

THESE

N° d'ordre : 3704

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT D'ETAT**

Centre de Recherche : Biotechnologie Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement (BIOBIO)

Structure de Recherche : Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques (BOVAREF)

Discipline : Biologie

Spécialité : Physiologie et Biotechnologie végétale

Présentée et soutenue le : 02 / 11 / 2022 par

Rajaa LAYACHI

**Valorisation des déchets des huileries et alimentaires au Maroc :
procédé de biométhanisation des margines et potentiel biofertilisant du
digestat sur la croissance du blé tendre « variété wafia »**

JURY

Salwa BENNANI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences Rabat	Président
Driss BELGHYTI	PES, Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences Kénitra	Rapporteur /examinateur
Saloua SEBBAHI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences Rabat	Rapporteur /examinateur
Ahmed EL ABOUDI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences Rabat	Rapporteur /examinateur
Souad CHERKAOUI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences Rabat	Examinateur
El Ayadi Mohammed	Evaluator of substances actives and plant protection products-senior regulatory affairs consultant on biopesticides & agrochemicals	Invité
Rachida HASSIKOU	PES Université Mohammed V, Faculté des Sciences Rabat	Directeur de thèse

Année Universitaire : 2022 - 2023

DEDICACES

A mon défunt père

L'amour de la famille, la joie du travail, le culte de l'honnêteté étaient des réalités lumineuses de ta vie. Repose en paix.

A ma mère

Source inépuisable de tendresse, de patience et de sacrifice. Ta prière et ta Bénédiction m'ont toujours été d'un grand secours tout au long de ma vie. Puisse Dieu tout puissant, te donner force pour surmonter ta dure épreuve de vie.

A mon époux

Merci pour ton amour, ton soutien et tes encouragements qui ont toujours été pour moi d'un grand réconfort. Merci pour ta gentillesse et ton sens du sacrifice.

A mes enfants chéris

Je vous dédie ce travail, preuve de courage, de volonté, d'assiduité autant de mots qui doivent vous accompagner toute votre vie.

A mon frère et ma sœur

Votre aide, votre générosité, votre soutien ont été pour moi une source de courage et de confiance. Qui 'il me soit permis aujourd'hui de vous assurer mon profond amour et ma grande reconnaissance.

A ma famille, mes amis,

Trouvez ici l'expression de mon affection la plus sincère.

REMERCIEMENTS

Je souhaite avant tout remercier Dieu le tout puissant de m'avoir soutenu et permis l'achèvement de cette thèse.

Ce travail a pu voir le jour grâce à l'intervention d'un certain nombre de personnes qui m'ont apportés une assistance précieuse. Les travaux présentés dans cette thèse ont été effectués au sein du Laboratoire de Botanique Mycologie et Environnement de la Faculté des Sciences de Rabat en collaboration avec le Laboratoire des Agro ressources et Génie des Procédés de la Faculté des Sciences Ibn Tofail, de Kénitra (2017 / 2018).

Mes remerciements les plus chaleureux et respectueux au président du jury, Madame **Salwa BENNANI**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat pour le grand honneur qu'elle me fait en acceptant de présider le jury de ma thèse.

Je tiens également à présenter mes vifs remerciements au Professeur **Driss BELGHYTI**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté Ibn Tofail de Kénitra d'avoir eu l'amabilité d'accepter de juger ce travail.

Mes remerciements vont également à Madame **Salwa SEBBAHI**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir eu la gentillesse d'examiner ce travail. Je lui suis particulièrement reconnaissante pour sa participation dans ce jury.

Je remercie vivement Monsieur **EL ABBOUDI AHMED**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat et Chef du Département de Biologie d'avoir pris de son temps malgré les responsabilités qui lui incombent pour juger ce travail, je suis honorée par sa participation au jury de ma thèse.

Je remercie infiniment Professeur **Souad CHERKAOUI**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat d'avoir pris de son temps pour examiner ce travail. Qu'elle y trouve l'expression de ma sincère reconnaissance.

L'encadrement scientifique de ce travail a été assuré par Madame **Rachida HASSIKOU**, Professeur de l'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat et mon directeur de thèse à laquelle je tiens particulièrement à exprimer ma profonde gratitude et mon entière admiration devant ses qualités humaines et son esprit scientifique indéniable. J'ai pu ainsi bénéficier pleinement de ses conseils et de ses encouragements.

Mes remerciements les plus chaleureux à Dr **EL AYADI Mohamed** pour son soutien dans ce projet.

Mes remerciements vont également à Mademoiselle **Fatima EBICH** pour son implication et son aide pour l'accomplissement de ce travail.

Que tous celles et ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'accomplissement de cette thèse trouvent l'expression de mes remerciements les plus chaleureux.

RESUME

A nos jours, les déchets organiques constituent toujours la principale source de pollution du fait de leur forte concentration en composés organiques. En effet, l'accumulation de ces déchets génère des problèmes d'ordre économique et écologique avec des risques accrus d'intoxication. Cette situation incite les chercheurs à identifier les foyers de dépôts de déchets et de proposer des solutions de recyclage à même de minimiser l'emprunte environnementale de l'Homme. Ainsi, le présent travail s'inscrit dans cette dynamique et se fixe comme objectif de contribuer à la valorisation des margines des moulins d'huile d'olive de la région de Meknès et des déchets alimentaires récoltés de restaurant de la ville de Kenitra. La qualité agronomique du digestat obtenu des margines étudiées a été évaluée sur la croissance du blé tendre de la variété WAFIA. Pour atteindre cet objectif, nous avons opté pour le procédé de biométhanisation effectué dans les conditions mésophiles et thermophiles en utilisant un digesteur de laboratoire. Les résultats trouvés nous ont permis d'obtenir un rendement en méthane de l'ordre de 250ML/g SV avec un taux de biodégradabilité de 64%. L'inhibition de la production de méthane a eu lieu lors de l'ajout de la charge de 2 g SV/L. Par ailleurs, la digestion anaérobie des déchets alimentaires étudiés dans des conditions mésophiles et thermophiles a permis une accumulation de 5.3 l de méthane. Cette production est plus élevée dans des conditions thermophiles avec une efficacité d'élimination du VS de 59 %. Le rendement spécifique en méthane à température mésophile et thermophile est de l'ordre de 453 ml/g VS et 326 ml/g VS respectivement. L'évaluation du potentiel fertilisant du digestat sur la croissance du blé tendre a montré que le rendement, le nombre de feuilles, de talle/pied et la hauteur de la tige principale sont significativement meilleurs dans le traitement avec un digestat non dilué.

Ainsi, la biométhanisation peut être considérée comme un moyen efficace pour le traitement de ces déchets, et leur valorisation permet non seulement de produire du biométhane mais également un digestat qui peut être utilisé comme alternative aux engrais chimiques.

Mots-clés : Margines, biométhanisation, digestats, déchets alimentaires, blé tendre

ABSTRACT

Today, organic waste is still the main source of pollution due to its high concentration of organic compounds. Indeed, the accumulation of this waste generates economic and ecological problems with increased risks of intoxication. This situation encourages researchers to identify the sources of waste deposits and to propose recycling solutions capable of minimizing the environmental footprint of humans. Thus, the present work is part of this dynamic and sets itself the objective of contributing to the recovery of the margins of the olive oil mills of the region of Meknes and the food waste collected from restaurants in the city of Kenitra. The agronomic quality of the digestate obtained from the vegetable waters studied was evaluated on the growth of soft wheat of the wafia variety. To achieve this objective, we opted for the biomethanation process carried out under mesophilic and thermophilic conditions using a laboratory digester. The results found allowed us to obtain a methane yield of around 250ML/g SV with a biodegradability rate of 64%. Inhibition of methane production occurred upon addition of the 2 g SV/L feed. In addition, the anaerobic digestion of the food waste studied under mesophilic and thermophilic conditions allowed an accumulation of 5.3 l of methane. This production is higher under thermophilic conditions with a 59% VS removal efficiency. The specific yield of methane at mesophilic and thermophilic temperature is around 453 ml/g VS and 326 ml/g VS respectively. The evaluation of the fertilizing potential of the digestate on the growth of common wheat showed that the yield, the number of leaves, tallus/plant and the height of the main stem are significantly better in the treatment with an undiluted digestate. Thus, biomethanation can be considered as an effective means for the treatment of this waste, and their recovery not only makes it possible to produce biomethane but also a digestate which can be used as an alternative to chemical fertilizers.

Keywords: Margines, biomethanization, digestates, food waste, soft wheat.

RESUME EN ARABE

ملخص

تشكل النفايات العضوية، في الوقت الراهن، المصدر الرئيسي للتلوث بسبب تركيزها العالي من المركبات العضوية. حيث يؤدي تراكم هذه المخلفات إلى مشاكل اقتصادية وبيئية مع احتمالية زيادة مخاطر التسمم. مما دفع الباحثين لتحديد مصادر توضع النفايات واقتراح حلول لإعادة تدويرها مما سيقلل لآمالحة من الأثر السلبي للإنسان على البيئة.

في هذا السياق تندرج الدراسة التالية والتي تهدف إلى المساهمة في تثمين مخلفات المطاحن المائية لمعاصر زيت الزيتون في منطقة مكناس ومخلفات طعام المطاعم المجموعة بمدينة القنيطرة. حيث قمنا بتقييم الجودة الزراعية لعصارة المحلول الذي تم الحصول عليه من المياه النباتية للمطاحن المدروسة وتأثيره على نمو القمح اللين من صنف WAFIA. وقد اخترنا لتحقيق ذلك، طريقة الميثان الحيوي التي يتم إجراؤها في ظل ظروف رطوبة وحرارة معتدلة باستخدام صانع عصارات مخبري.

كشفت النتائج المحصل عليها أن مردود إنتاج الميثان بلغ حوالي 250 ملل / gSV بمعدل تحلل حيوي يبلغ 64%. كما حدث كبح لإنتاج هذا الميثان عند إضافة شحن بقيمة 2 gSV / L. بالإضافة إلى ذلك ، سمح الهضم اللاهوائي لمخلفات الطعام التي تمت دراستها في ظروف جيدة للحرارة والرطوبة بتراكم 5.3 لتر من الميثان. هذا الإنتاج يعتبر عاليا في ظل ظروف عالية للحرارة مع كفاءة إزالة 59% VS. ويبلغ المردود النوعي للميثان عند درجة الحرارة المتوسطة والعالية حوالي 453 مل / جم VS و 326 مل / جم VS على التوالي.

أسفر تقييم إمكانية التسميد بالعصارة المدروسة عن التأثير الإيجابي لهاته الأخيرة على نمو القمح اللين و أن المحصول وعدد الأوراق وأعداد الثالوس بكل نبتة وطول الساق الرئيسي زاد بكثير في ظروف العلاج باستخدام الهضم غير المخفف. ومنه، يمكن اعتبار الميثان الحيوي وسيلة فعالة لمعالجة هذه النفايات، وتثمينها لا يسمح فقط بإنتاج الميثان الحيوي فحسب، بل يتيح أيضا إنتاج عصارة يمكن استخدامها كبديل للأسمدة الكيماوية.

