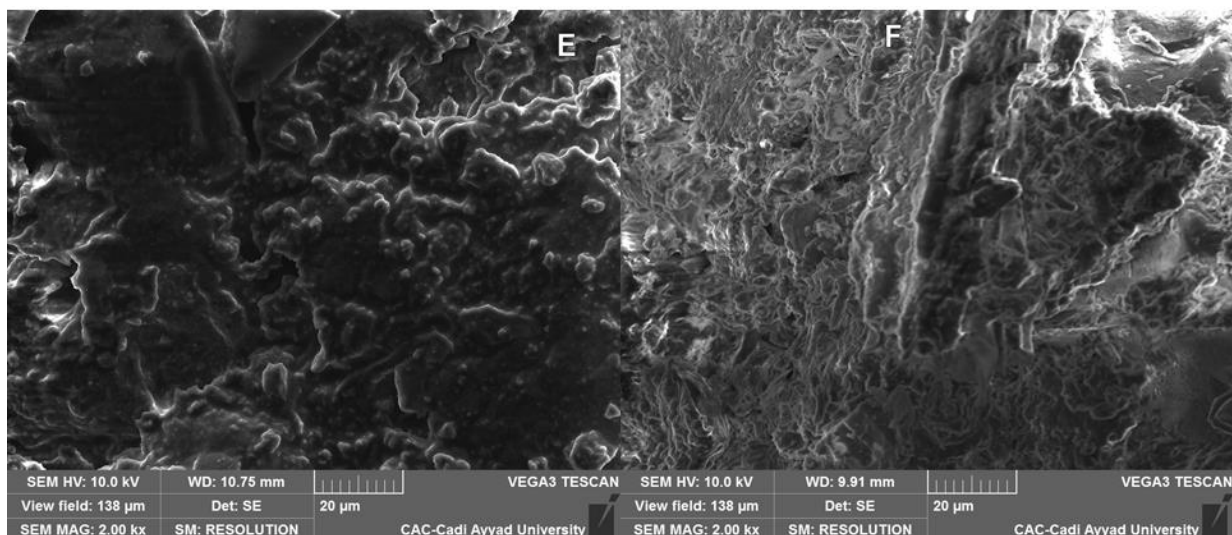
des digestats (B, D et F) démontrent l'apparition des graines, de surface rugueuse et des cavités témoignant une biodégradation des macromolécules des déchets initiaux. En fait, la conversion des composés organiques en biogaz durant le procédé de la digestion anaérobie peut être la cause de ces changements structuraux. Par conséquent, on peut conclure que la digestion anaérobie a eu lieu et les microorganismes anaérobies ont relativement dégradé la matière organique et l'ont transformé en éléments simple et en biogaz. Une autre différence entre les images des substrats et des digestats réside dans l'apparition des zones plus claires liées probablement à la minéralisation de la matière organique. En effet, les zones claires indiquent la matière minérale et les zones sombres représentent la matière organique. On peut conclure clairement à partir de la comparaison des images des substrats et des images des digestats qu'une bonne partie de la matière organique a été oxydé et minéralisé durant la digestion anaérobie (Sri Bala Kameswari et al., 2014).



**Figure 31:** Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B1. **A :** Margines/ Eaux usées (substrat); **B :** Margines/Eaux usées (digestat).



**Figure 32:** Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B2. **C :** Margines/Eaux usées/ Fumiers (substrat) ; **D :** Margines/Eaux usées/Fumier (digestat).

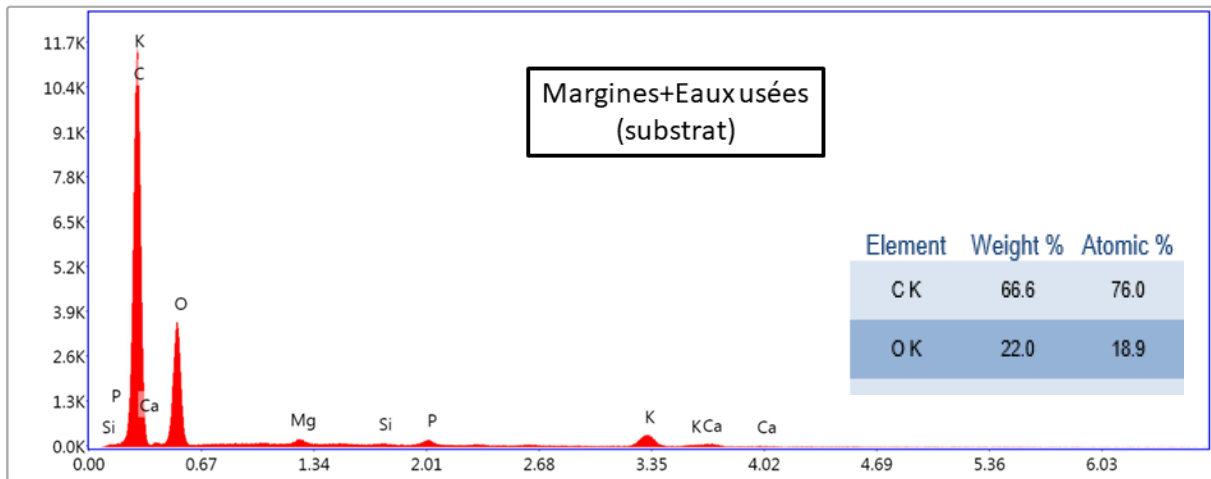


**Figure 33:** Micrographies en surface des substrats et des digestats du bioréacteur B3.  
**E :** Margines/Fumier (substrat); **F :** Margines/Fumier (digestat).

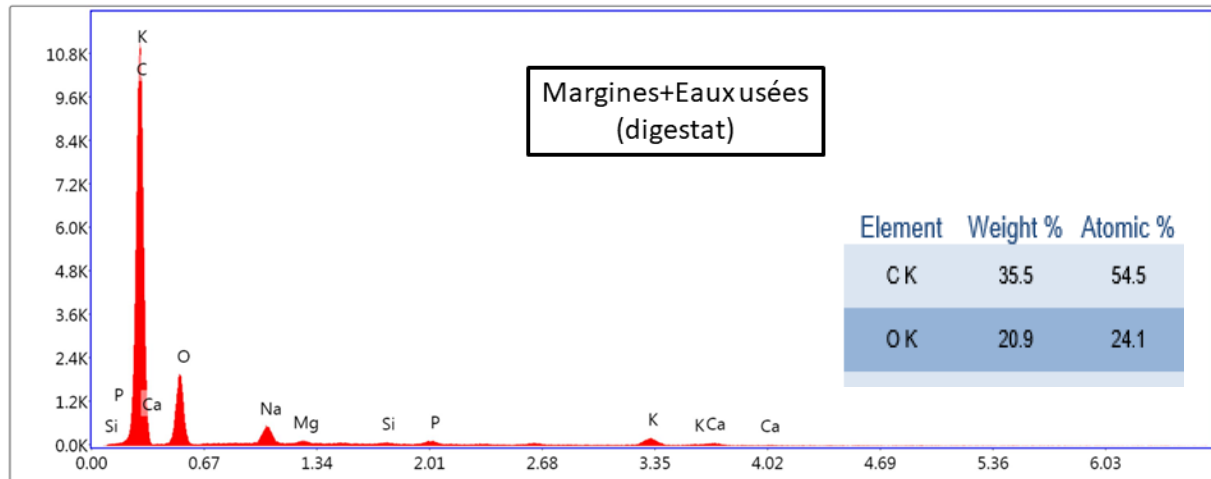
## 6.2. Analyse par micro-analyse par énergie dispersive de rayon-X

Les résultats de l'analyse élémentaire par énergie dispersée par rayon-X sont illustrés dans les figures 34, 35 et 36. La teneur en carbone de l'échantillon MFE substrat est de l'ordre de 58%, et de 38% pour la MFE digestat, ce qui confirme la minéralisation et la libération de biogaz au cours des essais de digestion. En parallèle, il s'est produit une concentration des éléments Na, Mg, Al, Si, P, Cl et Ca dans le digestat. En fait, suite à la minéralisation de la matière organique, beaucoup d'éléments sont devenu disponible après le procédé de la digestion anaérobie. Les résultats semi-quantitatifs obtenus ont révélé un pourcentage atomique

de phosphore de l'ordre de 2,3 % dans MFE digestat alors qu'il est indétectable dans l'échantillon MFE substrat, ce qui démontre une augmentation de la biodisponibilité du phosphore suite à la digestion. On note aussi que les éléments de Si et de Al sont présents à la surface de MF digestat. Pour les échantillons du bioréacteur B1 contenant Margine+EU, Les résultats de l'analyse élémentaire par énergie dispersive montre que la teneur en carbone de l'échantillon substrat est de l'ordre de 66%, et de 58% pour le digestat, ce qui confirme la minéralisation et la réduction de carbone et d'oxygène après le procédé.



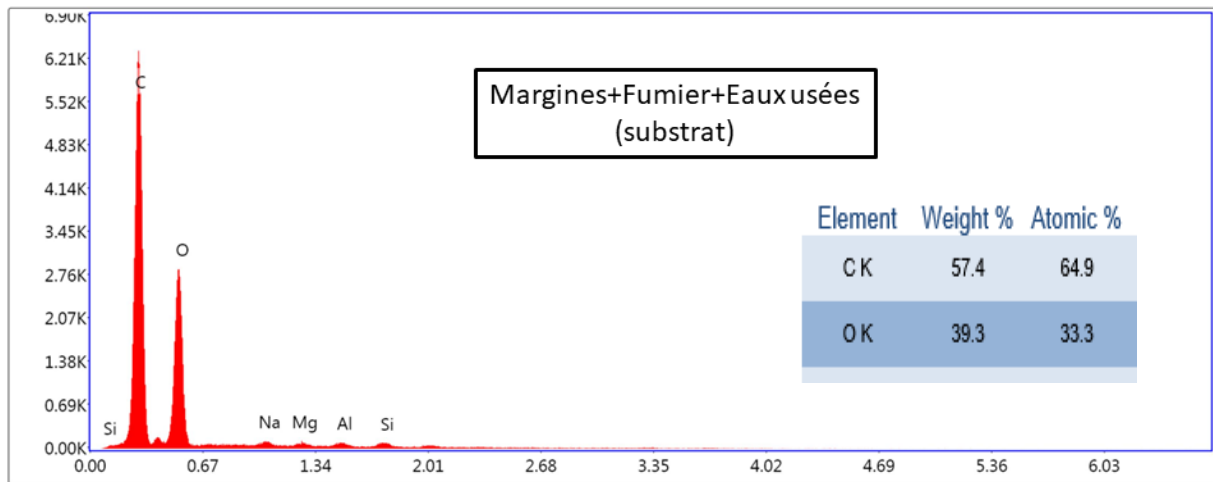
Lsec: 50.0 0 Cnts 0.000 keV Det: Octane Plus Det



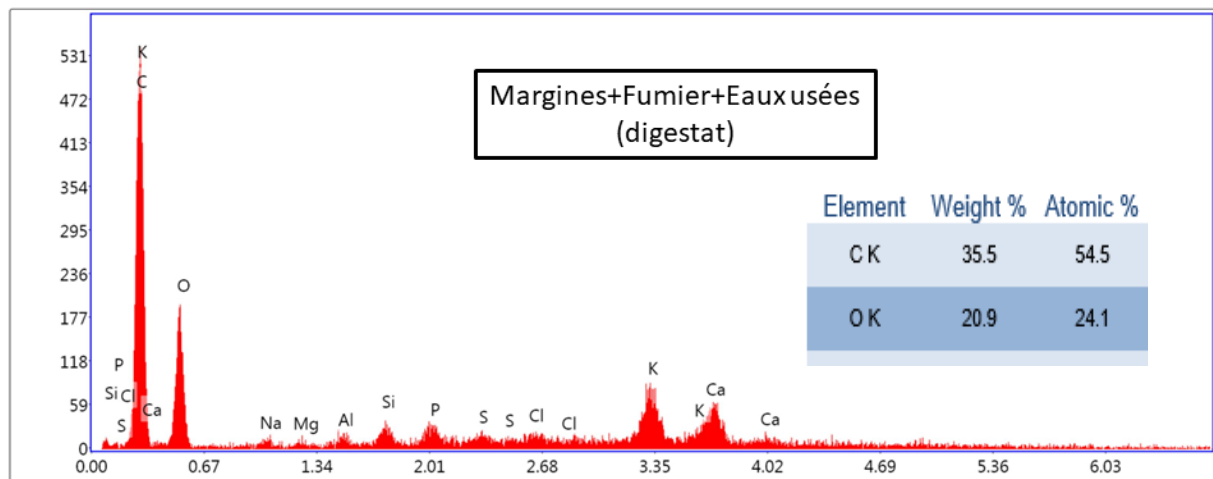
Lsec: 50.0 0 Cnts 0.000 keV Det: Octane Plus Det

**Figure 34:** Spectres EDX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B1 (Margines+ Eaux usées).

Pour le bioréacteur 3, le pourcentage massique et le pourcentage atomique du carbone et d'oxygène ont diminué après la digestion anaérobie ce qui confirme aussi par même analogie la conversion de la matière organique. Ces résultats donnent une valeur agronomique au digestat qui peut servir comme bio-fertilisant dans l'agriculture vu son apport nutritionnel aux plantes. Les spectres ci-dessous et les images MEB confirment que la digestion anaérobie a eu lieu vu les transformations illustrées dans les résultats des deux techniques spectroscopiques.

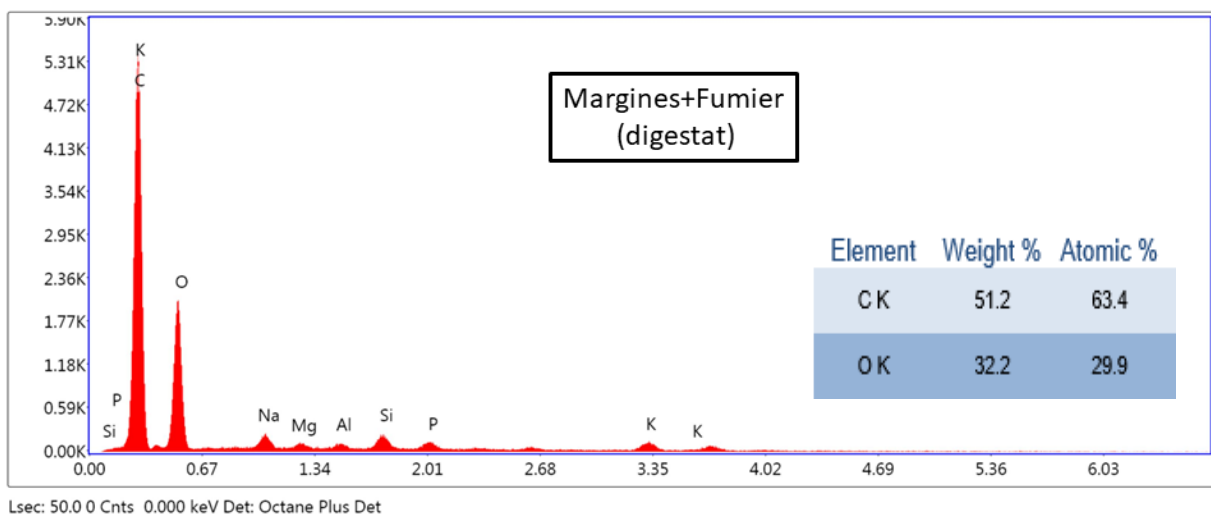
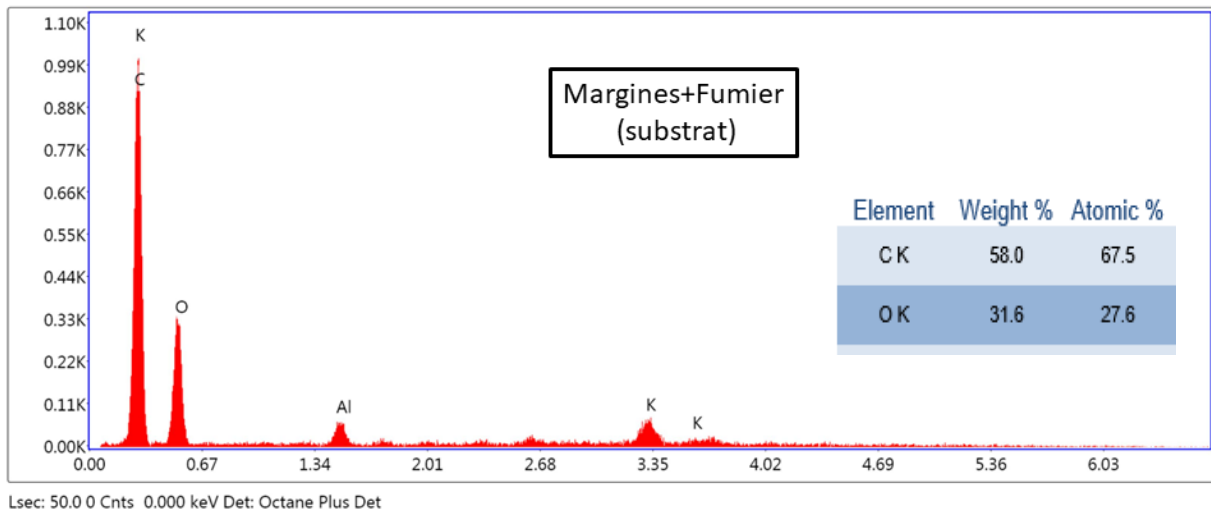