الكلمات المفاتيح : مخلفات المطاحن المائية، صناعة الميثان الحيوي، عصارة، فضلات الطعام ، القمح اللين.

PUBLICATIONS

Rajaa Layachi , Fatima Ebich , Mouhssine Rhazi , Fatima Zahra Zouhair , Hanane Lougraimzi , Azzouz Essamri , Younes Zaid , Rachida Hassikou 2021. Evaluating the agronomic properties of olive wastewaters digestate: Application and effect on wheat growth *International Journal of Chemical and Biochemical Sciences* www.iscientific.org/Journal./html

Rajaa Layachi, Fatima Ebich, Mouhssine Rhazi, Fatima Zahra Zouhair, Azzouz Essamri, Lamiae Amallah, Younes Zaid, Rachida Hassikou 2021 Treatment and valorization of oil mill wastewater by methanation process. *International Journal of Chemical and Biochemical Sciences*: www.iscientific.org/Journal./html

Fatima Ebich, Rachida Hassikou ,Hassan El Bari ,Azzouz Essamri ,**Rajaa Layachi** 2018 Production of Methane from Banana Peels by Mesophilic Anaerobic Digestion journal of Chemical Health Risk 2021 volume 12(2), 205-211.

J. Benjelloun, S. Bouzroud , Z.E. Triqui, Q. Lahlimi Alami, **R. Layachi**, A. Smouni, A. Guedira Warm stratification improves embryos development and seed germination of *Cycas revoluta*. *Advances in Horticultural Sciences Adv. Hort. Sci.*, 2021 35(1): 81-86 DOI: 10.13128/ahsc-9681 81

J. Benjelloun, A. Taoufyq, Z. El Abidine Triqui, Q.L. Alami, **R. Layachi**, A. Smouni, S. Bouzroud (*) , A. Guedira Improvement of in vitro germination of *Cycas revoluta* zygotic embryos using gelrite as gelling agent *Advances in Horticultural Science Adv. Hort. Sci.*, 2020 34(3): 349354.

Qamar Lahlimi-Alami, **Rajaa Layachi** , Rachida Hassikou , Basma Aghoutane , Chaimae Rais , Jalila Benjelloun , Hamid Khamar and Younes Zaid. 2022 Evaluation of the ethanolic extract

of some medicinal plants on platelet function in COVID-19 patients International Journal of Chemical and Biochemical Sciences (ISSN 2226-9614) Journal Home page: www.iscientific.org/Journal.html vol 21: 73-78

Qamar Lahlimi-Alami, **Rajaa Layachi**, Rachida Hassikou, Jalila Benjelloun, Lamiae Amallah, Naima Guennoun, Younes Zaid, Sarah Bouzroud 2022. Anticandidotic Activity and Acute Toxicity of Quercus Suber L. Bark Extracts Journal of Medicinal and Chemical Sciences Journal homepage: [http://www.jmchemsci.com/Journal of Medicinal and Chemical Sciences](http://www.jmchemsci.com/Journal%20of%20Medicinal%20and%20Chemical%20Sciences) vol 5 769-778.

Lamiae Amallah , Rachida Hassikou , **Rajaa Layachi** . Activité antibactérienne de l'extrait des feuilles d'Aloe Arborescens et comparaison avec une molécule synthétique dérivée des 8-hydroxyquinoléines. Editions universitaires européennes (16-04-2020).

Houssine Zaid , A.hemantaranjan , **Rajaa Layachi** ,A.alem. Soil acidity and alkalinity :two main constraints influencing plant performance. Environmental physiology chapter17- 2016.

Houssine Zaid , A.hemantaranjan , **Rajaa Layachi** ,A.alem. Plant mineral nutrition – physiological and molecular mechanism. Advances in plant physiology-vol .5-2003.

COMMUNICATIONS

Rajaa Layachi ,Rachida Hassikou, Qamar Lahlimi ,Jalila Benjelloun : « la physiopathologie du stress et quelques plantes Adaptogènes » -7eme symposium international des plantes aromatiques et médicinales SIPAM 2019 -SMAVARN-2D 19 avril 2019 El jadida.

Rajaa Layachi ,Rachida Hassikou, Qamar Lahlimi ,Jalila Benjelloun « soil water and energy governace as key factors for sustainable development in rural and urban zones in developing countries »the 6th International Symposium environment and sustainable developepement.Faculté des Sciences Rabat 2-3 octobre 2019 .

Rajaa Layachi ,Rachida Hassikou, Qamar Lahlimi ,Jalila Benjelloun « Valorization of natural ressouces from scientific research to socio-economics feasobility3.26 JUIN 2019 Faculté des Sciences de Rabat.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Modèle de préservation des ressources (bautista angeli , 2019).....	22
Figure 2 : Schéma global des réactions biochimiques de la méthanisation	25
Figure 3 : digesteur construit par SEaB Energy 2009	26
Figure 4 : effet de la température sur la production de gaz (biométhane tome 2 lagrange B.edisup 1979).....	28
Figure 5 : installation d'un digesteur de laboratoire	47
Figure 6 : Schéma du digesteur :.....	48
Figure 7: unité de trituration de l'huile d'olive de Meknès.....	49
Figure 8 : Évolution du pH au cours de la digestion anaérobie des margines	57
Figure 9 : Variation de l'alcalinité dans le digesteur au cours de la digestion anaérobie des margines	58
Figure 10 : Evolution de la production de méthane en fonction des charges ajoutées	59
Figure 11 : Potentiel méthanogène des margines pour différentes charges (de 0, 5 à 2,5 gSV/l)	60
Figure 12 : La relation entre VS ajouté et VS supprimé	61
Figure 13 : Composition du substrat	69
Figure 14 : Évolution du pH au cours de la digestion anaérobie des déchets alimentaires ...	71
Figure 15 : Évolution de l'alcalinité au cours de la digestion anaérobie des déchets alimentaires	72
Figure 16 : Production de méthane à l'état mésophile 37°C et thermophile 50°C	73
Figure 17 : Variation des solides volatils dans le digesteur.	74
Figure 18 : Effet des différents traitements sur le nombre de feuilles vertes.	91
Figure 19 : Effet des différents traitements sur le nombre de talles par pied.....	92
Figure 20 : Effet des différents traitements sur la hauteur de la tige principale.....	93
Figure 21 : effet du temps de traitement sur le nombre de feuilles	94

Figure 22 : Effet du temps de traitement sur la hauteur de la tige	94
Figure 23 : Effet du traitement sur le nombre de grains / épi.....	96
Figure 24 : Effet du traitement sur le nombre d'épi/m ²	96
Figure 25 : Effet du traitement sur le poids de mille grains	96
Figure 26 : Effet du traitement sur le rendement en blé exprimé en kg.....	97

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Composition minérale des margines (Salvemini, 1985).	13
Tableau 2 : Constituants minéraux des margines (Lutwin et al., 1996).....	14
Tableau 3 : Concentrations des minéraux des margines issues de deux méthodes d'extraction (g/l) (Arienzo et Capasso, 2000 ;COI , 2000)	15
Tableau 4 : les principaux composés phénoliques des margines (Arienzo et Capasso, 2000 ; COI, 2000).....	18
Tableau 5 : la composition moyenne du biogaz (%) (Ostrem, 2004).	31
Tableau 6 : paramètres physico-chimiques des margines à l'état brut.....	54
Tableau 7 : composition chimique du substrat et de l'inoculum.....	69
Tableau 8 : Caractéristiques de la variété WAFIA du blé tendre.....	82
Tableau 9 : granulométrie du sol.....	87
Tableau 10 : composition physicochimique du sol	88
Tableau 11 : Caractéristiques physico-chimiques du digestat brut des margines	89
Tableau 12 : Analyse de la variance du temps ,du traitement et de la combinaison des 2 sur le nombre de feuilles, le nombre de talle/ individu et sur la hauteur de la tige principale.....	95
Tableau 13 : tableau recapitulatif représentant l'évolution de tous les paramètres étudiés en fonction des 4 traitements pendant les 4 premiers mois.....	98

ABREVIATIONS

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

AGV : acides gras volatiles

COI : Conseil Oléicole International

DA : Déchets alimentaires

DBO : Demande Biologique en Oxygène.

DCO : Demande Chimique en Oxygène

ECOMED : Ecologie en Méditerranée

EFELE : Effluents d'Élevage et Environnement

FODM : Fraction Organiques des déchets ménagés

GES : gaz à effet de serre

INERIS : Institut Nationale de L'environnement et du Risque

INRAE : Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement.

MST OU ST : Matière Solide Total ou Solide Total

ONE : Office National de l'Électricité et de l'Eau Potable

ONG : Organisation Non Gouvernementale

PME : Petites et Moyennes Entreprises

PNDM : Programme National des Déchets Ménagers

RADEEMA : Régie Autonome de Distribution d'Electricité et d'Eau de Marrakech

SEaB energy : Solent Energy and Biofuels (royaumes unis)

TEplis : Transport et Epanchage de Lisier

VS ou SV ou MSV : Matière Solide Volatile ou Solide Volatile

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	I
ABSTRACT	II
RESUME EN ARABE	III
PUBLICATIONS	IV
COMMUNICATIONS.....	VI
LISTE DES FIGURES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX	IX
ABREVIATIONS	X
INTRODUCTION GENERALE	1
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
I -GENERALITES SUR LES MARGINES.....	7
II- IMPORTANCE SOCIO-ECONOMIQUE	8
III- PROBLEMATIQUE ENVIRONNEMENTALE GENEREES PAR LES MARGINES	9
III-1- Origine des margines	9
III-2- Estimation du débit des margines	9
III-3- Pollution par les margines	10
III-4- Epandage et fertilisation des sols par les margines	10
IV- CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES MARGINES.....	11
IV-1- Fraction minérale.....	12
IV-2 Fraction organique	16
IV-3- Fraction phénolique.....	16
V- PROCEDES DE TRAITEMENT DES MARGINES	18
V-1 procédés thermiques.....	19
V-2- Procédés physiques.....	19
V-3 -Procédés chimiques	20
V-4 Procédés biologiques.....	20
4-1 Le traitement aérobie : le compostage	20
4-2 Traitement anaérobie : la Biométhanisation	22
4-3 Etapes de la biométhanisation.....	23

4-4 Digesteurs anaérobies	26
4-5 Facteurs influençant la digestion anaérobie	27
4-6 les populations microbiennes méthanogènes	30
VI--PRODUITS DE LA BIOMETHANISATION.....	31
VI-1 le biogaz.....	31
VI-2 Le digestat.....	32
2-1 fraction solide du digestat	33
2-2 fraction liquide du digestat.....	33
2-3 potentiel biofertilisant des digestats.....	34
2-4 Paramètres influençant la valeur fertilisante azotée des digestats	35
2-5 Efficacité de l'azote contenu dans les digestats	35
2-6 valeur fertilisante du phosphore et du potassium du digestat	36
2-7 Impact du digestat sur la biologie du sol	37
VII- LES DECHETS MENAGERS.....	38
VII-1 intérêt socio- économique des déchets ménagers.....	38
VII-2 Gestion des déchets dans les pays en voie de développement : cas du Maroc... 39	
VII- 3 Impacts de la gestion des Déchets Solides Ménagers (DSM).....	40
3-1 Impacts sociologiques.....	40
3.2 Pollution environnementale.....	41
VII-4 Composition et caractérisation des déchets solides ménagers (DSM) au Maroc... 41	
CHAPITRE I : TRAITEMENT ET VALORISATION DES MARGINES PAR	
PROCÉDÉ DE BIOMÉTHANISATION.....	44
I-INTRODUCTION	45
II-MATÉRIEL ET MÉTHODES	47
II-1- Matériel	47
1-1 Description du digesteur utilisé	47
1-2 Substrat et inoculum	49
II- METHODES UTILISEES.....	50
2-2 Analyses chimiques des margines	50
III-RESULTATS ET INTERPRETATIONS	54
III-1 Caractéristiques physico chimiques des margines à l'état brut.	54
III-2- Stabilité du digesteur	56
III-3- Productivité du méthane	59

III-4- Potentiel méthanogène et biodégradabilité.....	60
IV- DISCUSSION ET CONCLUSIONS.	62
CHAPITRE II : VALORISATION DES DÉCHETS ALIMENTAIRES : EFFET DE LA TEMPÉRATURE SUR LA BIOMÉTHANISATION	67
I-INTRODUCTION	68
II-MATÉRIEL ET MÉTHODES	69
II-1 Matériel : Substrat et inoculum	69
II-2 méthodes utilisées	70
III- INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS.	70
III-1 Caractéristiques physicochimiques du substrat et de l'inoculum	70
III-2 Stabilité des digesteurs.....	71
III-3 Production de biométhane.....	73
III-4 Variation du solide volatile.....	74
IV-DISCUSSION ET CONCLUSION	75
CHAPITRE III : ÉVALUATION DES PROPRIETES AGRONOMIQUES DU DIGESTAT DES EAUX USEES ISSUS DES MOULINS A HUILE D'OLIVES : APPLICATION SUR LE BLE TENDRE DE LA VARIETE WAFIA.....	78
I-INTRODUCTION	79
II- MATERIEL ET METHODES.....	81
II-1- Matériel	81
1-1 le digestat	81
1-2 Le sol.....	81
1-3 Matériel végétal	81
II-2- Méthodes utilisées.....	82
2-1 Protocole expérimentale.....	82
2-2 Le dispositif expérimental.....	83
2-3- Analyses chimiques du sol et du digestat	83
2-3-1 Analyses chimiques du sol	83
2-4Analyse statistique	87
III-- RESULTATS ET INTERPRETATIONS	87
III-1 Etude de la granulométrie et des caractéristiques physicochimiques du sol.	87
III-3 Etude de la croissance et du développement du blé tendre de la variété WAFIA ...	91
3-1 effet du traitement sur le nombre de feuilles	91

3-2 effet du traitement sur le nombre de talles par pied.....	92
3-3 Effet du traitement sur la hauteur de la tige principale	93
3-4 Evolution temporelle des paramètres étudiés	93
3-5 rendement du blé tendre.....	96
IV- DISCUSSION ET CONCLUSIONS	99
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	100
REFERENCES.....	100

INTRODUCTION GENERALE

La diversité des ressources naturelles, qu'elles soient d'origine marine ou terrestre, est considérée comme une composante importante et indispensable pour assurer le fonctionnement des économies modernes. Les ressources naturelles peuvent être estimées comme des biens en capital naturel, à l'instar du capital matériel et humain.

Toutefois, la gestion des ressources naturelles ne peut être intégrée que dans une relation fonctionnelle entre l'écosystème et la société qui en consomme. Cette relation dépend étroitement de la technologie, de l'état des connaissances en la matière, et du contexte économique et social.,

La biodisponibilité des ressources naturelles constitue une source potentiellement inépuisable de matériaux précieux et habitat favorable pour la survie de la faune et la flore sauvages. Cependant, la demande en ressources de première nécessité à savoir : l'énergie, les produits agroalimentaires, chimiques et pharmaceutiques, les matériaux de construction ... est en augmentation constante (Lin et *al.*, 2013 ; Sharma et *al.*, 2020).

Cette situation a aussitôt retenu l'attention des scientifiques, car il s'agit d'une question vitale qui leur impose de prendre en compte plusieurs défis pour la gestion, la valorisation et l'optimisation de l'utilisation de ces ressources.

Dès lors, le développement de produits innovants dans le contexte du développement durable et du partage équitable devient aujourd'hui une nécessité impérieuse.

Dans un souci d'épuisement des ressources et de dégradation du milieu de vie et des conditions d'hygiène, la gestion et la valorisation des ressources naturelles par le biais du recyclage des déchets, deviennent imminentes. Ces résidus émanant des activités de production et de consommation industrielles ou ménagères, pratiquement sans valeur d'usage, doivent donc être éliminés, ce qui entraîne un coût individuel ou social.

Cependant, tout autant que les ressources naturelles, le déchet est un concept relatif à un contexte technologique et, par-là, culturel et historique (Henniche R. et *al.*,2020 ; Ohoueu D. ,2020).

En effet, l'un des principaux défis auxquels l'humanité est confrontée aujourd'hui est la production croissante des déchets solides. Ceci est le résultat de l'économie linéaire et d'une population urbaine croissante (Vea et *al.*, 2018 ; Lin et *al.*, 2013).

Sur ce chapitre, les pays membres de l'Union Européenne ont rapporté qu'en 2015, 241 millions de tonnes de déchets solides municipaux ont été générés (Eurostat, 2017), dont 40 à 60 % sont des déchets organiques (Fava et *al.*, 2015). Ces déchets organiques à teneur élevée en humidité et en sel, entraînent une décomposition rapide et des odeurs désagréables (Yazid et *al.*, 2017). De plus, s'ils ne sont pas gérés correctement, ils peuvent générer des émissions de gaz à effet de serre, des lixiviats et des problèmes sanitaires. En revanche, les déchets en question représentent une ressource importante pour la production d'énergie renouvelable, génératrices de produits à valeur ajoutée tels que les engrais organiques, les biopesticides et les bioplastiques (Tonini et *al.*, 2013 ; Lin et *al.*, 2013 ; Poggi-Varaldo et *al.*, 2014 ; Fava et *al.*, 2015).

Aujourd'hui, les déchets font l'objet de traitements spécifiques constituant l'enjeu écologique de cette fin de siècle dans l'atténuation des risques de pollution et d'intoxication par les gaz à effets de serre et aussi un enjeu économique pour la création d'emplois (Tsitsikalis A, 2011). Un couplage entre les filières de déchets et de production est nécessaire pour assurer un développement durable (Vea et *al.*, 2018).

C'est ainsi que l'économie circulaire a attiré l'attention en tant que concept clé pour développer des cycles techniques et biologiques en boucle fermée (Bocken et *al.*, 2017 ; Vea et *al.*, 2018). Dans un système en boucle fermée, également appelé concept du berceau au berceau, les matériaux sont soit recyclés indéfiniment sans dégradation de leurs propriétés, soit renvoyés dans l'écosystème naturel sans nuire à l'environnement (Braungart et *al.*, 2002).

Repenser notre système économique et mettre en place des systèmes de gestion circulaire des ressources contribuera à atténuer le problème pressant de la gestion des déchets urbains et la disponibilité limitée des ressources. En effet, la rareté des ressources augmentera à l'avenir et la capacité de récupérer et de gérer ces ressources deviendra essentielle pour une économie mondiale durable (Tonini et *al.*, 2013).

Il est donc nécessaire d'identifier les sources et repérer les points de dépôts de déchets organiques d'une part, et de l'autre, définir les méthodes de récupération les plus efficaces, en fonction de leur composition et de leurs propriétés physicochimiques.

Au Maroc, le secteur oléicole génère une grande quantité des déchets organiques constitués de rejets solides appelés grignons et de margines qui sont des effluents liquides de composition complexe à grand pouvoir polluant et contaminant (Dardouri S., 2012). La production annuelle de ces effluents est estimée à environ 250 000 m³.

Actuellement, les grignons sont valorisés en industrie dans la production du charbon, détergents ...) alors que les margines, difficilement biodégradables, sont rejetées directement dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable, ce qui pourrait avoir un impact considérable sur l'environnement (Esmail et *al*; 2014).

En plus des désagréments visuels et des mauvaises odeurs dues aux phénomènes de fermentation qui se produit lors du stockage des margines dans les cuves ouvertes et les décharges dans les milieux naturels (dégagement de méthane et de sulfure d'hydrogène), la pollution par les margines se caractérise par une acidité élevée, une forte conductivité et une importante charge polluante en matière organique (Khattabirifi S. et *al.*, 2019). Tous ces paramètres peuvent également inhiber l'activité microbienne du sol causant ainsi son imperméabilité, voire même son asphyxie (Afilal Elamin M. et *al.*, 2019).

Sur un autre registre, le problème de gestion des déchets ménagers dans notre pays constitue également un souci majeur. En effet, la production des déchets ménagers en milieu urbain ne cesse d'augmenter au rythme de la croissance démographique et du développement économique (Mountadar. M et *al* 2012). Cette production, estimée à environ 11 000 tonnes/jour, soit environ 0,75 Kg/ha /jour, est destinée aux décharges sauvages non contrôlées qui engendrent des effets nocifs sur notre environnement.

L'exploitation de cet énorme potentiel de ressources naturelles reste un objectif qui correspond à une réelle attente aussi bien régionale que nationale. A l'instar d'autres pays, le développement des filières de valorisation des déchets est un atout stratégique pour aboutir à une économie circulaire, ce qui implique l'utilisation des matières recyclées et la production de biens (Mouatadid M., 2020).

Ainsi, la valorisation de cette biomasse par des méthodes de conversion notamment les processus thermochimiques et biologiques est un moyen efficace pour le traitement des déchets. Ces processus constituent une solution efficace pour contrôler la consommation croissante d'énergie tout en minimisant l'empreinte environnementale de l'homme. En effet, ces méthodes de conversion fournissent non seulement de nouvelles sources d'énergie mais également une gamme de produits tels que les bio-adsorbants et les biofertilisants (Lacour J. ; 2012)

La biométhanisation ou digestion anaérobie, est une forme de valorisation des déchets via un processus biologique naturel de productions d'énergies vertes les transformant en biogaz principalement de méthane (60 % environ) et de dioxyde de carbone (40 % environ).