Lsec: 50.0 0 Cnts 0.000 keV Det: Octane Plus Det



Lsec: 50.0 0 Cnts 0.000 keV Det: Octane Plus Det

**Figure 35:** Spectres EDX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B2 (Margines+Fumier+Eaux usées).



**Figure 36:** Spectres EDAX des substrats et digestats de l'échantillon du bioréacteur B3 (Margines+Fumier).

### 6.3. Analyse par spectroscopie Infra-Rouge à transformée de Fourier

Les spectres d'infrarouge des substrats et des digestats sont illustrés dans les figures 37, 38 et 39. Ces spectres indiquent la présence des structures organiques similaires, mais elles diffèrent dans l'intensité des bandes caractéristiques entre les substrats et les digestats. L'interprétation des bandes a été basée et comparée à d'autres études précédentes (Amir, 2005; Sri Bala Kameswari et al., 2014; Taylor and Warman, 2013). La bande large à 3300-3400  $\text{cm}^{-1}$ , est attribué au groupement OH (alcool, phénols, acides gras volatiles) chevauchée avec la bande de groupement N-H. La bande intense à 2920-2930  $\text{cm}^{-1}$  se réfère au carbone aliphatique asymétrique, plus précisément  $\text{CH}_2$  avec une bande moyennement intense à 2855  $\text{cm}^{-1}$  qui est dû à la présence du carbone aliphatique symétrique  $\text{CH}_2$ . La bande caractéristique des acides  $\text{COOH}$ , se situe aux alentours de 1750  $\text{cm}^{-1}$ . Une large bande à 1630-1650  $\text{cm}^{-1}$  représente des liaisons  $\text{C}=\text{C}$ ,  $\text{C}=\text{O}$  oléfiniques et aromatiques (amide I), des groupes quinones, ainsi que des

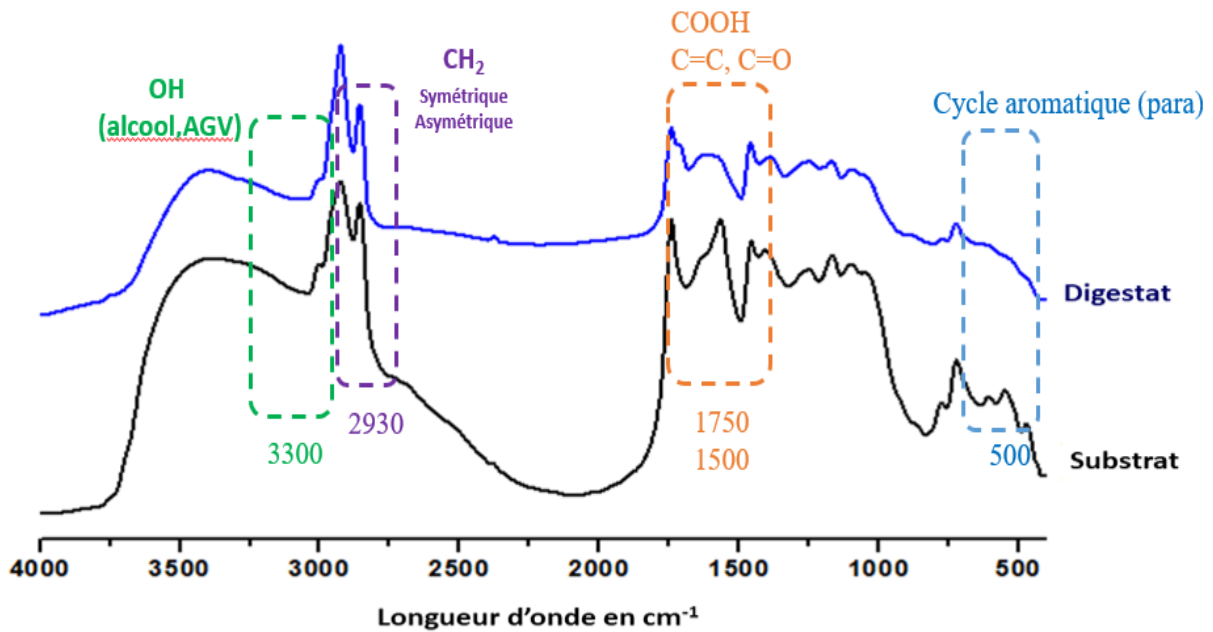
bandes conjuguées des cétones a  $1600\text{ cm}^{-1}$ . Deux faibles bandes à  $1540\text{-}1550\text{ cm}^{-1}$  qui caractérisent les amides secondaires ou bien la liaison C=C aromatique. Une bande faible est observée à  $1460\text{-}1380\text{ cm}^{-1}$  correspondant aux groupements  $\text{CH}_3$  et  $\text{CH}_2$  ( $1455\text{ cm}^{-1}$ ) et une autre à  $1420\text{ cm}^{-1}$  attribué à l'élongation asymétrique des groupements  $\text{COO}^-$ . Les deux bandes à  $520$  et  $470\text{ cm}^{-1}$  sont attribuées à la présence des cycles aromatiques para substitués.

Lorsqu'on compare les spectres Infrarouges du substrat et digestat du bioréacteur B1, les acides gras volatiles sont clairement observables où ils présentent une absorption a  $2920\text{-}2930\text{ cm}^{-1}$  (Amir et al., 2008). Après la fin du procédé de la Co-digestion anaérobie, une forte chute et diminution de l'intensité de la bande aux alentours de  $3400\text{ cm}^{-1}$  et  $1600\text{ cm}^{-1}$ . Cela confirme nos remarques précédentes sur le grand taux de décomposition de la matière organiques disponibles et des longues chaines aliphatiques carbonées pendant la Co-digestion anaérobie du bioréacteur B1. L'augmentation de l'intensité des bandes d'absorption à  $1750\text{ cm}^{-1}$  et à  $2925\text{ cm}^{-1}$  est peut-être dû à la conversion des acides gras volatiles en méthane ( $\text{CH}_4$ ) et en dioxydes de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Dans notre étude précédente (Benlboukht et al., 2016), on a suggéré que la bande d'absorption à  $1750\text{ cm}^{-1}$  représente probablement moins de structures poly-condensées avec des extrémités  $\text{COOH}$ , et l'intensité de cette bande est supportée avec une augmentation relative du rapport  $\text{CO/CH}$ . En effet, ces deux bandes caractéristiques  $1750\text{ cm}^{-1}$  et  $2925\text{ cm}^{-1}$  sont très importantes spécialement pour le digestat du bioréacteur B3 (Margines/Fumier) où on a suggéré le bon déroulement de digestion anaérobie, ainsi de l'Acidogenèse et l'Acétogenèse. En effet, les intensités de ces bandes présentent une bonne corrélation avec le volume de biogaz généré dans les bioréacteurs B3 et B1 contrairement au B2.

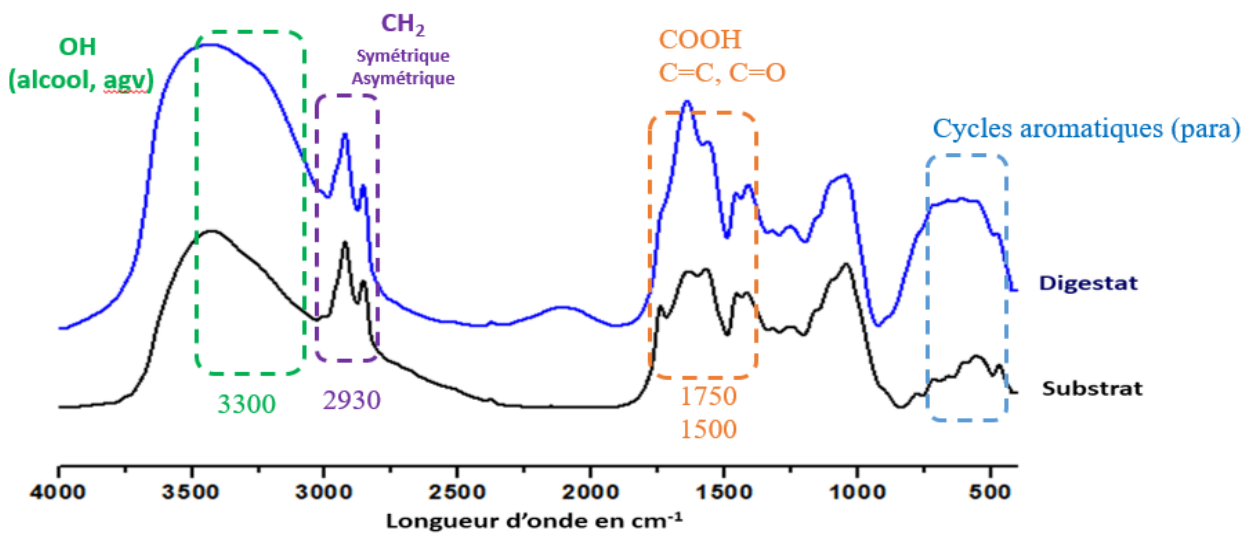
Par ailleurs, dans le spectre infrarouge du digestat (B2), une importante augmentation de l'intensité du bande d'absorption à  $1638\text{ cm}^{-1}$ , indique une forte présence des cycles aromatiques (Sri Bala Kameswari et al., 2014). Cela confirme relativement la stabilité du digestat du bioréacteur B2 (Margines/Eaux Usées/ Fumier) contrairement aux bioréacteurs B1 et B3, ce qui est encore justifié par le rapport C/N de 16.6 (Benlboukht et al., 2016; Rosaria et al., 2014; Sri Bala Kameswari et al., 2014). D'après les résultats de la quantité des polyphénols comprise dans les substrats et les digestats, la diminution de la quantité des polyphénols est due probablement à leurs liaisons aux corps des substances humiques (Tableau 3). On confirme notre interprétation sur la polycondensation des polyphénols pour obtenir des structure humiques plus stable lors du processus (Amir et al., 2006). Pour cela, dans le bioréacteur B2, l'humification a été dominante, ce qui a abouti à une faible production de biogaz ( $22.53 \pm 1\text{ mL CH}_4\text{ g}^{-1}\text{ VS}$ ). A partir de cette comparaison entre les spectres des substrats et des digestats, on



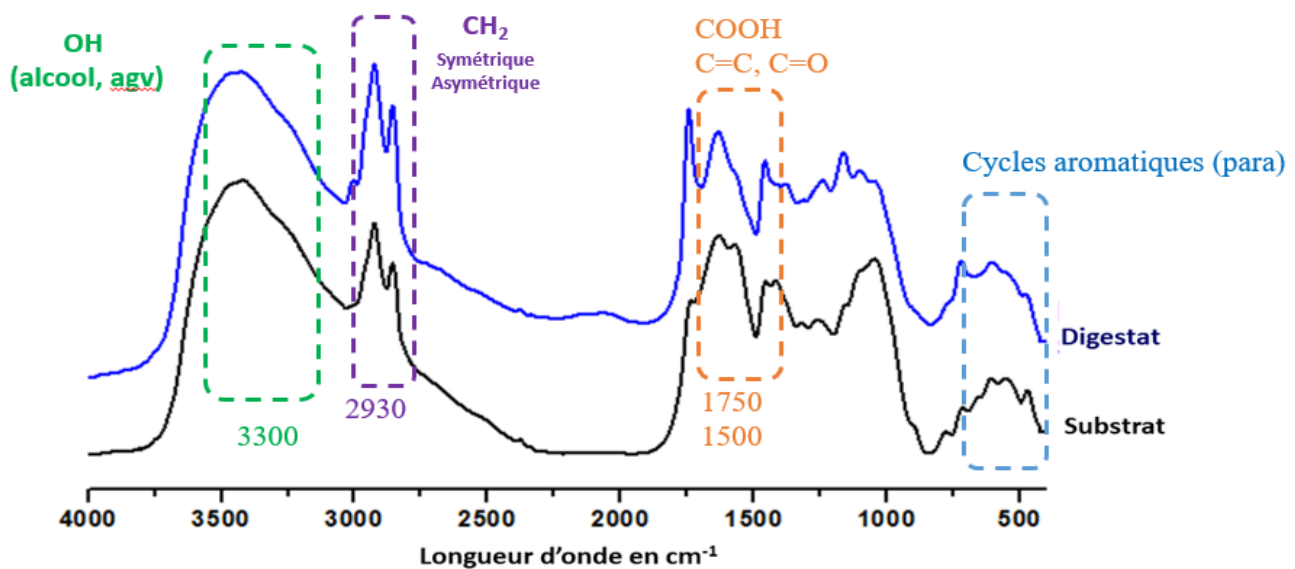
peut conclure que la biodégradation de la matière organique s'est déroulée différemment dans les trois bioréacteurs que ça soit d'un point de vue qualitatif ou quantitatif. Cela est en accord avec le volume de biogaz obtenu et les images MEB.



**Figure 37:** Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B1 (Margines+Eaux usées).



**Figure 38:** Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B2 (Margines+Fumier+Eaux usées).



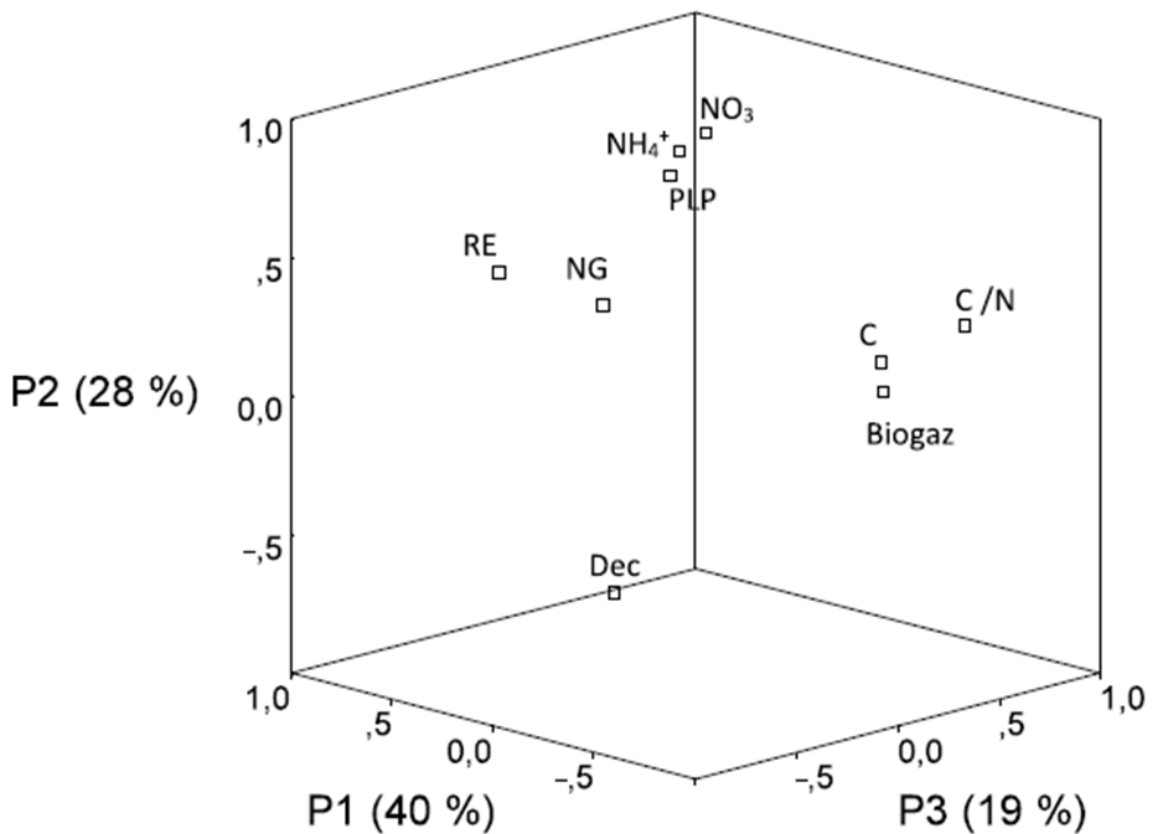
**Figure 39:** Spectres Infra-Rouges du substrat et du digestat de l'échantillon du bioréacteur B3 (Margines+Fumier).

## 7. Analyse statistique

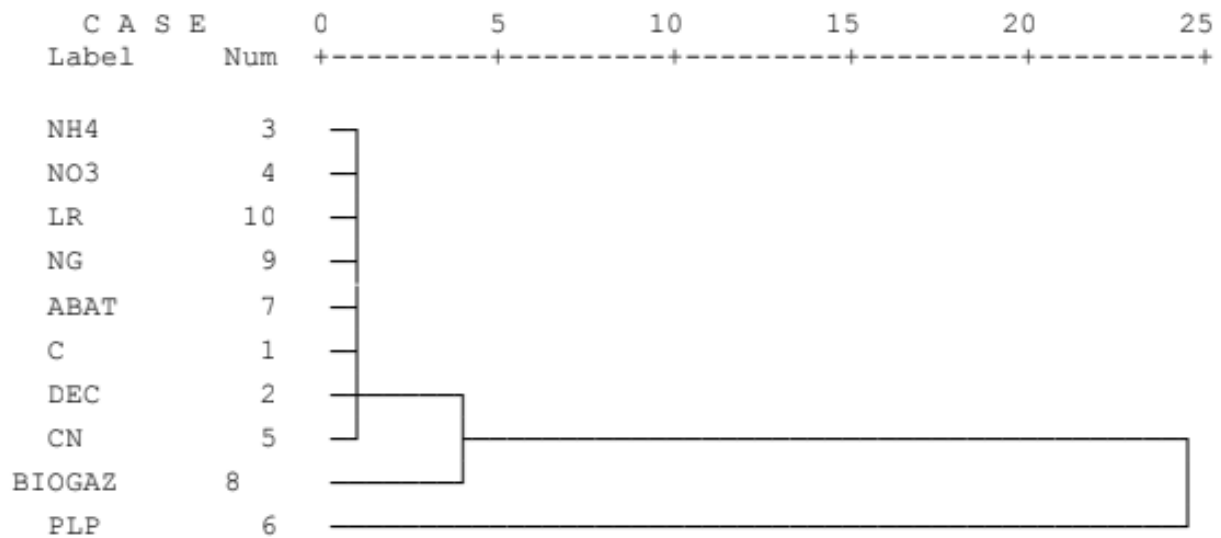
L'analyse en composantes principales (ACP) a été établie entre les résultats obtenus durant et après le procédé de la Co-digestion anaérobie. L'évolution des paramètres et des résultats peut être expliquée et interprétée par trois composantes P1, P2 et P3 (Figure 40). Selon la composante P1, qui présente une variance de 40%, le biogaz produit lors du procédé est regroupé avec le carbone organique total (COT%) et le rapport C/N. En fait, la production de biogaz est importante lorsque le rapport C/N diminue légèrement. Cela est confirmé aussi par un grand coefficient de corrélation de 0.83 entre le biogaz produit et le rapport C/N (tableau 5). Tandis que le volume de biogaz produit démontre une corrélation négative avec le taux d'abatement des polyphénols de -0.87 et aussi avec le taux de décomposition de matière organique de -0.647 (tableau 5). Cela peut être expliqué par le fait que la communauté des bactéries anaérobie durant le procédé de la biométhanisation, serait inhibée de présence des bactéries aérobie responsable de la décomposition aérobie de la matière organique ou la présence d'autres composés inhibiteurs issus de biodégradation aérobie. Le dendrogramme montre clairement que le biogaz est séparé de la quantité des polyphénols et des paramètres physico-chimiques correspondant à la stabilité et la maturité de la matière organique. Ceci indique que le digestat est encore instable. Pour cela on peut dire que peut être le temps de séjour des déchets organiques (substrats) doit être étendu afin d'atteindre à l'état de stabilité du digestat (Figure 41).