Ce processus de biométhanisation produit également de la matière organique digérée, appelée le digestat qui constitue un engrais vert de haute qualité pour la nutrition des plantes et des bactéries du sol en matière organique. Ce digestat est aujourd'hui considéré comme un véritable produit. Il apporte aux agriculteurs qui l'utilisent un réel bénéfice technique et économique, avec des impacts positifs sur la croissance et la santé des plantes et sur l'augmentation de la teneur en matière organique des sols. Il représente également un potentiel considérable d'économies d'engrais azotés de synthèse.

Par ailleurs, la fermentation méthanique ou biométhanisation permet un rendement très appréciable en biogaz. Le principal avantage de ce procédé est que le produit peut être utilisé comme carburant pour véhicule ou pour la cogénération d'électricité et de chaleur conduisant ainsi à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. A l'évidence, cette solution présente des avantages économiques et environnementaux non négligeables et s'intègre parfaitement dans les objectifs du développement durable (INRAE, 2020).

Aujourd'hui, les moyens appropriés pour préserver l'environnement de ces déchets sont quasi inexistants. A titre d'exemple, dans la région orientale du Maroc, l'utilisation artisanale de bassins de sédimentation ne répondant pas aux normes en vigueur, n'est pas suffisante, (Elamin M. ,2019) et l'application directe par épandage des margines sur le sol, modifie ses propriétés et contamine la nappe phréatique (Moreno E. et *al.*, 1987 ; Yessilada O. et *al.*,1999).

Partant de ce constat, la présente étude contribue à la valorisation des déchets organiques et identifie une alternative à l'utilisation de l'énergie fossiles des engrais chimiques.

Dans ce travail, nous proposons une solution innovante de la valorisation des margines et des déchets alimentaires par fermentation méthanique. Ce procédé de biométhanisation permet la récupération du digestat utilisé comme fertilisant pour l'amendement agricole.

Les objectifs fixés s'articulent autour de 3 chapitres :

- Valorisation des margines des moulins d'huile d'olive de la région de Meknès par procédé de biométhanisation ;
- Valorisation des déchets alimentaires de la région de Kénitra : effet de la température sur la biométhanisation ;
- Evaluation de la qualité agronomique du digestat de margines : Effet sur la croissance du blé tendre de la variété WAFIA.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I -Généralités sur les margines

Au Maroc, l'intensification de la production agricole génère des effluents industriels, tels que les margines dont la quantité produite est de l'ordre de 0,5 à 1 m³/tonne d'olive qui sont évacuées dans le milieu naturel, dans les oueds et en mer, sans traitement efficace, ce qui est à l'origine d'une grande pollution (Kothari R. *et al.*, 2014). L'utilisation intelligente des effluents liquides, particulièrement dans le secteur agricole, avec réutilisation des eaux usées permettrait dans le cadre du concept de développement durable de fermer les cycles de flux de matière (GIZ 2010).

Les margines sont considérées comme l'un des effluents les plus nocifs produits par les industries agro-alimentaires (Cardinali *et al.*, 2010) en raison de leur charge polluante et de leur toxicité pour l'ensemble de l'écosystème (plantes, microorganismes et organismes aquatiques et aériens) due à leur pH acide, et leur richesse en matière organique, en particulier en polyphénols (El-Abbassi *et al.*, 2012 ; Dermeche *et al.*, 2013). Il a été évalué qu'elles sont 200 à 400 fois plus toxiques que les eaux usées municipales (Cossu *et al.*, 1993). Par conséquent, 10 millions de m³ de cet effluent liquide correspondraient à une charge équivalente des eaux usées générées par environ 20 millions de personnes (McNemara *et al.*, 2008). Ainsi, le traitement et/ou la valorisation des margines constitue un enjeu majeur des pays Méditerranéens.

De nombreuses pistes de détoxification ou de valorisation (physiques, chimiques et biologiques ou leurs combinaisons) des margines ont été ou sont explorées actuellement visant à rendre les margines moins toxiques ou plus faciles à traiter : adsorbant des rejets de l'industrie textile (Meski *et al.*, 2012), fongicide (Yangui *et al.*, 2010), source d'amendement des sols (Mechri *et al.*, 2010), production de biogaz (Oz et Uzun, 2015), de compost (Aviani *et al.*, 2010) ou comme source d'énergie (Mann *et al.*, 2010), de pectine (Aouidi *et al.*, 2009) ou d'antioxydants (Gerasopoulos *et al.*, 2015).

Ces méthodes sont toutefois limitées parce qu'elles sont soit trop coûteuses pour trouver une large application, ou inefficaces pour répondre aux normes strictes des effluents et pourraient générer d'énorme quantité de boues encore plus difficile à gérer (Nassar *et al.*, 2014).

II- Importance socio-économique

Aujourd'hui, près d'un milliard d'oliviers (*Olea europaea* L.) sont cultivés à travers le monde sur presque tous les continents occupant une superficie de 10 millions d'hectares dont 98% dans la région Méditerranéenne (Wiesman, 2009). Il existe plus de cent variétés d'oliviers, cultivées pour produire des olives en tant que fruit entier ou encore appelée "olives de table", la seconde est pour la fabrication d'huile d'olive.

La production mondiale d'olives de table est d'environ un million de tonnes soit 10 % de la récolte totale d'olives. La grande majorité des olives est destinée à la fabrication de l'huile d'olive (Dermeche et *al.*, 2013).

Le Maroc, deuxième producteur mondial des olives en conserve et sixième d'huile d'olive, pratique une culture et un pressage surtout traditionnel jusqu'à ses dernières années. Aujourd'hui, l'olivier fait l'objet d'un plan de valorisation très ambitieux pour permettre au Royaume de maintenir sa place privilégiée et aussi pour conquérir de nouveaux marchés mondiaux (Faysse N. et *al.*, 2014).

En effet, le Maroc a lancé en 2008 le plan national « Maroc Vert » qui a permis, grâce à des subventions conséquentes, un nouveau cadre de développement de la filière oléicole. Ainsi, des activités de réhabilitation des vergers existants avec la variété traditionnelle picholine ont été lancées, d'autres avec l'introduction de nouvelles variétés en super-intensif ont vu le jour dans le but d'industrialiser le maximum de vergers (ElMouhtadiI. et *al.*, 2014).

Mais aujourd'hui, l'olivier n'est plus représenté que par son huile et ses formes comestibles, mais les résidus de son extraction appelés margines sont valorisés sous forme de biogaz qui comporte principalement du méthane et du dioxyde de carbone ainsi que de digestat valorisable comme produit fertilisant (Afilal M.E, 2019).

En effet de nos jours, le mode conventionnel de gestion de margines adopté qui se base essentiellement sur le stockage des margines et l'élimination de ces effluents à travers l'évapotranspiration ne répond plus aux exigences environnementales actuelles notamment en années de fortes productions. La question n'est plus l'entreposage des margines en aval des huileries mais une valorisation optimale de ces effluents afin d'y en tirer le maximum profit économique pour les projets de décharge (Azzaz MA et *al.*, ; 2020)

III- Problématique environnementale générée par les margines

III-1- Origine des margines

Le processus de trituration des olives produit principalement l'huile d'olive vierge et l'huile de grignon (huile secondaire extraite par des solvants organiques) et engendre deux résidus l'un liquide, les margines, et l'autre solide, les grignons. Les olives contiennent environ 20% d'huile, 30% de grignons et 50% d'eau de végétation (Di-Giovacchino et *al.*, 1988 ; Hamdi et *al.*, 1992). Les margines sont composées de 40 à 50% de l'eau végétal qui provient du fruit (olive) et le reste de l'eau de fabrication ajoutée lors du processus de trituration (Nefzaoui,1987 ; DiGiovacchino, 1996)

III-2- Estimation du débit des margines

La quantité et la qualité des margines produites dépendent essentiellement du système d'extraction utilisé. Au Maroc, on estime que la production de 30 000 tonnes d'huile est accompagnée de 75 000 m³ de margines (Scandiaconsult, 1992). En moyenne, 100 kg d'olives produisent 50 litres de margines via la centrifugation et environ 10 litres par le système classique de pression (Martin et *al.*, 1991)

III-3- Pollution par les margines

Les grignons ne posent pas de problèmes particuliers pour l'environnement et connaissent à l'heure actuelle diverses voies d'utilisation et de valorisation telles que : la production de charbon de bois et la possibilité éventuelle d'exploitation des éclats de bois pour la fabrication de la pâte à papier (Jardak,1999). En revanche, les margines constituent une source d'inquiétude au Maroc (Ismaili-Alaoui M. et Heddoun A. 2006).

Elles créent d'importantes nuisances et perturbations du milieu récepteur. Ces effluents sont acides et extrêmement chargés en matières organiques qui contiennent essentiellement des composés phénoliques provenant de la pulpe d'olive (Vasquez et *al.*,1974). D'où la forte activité polluante des margines sur les eaux de surface. L'Oued de Sebou pendant la période oléicole, présente une si grande dégradation de sa qualité, que l'ONE s'est trouvé dans l'obligation d'arrêter le traitement de ses eaux avant la confluence dans 3 stations. De ce fait, la ville de Fès a connu une pénurie d'eau potable en janvier 1992, principalement pour la population résidant l'ancienne médina (Scandiaconsult, 1992).

III-4- Epandage et fertilisation des sols par les margines

L'épandage et la fertilisation avec les margines semblent être une alternative économique et écologique intéressante. En effet, les margines représentent une source importante de matière organique, de nutriments et d'eau. Par ce fait, les margines peuvent être utilisées comme amendement au sol et comme engrais naturels, principalement dans les pays méditerranéens où l'eau est rare et où les sols souffrent généralement d'une faible teneur en matière organique (Belaqziz et *al.*, 2016 ; Negro et *al.*, 2017).

Cabrera et *al.*, (1996) et Gargouri et *al.*, (2014), ont rapporté que l'application directe de margines sur le sol a fait augmenter sa teneur en carbone et en nutriments, tout en améliorant sa structure et sa fertilité ainsi que la productivité du sol, en contrôlant l'équilibre nutritionnel et biologique dans le système sol-plante. D'autres études ont souligné les effets bénéfiques de l'épandage de margines fraîches, stockées ou traitées sur la croissance des cultures de maïs (Barbera et *al.*, 2013 ; Belaqziz et *al.*, 2016).

Néanmoins, l'épandage des sols avec les margines induit un certain nombre de modifications dans les propriétés du sol, y compris l'augmentation de la conductivité électrique de la matière organique, du phosphate et potassium disponibles et des composés phénoliques (Belaqziz et *al.*, 2016). Il peut également entraîner la séquestration de micronutriments essentiels comme le zinc (Zn) et une disponibilité accrue d'autres micronutriments tels que le fer, le manganèse et le cuivre (Aharonov-Nadborny et *al.*, 2018).

L'application des margines brutes à des taux appropriés s'est avérée rentable uniquement pour quelques espèces. En effet, son application a souvent été associée à des inconvénients comme la salinité élevée, le pH acide et les effets phytotoxiques dus aux polyphénols (Belaqziz et *al.*, 2016 ; Negro et *al.*, 2017). C'est ainsi qu'une série de réglementations a été mise en place concernant l'épandage de ces effluents sur les sols agricoles sous climat méditerranéen

(Yaakoubi et *al.*, 2009).

IV- Caractéristiques physico-chimiques des margines

Les caractéristiques physicochimiques des margines jouent un rôle important dans le processus du traitement biologique et sa répercussion sur la croissance et le développement des microorganismes (El Rhaouat O. et *al.*, 2014).

Ces caractéristiques dépendent de plusieurs paramètres, à savoir : (Abeer Esmail et *al.*, 2013 ; Bouknanaa, B et *al.*, 2014).

- La nature géographique de chaque région,
- La méthode d'extraction utilisée,
- La pratique de salage pour la conservation des olives,
- Le type d'olives et le degré de leur maturation,
- Les systèmes de culture
- et la méthode de stockage dans les bassins avant la trituration

D'une manière générale, la composition pondérale typique des margines est caractérisée par leur richesse en eau, en élément minéraux et matière organique dont la fraction en composés phénoliques est comprise entre 4.5 et 6.5 kg/m³ (Trigui A., 2008).

Généralement les margines ont un aspect trouble et une coloration brun-rougeâtre à noire. Cette couleur est fonction de l'état de dégradation des composés phénoliques et des olives dont ils dérivent.

Les effluents d'huileries d'olive ont un pouvoir polluant trop élevé avec une demande biologique en oxygène (DBO) de 100 g/l et une demande chimique en oxygène (DCO) de 200 g/l (Halah Aissam *et al.*, 2015).

Les margines ont un pH acide avec des valeurs comprises entre 4,2 et 5,9. Lors des traitements biologiques des margines, une correction du pH peut s'avérer nécessaire. L'utilisation de la chaux vive a souvent été évoquée pour ajuster le pH des margines (Ebich F ; 2018)

La conductivité électrique est étroitement liée à la concentration des substances minérales dissoutes et à leur nature. Dans le cas des margines, les valeurs de cette conductivité varient entre 18 et 50 ms.cm⁻¹. Cette dernière est due surtout aux ions potassium, chlorure, calcium et magnésium. Cette mesure ne donne pas forcément une idée immédiate sur la charge minérale du milieu. L'extrait sec des margines est extrêmement élevé et variable. Il est situé entre 15.5 et 266.5 kg.m⁻³ pour les margines de pression et entre 9.5 et 161.2 kg.m⁻³ pour les margines de centrifugation (Di Giovacchino L *et al.*, 1998)

IV-1- Fraction minérale

Les margines contiennent des quantités significatives en sels minéraux (Ranalli, 1991) dont 80% sont solubles (phosphates, sulfates et chlorures) et 20% insolubles (carbonates et silicates). D'après Fiestas Ros Ursinos et Borja (1992), les éléments les plus représentatifs sont le potassium (47%), les carbonates (21%), les phosphates (14%) et le sodium (7%). Le tableau 1 regroupe les concentrations de ces éléments (Salvemini, 1985).

Tableau 1 : Composition minérale des margines (Salvemini, 1985).

Elément	Concentration (mg.l-1)
Orthophosphates (PO₄ 3-)	800,6
Chlorures (Cl-)	270,2
Sulfate (SO₄ 2-)	16,68
Sodium (Na+)	5370,9
Potassium (K+)	15295,5
Calcium (Ca₂+)	1167,6
Magnésium (Mg₂+)	410,3
Fer (Fe)	103,4
Aluminium (Al)	8,34
Chrome (Cr-)	0,66
Nickel (Ni)	3,36
Cobalt (Co)	1,33
Manganèse (Mn)	1,66
Cadmium (Cd)	0,83
Oxyde de silicium (SiO₂)	41,7
Zinc (Zn)	10,0

Les margines sont riches en phosphore, sodium, potassium et calcium. Par conséquent elles peuvent être utilisées comme fertilisants des terres agricoles (Buldini et *al.*, 2000 ; Capasso et *al.*, 2002). Le tableau 2 montre les valeurs des éléments minéraux en % du poids de la matière sèche (Lutwin et *al.*, 1996).

Tableau 2 : Constituants minéraux des margines (Lutwin et al., 1996).

Elément	Valeur en % du poids de la matière sèche
Potassium (K₂O)	5-15
Calcium (CaO)	0,2-2,5
Phosphore (P₂O₅)	0,5
Magnésium (MgO)	3,0
Sodium (Na₂O)	<1%

Les margines contiennent des quantités significatives de sels minéraux, leur teneur varie selon les modalités d'extractions par pression ou par centrifugation (tableau 3). Celles issues du système de centrifugation sont moins concentrées en cations et en anions. Ceci est dû à leur dilution par l'eau durant l'extraction d'huile d'olives (Arienzo et Capasso, 2000 ; COI, 2000)

Tableau 3 : Concentrations des minéraux des margines issues de deux méthodes d'extraction (g/l) (Arienzo et Capasso, 2000 ;COI , 2000)

Eléments en g/l	Pression	Centrifugation
Potassium	17.10	9,80
Calcium	2,24	1,35
Sodium	0,40	0,162
magnésium	2,72	1,65
Fer	0,129	0,033
Manganèse	0,0147	0,0091
Cuivre	0,0086	0,0098
Cl-	1.63	1.3
H2PO4 -	1,07	0,85
SO4 -	0.53	0.42
NO3 -	0.023	0.011

IV-2 Fraction organique

Les margines comportent deux fractions organiques : une fraction insoluble constituée essentiellement de pulpes d'olives qui représente la matière en suspension et colloïdale (Hamdi, 1991) et une fraction soluble dans la phase aqueuse qui contient les sucres, les lipides, les composés azotés, les vitamines, les acides organiques et les composés phénoliques (Obied, 2005).

Les glucides sont principalement représentés par les composants pariétaux, en particulier la cellulose et les pectines, ces dernières jouent un rôle important dans la texture des olives où ils représentent environ 0,6 % du poids de la pulpe fraîche (Galanakis, 2010). Les margines sont particulièrement riches en sucres simples (Fezzni, 2009), les plus fréquemment rencontrés sont le raffinose, le saccharose, l'arabinose, le xylose, le glucose, le mannose et le fructose.

La fraction azotée est principalement représentée par les protéines. Tous les acides aminés contenus dans les margines ont été identifiés. Les plus abondants sont l'acide aspartique, l'acide glutamique, la proline et la glycine (Jail, 2010).

La concentration en matière grasse des margines peut atteindre 10,78 g/l (Galanakis, 2010). Les principaux acides gras rencontrés sont les acides fumariques, glycériques, lactiques, maliques, oléiques, palmitiques, linoléiques, maléiques et maloniques (Fiestas Ros de Ursinos J.A. 1981).

IV-3- Fraction phénolique

Les composés phénoliques sont toxiques pour la flore, inhibiteurs de l'activité biologique et sont difficilement biodégradables dans les effluents des huileries d'olive (Kaleh, Z. et Geißen, S. U. ; 2016). Ils sont en quantité appréciable (5,5 à 12 g/L⁻¹ de margines) dans ces derniers. Les monomères les plus rencontrés dans les margines sont présentés dans le Tableau 4. La formation des phénols libres dans les margines est due à l'hydrolyse enzymatique des glucosides et des esters de la pulpe d'olives, au cours du processus d'élaboration de l'huile. Le pigment catéchol-mélaninique (flavonoïde) ne se retrouve pas dans les olives mais se forme pendant le broyage des olives à partir des ortho-diphénols dont la pulpe est riche, sous l'action des polyphénol-oxydases (enzymes inactives dans les drupes entières), puis polymérisation.

Les margines sont riches en hydroxytyrosol qui possède une activité antioxydante, très recherchée dans les domaines agroalimentaire, cosmétique et pharmaceutique. Les analyses des extraits de différents échantillons de margines par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse ont mis en évidence la présence d'une grande variété de monomères phénoliques (De Marco E.2007).

En effet, plusieurs facteurs conditionnent l'existence de ces composés dans le margines tel que l'état de maturation des olives, les conditions d'extraction de l'huile ...Celles collectées dans les bassins de stockage peuvent subir différentes réactions (d'hydrolyse, d'oxydation et de biotransformation) ce qui modifie continuellement leur composition en composés phénoliques. Chokri belaid *et al.*, 2015 ont pu identifier par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse, de nouveaux composés phénoliques qui ne sont pas rapportés dans la littérature.

En dehors du coté toxique des effluents, les margines d'olive sont considérées comme une source très riche en antioxydants phénoliques, utilisés en domaines pharmaceutique, cosmétique et agroalimentaire. Plusieurs travaux ont été développé afin de récupérer et de purifier ces composants extraits des margines (De Marco, E. *et al.* .2007). C'est dans cette optique que Reda Elkacmi *et al.*, 2015 ont établi un procédé de traitement afin de produire un savon biodégradable et de la glycérine pure.

Ainsi l'élimination de ces composés soit par récupération et valorisation dans l'industrie alimentaire et pharmaceutique soit par oxydation physico- chimique ou biologique facilite la résolution des problèmes des margines (Deeb, A. , *et al.*, .2012).

Tableau 4 : les principaux composés phénoliques des margines (Arienzo et Capasso, 2000 ; COI, 2000)

Différents types de polyphénols			
Monomères aromatiques	Composés phénoliques à haut poids moléculaires principalement les Tanins		
Acides phénoliques	Alcools phénoliques	Tanins hydrolysables	Tanins condensés flavotanins
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Acide caféique ✓ Acide p-coumarique ✓ Acide protocatéchuique ✓ Acide vinylique ✓ Acide 4-hydroxyphénylacétique Acide syringique ✓ Acide p-hydroxy benzoïque ✓ Acide vératrique 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 4 hydroxyphényléthanol ✓ 3,4-dihydroxyphényléthanol - Syringaldéhyde 	<ul style="list-style-type: none"> Esters d'acides phénoliques -Esters d'acides phénoliques et sucres - Glucosides 	<ul style="list-style-type: none"> Le catécholmélaniquinique

V- Procédés de traitement des margines

Compte tenu de leur pourcentage en matière organique (10 à 25%) et de leur composition chimique, les margines brutes ne peuvent constituer un produit de valeur ajoutée intéressante. En revanche, traitées en vue d'en limiter l'effet polluant, elles peuvent être valorisées et employées pour la production de certains composants de valeur ajoutée. Au cours des dernières décennies, des études de plus en plus nombreuses ont été conduites par plusieurs chercheurs avec la vision de développer différentes applications des margines (Esmail A ;2014). Parmi elles, on cite :

V-1 procédés thermiques

➤ Evaporation naturelle

La méthode de traitement la plus conventionnelle et la plus utilisée est l'évaporation dans des bassins de stockage à ciel ouvert, en raison du faible coût d'opération et des conditions climatiques favorables dans les pays méditerranéens. Cependant, cette méthode nécessite de grandes surfaces et engendre plusieurs problèmes tels que les mauvaises odeurs, l'infiltration et la prolifération d'insectes ainsi que la production de boues, dont la majorité sont éliminées dans des décharges (Nefzaoui, 1991 ; Roig *et al.*, 2006).