**Tableau 5:** Corrélation Spearman entre les paramètres physico-chimiques des substrats et digestats.

	<b>C</b>	<b>DEC</b>	<b>NH<sup>4+</sup></b>	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>C/N</b>	<b>PLP</b>	<b>BIOGAZ</b>	<b>NG</b>	<b>ER</b>
<b>C</b>	1,000	-,679	,500	,500	,746	,088	,344	-,647	-,294
<b>DEC</b>	-,679	1,000	-,507	-,845	-,789	-,338	-,647	-,101	-,101
<b>NH<sup>4+</sup></b>	,500	-,507	1,000	,543	,232	,886	,213	-,257	,086
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	,500	-,845	,543	1,000	,406	,429	,334	,200	,429
<b>C/N</b>	,746	-,789	,232	,406	1,000	,029	-,832	-,232	-,493
<b>PLP</b>	,088	-,338	,886	,429	,029	1,000	,273	,086	,143
<b>BIOGAZ</b>	,344	-,647	,213	,334	-,832	,273	1,000	,152	,395
<b>NG</b>	-,647	-,101	-,257	,200	-,232	,086	,152	1,000	,516
<b>ER</b>	-,294	-,101	,086	,429	-,493	,143	,395	,516	1,000



**Figure 40:** Analyse en composantes principales (ACP) entre le biogaz produit et les propriétés physico-chimiques du digestat.



**Figure 41:** Hiérarchie de l'analyse par grappe entre le biogaz produit et les propriétés physico-chimiques des digestats.

## 8. Conclusion

Trois bioréacteurs (Batch reactor) ont été utilisés dans cette partie pour évaluer le volume de biogaz produit à partir de trois déchets organiques (Margines, Eaux Usées et Fumier). Le volume de biogaz le plus grand obtenu lors de la Co-digestion anaérobie est celui du bioréacteur B3 (50% Margines+50% Fumier), qui est au moins cinq fois supérieur au volume des autres bioréacteurs. Par contre, le bioréacteur B2 qui contient 33% de chaque déchet organique (Margines, Fumier et Eaux Usées) a produit le volume de biogaz le plus faible. En fait, le taux de décomposition le plus élevé (79.02%) a été obtenu dans le bioréacteur B3, ce qui confirme le volume de biogaz généré. Les images de la microscopie électronique à balayage (MEB) illustrent clairement la biodégradation des macromolécules qui composent les déchets organiques, ce qui a été démontré par l'apparition d'une surface rugueuse et des cavités dans les images des digestats. D'autre part, les spectres infrarouges montrent une similarité des structures organiques des substrats, mais ces structures diffèrent pour les digestats. Généralement, l'intensité des pics caractéristiques des composés organiques varie après le procédé de la digestion anaérobie. Ces spectres infrarouges confirment clairement la conversion de la matière organique en éléments simples. Tous les résultats de l'analyse statistique sous SPSS présentent une corrélation négative entre le biogaz produit et les paramètres de stabilité et de maturité des digestats, ce qui impose un post-traitement ou bien

une amélioration de l'efficacité de la Co-digestion anaérobie en termes de temps hydraulique de rétention et de choix de la nature des substrats organiques.

# **CHAPITRE 4**

---

## **Essai agronomique des substrats et des digestats sur les tomates**

---

## 1. Introduction

De nos jours, la gouvernance environnementale confronte de nouveaux grands défis, par exemple le changement climatique, la sécheresse, la gestion de l'eau et l'épuisement de l'énergie fossile et des ressources naturelles sont les défis environnementaux les plus menaçants. Ces problèmes perturbent l'écosystème et la qualité de la vie humaine, mais la sécheresse semble être la menace la plus dangereuse, vu l'augmentation de la population mondiale. Par conséquent, la demande sur l'eau potable va s'accroître, tandis que l'eau potable présente 2% d'eau existante sur notre planète (Arenas-sánchez et al., 2016; Leto, 2010; Wiek and Larson, 2012). Il a été reporté dans le rapport des nations unies (UN) sur le développement durable que 340 millions de personnes souffrent de la sécheresse (Almer et al., 2017).

La pénurie d'eau a augmenté dans plusieurs régions du monde depuis 1970, et augmentera dans le future à cause de la croissance rapide de la population, de l'économie accélérée et de la consommation accrue de l'eau dans l'agriculture (Arenas-sánchez et al., 2016). Le Moyen Orient et les pays Méditerranéens sont les zones les plus arides dans le monde, avec un pourcentage de pénurie d'eau de 56 % (Carlo et al., 2018; Creel and Souza, 2002). En Générale, plus que 70% des eaux douces sont utilisées dans l'agriculture, et la pression sur le triangle Eau, Energie et nourriture ne cesse d'accroître (Water, Energie and Food Nexus) (Voulvoulis, 2018). Pour cela, la réutilisation des eaux usées dans l'irrigation après leurs traitements dans les stations d'épuration est une meilleure stratégie qui présente plusieurs avantages, tel que la réduction de la pression sur l'eau, minimisation d'utilisation des fertilisants synthétiques, ainsi que la protection des ressources naturelles au lieu de les déverser dans les rivières et dans les champs et les surfaces ouvertes. L'irrigation avec les eaux usées après traitement est donc une meilleure solution pour la bonne gestion de l'eau surtout en termes de réduction de la consommation d'énergie, de l'eau ainsi que la protection de l'environnement (Carlo et al., 2018; Voulvoulis, 2018).

D'autre part, la quantité des déchets organiques a atteint des valeurs alarmantes à cause de l'activité humaine. Par exemple, la banque mondiale estime 2,2 milliards de tonnes des déchets organiques est produite chaque année dans le monde. Dans l'industrie des huileries, les pays Méditerranéens sont considérés les plus grands producteurs des huiles d'olive avec 95% de la production mondiale (Killi and Kavd, 2013; Türkekul et al., 2010; Zafeiriou et al., 2012). Par conséquent, cette industrie produit des quantités énormes d'un effluent appelé margines. Ces margines sont considérés comme un effluent organique phytotoxique (Dermeche et al., 2013). Le Maroc, un pays Méditerranéen, souffre de ce problème qui affecte et menace les

ressources naturelles, et se préoccupe aussi des autres déchets miniers, plus précisément les résidus des phosphates. Le Maroc est considéré le premier producteur des phosphates, et par conséquent, les résidus des phosphates sont inévitables et présente une menace sérieuse de l'écosystème. La pollution d'air, la détérioration des sols et des champs agricoles et le stockage à des grandes quantités modifiant le paysage des régions entourant les industries sont les grands dégâts environnementaux des résidus des phosphates (Hakkou et al., 2016). Pour cela, la gestion des déchets et l'élaboration de nouvelles stratégies est très important pour diminuer les impacts de ces déchets organiques et miniers.

La digestion anaérobie est considérée efficace pour le traitement des déchets organiques. C'est un procédé biologique qui consiste à la biodégradation de la matière organique par des communautés bactérienne sous des conditions anaérobies (Siddique and Wahid, 2018). Cette technique est bénéfique en termes d'énergie et de profit agricole puisque génère un biogaz d'une valeur énergétique importante et un digestat riche en élément nutritifs essentiels pouvant être utilisé comme biofertilisants (Carfagno et al., 2019; Siddique and Wahid, 2018). Néanmoins, les biofertilisants ne peuvent pas apporter tous les besoins nutritionnels pour la plante. Pour cela, la bonne décision pour le moment est la combinaison des biofertilisants avec les fertilisants synthétiques pour réduire le prix ainsi que les effets négatifs des fertilisants chimiques sur l'environnement et la santé humaine. En fait, les biofertilisants sont sanitaires, moins chers, durables et possède plusieurs avantages en comparaison avec les fertilisants synthétiques. En outre, ils améliorent la fertilité du sol et augmente la productivité et la croissance des plantes vu leur propriétés biologiques et composition nutritionnelle (Garcia-gonzalez and Sommerfeld, 2016). En revanche, les fertilisants synthétiques ont des effets négatifs sur l'environnement, tel que l'eutrophisation, la contamination des sols et la menace de la santé humaine (Comer et al., 2019; Koh. Rae-Hyun and Song, 2007). Néanmoins, à ce jour, les travaux de recherches sur l'utilisation des digestats en agriculture sont encore manquants. Pour cela, des études systématiques encore plus approfondies dans cette thématique doivent être réalisée (Lili et al., 2016).

L'appel urgent des nations unis « l'agenda 2030 pour le développement durable » adoptée par 179 pays, impose de nouvelles stratégies pour affronter les défis environnementaux. Ces 17 objectifs du développement durable (SDGs) visent à atteindre un environnement durable, une croissance économique et une qualité de vie humaine élevée (Winans et al., 2017). Pour cela, l'objectif de ce chapitre est de pouvoir créer un concept d'économie circulaire en valorisant les déchets organiques (Margines) par la digestion anaérobie en ajoutant un pourcentage faible de déchets minier (résidus des phosphates) dans un



système de traitement par la digestion anaérobie. Par la suite, on a visé l'application des digestats comme biofertilisants dans un test agronomique sur les tomates. Aussi, l'eau utilisée pour l'irrigation est l'eau usée épurée qui provient de la station d'épuration de Murcia en Espagne. Cette eau est déjà testée dans la serre près de la station d'épuration sur plusieurs types de plantes dans des études précédentes (Carlo et al., 2018; Pedrero et al., 2013).

## **2. Caractérisation ionique des substrats, des digestats et de l'eau d'irrigation**

### **2.1. Substrats et digestats**

Les résultats présentés dans le *tableau 6* montrent la richesse des substrats et des digestats en termes des macros et des micronutriments avec une petite différence dans certains éléments. Tous les données obtenues sont comparés aux standards espagnoles sur la réutilisation des eaux usées et des déchets organiques comme biofertilisants ("Spanish Regulations for Water Reuse Royal Decree 1620 / 2007 of 7 December," 2011). Ces standards devraient être proches des valeurs recommandées dans notre pays le Maroc vu la similarité du climat et la proximité des deux pays.

En générale, la digestion anaérobie a été bien conduite, et la phytotoxicité des substrats initiaux (Margines, Margines +1% RP et Margines+5% RP) a bien diminuée après le procédé. La quantité de la majorité des éléments a été bien réduite après la digestion anaérobie. Par exemple, le Calcium (Ca), le Manganèse (Mn), le Chlore (Cl) et le Zinc (Zn) ont été réduit de 50%, 50%, 70% et 80% respectivement. Dans notre cas, la présence du Calcium dans les substrats et les digestats est très bénéfique pour le sol et pour les plantes. Le sol utilisé dans ce travail est considéré pauvre en éléments essentiels. En fait, le rôle du calcium dans le sol est d'augmenter le pH ainsi que la détoxification des métaux lourds (Al, Mn, Cd...) qui peuvent affecter les plantes (Fageria and Moreira, 2011). Pour les autres éléments (Fe, K, Mg et P), leur quantité a été légèrement réduite. Alors que, les données sur les Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) ont démontré une augmentation de leur quantité et disponibilité. Les Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), et ( $\text{NO}_3^-$ ) étaient indétectable dans les substrats mais ils ont atteint une concentration de 15 mg/L, ce qui est au-dessous de la limite (Mohidin et al., 2015). Pour les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), seulement une augmentation légère a été observée après le procédé. La réduction de la toxicité a été confirmée durant la période de croissance des tomates où 20% des plantes nourris par les digestats, ont bien croître contrairement à ceux nourris par le substrat contenant des margines. Alors que, les métaux lourds les plus toxiques (Cd, Cu, Cr, Pb, Li, Co etc.) ont été très faible et au-dessous

des normes internationaux (Amir et al. 2005; Roy et al., 2006). Pour les résidus de phosphate (RP), la quantité de tous les macros et micronutriments ont été au-dessous des limites internationales à l'exception du Calcium (20 mg/L). Alors que pour les autres échantillons, on remarque la présence du Bore (B) dans tous les substrats et les digestats à une moyenne de 6 mg/L. Cette quantité est légèrement au-dessus de l'intervalle optimale du Bore (2.0-4.0 mg/L), ce qui est fort probable à cause des produits chimiques (détergents) utilisés dans l'industrie des huileries (Deng et al., 2019; Pedrero et al., 2013). Pour le Calcium (Ca), la quantité dans les digestats a été réduite de 50% après la digestion anaérobie, où elle varie généralement entre 0.4 to 2 g/L dans les substrats, et de 0.4 to 1 g/L dans les digestats. La quantité moyenne de Fer (Fe) présente dans tous les échantillons est de 40 mg/L, ce qui est considéré au-dessus de la limite. Pour le Potassium (K), la quantité qui existe dans les substrats et les digestats est de 4 g/L, ce qui est légèrement au-dessus de la valeur optimale, mais en contrepartie, l'excès est utilisé pour limiter la toxicité du Sodium (Na) et du Chlore (Cl). Alors que, la quantité de (Na) et de (Cl) est supérieure aux besoins de la plante. Cela est dû comme rapporté à l'usage de quelques sels (NaOH, NaCl...) dans l'industrie des huileries pour améliorer la production (Dorais and Paradopoulos, 2001). De plus, NaOH est utilisé pour l'ajustement du pH des margines avant le commencement du processus de la digestion anaérobie, ce qui explique la grande quantité de (Na) (Bolzonella et al., 2017; Cruz et al., 2007). Au contraire, (Cl) a été réduit de 50% après la digestion anaérobie. Même si les plantes absorbent une quantité importante de (Cl), mais elle n'utilise qu'une faible quantité, le surplus est stocké pour un usage ultérieur. Dans notre cas, la grande quantité de (Cl) n'a présentée aucun risque pour les plantes, ceci est en accord avec des études précédentes (Fageria and Moreira, 2011; Roy et al., 2006). Le phosphore dans sa forme ( $PO_4^{3-}$ ) a été légèrement réduit après la digestion anaérobie mais reste au-dessus de la limite (1.0-2.0 g/L) et dépasse le besoin des plantes. La disponibilité et la présence de éléments essentiels N, P et K a été observée durant le stage de la croissance et la récolte où les plantes ont été dans un bon état (Taille, stress hydrique, fleurissement et qualité de fruit) (Worsfold et al., 2016).

La décision d'appliquer 1% des biofertilisants chaque 15 jours a été faite tenant en considération la quantité des éléments essentiels présente dans les substrats et les digestats pour éviter la toxicité et la contamination des plantes et du sol (tableau 6). En outre, durant la saison de culture, juste quatre plantes alimentées par le substrat des margines sont mortes mais pas à cause d'une contamination en éléments essentiels, mais probablement lors de plantation parce que les racines ont gardé leur taille d'origine contrairement dans les autres pots où les racines se sont bien développées. Ce qui confirme cela c'est la replantation et le remplacement des

plantes mortes par d'autre en bonne santé, ainsi leur croissance était normale. De plus, (Alcalde-Sanz et al., 2017; Annobill, 2007; Fageria and Moreira, 2011) ont rapporté que la combinaison entre les biofertilisants et les fertilisants chimiques reste la bonne décision actuellement au regard du développement durable et de la bonne gestion des ressources ainsi que pour protéger la santé et la qualité de vie humaine.

Durant la saison de culture, les plantes alimentées par les biofertilisants (substrats et digestats) avaient plus de racines par rapport aux plantes dans les témoins. Cela est certainement due à la présence de l'Azote (N), du Phosphore (P) et du Potassium (K) qui ont contribué à l'amélioration de la croissance des racines (densité, taille et croissance latérale) (Fageria and Moreira, 2011; Mohidin et al., 2015).

A partir des résultats ci-dessus, la digestion anaérobie a été effective en termes de réduction de la phytotoxicité et de la disponibilité des micros et macronutriments convenables aux tomates. Pour les substrats, le pH a été acide (pH moyen= 4) par rapport au pH des digestats qui est presque neutre (pH moyen= 6.5). Alors que la conductivité électrique a été de 12 mS/cm pour les substrats mais la valeur à presque doublé après la digestion anaérobie dans les digestats (C.E= 20 mS/cm) ce qui confirme que la digestion anaérobie a eu lieu, ce qui a conduit à la transformation de la matière organique et la libération des éléments essentiels dans le milieu (*tableau 6*) (Mengistu et al., 2015; Siddique and Wahid, 2018).