➤ L'incinération

L'incinération est une technique coûteuse, complexe. Elle paraît d'autant moins appropriée lorsque les margines sont composées à plus de 80% d'eau. Elle permet d'évaporer d'abord la phase aqueuse des margines et de brûler ensuite les matières organiques (Ebich F, 2018)

V-2- Procédés physiques

- La technique d'osmose inverse permet de séparer une solution en deux phases : l'une concentrée et l'autre diluée sous une pression allant jusqu'à 80 bars (Sbai et Loukili 2015)
- Procédé de bio-filtration : Ces procédés s'emploient fréquemment pour éliminer les solides des eaux résiduaires. Les solides contenus dans l'eau sont retenus en formant un tourteau qui augmente la résistance au passage du déchet, augmentant en même temps l'efficacité de la filtration et aussi le coût opérationnel. Dans les filtres conventionnels, les composés dissous passent avec le déchet aqueux et restent à l'état brut. Les installations de bio-filtration éliminent 100% les solides et entre 70-80% des composés organiques dissous. L'inconvénient de la méthode réside dans l'engorgement des filtres, le pouvoir polluant élevé ainsi que le coût d'investissement (Ouabou *et al.*, 2014)
- L'adsorption dans le traitement des margines : le principal objectif de l'adsorption est celui de biodégrader les composés organiques ayant des effets bactéricides, inhibiteurs ou colorants (tanins -phénols)

V-3 -Procédés chimiques

➤ Oxydation humide

On procède à l'oxydation des substances organiques en phase liquide, en se servant de l'oxygène ou d'un autre oxydant chimique tel que (ozone ou peroxyde d'oxygène). Le procédé se fait à hautes pressions (10 à 220 Bars) et à des températures relativement élevées (120-330°C) et fournit du CO₂ et H₂O ; mais ce procédé nécessite aussi un traitement aérobie. Malgré son efficacité, ce traitement n'a pu être réalisé à l'échelle industrielle son coût d'investissement reste trop élevé.

➤ Coagulation – floculation

Le principe de la technique de la coagulation-floculation est basé sur la déstabilisation des particules en suspension par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques afin de favoriser leur agglomération et de permettre leur décantation. Les particules en suspension les plus difficiles à éliminer dans les eaux à traiter sont celles qui possèdent une très petite taille (particules colloïdales causant la turbidité) et celles qui sont dissoutes (matières organiques causant la coloration).

Ces colloïdes portent habituellement une charge électrique négative qui empêche les particules de s'agglomérer les unes aux autres pour former des particules plus volumineuses (flocs) et faciliter leur élimination par sédimentation et filtration. Le but de la coagulation est de neutraliser les charges de ces particules afin de favoriser la formation d'un agglomérat. Pour ce faire, on introduit habituellement dans l'eau à traiter un coagulant, le plus souvent des sels d'aluminium ou de fer.

V-4 Procédés biologiques.

4-1 Le traitement aérobie : le compostage

Le compostage est l'une des principales technologies les moins récentes aussi, permettant de recycler les margines et de les transformer en engrais. C'est un processus bio-oxydant impliquant la minéralisation et l'humification partielle de la matière organique pour obtenir un produit final stabilisé permettant ainsi d'enrichir les terres cultivées en matière organique (Dermeche et *al.*, 2013).

Le compostage permet d'éviter les effets négatifs souvent observés lorsque les margines sont directement appliqués sur le sol et d'améliorer les activités dans le système plante-sol (Roig et *al.*, 2006 ; Negro et *al.*, 2017) et (Tomati et *al.*, 1996). Les margines sont absorbées sur un substrat solide comme les déchets lignocellulosiques avant de procéder au compostage, (Roig et *al.*, 2006). Cependant, la tendance actuelle vise à récupérer d'abord des molécules antioxydantes comme l'hydroxytyrosol, avant d'exploiter les margines pour le compostage (Roussos et *al.*, 2009)

4-2 Traitement anaérobie : la Biométhanisation

Découverte en 1776 par Alessandro Volta en observant du gaz s'échappant d'un marais, la digestion anaérobie se produit spontanément dans la nature dès lors qu'il y a présence de matière organique et que les conditions sont favorables au développement bactérien. Elle se déroule dans des milieux privés d'oxygène telles les rizières, les tourbières ou dans l'appareil digestif des ruminants.

La biométhanisation est un procédé biologique, impliquant un ensemble de bactéries, qui permet de produire du méthane à partir des déchets organiques. Au cours de sa production, le méthane est la plupart du temps mélangé à du gaz carbonique et d'autres gaz en petites quantités, ce mélange est appelé: Biogaz. Le méthane est riche en énergie : 35 MJ/m³ (10 kWh/m³) (Wauthelet, M. ,2009). Cependant et selon l'INERIS, les installations de méthanisation présentent des fuites de biogaz, pouvant aller de moins de 1 % à 25 % du biogaz produit, selon les caractéristiques du site et les conditions de fonctionnement (INERIS , 2018)

Ce mode de traitement est applicable à une large gamme de matériaux organiques cellulosiques : bouse de bovins, fiente de volailles, lisier de porcins, excréments humains, résidus végétaux, fractions organiques fermentescibles (figure 1)

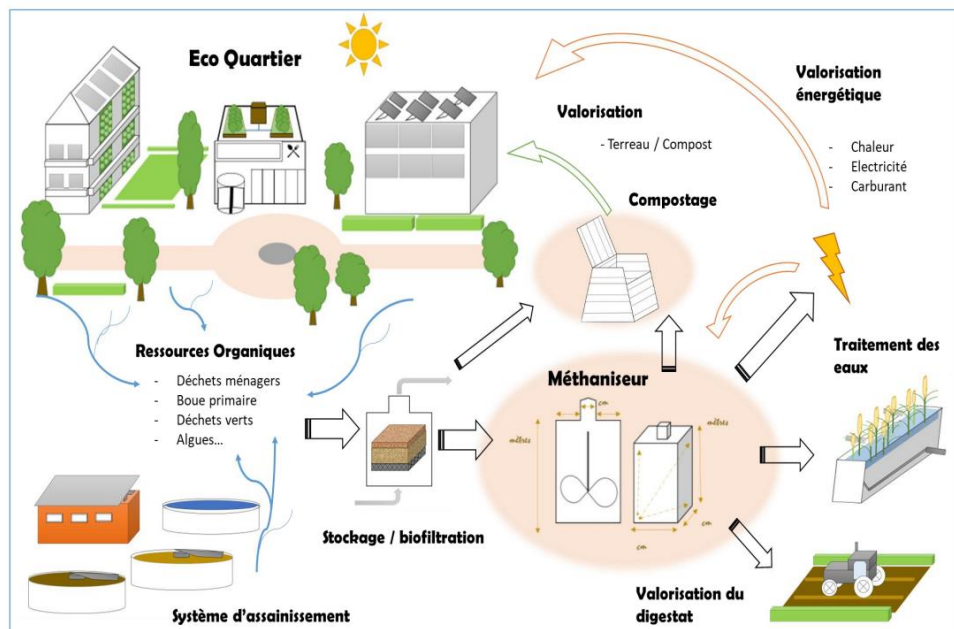


Figure 1 : Modèle de préservation des ressources (bautista angeli , 2019)

4-3 Etapes de la biométhanisation

La digestion anaérobie est un procédé biologique qui comporte généralement quatre étapes qui sont l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (figure 2)

Cependant, dans le cas d'une co-digestion des solides biodégradables, ces étapes sont précédées d'une transformation, phase non biologique, qui convertit ce substrat complexe en polysaccharides, lipides et protéines (Thiele, J. H., 1991).

➤ Hydrolyse

L'hydrolyse est un processus extracellulaire dans lequel des substances organiques particulières complexes (protéines, polysaccharides, lipides, cellulose,) sont décomposés en composés simples, solubles (acides aminés, sucres simples, acides gras, glycérol,). C'est une étape importante avant le procédé de fermentation, car les bactéries fermentatives ne peuvent pas absorber les polymères organiques complexes directement dans leurs cellules. (Batstone, D. J. 2002 ; Kaseng K, 1992).

➤ Acidogénèse

L'étape d'acidogénèse consiste en une dégradation des composés produits par l'étape d'hydrolyse, par l'action de bactéries acidogènes et fermentaires. Elle conduit à la formation d'un mélange de composés : acides organiques, acides gras volatils (AGV), alcools, hydrogène, dioxyde de carbone, ammonium. (Suh, Y. J. et Roussaux, P. 2002).

Cette première étape peut être limitante quand des composés difficilement hydrolysables sont présents, tels des composés solides ou des substances de structure chimique particulière comme les dérivés des industries chimiques et pharmaceutiques. Actuellement l'étude de la dégradation anaérobie des composés aromatiques reçoit une grande attention, et de nombreux tests de biodégradabilité des différentes familles de ces composés permettent de définir l'applicabilité des traitements anaérobies aux effluents contenant ces molécules. (Battersby N.S, Wilson V. 1989 ; Degremont. 1989)

Ces substances requièrent parfois une longue adaptation des inocula et leur biodégradabilité peut être assujettie au co-métabolisme d'une autre molécule (Battersby' N.S, Wilson V. 1989), ce qui rend dans ce cas l'application des procédés anaérobies particulièrement délicate.

La compréhension de la microbiologie de la biodégradation de ces composés permettra certainement d'effectuer de grands progrès pour adapter ces procédés. En ce qui concerne les substrats facilement hydrolysables, la surcharge d'un réacteur anaérobie conduit à une acidification du milieu et à une surproduction d'hydrogène par les bactéries fermentaires, provoquant une inhibition du procédé. La mesure de l'hydrogène est en général le paramètre qui permet de détecter rapidement des mauvaises conditions opératoires du réacteur, pouvant conduire à sa déstabilisation (MCARTY, P.L., 2001).

➤ **Acétogénèse**

L'étape d'acétogénèse permet la transformation des acides, issus de la phase d'acidogénèse, en acétate, en dioxyde de carbone, par l'action des bactéries acétogènes, car elle est le chemin obligé par lequel tous les produits de la première étape doivent passer afin d'être transformés en acétate, précurseur principal de la méthanogénèse dans les réacteurs anaérobies (Anna crolla et *al.*, 2012).

Les bactéries responsables de cette acétogénèse peuvent être classées en trois grands groupes : les bactéries acétogènes productrices obligées d'hydrogène ou OHPA selon la terminologie anglo-saxonne (ObligateHydrogenProducingAcetogen), les bactéries homoacétogènes et les bactéries sulfato-réductrices.