**Tableau 6:** Concentration en éléments essentiels dans les substrats et les digestats avant l'application.

Elements essentiels (mg/L)	M (substrat)	M (digestat)	M+1%RP substrat	M+1%RP digestat	M+5%RP substrat	M+5%RP digestat	Résidus des phosphates
<b>B<sup>3+</sup></b>	6,39	7,37	6,32	6,56	6,41	6,48	0,11
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	483,70	402,30	1028	653	2356	1036	20,62
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	56,91	55,07	52,38	39,44	39,12	31,77	0,04
<b>K<sup>+</sup></b>	5476	4745	4888	4268	4822	4200	3,55
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	308,40	291,80	350	278,50	365,20	283,60	5,12
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	5,41	3,04	5,42	2,95	5,16	2,41	0,03
<b>Na<sup>+</sup></b>	1626	7943	1574	6556	1735	5211	9,96
<b>P<sup>3-</sup></b>	714,60	464,50	688	471,60	613,70	294	0,15
<b>Zn<sup>2+</sup></b>	4,44	0,68	4,41	1,81	3,92	0,69	0,01
<b>Cl<sup>-</sup></b>	2446,03	868,45	2429,84	931,51	2495,71	920	4,09
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<1,0	13,21	9,75	17,76	<1,0	20,18	1,72
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	1956	1927	2117	1610	1723	1164	<1,0
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	803,90	882,27	1107,73	1239,66	1036,80	1310,48	8,34

## 2.2. Eau de drainage après irrigation

L'eau utilisée pour l'irrigation dans cette étude a une valeur de pH légèrement alcalin (7.89) et une faible conductivité électrique de 1695  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Cela est dû à une légère salinité illustrée dans la figure 44 où seulement  $\text{Na}^+$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  présentent des grandes concentrations respectivement de 255,8 et 146 mg/L. Les autres éléments ne sont pas présents ou sont présents à des faibles quantités (figure 44). Cette eau purifiée a été utilisée dans des études précédentes et a montré de bons résultats en termes de croissances des plantes, qualité des fruits et n'a présenté aucune contamination ou risque microbiologique (Carlo et al., 2018; Deng et al., 2019; Mohidin et al., 2015; Pedrero et al., 2013). En outre, dans l'objectif d'évaluer l'impact des biofertilisants, on a utilisé qu'une petite quantité des fertilisants chimiques (N, P et K) qui ne couvre pas les besoins des plantes dans l'eau d'irrigation. De la même façon, toutes les plantes ont reçu la même quantité d'eau chaque jour et en même temps, ce qui permet de déterminer l'impact ou la différence entre les plantes nourrit par les biofertilisants et les plantes références.



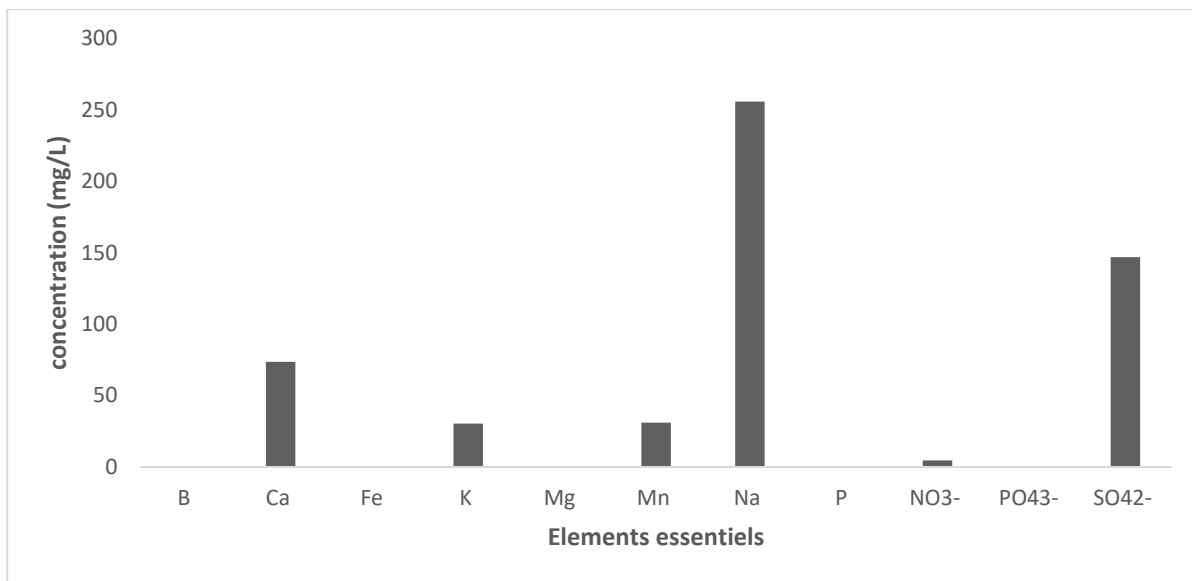
**Figure 42:** Récupération de l'eau de drainage pour analyse par ICP.

Les échantillons de drainage ont été prélevés un jour, une semaine et 14 jours après l'application des biofertilisants pour évaluer l'interaction entre les plantes, le sol, l'eau d'irrigation et les biofertilisants en termes d'absorbance des éléments nutritifs. Le tableau 7 représente les résultats d'ICP d'eau de drainage après 1 jour et après 14 jours, les résultats du

suiwi complet sont présentés dans la partie annexe à la fin du rapport. Apparemment, toutes les plantes ont réagi presque de la même manière lors de l'absorption des micros et macronutriments. On peut constater à partir du tableau 7 que la concentration de la majorité des éléments essentiels a commencé à augmenter graduellement depuis le premier jour après l'application des biofertilisants jusqu'à 14 jours. Ceci confirme la diminution de l'absorption des éléments nutritifs avec le temps, à l'exception de quelque élément comme (Zn, Fe, Mn et K) où l'absorption a augmenté avec le temps (tableau 7). Généralement, cela est en accordance avec la littérature où il a été rapporté que pour fournir et garantir les besoins des plantes en éléments essentiels, plusieurs réactions biochimiques doivent avoir lieu avec le temps lorsque les plantes commencent à grandir, spécialement pour les feuilles et les fruits (Fageria and Moreira, 2011; Mohidin et al., 2015; Roy et al., 2006). De plus, Shedeed et al., (2009) ont déclaré que la profondeur de l'application des biofertilisants influence l'efficacité et le temps de l'absorption des micros et macronutriments où une grande absorption a été enregistrée lorsque l'application des fertilisants commence de 0-25 cm, spécialement pour les macroéléments vu que même si avec le drainage, une quantité va être toujours disponible aux alentours des racines. Autrement, le risque du potentiel de lessivage augmente avec la profondeur et de la diminution du pouvoir de la rétention en eau du sol utilisé. Dans notre cas, les fertilisants chimiques et les biofertilisants ont été appliqués à une profondeur de 0-20 cm ce qui a influencé positivement la nutrition et la croissance des plantes (Shedeed et al., 2009). La présence de quelques éléments essentiels dans les eaux usées purifiées contribue à l'amélioration de l'impact des fertilisants chimiques, mais ils ont juste un apport partiel des besoins de la plante, d'où la nécessité d'une source externe des micro et macronutriments (biofertilisants dans notre cas) (Parsons et al., 2010). De plus, cette eau d'irrigation reste encore chargée après le drainage ce qui peut servir à irriguer une autre fois dans un cycle d'irrigation fermé. L'eau d'irrigation dans ce travail est testée d'une façon régulière dans la station d'épuration de la municipalité de Murcia (Espagne) (figure 44). Elle a été utilisée dans plusieurs études précédentes et a été aussi déclarée non pathogène et conforme aux instructions internationales et espagnole (Carlo et al., 2018; Nicolás et al., 2016; Pedrero et al., 2013).



**Figure 43:** Echantillons d'eau de drainage pour dosages des éléments nutritifs par ICP.



**Figure 44:** Concentration des éléments essentiels dans l'eau d'irrigation issue de la station d'épuration de Murcia (Espagne).

**Tableau 7:** Concentration des micros et macro éléments dans l'eau de drainage après un jour et après 14 jours d'application des biofertilisants (voir annexes pour plus de détails).

<b>Application biofertilisants</b>	<b>Prélèvement</b>	<b>B<sup>3+</sup></b>	<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>K<sup>+</sup></b>	<b>Mg<sup>2+</sup></b>	<b>Na<sup>+</sup></b>	<b>P<sup>3-</sup></b>	<b>Cl<sup>-</sup></b>	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>
<b>Témoin</b>	1 jour	0,72	46,68	240,1	28,24	283,6	25,86	248,9	289,7	44,9	148,8
	14 jours	0,95	94	191,4	45,02	517,5	17,69	563,73	314,24	65,68	223,31
<b>Margines (Substrat)</b>	1 jour	0,68	38,56	171,4	26,18	258,1	25,44	220,1	260,8	67,4	142,8
	14 jours	0,88	88,35	203,7	42,08	415,3	19,66	501,78	318,69	70,39	197,11
<b>Margines (Digestat)</b>	1 jour	0,70	36,57	188,9	25,16	271,5	29,72	225,4	249,8	46,7	135,9
	14 jours	0,81	74,01	191,3	39,44	418,9	18,36	477,62	318,17	67,74	192,95
<b>M+1%RP (Substrat)</b>	1 jour	0,57	34,05	186	19,01	199,1	23,86	192,1	227,4	61,7	117,6
	14 jours	0,74	67,06	166,3	37,18	322,2	18,8	367,7	317,6	70,25	158,54
<b>M+1%RP (Digestat)</b>	1 jour	0,66	64,8	169,2	23,64	237,7	27,79	234,7	233,8	68,9	152,9
	14 jours	0,86	78,4	181,7	39,21	387,5	19,46	443,22	297,87	71,18	182,55
<b>M+5%RP (Substrat)</b>	1 jour	0,63	43,32	180,1	23,76	249,9	25,28	229,8	207,5	48,5	140,8
	14 jours	0,72	72,64	194,2	35,95	390,3	18,73	465,01	287,67	67,21	185,46
<b>M+1%RP (Digestat)</b>	1 jour	0,51	40,88	135,8	19,76	192,5	21,17	180	197,5	52,5	112
	14 jours	0,88	83,16	178,4	39,54	398,1	17,71	472,23	292,22	66,3	185,71
<b>Résidus de phosphate (RP)</b>	1 jour	0,73	47,08	254,3	28,49	271,5	26,14	250,3	280,2	63,2	138,2
	14 jours	0,76	78,33	164,1	36,31	299,9	15,26	344,75	351,51	62,61	144,93

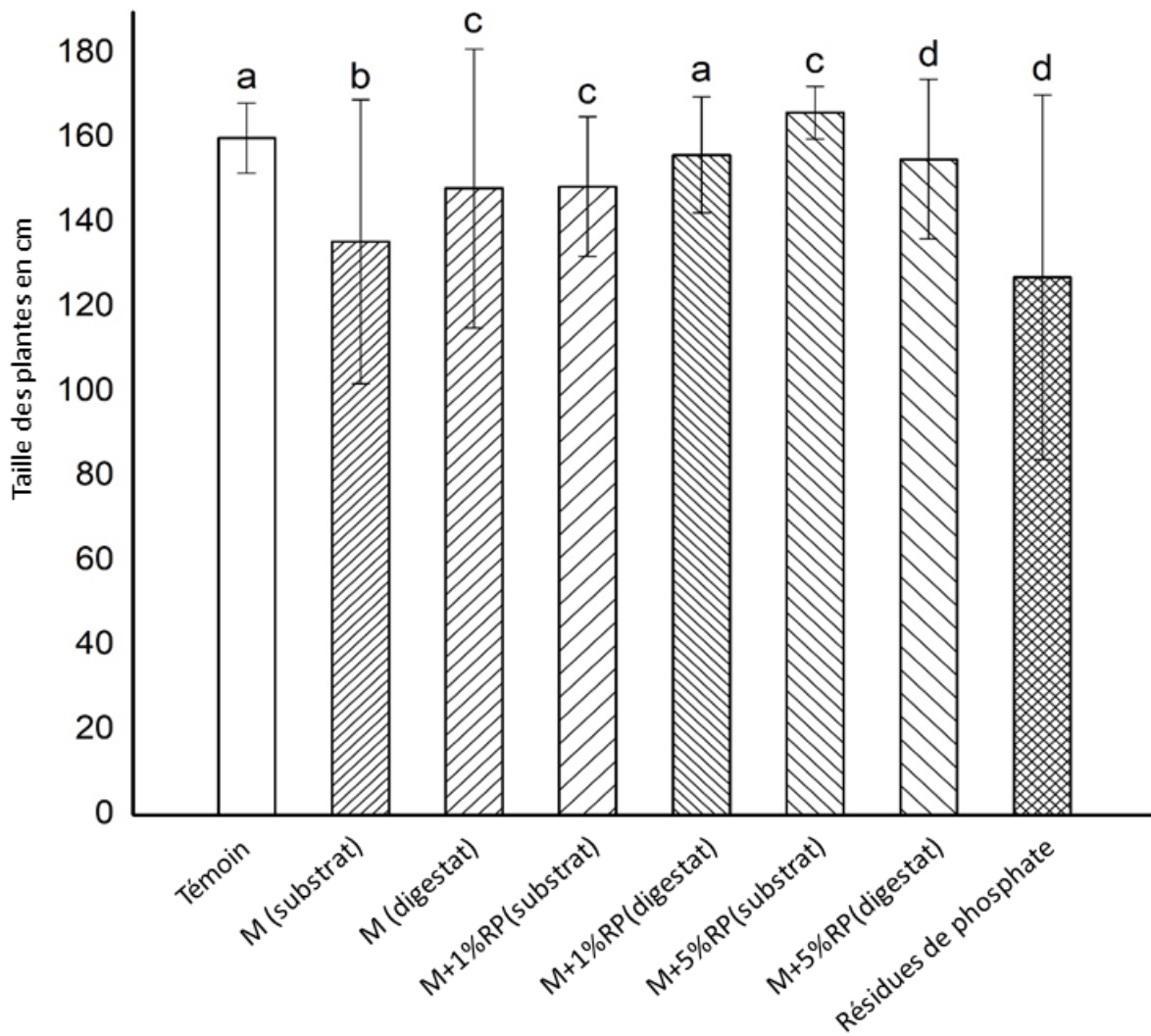


### 3. Suivi de la croissance des plantes

La croissance des plantes a été mesurée durant toute la saison de culture des tomates. Pour assurer la bonne croissance des plantes, les branches secondaires entre les feuilles et le tronc principal sont coupées. Pour cette raison, les plantes ont grandi parfaitement dans des bonnes conditions, cela est confirmé par un taux de croissance de 10-20 cm par semaine, ce qui indique un état de croissance normal des plantes. A l'exception des plantes nourrit par les résidus de phosphates (RP) (116.58 cm), toutes les autres plantes ont eu une bonne croissance (moyenne maximale de 152 cm). Pour le cas des plantes dans les RP, cette faible croissance est certainement due à l'effet d'argile (clay effect) des résidus de phosphate (RP). La présence d'argile à grande proportion étouffe les plantes suite à un colmatage en présence de grandes quantités d'eau, jouant ainsi un rôle de barrière à l'eau d'irrigation qui s'infiltrer difficilement dans le sol. De plus, il a été observé la présence des algues vertes à la surface des plantes nourrit par les RP, ce qui témoigne d'un taux d'humidité élevé interférant avec la transpiration des tomates (Bertin and Génard, 2018).

Lorsque la transpiration des plantes devient difficile, elle influence les réactions biochimiques et l'absorption des éléments essentiels va ainsi diminuer. On peut conclure donc que l'application de 1% de RP, ce qui revient à 70g chaque 15 jours, influence négativement la croissance des plantes parce que deux plantes entre dix sont mortes à cause de l'effet d'argile. Par contre, les plantes nourris par les RP ont eu le meilleur fleurissement en comparaison avec les autres plantes. Pour cela, il est conçu d'appliquer une quantité inférieure à 1% ou bien cette quantité doit être appliquée une seul fois au début ou bien mélangé auparavant avec le sol vu la lente dissolution des RP (Annobill, 2007). Cela a été observé durant ce travail où aucune différence n'a été marquée entre les plantes dans les deux premiers mois. Ainsi, on peut suggérer que la meilleure solution pour les RP est de les mélanger avec des substrats organiques que ça soit pour la digestion anaérobie ou bien le compostage comme rapporté dans plusieurs travaux précédentes (Annobill, 2007; Haouas et al., 2020; Kupper et al., 2014; Xu et al., 2017). Une autre différence illustrée dans la figure 45, où les plantes nourrit avec les digestats sont plus grandes que les plantes nourris avec les substrats à l'exception du substrat de Margine+5%RP. Cela est certainement due à la réduction de la quantité de quelques éléments toxiques après le procédé de la digestion anaérobie (Mohidin et al., 2015; Xu et al., 2017). En Générale, la différence de la croissance des plantes et de la production des tomates lors de l'application des biofertilisants ou bien des fertilisants chimiques réside dans la durabilité, où les biofertilisants nourrissent les plantes progressivement et nécessitent une

minéralisation progressive avec le temps. Au contraire, les fertilisants chimiques procurent les nutriments instantanément assimilés par la plante, donc avec profit non durable. La différence réside aussi dans le lessivage des fertilisants chimiques avec l'irrigation, ce qui privilège l'utilisation des biofertilisants (Xu et al., 2017).



**Figure 45:** Moyenne maximale de la croissance des plantes de tomate pour chaque application (bio-fertilisant et contrôle) durant la saison de culture.



**Figure 46:** *Effet des résidus des phosphates sur une plante de tomate.*



**Figure 47:** *résultat de l'application directe des résidus de phosphate sur le sol (effet d'argile).*



**Figure 48:** *Asphyxiation des racines par effet d'argile qui forme une barrière contre l'infiltration de l'eau.*

#### **4. Statut de l'eau dans les plantes**

Le tableau 8 présente le statut de l'eau dans les plantes pour identifier le stress hydrique. Il est clairement visible que toutes les plantes n'ont pas présentées une différence significative

du point de vue l'état hydrique qui est normal des plantes. Cela aussi peut être confirmé par l'augmentation de l'acidité titrable (AT) et les sucres solubles totaux (SST) pour les plantes recevant une bonne irrigation. L'acidité titrable (AT) est une mesure de la concentration totale d'acide. Elle est étroitement liée à la composition biochimique de la tomate. De plus, les solides en suspension totaux indiquent la quantité des différents sucres qui existent dans le jus d'une tomate. De ce fait, la sur-irrigation ou la déficience en eau peut causer une craquelure des fruits de tomate, et ce n'est pas le cas dans notre étude. En outre, les résultats présentés dans le *tableau 8* peuvent confirmer l'équilibre existant entre l'absorption de l'eau par les plantes et les conditions climatiques environnantes, où aucun désordre physiologique n'a été observé durant toute la saison de culture (Dorais and Paradopoulos, 2001; Pedrero et al., 2013).

**Tableau 8:** Statut de l'eau dans les plantes (moyenne de stress hydrique pour 4 répétitions pour chaque traitement).

<b>Application des biofertilisants</b>	<b>Témoin</b>	<b>M (Substrat)</b>	<b>M digestat</b>	<b>M+1%RP substrat</b>	<b>M+1%RP digestat</b>	<b>M+5%RP substrat</b>	<b>M+RP5% digestat</b>	<b>RP</b>
<b>Moyenne de stress (MPa)</b>	0.5 ±0,15	0.61 ±0,08	0.6 ±0,17	0.65 ±0,10	0.57 ±0,10	0.68 ±0,09	0.55 ±0,09	0.65 ±0,18

## 5. Analyse des feuilles des plantes

Approximativement, 80% des éléments essentiels absorbés par les tomates (racines) sont transportés vers les feuilles et les parties supérieures. En conséquence, les plantes cumulent les nutriments en large quantité même si au-dessus des besoins pour les utiliser ultérieurement dans la production des fruits et la croissance ou bien en cas de déficience. Les valeurs critiques d'un élément dépendent de l'état ainsi que du stage de la croissance de la plante. A partir du *tableau 9* ci-dessous, Il est clairement visible que toutes les macros et micronutriments nécessaires pour la plante sont présents. Malgré que, d'autres éléments ne figurent pas mais ils sont présents à des valeurs très faibles. Toutes les plantes (témoins ou nourris par les substrats et les digestats) ont montré une composition normale des feuilles et des valeurs au-dessous des limites de toxicité. Même si la présence d'une grande quantité de Sodium ( $\text{Na}^+$ ) dans les biofertilisants, mais les plantes n'ont absorbé que la quantité nécessaire. En fait, selon la littérature la présence des ions de Potassium ( $\text{K}^+$ ), réduit l'absorbance et le transport d'une grande quantité de  $\text{Na}^+$  chez la plante (Hochmuth et al., 2018; Sainju et al., 2014). Généralement, durant toute l'étude soit en saison de culture ou en saison de récolte, les plantes n'ont présenté aucuns symptômes de déficit en micro ou macronutriments. Ces résultats peuvent confirmer le bon fonctionnement physiologique et biochimique des plantes à l'exception pour quelques plantes à cause du problème d'effet d'argile des résidus de phosphate (RP) (20% des plantes mortes à cause de l'effet d'argile). On ce qui concerne le carbone total et l'azote total, les valeurs sont respectivement de 41.85 g/100g et 4.23 g/100g, ce qui en accord avec les valeurs normes pour les tomates à destination commerciale (Rattin et al., 2002). Ainsi, les biofertilisants ont pu satisfaire les besoins nutritionnels des plantes.

**Tableau 9:** Concentration des éléments essentiels dans les feuilles des tomates dans les essais réalisés.

	Témoin	Margine (M) initial	Margine (M) final	M+1%RP initial	M+1%RP final	M+5%RP initial	M+5%RP final	Résidus Phosphate (RP)
B (mg/Kg)	84,18	147,81	129,46	66,83	68,45	82,50	90,83	68,95
Ca (g/100g)	1,98	3,93	3,56	1,15	1,16	1,43	2,16	0,76
Fe (mg/Kg)	101,04	167,02	171,62	153,68	78,65	203,79	98,82	111,49
K (g/100g)	2,85	2,67	2,63	2,31	2,31	1,88	2,32	2,36
Mg (g/100g)	0,54	0,69	0,63	0,38	0,37	0,40	0,47	0,33
Mn (mg/Kg)	118,23	157,36	176,20	82,43	83,80	97,81	72,42	56,42
Na (g/100g)	0,45	0,55	0,55	0,56	0,30	0,26	0,23	0,46
P (g/100g)	0,78	0,88	0,86	0,66	0,52	0,54	0,62	0,68
S (g/100g)	0,79	1,84	1,16	0,53	0,61	0,61	0,88	0,46
Zn (mg/Kg)	47,71	58,25	56,07	82,11	35,41	72,32	38,42	39,43



## 6. Production et récolte

En Générale, le rendement de la production (Nombre total de fruits, production totale (g), poids moyen de fruits (g) et la production totale par plante (g)) des tomates, a doublé lorsqu'on a ajouté les biofertilisants (*Tableau 10*). Les plantes dans les témoins et celles alimentées par le bio-fertilisant (M+5% RP final) ont eu le nombre de tomates produites le plus faible (79 tomates). Le poids moyen de fruit a été plus grand pour les plantes alimentées avec les digestats, où le poids moyen maximal enregistré est de 35.5g pour le bio-fertilisant M+5%RP final. Malgré qu'on a constaté que le nombre total de fruits pour les plantes alimentés par les substrats est supérieur à celui des plantes nourris pas les digestats. Il est donc évident que la présence biofertilisants (substrats et digestats) a amélioré le rendement de la production vu l'apport nutritionnel aux plantes (Abdel et al., 2013; Mekki and Ahmed, 2005; Oyeyiola, 2018). Par ailleurs, même si les plantes alimentées par les résidus de phosphate (RP) ont présenté une moyenne de taille la plus courte, elles ont enregistré la production totale la plus élevée avec 7091.8g et une moyenne de production de 709.2 g/plante. De plus, il a été observé durant l'étude que ces dernières ont eu le fleurissement le plus élevé.

**Tableau 10:** Production totale après la récolte ; nombre total des fruits, poids moyen des fruits et la moyenne de production/plante.

Application des biofertilisants	Nombre total des fruits	Production totale (g)	Poids moyen des fruits (g)	Moyenne production/Plante(g)
<b>Témoin</b>	89 ±6,40 a	3946,5 ±388,57 a	36,5 ±0,6 a	325,3 ± 38,3 a
<b>M (substrat)</b>	184 ±7,66 b	6866,4 ±353,88 b	37,3 ±0,8 a	686,64 ± 35,4 b
<b>M (digestat)</b>	141 ±6,08 b	6019,1 ±252,08 b	42,7 ±0,6 b	601,9 ± 31,8 ab
<b>M+1%RP (substrat)</b>	167 ±7,24 b	6310 ±344,86 c	37,8 ±0,7 a	631 ± 34,5 ab
<b>M+1%RP (digestat)</b>	134 ±8,49 b	5685 ±259,71 b	42,4 ±0,8 b	568,5 ±37,7 c
<b>M+5%RP (substrat)</b>	172 ±4,02 ab	6770.8 ±181,24 ab	39,4 ±0,4 ab	677,1 ±18,1 b
<b>M+5%RP (digestat)</b>	79 ±9,12 a	4228.9 ±416,05 b	53,5 ±0,9 d	422,9 ±52,5 c
<b>Résidus de phosphate</b>	181 ±5,40 b	7091.8 ±314 c	39,2 ±0,5 a	709,2 ±31,4 d

Les lettres (a,b et c) près des valeurs indiquent une différence significative selon le test Tukey HSD entre le nombre total des fruits, la production totale, poids moyen des fruits et la moyenne de production/plante à  $p < 0,05$ . Les valeurs sont la moyenne des résultats de 10 plantes de tomates pour chaque application de bio-fertilisant comparé au témoin.

## 7. Qualité de fruit

La qualité des fruits de tomate pour la consommation peut être déterminée à partir de plusieurs propriétés (Couleur, taille, acidité titrable, dureté, Indice de réfraction (Brix°), indice de goût et indice de maturité) (Dorais and Paradopoulos, 2001; Ili et al., 2017). L'acide malique et l'acide citrique sont les plus importants parmi les autres acides dans le cas des tomates. Il est illustré dans le *tableau 11* que l'acidité titrable (AT) des tomates alimentées par les biofertilisants (substrats et digestats) est plus grande par rapport à celle des tomates dans les témoins. En outre, les tomates nourries par les digestats (Margines, M+1%RP et M+5%RP) sont plus acide que celles alimentées par les substrats. Pour cela, on peut suggérer que les digestats issues du procédé de la digestion anaérobie ont pu améliorer les réactions biochimiques et la photosynthèse des plantes, et par conséquent ont abouti à une grande accumulation des carbohydrates dans les fruits. Ces résultats sont similaires à ceux présentés dans d'autres études précédentes (Ili et al., 2017; Rodríguez-ortega et al., 2019).

La composition en sucres solubles totaux (SST) dans les tomates présente généralement des sucres réduits. Dans cette étude, (SST) obtenus varie dans un intervalle de 4.76 et 5.76 Brix°, et les différences ne sont pas significatives dans ce cas. Toutes les plantes (Témoin ou celles alimentées par les substrats et les digestats) sont considérées riches en acides organiques (*Tableau 11*) et sont en accord avec la littérature concernant la composition en SST pour les tomates à destination commerciales (Ili et al., 2017; Zoran et al., 2014). Par ailleurs, les résultats des sucres solubles totaux (SST) confirment que les plantes n'ont pas souffert des maladies pathogènes, des problèmes physiologiques ou de stress hydrique durant la saison de culture, comme il a été mentionné et rapporté par (Rodríguez-ortega et al., 2019).

L'indice de goût a été calculé et les résultats ont exhibé une bonne valeur de goût pour toutes les plantes sur lesquelles on a appliqué les biofertilisants (indice de goût  $> 0.7$ ), à l'opposé des plantes dans les témoins où la valeur d'indice de goût a été sous la valeur optimale (0.7) du bon goût. Aussi, les résultats ont démontré que la valeur de l'indice de goût pour les tomates dans les sols alimentées par les digestats est légèrement supérieure par rapport à ceux alimentées par les substrats (Zoran et al., 2014). Concernant la couleur rouge des tomates, elle est dû au pigment Lycopène où il constitue 80% de la couleur des tomates et il

apparaît dans le péricarpe et les tissus loculaires (Dorais and Paradopoulos, 2001; Rodríguez-ortega et al., 2019; Rodriguez et al., 2006). La couleur et la dureté des tomates n'ont pas présenté de différences significatives pour toutes les plantes (témoin, application des substrats et digestats), et ils sont considérés dans les normes des instructions commerciales. Par ailleurs, plusieurs paramètres peuvent affecter la qualité des fruits (L'intensité de la lumière, le taux d'irrigation, la température, la nutrition minérale, la salinité, etc.), et dans notre cas, ces paramètres ont été homogènes et plus ou moins stable durant toute la période de l'étude, ce qui est confirmé par la qualité des fruits obtenus et par l'absence problèmes pathogéniques et physiologique des plantes.

**Tableau 11:** Effet des biofertilisants sur les paramètres de qualité des tomates : Acidité Titrable (AT), Sucres Solubles Totaux (SST), Dureté (%) l'indice de teinte (Hue°).

<b>Application des biofertilisants</b>	<b>Acidité titrable (AT) %</b>	<b>Solide soluble totaux (%)</b>	<b>Dureté (%)</b>	<b>Hue°</b>
<b>Témoin</b>	0,492 ±0,07 a	4,98 ±0,42 a	55,60 ±5,22 a	42,60 ±1,12 a
<b>M (substrat)</b>	0,558 ±0,10 ab	5,32 ±0,90 b	54,60 ±5,59 a	42,25 ±2,89 a
<b>M (digestat)</b>	0,734 ±0,27 c	4,92 ±0,50 a	58,20 ±6,14 a	46,36 ±1,49 b
<b>M+1%RP (substrat)</b>	0,566 ±0,08 b	5,08 ±0,73 b	49,8 ±5,85 b	44,17 ±1,28 ab
<b>M+1%RP (digestat)</b>	0,626 ±0,17 c	4,76 ±0,74 b	55,86 ±6,46 b	45,21 ±1,89 b
<b>M+5%RP (substrat)</b>	0,726 ±0,40 c	5,04 ±0,74 a	52,60 ±5,55 a	42,62 ±3,09 a
<b>M+5%RP digestat</b>	0,762 ±0,32 d	4,98 ±0,37 c	56,40 ±3,78a	44,95 ±1,39 ab
<b>Résidus des phosphates</b>	0,644 ±0,17 d	5,78 ±0,61 c	54,40 ±3,05 a	44,03 ±1,25 ab

Les différentes lettres (a, b, c et d) près des valeurs indiquent une différence significative entre l'acidité titrable, les sucres totaux, la dureté et le Hue° indice à  $p < 0,05$ . Les valeurs sont les moyennes de 10 tomates pour 8 différentes applications des biofertilisants comparés au plantes témoins.

## 8. Conclusion

Les nouveaux défis environnementaux que l'humanité confronte aujourd'hui, ont besoin de plus de conscience et de savoir durable pour pouvoir atteindre un système d'économie circulaire qui améliore la production, boost l'économie et protège l'environnement. Pour cela, cette partie de thèse a pour but d'évaluer l'impact d'utilisation des biofertilisants à la place des fertilisants chimiques, et des eaux épurées au lieu de consommer l'eau potable qui est considérée limitée. Les résultats obtenus durant les 5 mois de culture et de récolte des tomates dans une serre en utilisant des biofertilisants (Margines+Résidus de Phosphate) issue de la digestion anaérobie et combinés avec une eau épurée pour l'irrigation sont considérés positive au regard du contexte environnementale. Les données de la croissance des plantes, de stress hydrique, de production totale des fruits, de production totale par plante ainsi que la qualité de fruits ont aussi confirmé l'avantage et la préférence des digestats par rapport aux substrats et aux témoins. On note bien que cette voie de recherche est encore nouvelle, laborieuse vue l'interférence de plusieurs paramètres et facteurs, et limitée de point de vue travaux et recherches publiés dans la littérature.

## CONCLUSION GENERALE

Le Maroc, comme la majorité des pays dans le monde, souffre de la production de grandes quantités de différents déchets et effluents organiques qui affectent négativement l'environnement. Cette problématique est une conséquence de l'activité humaine, de production, de stockage et de déversement illégal dans la nature sans aucun traitement préalable. Cela affecte la qualité de vie humaine, les ressources naturelles ainsi que l'écosystème. De plus, ces déchets produisent et émettent des gaz à effet de serre qui sont la cause principale de la pollution et du changement climatique actuel. Depuis 2008, le Maroc a suivi un modèle d'économie verte en adoptant le projet Plan Maroc Vert. Cette stratégie vise directement la préservation des ressources naturelles par la réduction des déchets au niveau national, ce qui s'inscrit dans le cadre des objectifs de développement durable (ODD) adopté par les Nations Unis. Il existe plusieurs approches et techniques de traitement des déchets organiques, mais les techniques biologiques s'avèrent être les plus bénéfiques et les plus convenables par rapport aux orientations internationales en termes de protection de l'environnement et en termes de valorisation des sous-produits issues de ces techniques.

Le travail de recherche de cette thèse a adopté le procédé de digestion anaérobie (DA) qui présente de nombreux avantages sur le plan environnemental, par rapport à d'autres modes de traitement des déchets. Il est considéré l'une des meilleures techniques de traitement des déchets organiques. En effet, au-delà de la réduction des quantités de déchets organiques à stocker, ce procédé permet une production d'énergie renouvelable sous forme de biogaz, ce qui permet de réduire le recours aux énergies fossiles qui sont en épuisement. Ce biogaz peut être utilisé pour la production d'électricité, de chaleur et de carburant. Par ailleurs En plus de biogaz, on obtient un autre sous-produit qui est la fraction solide ou liquide résultante après le procédé qu'on appelle le digestat. Ce digestat est riche en éléments nutritifs bénéfiques pour les plantes. Ainsi, il a gagné récemment beaucoup d'importance vu la nécessité des biofertilisants pour remplacer l'utilisation des fertilisants synthétiques. Généralement, la digestion anaérobie a plusieurs avantages par rapport à d'autres techniques, notamment sur la conversion et la transformation totale ou partielle des déchets organiques en sous-produits de valeur énergétique et fertilisante. Dans cette optique, les margines, les fumiers, les eaux usées ainsi que les résidus de phosphate (déchets miniers) sont utilisées dans ce travail, afin de déterminer la combinaison adéquate des déchets dans le mélange initial pour réussir l'opération de digestion anaérobie. Ce mélange adéquat permettra d'obtenir un grand taux de biogaz riche en méthane et un digestat riche en nutriments nécessaire pour les plantes.

La partie synthèse bibliographique a été consacrée à l'étude des travaux précédents sur la digestion anaérobie de plusieurs types de déchets organiques, ainsi que les dernières découvertes et avancement dans ce domaine. Dans cette partie ont été incluses aussi les propriétés des déchets utilisés dans ce travail de thèse (Margines, Fumier, Eaux usées et Résidus de phosphate). La deuxième partie a été réservée à la méthodologie expérimentale et avait pour but l'évaluation de la réduction de la toxicité des déchets organiques après le procédé de Co-digestion anaérobie de trois différents types de déchets organiques (Les margines issues de l'industrie de l'huile d'olive, les eaux usées d'une station d'épuration de la région de Béni Mellal et le fumier bovins). Ensuite, ces déchets ont été introduits dans trois bioréacteurs (B1 : Margines + Eaux Usées ; B2 : Margines + Eaux Usées + Fumier ; B3 : Margines + Fumier) avec des pourcentages bien définis. L'efficacité du procédé a été appréciée par le volume de biogaz produit durant 8 jours de digestion anaérobie. La qualité des digestats en tant que biofertilisants a été évaluée par le test de phytotoxicité, et leur caractérisation par spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier (IRTF) et le Microscope Electronique à Balayage (MEB). Le plus grand volume de biogaz a été produit par le bioréacteur B3 qui contenait les margines et le fumier. Le test de phytotoxicité ainsi que les analyses spectroscopiques ont démontré que le procédé de digestion anaérobie a eu lieu et a réduit en partie la toxicité des substrats. La troisième partie expérimentale a été consacré au test agronomique des sous-produits issues de la digestion anaérobie des margines avec un pourcentage de 1% et 5% des résidus de phosphate pendant 25 jours. Les plantes de tomates *Solanum lycopersicum* ont été cultivées sous serre dans une plateforme de recherche à Murcie (Espagne). De cette même station, a été récupéré les eaux usées traités qui ont été utilisées pour l'irrigation automatique contrôlée. En général, Les résultats obtenus ont montré l'efficacité du procédé de digestion anaérobie en termes de réduction de phytotoxicité des substrats, ce qui a été prouvé lors de l'application de ces biofertilisants (digestats) sur les plantes de tomate. Les résultats de la croissance des plantes, de stress hydrique, de production totale des fruits, de production totale par plante ainsi que la qualité de fruits ont aussi confirmé l'avantage et la préférence des digestats par rapport aux substrats et aux témoins.