➤ **Méthanogénèse**

La méthanogénèse est la dernière étape du processus global de dégradation anaérobie de la matière organique biodégradable dont le méthane et le dioxyde de carbone. Elle est considérée comme étant l'étape limitante de la digestion anaérobie, excepté quand des macromolécules d'hydrolyse difficiles à dégrader sont présentes dans l'effluent (Bitton, G. 1994). Il existe deux grandes voies de système, faisant chacune appel à des archées anaérobies strictes (Schnurer, A et *al.*, 1999).

-Les méthanogènes acétoclastes : $\text{acétate} + \text{H}_2 \Leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$

-Les méthanogènes hydrogénotrophes : $\text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 \Leftrightarrow 2 \text{H}_2\text{O} + \text{CH}_4$

Les bactéries responsables de cette dernière étape sont appelées bactéries méthanogènes. La méthanogénèse est principalement traitée comme une voie métabolique anaérobie spécifique des archaées, comme une forme particulière de respiration anaérobie. Ceux-ci utilisent la méthanogénèse exergoniques.

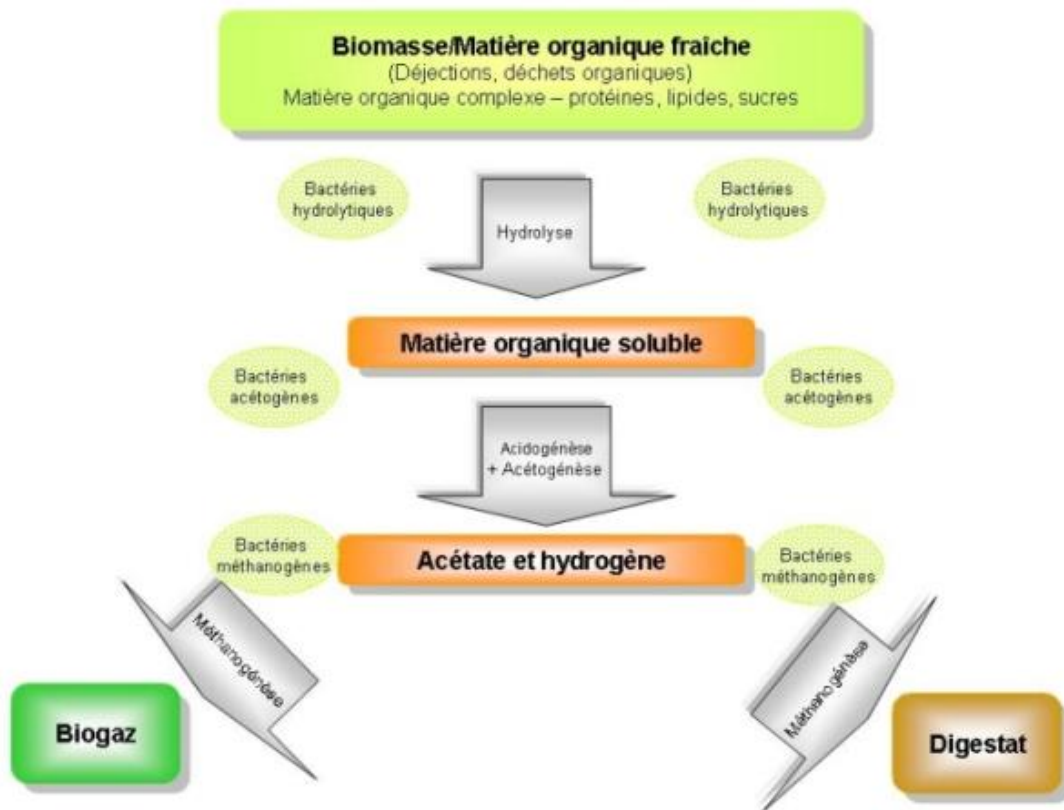


Figure 2 : Schéma global des réactions biochimiques de la méthanisation

(Maialen Barret, 2014-2015)

4 -4 Digesteurs anaérobies

Le procédé utilisé pour la méthanisation est appelé un digesteur, en référence à la digestion anaérobie. Il peut également porter le nom de réacteur ou méthaniseur. Il s'agit d'une cuve étanche au gaz, dans laquelle le processus de méthanisation se réalise. Le biogaz est généralement récupéré en haut de la cuve et un système d'agitation est mis en place pour assurer une homogénéisation du contenu de cette dernière (figure 3).

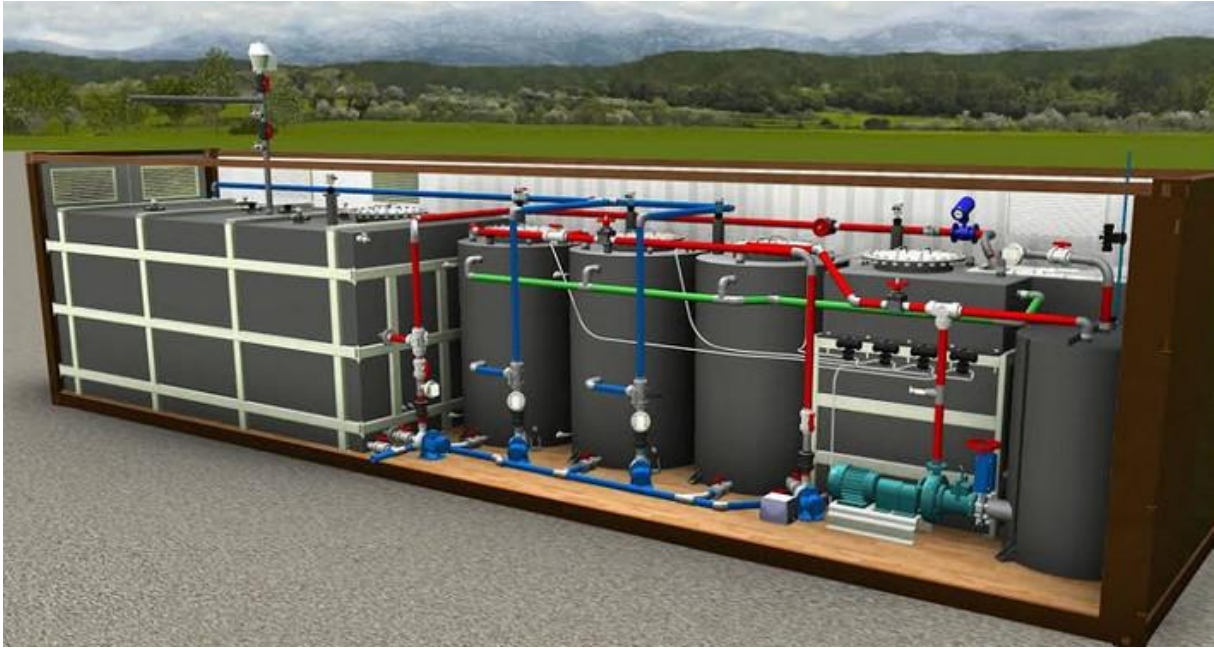


Figure 3 : digesteur construit par SEaB Energy 2009

L'efficacité d'un digesteur est directement liée à son mode de fonctionnement et sa géométrie. Il existe de nombreuses technologies de digesteurs, chacun ayant sa propre forme à savoir les digesteurs horizontaux et verticaux. Le digestat est souvent partiellement soutiré à la base du digesteur et réinjecté avec les substrats entrants afin d'ensemencer le déchet à traiter et d'améliorer sa dégradation. Trois modes de fonctionnement existent :

- Continu : c'est le mode de fonctionnement le plus utilisé en industrie. Le digesteur est alimenté en substrat et soutiré en digestat de façon permanente. Cela permet de conserver un volume et une production de biogaz constante au cours du temps. Il est utilisé pour la méthanisation à grande échelle.

- Discontinu : le substrat est injecté dans le digesteur en une seule fois. Une fois la méthanisation terminée, le digestat est vidé et le réacteur est de nouveau rempli.
- Semi-continu : il s'agit d'un fonctionnement hybride entre les deux derniers modes de fonctionnement. Dans ce cas, il y a une alternance entre les remplissages et les soutirages au sein du digesteur. Ce fonctionnement est davantage utilisé pour la méthanisation à petite échelle (Baere, et al., 2010).

4-5 Facteurs influençant la digestion anaérobie

La méthanisation étant un phénomène biologique, plusieurs facteurs environnementaux peuvent influencer le processus d'évolution de la digestion anaérobie.

➤ La température

La température est un paramètre crucial pour le bon déroulement du processus. Trois plages de températures sont utilisées : psychrophile (entre 4°C et 15°C), mésophile (entre 20°C et 40°C), thermophile (entre 45°C et 70°C) (El-Mashad et al., 2004 ; Batstone, et al., 2002).

La flore bactérienne se développe à chaque palier de températures, les conditions psychrophiles entraînent des grands besoins d'inoculations et des cinétiques très lentes de production de méthane, ce pourquoi peu d'études existent sur cette plage de températures (Dev et al., 2019 ; Saady et al., 2016).

En conditions psychrophiles, la production de méthane est réduite de quasiment 20% par rapport aux conditions mésophiles (Chae et al., 2008) (figure 4). Les températures opératoires les plus classiquement utilisées sont 35°C et 55°C. Les conditions mésophiles sont davantage étudiées de par leur besoin réduit en chauffage, elles permettent une stabilité du processus (Riggio et al, 2017).

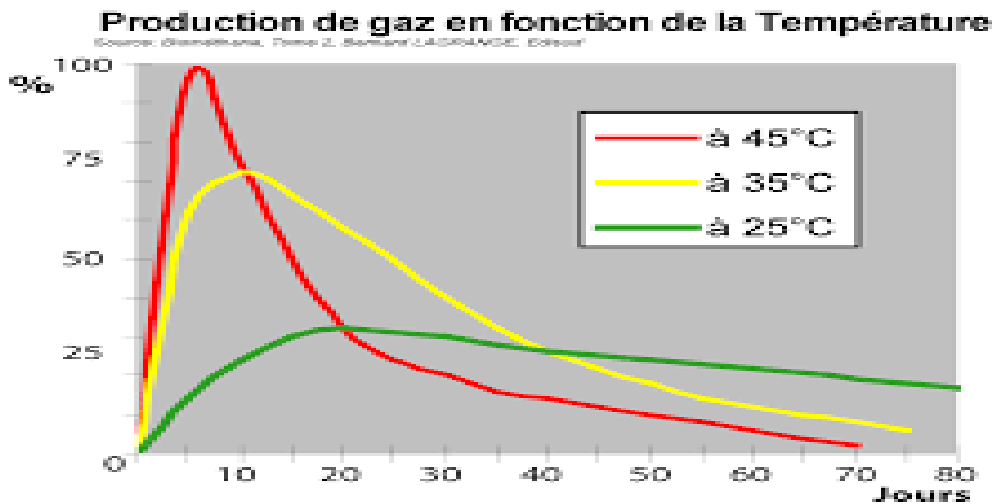


Figure 4 : effet de la température sur la production de gaz (biométhane tome 2 lagrange B.edisup 1979)

La variation de la température induit une modification des conditions thermodynamiques. Cela a pour effet de modifier les voies métaboliques provoquant ainsi la mort des bactéries par lyse cellulaire. Cela influe également sur l'activité enzymatique, modifiant la vitesse d'hydrolyse (Veeken et Hamelers, 1999 ; Mata-Alvarez et *al.*, 2005).