Finalement, le procédé de digestion anaérobie a démontré son utilité dans le traitement et la valorisation des déchets organiques utilisé dans ce travail. En revanche, ce procédé présente aussi quelques limitations en ce qui concerne le prix de l'installation des bioréacteurs à grand échelle, la maintenance et les problèmes de corrosion liés à la présence de composés corrosifs apparus lors du procédé, ainsi que le problème de transport des déchets. De plus, la diversité des déchets organiques, de leurs propriétés différentes ainsi que l'interférence de plusieurs

facteurs dans le procédé rendent la standardisation du procédé difficile en termes d'application des digestats dans les champs agricoles. Dans cette optique, ce travail de thèse présente un premier pas d'utilisation ou de combinaison des biofertilisants issues de la digestion anaérobie avec des fertilisants chimiques sous une irrigation avec des eaux usées traitées au niveau de la station d'épuration, ce qui aboutit à un système durable qui remplit les conditions de l'économie circulaire verte.

En perspective de ce travail, il reste à développer d'autres axes :

- Un suivi microbiologique particulièrement des agents pathogènes pour déterminer d'une manière cruciale l'innocuité, la stabilité et la maturité des digestats pour application dans les champs agricoles.
- Réalisation d'une étude de marché et station pilote de traitement des déchets organiques par digestion anaérobie dans le contexte des types de déchets, conditions et moyens au Maroc.
- Une étude sur l'application des digestats comme biofertilisants sur différentes plantes.

Ce travail présentera un pas aussi vers l'utilisation et l'application des biofertilisants issues de la digestion anaérobie des différents déchets organiques pour pouvoir en premier temps diminuer la quantité des déchets stockés sans traitement, et les valoriser par la suite, pour pouvoir ensuite réduire la consommation des fertilisants chimiques et s'orienter vers une économie verte. Cette technique (digestion anaérobie) doit être diffusée et installée dans les zones rurales et urbaines en fabriquant des digesteurs anaérobies qui vont servir à réduire la quantité de déchets organiques à l'échelle nationale et les transformer en biofertilisants pour usage agronomique et le biogaz pour intérêt énergétique.

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- Abdel, F., Hellal, A., Nagumo, F., Zewainy, R.M., 2013. Influence of phosphocompost application on phosphorus availability and uptake by maize grown in red soil of Ishigaki Island , Japan. *Agric. Sci.* 4, 102–109.
- Adgag, O.N., Sonza, D.T., 2007. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *J. Hazard. Mater.* 140, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.059>
- Afilal, M., Elasri, O., Merzak, Z., 2014. Caractérisations des déchets organiques et évaluation du potentiel Biogaz (Organic waste characterization and evaluation of its potential biogas). *J. Mater. Environ. Sci* 5, 2014.
- Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2000. Installations De Traitements Des Dechets Menagers Et Assimiles - Resultat 2000.
- Ait, G., Baddi, G.A., Albuquerque, J.A., González, J., Cegarra, J., Hafidi, M., 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 54, 39–44. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2003.12.004>
- Al Seadi, T., Lukehurst, C., 2012. Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser, International Energy Agency Bioenergy Task 37 Energy from Biogas.
- Alcalde-Sanz, Gawlik, L. and, B.M., 2017. Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge. <https://doi.org/10.2760/887727>
- Alfa, M.I., Adie, D.B., Igboro, S.B., Oranusi, U.S., Dahunsi, S.O., Akali, D.M., 2014. Assessment of biofertilizer quality and health implications of anaerobic digestion effluent of cow dung and chicken droppings. *Renew. Energy* 63, 681–686. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.09.049>
- Alhamed, H., Biad, M., Saad, S., Mackenzie, M., 2018. Business Opportunities Report for Reuse of Wastewater in Morocco.
- Almer, C., Laurent-lucchetti, J., Oechslin, M., 2017. Water scarcity and rioting : Disaggregated evidence from Sub-Saharan Africa \$. *J. Environ. Econ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.06.002>



- Alvarez, R., Villca, S., Lidén, G., 2006. Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy* 30, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.10.001>
- Amani, T., Nosrati, M., Sreekrishnan, T.R., 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. *Environ. Rev.* 18, 255–278. <https://doi.org/10.1139/A10-011>
- Amir, S., Hafidi, M., Lemee, L., Bailly, J.R., Merlina, G., Kaemmerer, M., Revel, J.C., Ambles, A., 2006. Structural characterization of fulvic acids, extracted from sewage sludge during composting, by thermochemolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 77, 149–158. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2006.02.004>
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., Revel, J.C., 2005. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. *Chemosphere* 58, 449–458. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.039>
- Amir, Soumia, Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C., 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* 59, 801–810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.016>
- Amir, S., Merlina, G., Pinelli, E., Winterton, P., Revel, J.C., Hafidi, M., 2008. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and neutral lipid analysis. *J. Hazard. Mater.* 159, 593–601. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.062>
- André, L., 2016. Étude de verrous scientifiques et technologiques pour la compréhension et l'optimisation du procédé de méthanisation voie sèche discontinu de sous-produits d'origine agricole.
- Andrés, F.L.C., Perla, A.G., 2014. Comparison of color indexes for tomato ripening. *Hortic. Bras.* <https://doi.org/10.1590/S0102-05362004000300006>
- Annobill, R., 2007. Effect of phospho-compost on growth and yield of cowpea ( *Vigna unguiculata* ). *J. Agric. Sci.* 169–176.
- Arenas-sánchez, A., Rico, A., Vighi, M., 2016. Science of the Total Environment Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems : State of the art. *Sci. Total Environ.* 572, 390–403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.211>

- Arhoun, B., Bakkali, A., El Mail, R., Rodriguez-Maroto, J.M., Garcia-Herruzo, F., 2013. Biogas production from pear residues using sludge from a wastewater treatment plant digester. Influence of the feed delivery procedure. *Bioresour. Technol.* 127, 242–247. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.075>
- Atif, K., Haouas, A., Aziz, F., Jamali, M.Y., Tallou, A., Amir, S., 2020. Pathogens Evolution During the Composting of the Household Waste Mixture Enriched with Phosphate Residues and Olive Oil Mill Wastewater. *Waste and Biomass Valorization* 11, 1789–1797. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0495-3>
- Aziz, F., Farissi, M., 2014. Reuse Of Treated WasteWater In Agriculture: Solving Water Deficit Problems In Arid Area. *Ann. West Univ. Timișoara, ser. Biol.* XVII, 95–110.
- Bahsis, L., Ablouh, E.H., Anane, H., Taourirte, M., Julve, M., Stiriba, S.E., 2020. Cu(ii)-alginate-based superporous hydrogel catalyst for click chemistry azide-alkyne cycloaddition type reactions in water. *RSC Adv.* 10, 32821–32832. <https://doi.org/10.1039/d0ra06410f>
- Banu, J.R., Kannah, R.Y., Kavitha, S., Gunasekaran, M., Kumar, G., 2018. Novel insights into scalability of biosurfactant combined microwave disintegration of sludge at alkali pH for achieving profitable bioenergy recovery and net profit. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.046>
- Barje, F., El Fels, L., El Hajjouji, H., Winterton, P., Hafidi, M., 2013. Biodegradation of organic compounds during co-composting of olive oil mill waste and municipal solid waste with added rock phosphate. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 34, 2965–2975. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.796009>
- Battista, F., Fino, D., Ruggeri, B., 2014. Polyphenols Concentration ' s Effect on the Biogas Production by Wastes Derived from Olive Oil Production. *Chem. Eng. Trans.* 38, 373–378. <https://doi.org/10.3303/CET1438063>
- Belloulid, M.O., Moussaoui, T.E.L., Saykouk, J., Azzouzi, F.E.L., Words, K.E.Y., 2018. National Program of Sanitation and Wastewater Treatment in Morocco : Objectives , Achievements and Challenges Programme National d ' Assainissement liquide et d ' épuration des eaux usées au Maroc : Objectifs , réalisations et défis. *Environ. Water Sci. Public Heal. Territ. Intell.* 2, 67–76.

- Benlboukht, F., El Fels, L., Bouamri, R., Amir, S., Hafidi, M., 2016. Assessment of Fulvic acid-like fractions during tannery waste composting. *Compost Sci. Util.* 24, 208–218. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2015.1137252>
- Bertin, N., Génard, M., 2018. *Scientia Horticulturae* Tomato quality as influenced by preharvest factors 233, 264–276. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.01.056>
- Blika, P.S., Stamatelatou, K., Kornaros, M., Lyberatos, G., 2009. Anaerobic digestion of olive mill wastewater. *Glob. Nest J.* 11, 364–372. <https://doi.org/10.30955/gnj.000605>
- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., Frison, N., 2017. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. *J. Environ. Manage.* 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.026>
- Bouallagui, H., Cheikh, R. Ben, Marouani, L., Hamdi, M., 2003. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresour. Technol.* 86, 85–89.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. Ben, Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochem.* 40, 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>
- Breitenmoser, L., Gross, T., Huesch, R., Rau, J., Dhar, H., Kumar, S., Hugi, C., Wintgens, T., 2019. Anaerobic digestion of biowastes in India: Opportunities, challenges and research needs. *J. Environ. Manage.* 236, 396–412. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.014>
- Burg, V., Bowman, G., Haubensak, M., Baier, U., Thees, O., 2018. Valorization of an untapped resource: Energy and greenhouse gas emissions benefits of converting manure to biogas through anaerobic digestion. *Resour. Conserv. Recycl.* 136, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.004>
- Calabrò, P.S., Fòlino, A., Tamburino, V., Zappia, G., Zema, D.A., 2018. Increasing the tolerance to polyphenols of the anaerobic digestion of olive wastewater through microbial adaptation. *Biosyst. Eng.* 172, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.05.010>
- Carfagno, P., Rizzo, P., Bres, P., 2019. Potential Use of a Poultry Manure Digestate as a Biofertiliser: Evaluation of Soil Properties and *Lactuca sativa* Growth. *Pedosph. An Int. J.* 29, 60–69. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60057-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60057-8)
- Carlo, J., Francisco, L., Alessandro, G., Camposeo, S., Nicol, E., Salcedo, F.P., Jos, J., 2018.

- Agricultural reuse of municipal wastewater through an integral water reclamation management Alarc o. J. Environ. Manage. 213, 135–141. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.011>
- Clifton, C., Evans, R., Hayes, S., Hirji, R., Puz, G., Pizarro, C., 2010. Water and Climate Change, Water and Climate Change. World Bank. <https://doi.org/10.1596/27857>
- Comer, B.M., Fuentes, P., Dimkpa, C.O., Liu, Y., Fernandez, C.A., Arora, P., Realff, M., Singh, U., Hatzell, M.C., Medford, A.J., 2019. Prospects and Challenges for Solar Fertilizers. *Joule* 3, 1578–1605. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2019.05.001>
- Commission Européenne, 2006a. Incinération des déchets, Integrated Pollution Prevention Control.
- Commission Européenne, 2006b. Traitement des déchets.
- Creel, L., Souza, R. De, 2002. Population and Water Scarcity in the Middle East and North Africa. Washington.
- Cruz, S., Yousfi, K., Jos, C.M., Garcia, M., 2007. Salt improves physical extraction of olive oil. *Eur Food Res Technol* 359–365. <https://doi.org/10.1007/s00217-006-0423-9>
- Cuetos, M.J., Gomez, X., Otero, M., Moran, A., 2008. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste ( SHW ) at laboratory scale : Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste ( OFMSW ). *Biochem. Eng. J.* 40, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- Cuetos, M.J., Gómez, X., Otero, M., Morán, A., 2010. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste: Study of biological stabilization by Fourier Transform infrared spectroscopy and thermogravimetry combined with mass spectrometry. *Biodegradation*. <https://doi.org/10.1007/s10532-009-9322-7>
- Damien, A., 2009. Guide du traitement des déchets, DUNOD. DUNOD.
- Delfosse, P., 2014. Microbiologie de la Digestion Anaérobie. *Ecobiogaz. Journée Form. à la méthanisation*. 61.
- Deng, S., Yan, X., Zhu, Q., Liao, C., 2019. The utilization of reclaimed water : Possible risks arising from. *Environ. Pollut.* 254, 113020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113020>
- Dermeche, S., Nadour, M., Larroche, C., Moulti-Mati, F., Michaud, P., 2013. Olive mill

- wastes: Biochemical characterizations and valorization strategies. *Process Biochem.* 48, 1532–1552. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.07.010>
- Devia, C.R., 2013. Biogaz en vue de son utilisation en production d'énergie : séparation des siloxanes et du sulfure d'hydrogène. Université Nantes Angers Le Mans.
- Djaafri, M., Kaloum, S., Khelafi, M., Tahri, A., Salem, F., Kaidi, K., 2014. Méthanisation des déchets organiques issus de la résidence universitaire de l' université Africaine de la ville d' Adrar Sud-Ouest de l' Algérie ( Methanation of organic waste issued from African university campus in Adrar city ( southwestern of Algeri. *JMES* 5, 2484–2488.
- Dorais, M., Paradopoulos, A.P., 2001. Greenhouse tomato fruit quality.
- Fageria, N.K., Moreira, A., 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants, 1st ed, *Advances in Agronomy*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00004-9>
- Fantozzi, F., Buratti, C., 2009. Biogas production from different substrates in an experimental Continuously Stirred Tank Reactor anaerobic digester. *Bioresour. Technol.* 100, 5783–5789. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.013>
- Fezzani, B., Cheikh, R. Ben, 2010. Bioresource Technology Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature. *Bioresour. Technol.* 101, 1628–1634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.067>
- Fog, K., 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 433–462.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I., Sales, D., 2007. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste : Focusing on the inoculum sources. *Bioresour. Technol.* 98, 3195–3203. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.008>
- Franco, A., Campos, J.L., Roca, E., 2007. Learning to Operate Anaerobic Bioreactors. *Commun. Curr. Res. Educ. Top. Trends Appl. Microbiol.* 618–627.
- Franke-Whittle, I.H., Confalonieri, A., Insam, H., Schlegelmilch, M., Körner, I., 2014a. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. *Waste Manag.* 34, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.009>

- Franke-Whittle, I.H., Walter, A., Ebner, C., Insam, H., 2014b. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. *Waste Manag.* 34, 2080–2089. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.020>
- Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Hu, A., Dichtl, N., Dinitrou, N.O., 2007. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste Manag.* 27, 30–43. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.03.003>
- Garcia-gonzalez, J., Sommerfeld, M., 2016. Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. *J. Appl. Phycol.* 1051–1061. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0625-2>
- GHOUALI, A., 2015. Analyse et contrôle optimal d ' un bioréacteur de digestion anaérobie.
- Goberna, M., Schoen, M.A., Sperl, D., Wett, B., Insam, H., 2010. Mesophilic and thermophilic co-fermentation of cattle excreta and olive mill wastes in pilot anaerobic digesters. *Biomass and Bioenergy* 34, 340–346. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.11.005>
- Greses, S., Gaby, J.C., Aguado, D., Ferrer, J., Seco, A., Horn, S.J., 2017. Microbial community characterization during anaerobic digestion of *Scenedesmus* spp. under mesophilic and thermophilic conditions. *Algal Res.* 27, 121–130. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.002>
- Haité, H. El, 2010. Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2016. Valorization of Phosphate Waste Rocks and Sludge from the Moroccan Phosphate Mines: Challenges and Perspectives. *Procedia Eng.* 138, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.068>
- Hamdi, M., 1996. Review Anaerobic Digestion of Olive Mill Wastewaters. *Process Biochem.* 31.
- Hamdi, M., 1991. Effects of agitation and pretreatment on the batch anaerobic digestion of olive mil. *Bioresour. Technol.* 36, 173–178. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90176-K](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90176-K)
- Haouas, A., Modafar, C.E.L., Douira, A., Ibsouda-Koraichi, S., Filali-Maltouf, A., Moukhli, A., Amir, S., 2020. The effect of phosphate and organic additives on the stability of food

- waste in the full-scale composting. *Plant Cell Biotechnol. Mol. Biol.* 21, 17–28.
- Hochmuth, G., Maynard, D., Vavrina, C., Hanlon, E., Simonne, E., 2018. *Plant Tissue Analysis and Interpretation for Vegetable Crops in Florida 1*. IFAS Extension.
- Hoolohan, C., McLachlan, C., Larkin, A., 2019. Technological Forecasting & Social Change ‘ Aha ’ moments in the water-energy-food nexus : A new morphological scenario method to accelerate sustainable transformation. *Technol. Forecast. Soc. Chang.* 148, 119712. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2019.119712>
- Ili, Z.S., Milenkovi, L., Šuni, L., Fallik, E., 2017. Effect of Colored Shade Nets on Plant Leaf Parameters and Tomato Fruit Quality. *J. Sci. Food Agric.* <https://doi.org/10.1002/jsfa.7000>
- J.Poulleau, 2002. *Caractérisation des Biogaz Bibliographie Mesures sur sites*.
- Jain, Siddharth, Jain, Shivani, Wolf, I.T., Lee, J., Tong, Y.W., 2015. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 52, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>
- Javed, A., Rahman, R., Ferrão, P., 2019. Life cycle energy and cost analysis of small biogas plant and solar PV system in rural areas of Bangladesh. *Energy Procedia* 160, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.147>
- Jingura, R.M., Matengaifa, R., 2009. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 13, 1116–1120. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2007.06.015>
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., 2009. Bioresource Technology A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.* 100, 2355–2360. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.033>
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L., 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manag.* 31, 1737–1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Killi, D., Kavd, Y., 2013. International Biodeterioration & Biodegradation Effects of olive solid waste and olive solid waste compost application on soil properties and growth of

- Solanum lycopersicum*. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 82, 157–165.  
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.03.004>
- Kiran, Y.K., Barkat, A., CUI, X. qiang, FENG, Y., PAN, F. shan, TANG, L., YANG, X. e., 2017. Cow manure and cow manure-derived biochar application as a soil amendment for reducing cadmium availability and accumulation by *Brassica chinensis* L. in acidic red soil. *J. Integr. Agric.* 16, 725–734. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61488-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61488-0)
- Koh. Rae-Hyun, Song, H., 2007. Effects of Application of *Rhodopseudomonas* sp . on Seed Germination and Growth of Tomato Under Axenic Conditions. *J. Microbiol. Biotechnology* 17, 1805–1810.
- Koszel, M., Lorencowicz, E., 2017. Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 7, 119–124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Kumari, K., Suresh, S., Arisutha, S., Sudhakar, K., 2018. Anaerobic co-digestion of different wastes in a UASB reactor. *Waste Manag.* 77, 545–554.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.007>
- Kupper, T., Bürge, D., Jörg, H., Güsewell, S., Mayer, J., 2014. Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Manag.* 34, 867–874.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.007>
- Lacour, J., 2012. Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti.
- Lastella, G., Testa, C., Cornacchia, G., Notornicola, M., Voltasio, F., 2002. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste : biogas production and its puri ® cation. *Energy Convers. Manag.* 43, 63–75.
- Lebranchu, A., 2017. Etude du procede de methanation en digesteur anaerobie a l’echelle pilote. Impact du melange et du transfert gaz-liquide sur les performances de production de biogaz.
- Lehtomäki, A., Huttunen, S., Rintala, J.A., 2007. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. *Resour. Conserv. Recycl.* 51, 591–609.  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.11.004>



- Leto, A., 2010. Water today, *Elvetica*. ed.
- Li, Y., Chen, Y., Wu, J., 2019. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process : A review. *Appl. Energy* 240, 120–137. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>
- Li, Y., Luo, W., Lu, J., Zhang, X., Li, S., Wu, Y., Li, G., 2018. Effects of digestion time in anaerobic digestion on subsequent digestate composting Submitted to *Bioresource Technology*. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.098>
- Lili, W., Wenzhe, L., Zhongjiang, W., Zhiwu, W., Chao, S., Yan, L., 2016. Effects of digestate application depth on soil nitrogen volatilization and vertical distribution. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 9, 101–107. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20160905.2396>
- Liu, C.M., Wachemo, A.C., Tong, H., Shi, S.H., Zhang, L., Yuan, H.R., Li, X.J., 2018. Biogas production and microbial community properties during anaerobic digestion of corn stover at different temperatures. *Bioresour. Technol.* 261, 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.076>
- Lopez Torres, M., Espinosa Lloréns, M. del C., 2008. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Manag.* 28, 2229–2234. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.006>
- Luo, Y., Liang, J., Zeng, G., Li, X., Chen, M., Jiang, L., Xing, W., Tang, N., Fang, Y., Chen, X., 2019. Evaluation of tetracycline phytotoxicity by seed germination stage and radicle elongation stage tests : A comparison of two typical methods. *Environ. Pollut.* 251, 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.005>
- Maile, I.I., Muzenda, E., 2014. Production of Biogas from Various Substrates under Anaerobic Conditions. *Int. Conf. Innov. Eng. Technol.* 78–80. <https://doi.org/10.15242/IEE.E1214065>
- Majbar, Z., Rais, Z., Haji, M. El, Abbou, M. Ben, Bouka, H., Nawdali, M., 2017. Olive mill wastewater and wine by-products valorization by co-composting. *J. Mater. Environ. Sci.* 8, 3162–3167.
- Mandi, L., Ouazzani, N., 2013. Water and wastewater management in Morocco : Biotechnologies application. *Sustain. Sanit. Pract.*
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G., 2015. Review on research achievements of biogas from

- anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45, 540–555.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresour. Technol.* 74, 3–16.  
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)
- Mekki, B.B., Ahmed, A.G., 2005. Growth , Yield and Seed Quality of Soybean ( *Glycine max L .* ) As Affected by Organic , Biofertilizer and Yeast Application 1, 320–324.
- Mengistu, M.G., Simane, B., Eshete, G., Workneh, T.S., 2015. A review on biogas technology and its contributions to sustainable rural livelihood in Ethiopia. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 48, 306–316. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.026>
- Ministère de l’Agriculture et de la Pêche Maritime, 2011. Plan Maroc Vert.
- Mohidin, H., Hanafi, M.M., Rafii, Y.M., Nor, S., Abdullah, A., 2015. Determination of optimum levels of nitrogen , phosphorus and potassium of oil palm seedlings in solution culture 247–254.
- Moletta, R., 1989. Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies. *J. water Sci.*  
<https://doi.org/https://doi.org/10.7202/705031ar> Aller
- Neshat, S.A., Mohammadi, M., Najafpour, G.D., Lahijani, P., 2017. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 79, 308–322.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.137>
- Nicolás, E., Alarcón, J.J., Mounzer, O., Pedrero, F., Nortes, P.A., Alcobendas, R., Bayona, J.M., Maestre-valero, J.F., 2016. Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. *Agric. Water Manag.* 166, 1–8.  
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.11.017>
- Nursanto, A., 2017. Design and cost evaluation of anaerobic bioreactor for industrial waste. UNIVERSITY OF STAVANGER.
- Orstom, L.D.M., Provence, U. De, Victor-hugo, P., Marseille, F.-, 1991. Comparison Between Anaerobic Filter and Anaerobic Contact Process for Fermented Olive Mill Wastewaters 38, 23–29.

- Ounnar, A., Benhabyles, L., Igoud, S., 2012. Energetic valorization of biomethane produced from cow-dung. *Procedia Eng.* 33, 330–334. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.1211>
- Oyeyiola, Y.B., 2018. Effects of Phosphocompost on Acidity Indices in an Acidic Soil in Ilesha , Effects of Phosphocompost on Acidity Indices in an Acidic Soil in Ilesha , Southwestern Nigeria.
- Parawira, W., Murto, M., Zvauya, R., Mattiasson, B., 2004. Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renew. Energy* 29, 1811–1823. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2004.02.005>
- Parsons, L.R., Associates, B.S., Francisco, S., Holden, R., Regional, M., Pollution, W., Agency, C., Court, H., Building, D., York, D.W., Circle, Y.W., Circle, S.F., 2010. Reclaimed Water as an Alternative Water Source for Crop Irrigation. *HORTSCIENCE* 45, 1626–1629.
- Pedrero, F., Alarcón, J.J., Nicolás, E., Mounzer, O., 2013. Influence of irrigation with saline reclaimed water on young grapefruits. *Desalin. Water Treat.* 51, 2488–2496. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.747654>
- Peu, P., 2011. La gestion des effluents d'élevage et la production d'hydrogène sulfuré, cas particulier de la méthanisation.
- Pierre, S., Philippe, M., Anzil, A., 2003. Eutrophisation - Dégradation de la matière organique - Rétention des nutriments Activité hétérotrophe et biodégradabilité de la matière organique dans la zone de turbidité maximale de l' estuaire de Seine. *Process Biochem.*
- Rakotoniaina, V.A., 2012. Co-méthanisation des déchets fermiers et alimentaires : expérimentation et modélisation.
- Rattin, J.E., Andriolo, J.L., Witter, M., 2002. Nitrogen concentration in dry matter of the fifth leaf during growth of greenhouse tomato plants. *Hortic. Bras.* 626–629.
- Rodríguez-ortega, W.M., Martínez, V., Nieves, M., Simón, I., Lidón, V., García-sánchez, F., 2019. Agricultural and Physiological Responses of Tomato Plants Grown in Different Soilless Culture Systems with Saline Water under Greenhouse Conditions. *Sci. Rep.* 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42805-7>
- Rodriguez, J., Rios, D., Rodriguez, E., C.Diaz, 2006. Physico-chemical changes during

- ripening of conventionally, ecologically and hydroponically cultivated Tyrlain (tomatoes). *Int. J. Agric. Res.*
- Roig, A., Cayuela, M.L., Sa, M.A., 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste Manag.* 26, 960–969. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.024>
- Rosaria, M., Malerba, A.D., Pezzolla, D., Gigliotti, G., 2014. Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. *Waste Manag.* 34, 653–660. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.001>
- Roy, R.N., Finck, A., Blair, G.J., Tandon, H.L.S., 2006. Plant nutrition for food security.
- Ruiz, D., San Miguel, G., Corona, B., Gaitero, A., Domínguez, A., 2018a. Environmental and economic analysis of power generation in a thermophilic biogas plant. *Sci. Total Environ.* 633, 1418–1428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.169>
- Ruiz, D., San Miguel, G., Corona, B., Gaitero, A., Domínguez, A., 2018b. Environmental and economic analysis of power generation in a thermophilic biogas plant. *Sci. Total Environ.* 633, 1418–1428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.169>
- Sainju, U.M., Dris, R., Singh, B., 2014. Mineral nutrition of tomato. *food, Agric. Environ.*
- Sawayama, S., Tada, C., Tsukahara, K., 2004. Effect of Ammonium Addition on Methanogenic Community in a Fluidized Bed Anaerobic Digestion. *J. Biosci. Bioeng.* 97, 65–70.
- Secrétariat d'état auprès du ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, chargé du développement durable, 2019. STRATEGIE NATIONALE DE REDUCTION ET DE VALORISATION DES DECHETS.
- Selim, S.M., Zayed, M.S., Houssam, M.A., Atta, H.M., 2012. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. *Nat. Sci.* 10, 69–77. <https://doi.org/10.7537/marsnsj100212.12>
- Shedeed, S.I., Zaghloul, S.M., Yassen, A.A., 2009. Effect of Method and Rate of Fertilizer Application under Drip Irrigation on Yield and Nutrient Uptake by Tomato 2, 139–147.
- Si, Y., Li, X., Yin, D., Li, T., Cai, X., Wei, J., Wang, G., 2019. *Science of the Total*

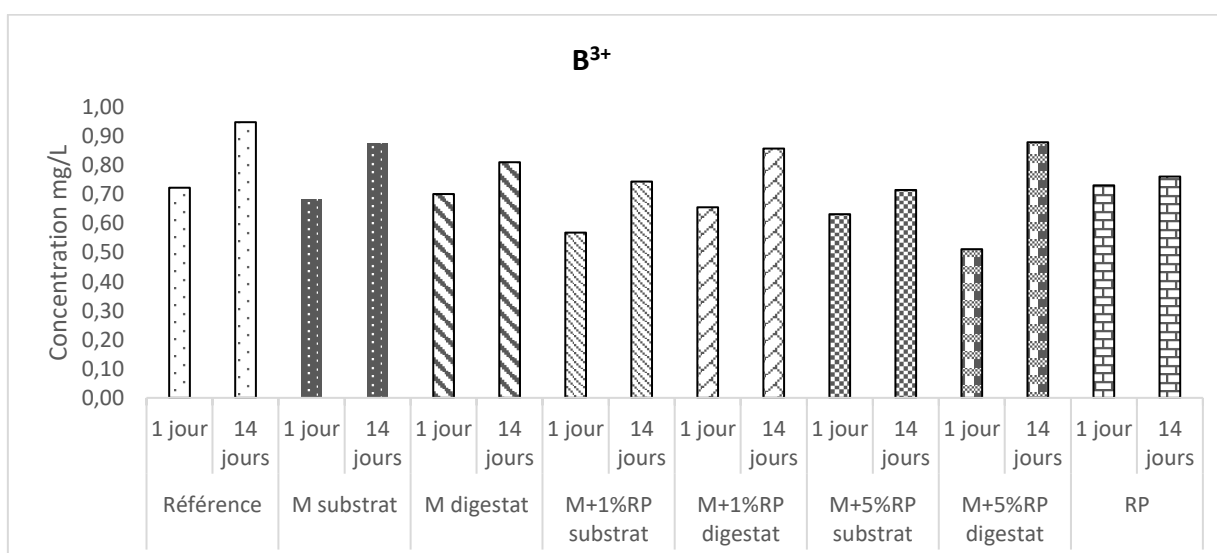
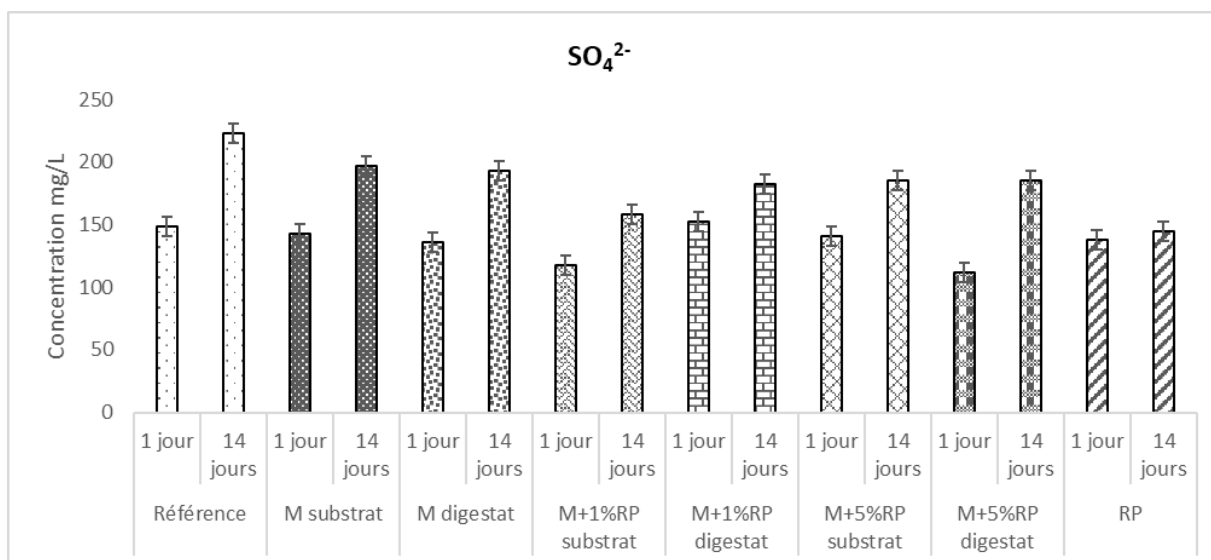
- Environment Revealing the water-energy-food nexus in the Upper Yellow River Basin through multi-objective optimization for reservoir system. *Sci. Total Environ.* 682, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.427>
- Siddique, M.N.I., Wahid, Z.A., 2018. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *J. Clean. Prod.* 194, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>
- Silpa, K., Lisa, Y., Perinaz, B.-T., Frank, V.W., 2018. what a waste: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.
- Silpa, K., Lisa, Y., Perinaz, B.-T., Frank, V.W., 2015. What a waste, World Bank Group.
- Sokkanathan, G., Sharmila, V.G., Kaliappan, S., Banu, J.R., Tae, I., Rani, R.U., 2018. Combinative treatment of phenol-rich retting-pond wastewater by a hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactor and solar photofenton process. *J. Environ. Manage.* 206, 999–1006. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.083>
- Spanish Regulations for Water Reuse Royal Decree 1620 / 2007 of 7 December, 2011. . R.Mujeriego R. Hultquist.
- Sri Bala Kameswari, K., Kalyanaraman, C., Umamaheswari, B., Thanasekaran, K., 2014. Enhancement of biogas generation during co-digestion of tannery solid wastes through optimization of mix proportions of substrates. *Clean Technol. Environ. Policy* 16, 1067–1080. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0706-3>
- Tallou, A., Haouas, A., Jamali, M.Y., Atif, K., Amir, S., Aziz, F., 2020a. Review on Cow Manure as Renewable Energy. *Model. Optim. Sci. Technol.* 17, 341–352. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6_17)
- Tallou, A., Haouas, A., Jamali, M.Y., Atif, K., Aziz, F., Amir, S., 2020b. Review on cow manure as renewable energy, in: *Smart Village Technology*. Springer, Cham. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6\\_17](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-37794-6_17)
- Tallou, A., Salcedo, F.P., Haouas, A., Jamali, M.Y., Atif, K., Aziz, F., Amir, S., 2020c. Assessment of biogas and biofertilizer produced from anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung. *Environ. Technol. Innov.* 20, 101152. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101152>
- Taylor, P., Warman, P.R., 2013. *Compost Science & Utilization Evaluation of Seed*

- Germination and Growth Tests for Assessing Compost Maturity. *Compost Sci. Util.* 37–41. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1999.10701972>
- Teresa, M., Remigio, B., 2011. A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator, in: *Global Science Books*.
- The World Bank, 2017. *Managing Urban Water Scarcity in Morocco*.
- Torrellas, M., Burgos, L., Tey, L., Noguerol, J., Riau, V., Palatsi, J., Antón, A., Flotats, X., Bonmatí, A., 2018. Different approaches to assess the environmental performance of a cow manure biogas plant. *Atmos. Environ.* 177, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.023>
- Türkecul, B., Günden, C., Abay, C., Miran, B., 2010. Competitiveness of Mediterranean Countries in the Olive Oil Market. *NEW MEDIT* 41–46.
- Voulvoulis, N., 2018. Water Reuse from a Circular Economy Perspective and Potential Risks from an Unregulated Approach. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005>
- Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J., Jones, D.L., 2008. Bioresource Technology Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresour. Technol.* 99, 7928–7940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>
- Wiek, A., Larson, K.L., 2012. Water , People , and Sustainability — A Systems Framework for Analyzing and Assessing Water Governance Regimes. *Water Resour Manag.* 3153–3171. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0065-6>
- Winans, K., Kendall, A., Deng, H., 2017. The history and current applications of the circular economy concept. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 68, 825–833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123>
- Worsfold, P., Mckelvie, I., Monbet, P., 2016. Analytica Chimica Acta Determination of phosphorus in natural waters : A historical review. *Anal. Chim. Acta* 918, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2016.02.047>
- Wu, D., Li, L., Zhao, X., Peng, Y., Yang, P., Peng, X., 2019. Anaerobic digestion : A review on process monitoring. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 103, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.039>

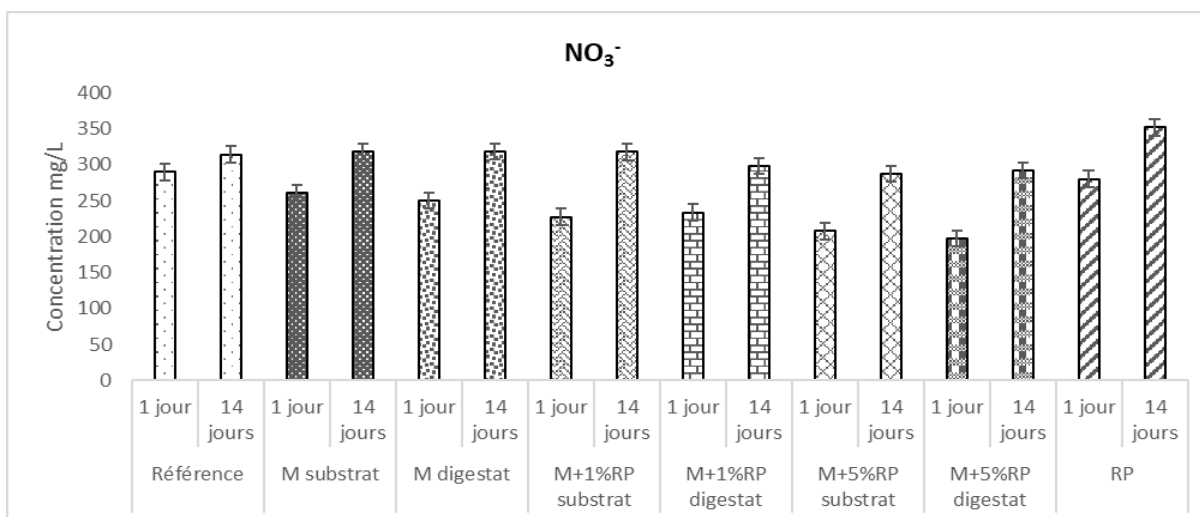
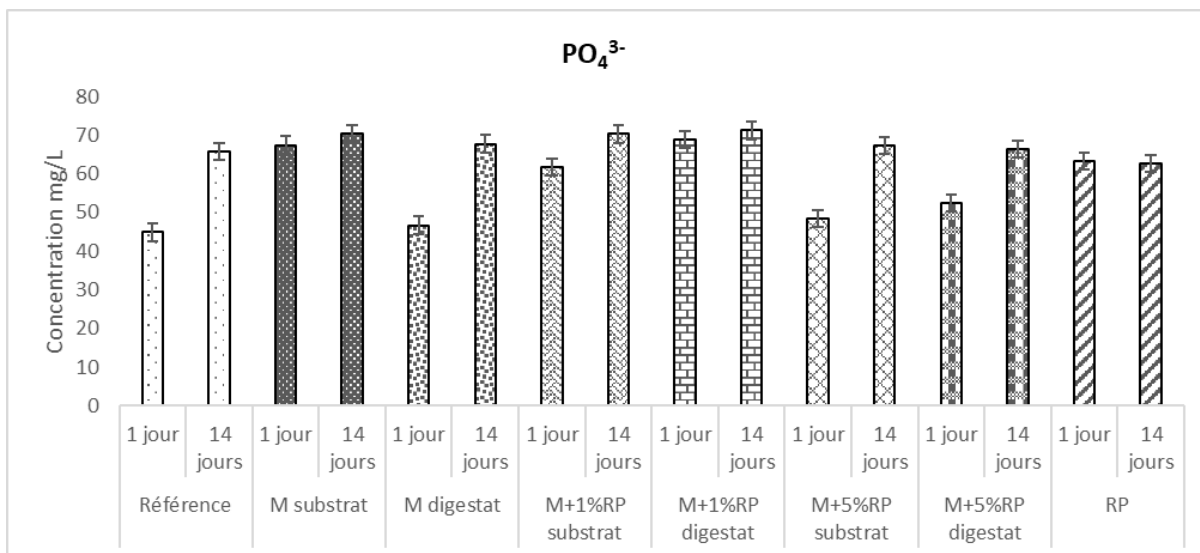
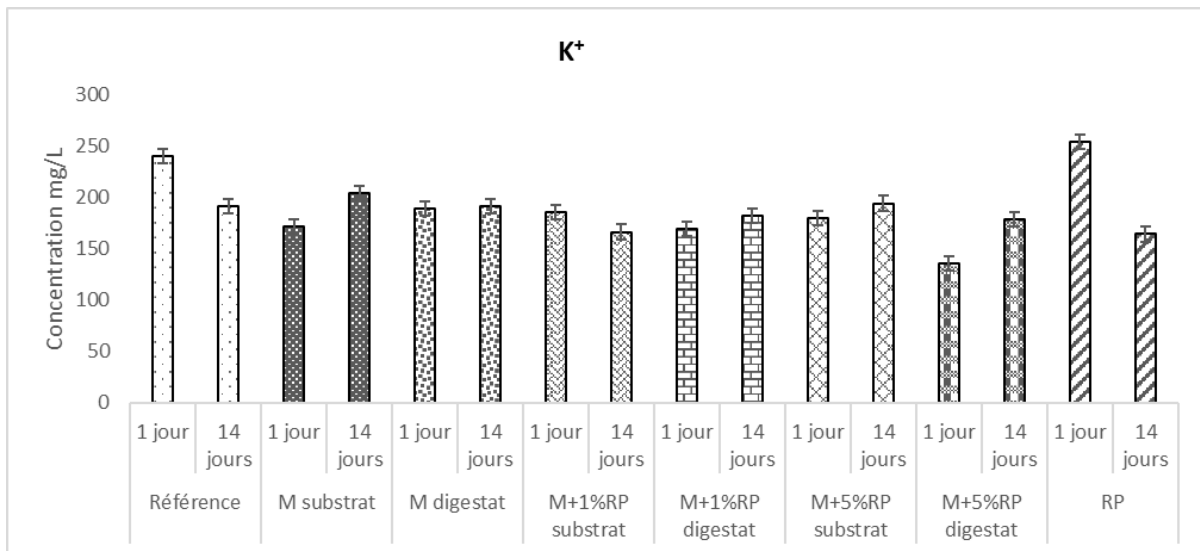
- WUCHER, A., 2012. Méthanisation : quelle valorisation du biogaz à l ' échelle d ' un territoire ? EPL AGRO de la Meuse.
- Xu, H., Wang, R., Mridha, A.U., Xu, H., Wang, R., Mridha, A.U., 2017. Effects of Organic Fertilizers and a Microbial Inoculant on Leaf Photosynthesis and Fruit Yield and Quality of Tomato Plants Effects of Organic Fertilizers and a Microbial Inoculant on Leaf Photosynthesis and Fruit Yield and Quality of Tomato Plants. *J. Crop Prod.* <https://doi.org/10.1300/J144v03n01>
- Yuexi, W., Seiya, C., Tuya, G., Kzue, S., Koki, T., Shohei, R., 2019. Application of Biogas Digestate with Rice Straw Mitigates Nitrate Leaching Potential and Suppresses agronomy.
- Zafeiriou, E., Koutroumanidis, T., Karelakis, C., Trivellas, T., 2012. The virgin olive oil production in Mediterranean basin : An empirical approach. *African J. Agric. Res.* 7, 5734–5750. <https://doi.org/10.5897/AJAR11.2151>
- Zhang, P., Zhang, L., Chang, Y., Xu, M., Hao, Y., Liang, S., Liu, G., 2019. Resources , Conservation & Recycling Food-energy-water ( FEW ) nexus for urban sustainability : A comprehensive review. *Resour. Conserv. Recycl.* 142, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.018>
- Zhao, Y., Sun, F., Yu, J., Cai, Y., Luo, X., Cui, Z., Hu, Y., Wang, X., 2018. Co-digestion of oat straw and cow manure during anaerobic digestion: Stimulative and inhibitory effects on fermentation. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.040>
- Zoran, I.S., Nikolaos, K., Ljubomir, Š., 2014. Tomato Fruit Quality from Organic and Conventional Production Tomato Fruit Quality from Organic and Conventional Production. *Org. Agric. Towar. Sustain. Agron.* <https://doi.org/10.5772/58239>

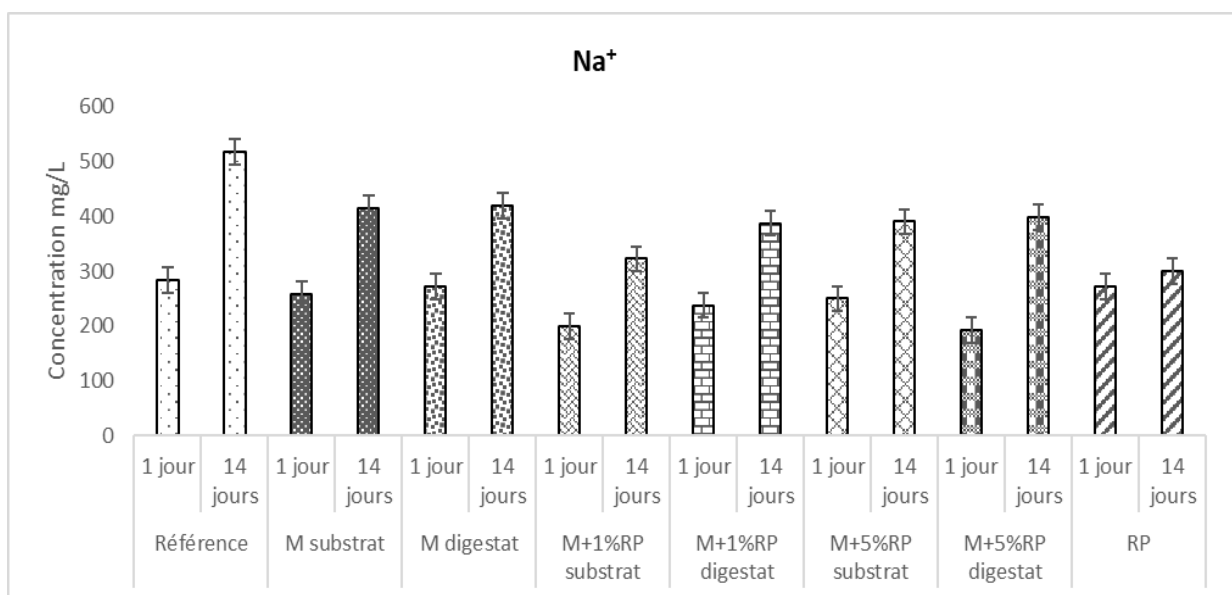
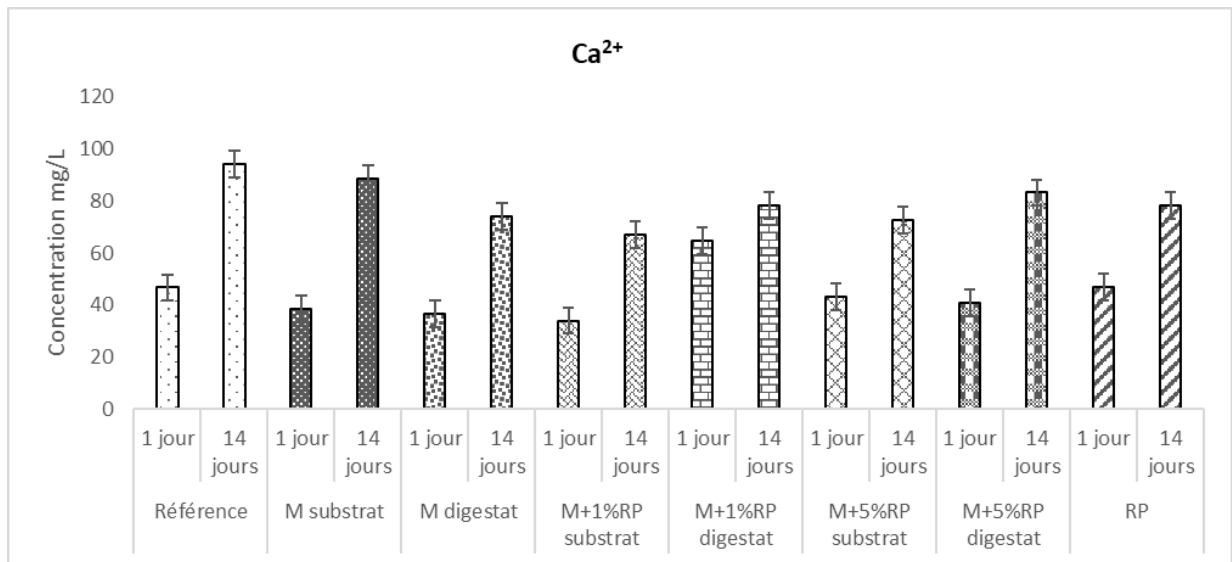
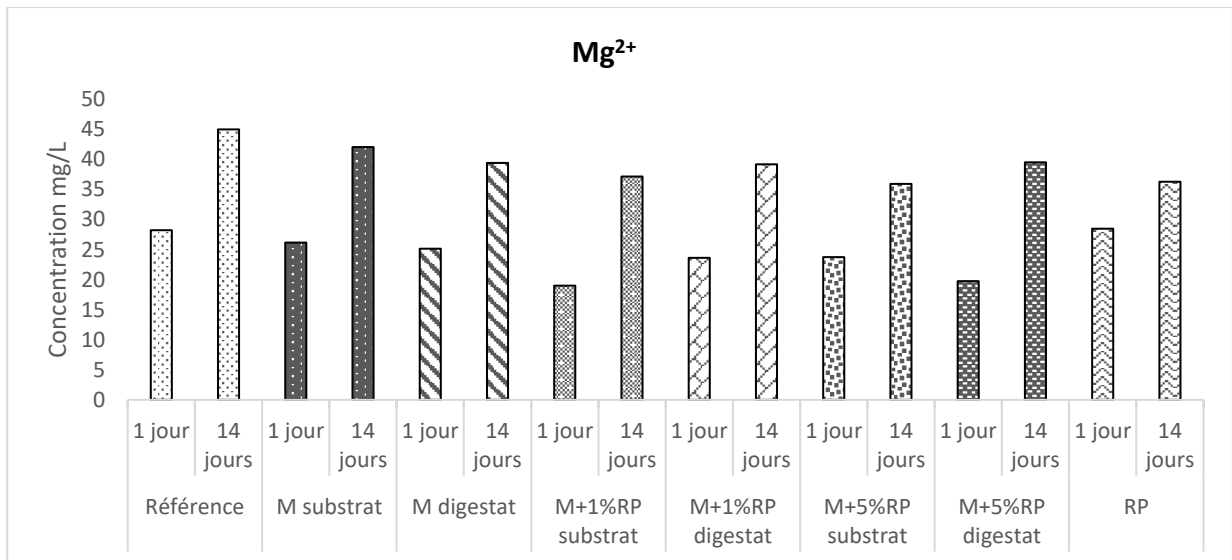
## ANNEXES

### 1. Concentration des micros et macro-nutriments dans l'eau de drainage après 1 jour et 14 jours d'application des biofertilisants :









## 2. Application phytosanitaire durant les 5 mois de suivi des plantes de tomates

**Tableau 12:** Application phytosanitaire sur les plantes de tomate

Produit	Matière active	Dose recommandée	Dose appliquée
<b>Costar</b>	Bacillus thuringiensis var. Kurstaki 18%	30-50 g/hl	3 g (50g/hl)
<b>Azatin</b>	Azadiractin 3,2% EC	75-150 cc/hl	15 cc (2,5l/ha)
<b>ZZ-Cuprocol</b>	Cobre 70% SC	150-250 cc/hl	15 cc (2,5l/ha)
<b>Agral</b>	Mojante no iónico 20% p/v	50cc/hl	3 cc (50cc/hl)
<b>Xentari GD</b>	Bacillus thuringiensis var. Aizawai 15%	0,5-1 Kg/ha	6 g (1Kg/ha)
<b>Azatin</b>	Azadiractin 3,2% EC	75-150 cc/hl	9 cc (1,5l/ha)
<b>ZZ-Cuprocol</b>	Cobre 70% SC	150-250 cc/hl	15 cc (2,5l/ha)
<b>Thiovit Jet</b>	Azufre mojable 80% WG	2-5 Kg/ha	15 g (2,5Kg/ha)
<b>Agral</b>	Mojante no iónico 20% p/v	50cc/hl	3 cc (50cc/hl)
<b>Costar</b>	Bacillus thuringiensis var. Kurstaki 18%	30-50 g/hl	3 g (50g/hl)
<b>Azatin</b>	Azadiractin 3,2% EC	75-150 cc/hl	15 cc (2,5l/ha)
<b>Oberon N</b>	Spiromesifen 24% SC	40-60 cc/hl	4 cc (67 cc/hl)
<b>ZZ-Cuprocol</b>	Cobre 70% SC	150-250 cc/hl	15 cc (2,5l/ha)
<b>Agral</b>	Mojante no iónico 20% p/v	50cc/hl	3 cc (50cc/hl)