Certes, la température a un impact sur les cinétiques biologiques, mais également sur les équilibres chimiques entre les espèces présentes dans le milieu. La méthanisation est un procédé globalement endothermique nécessitant un apport de chaleur pour se dérouler dans les meilleures conditions possibles. Une variation de température soudaine ou répétée due à une panne ou un dysfonctionnement peut provoquer une perte irrémédiable de la production de méthane ainsi que des impacts à plus long terme sur la communauté microbienne (Batstone, et *al.*, 2002).

➤ **pH et alcalinité**

Tout comme la température, le pH joue un rôle conséquent dans le bon déroulement du processus de méthanisation. Il impacte particulièrement les équilibres chimiques dans les différentes étapes de la méthanisation. La complexité du processus de méthanisation rend la prévision du pH difficile à réaliser (Mata-Alvarez *et al.*, 2005).

Toutefois, il est facile de contrôler ce paramètre par ajout d'espèces chimiques tampons tels les acides gras volatiles AGV, ions ammonium et les bicarbonates. Chacun de ces composés prédomine dans différentes plages de pH allant de 5 à 8. Le pH peut également altérer le bon fonctionnement des micro-organismes, majoritairement sensibles aux variations du pH. En effet, chaque micro-organisme possède un domaine de fonctionnement optimal, généralement proche du pH neutre. Les bactéries hydrolytiques sont peu affectées par les variations de pH tout comme les bactéries acidogènes (Veeken *et al.*, 2000). Par contre, les bactéries acétogènes et les archaeas méthanogènes sont beaucoup plus sensibles aux variations de pH (Bayard et Gourdon, 2001).

Le pH peut avoir des effets sur chaque étape du processus de méthanisation. Un faible pH peut provoquer une concentration d'AGV provoquant un ralentissement de l'hydrolyse sur certains substrats tels que les déchets particuliers et les ordures ménagères (Veeken *et al.*, 2000 ; Elefsiniotis *et al.*, 1996

➤ **Concentration en Acides gras volatiles (AGV)**

Les AGV sont des acides organiques produits lors de l'étape d'acidogénèse et consommés lors des étapes d'acétogénèse et méthanogénèse. Leur concentration est directement liée au pH qui lorsque sa valeur décroît, entraîne une augmentation des concentrations des acides non dissociés (Fukuzaki *et al.*, 1990, Veeken *et al.*, 2000, Hu *et al.*, 2005).

Les conditions optimales de la méthanisation nécessitent d'éviter les accumulations d'AGV. Leur vitesse de consommation doit être égale à celle de leur production. Cet équilibre peut être rompu en présence de toxines (Ahring *et al.*, 1995 ; Pullammanappallil *et al.*, 2001) ou d'une surcharge de matière organique hydrolysée (Ahring *et al.*, 1995 ; Borzacconi *et al.*, 1997 ; Pullammanappallil *et al.*, 2001).

La concentration en AGV est un bon indicateur de l'état de santé du procédé (Nielsen et *al.*, 2007). Les principaux indicateurs utilisés sont l'acétate et le propionate (Kaspar et Wuhrmann, 1978 ; Gourdon et Vermande, 1987 ; Ahring et Westermann, 1988 ; Fukuzaki et *al.*, 1990 ; Van Lier et *al.*, 1993), car il semblerait que le propionate soit l'AGV le plus toxique pour le phénomène de méthanisation (Barredo et Evison, 1991) et que les autres AGV soient dépendants de chaque substrat et de chaque technologie (Ahring et Westermann, 1987).

Aussi, selon l'acclimatation des micro-organismes, le processus de méthanisation peut présenter une meilleure résistance à l'accumulation d'AGV. De plus, le type de substrat et de technologie utilisée pour le digesteur peut aussi limiter les risques d'inhibition, assurant une meilleure stabilité du processus de méthanisation (Vedrenne et *al.*, 2007 ; Aguilar et *al.*, 1995).

4-6 les populations microbiennes méthanogènes

Les espèces de microorganismes responsables de la production de biogaz sont très nombreuses et leur caractérisation fait actuellement l'objet d'un nombre croissant de publications. Les quatre étapes de la dégradation des substrats jusqu'à la production du méthane sont réalisées par des groupes de microorganismes différents. Les étapes d'hydrolyse, d'acidogénèse et d'acétogénèse sont réalisées par des bactéries tandis que la méthanogénèse est réalisée par des Archaea anaérobies strictes.

De nos jours plusieurs séquences de gènes responsables de cette activité méthanogène restent encore inconnues et les études s'accordent sur le fait que le nombre et la diversité des bactéries sont bien supérieures à ceux des Archaeas (Ziganshin et *al.*, 2011; Lu et *al.*, 2013; Sundberg et *al.*, 2013 ; Lee et *al.*, 2012; Smith et *al.*, 2014; Zakrzewski et *al.*, 2012)

En effet, Cardinali-Rezende et *al.*, (2012) ont trouvé une proportion de 85 % de bactéries contre 15 % d'Archae, Guo et *al.*, (2015) ont, quant à eux, trouvé une proportion de 93 % pour les bactéries contre 5,6 % pour les Archaeas.

VI--Produits de la biométhanisation

VI-1 le biogaz

En plus du digestat, la biométhanisation produit un biogaz combustible issu de la dégradation anaérobie de la matière organique. Ce biogaz est une véritable énergie renouvelable qui peut être valorisée sous différentes formes : chaleur, électricité, biocarburant...etc. Ainsi, la composition de ce biogaz est fonction de la matière fermentescible utilisée comme substrat dans la dégradation anaérobie. Généralement le biogaz est composé de 50 à 80% de méthane, et d'autre gaz CO₂, H₂S, le NH₃ en faible concentration (Tableau 5) (Ostrem, 2004).

Tableau 5 : la composition moyenne du biogaz (%) (Ostrem, 2004).

Gaz	CH ₄	CO ₂	H ₂ S	NH ₃
Concentration	55-80	20-45	0-1,5	0-0,5

Le biogaz produit à partir de déjections animales et résidus végétaux figure parmi les sources d'énergie les plus durables, notamment en raison de son potentiel de production au niveau de petites unités décentralisées et parce qu'il n'exige aucune infrastructure importante pour son transport. De même, le biogaz peut être considéré comme une alternative intéressante pour les zones rurales à accès limité ou inexistant aux réseaux urbains d'énergie, où il peut être utilisé principalement pour l'éclairage et la cuisson (Béline F. et *al.*, 2013)

Par ailleurs, le biogaz offre des avantages écologiques, en se substituant aux sources d'énergie fossile, contribuant ainsi à la limitation des émissions de gaz à effet de serre et des changements climatiques (Crolla A et *al* ;2012)

La production et la récupération du biogaz permettent également de réduire les odeurs au niveau des fermes agricoles et des sites de décharge, rendant ces installations plus socialement acceptables pour les communautés avoisinantes (Couturier C. ; 2008).

Le biogaz offre également des bénéfices sociaux, dans la mesure où la production et l'utilisation de gaz génèrent des sources de revenus alternatives en particulier au profit des ménages et petites exploitations locales marginalisées et en situation de grande précarité. Le biogaz apporte généralement une valeur ajoutée au revenu faible des exploitations agricoles et facilite le passage à une agriculture durable. De plus, en éliminant le travail quotidien de collecte de bois de chauffe, la production de biogaz contribue à réduire la corvée des femmes et des enfants dans la plupart des pays en développement (Mwakaje A. G. et al., 2008).

En France, la loi a encouragé dès la fin des années 80 (circulaire de mars 1987) les décharges contrôlées à récupérer le méthane. Cette récupération est devenue obligatoire en 1997 (Boulangier, 2011).

Cette technologie de biogaz a été timidement initiée dans les années 80 au Sud du Maroc, avec l'appui d'organisations étrangères, cependant cette initiative a été abandonnée faute de suivi et d'encadrement scientifique (Elamin afilal M. et al., 2019)

VI-2 Le digestat

La méthanisation entraîne la production de grandes quantités d'un co-produit : le digestat. Ce dernier est une suspension, liquide à épaisse, contenant des composés organiques non dégradés et des microorganismes. Il est enrichi en composés minéraux tels que l'azote, le potassium et le phosphore (Madsen et al., 2011) et est généralement utilisé en tant qu'amendement organique ou fertilisant. Dépourvu de matériaux indésirables, le digestat peut être transformé en compost après maturation aérobie et utilisé comme substrat pour la production de lombri-compost et des champignons comestibles (Chanakya et al., 2007 ; Lacour et al., 2011).

2-1 fraction solide du digestat

La fraction solide des digestats est généralement utilisée directement ou après compostage, en épandage agricole et représente 5 à 10% de la masse totale (Sheets et *al.*, 2015). Elle peut être séchée ou transformée en granules pour être commercialisée sous forme de bio-engrais (Drosg et *al.*, 2015) ou être utilisée comme combustible solide (Kratzeisen et *al.*, 2010 ; Pedrazzi et *al.*, 2015).

De nouvelles voies ont été proposées pour la valorisation des digestats solides (Monlau et *al.*, 2015), comme la production de biochar (Monlau et *al.*, 2015a; Stefaniuk and Oleszczuk, 2015) ou la production de bioéthanol après fractionnement mécanique (Sambusiti et *al.*, 2016).

2-2 fraction liquide du digestat

La fraction liquide des digestats peut contenir jusqu'à 90-95% de la masse totale des digestats bruts (Sheets et *al.*, 2015). Certaines études rapportent que le liquide sortant du digesteur peut avoir des propriétés pesticides et être utilisé contre les insectes suceurs des cultures annuelles (Chanakya et *al.*, 2007). Ce liquide peut également être utilisé comme source de nutriments en aquaculture ou comme inoculum pour la digestion anaérobie (Shih 1993).

Elle présente généralement un potentiel de biogaz résiduel très faible (Gioelli et *al.*, 2011), mais une concentration élevée en demande chimique en oxygène (DCO), en azote total et en azote ammoniacal-(Xia and Murphy, 2016).

Pedrazzi et *al.*, 2015 ont montré que la fraction liquide des digestats est généralement éliminée par épandage, toutefois les concentrations en azote total et en ions ammonium NH_4^+ peuvent limiter son application dans certains sols. En effet, leur épandage peut générer des problèmes tels qu'un lessivage de l'azote ou une infiltration dans les eaux souterraines, polluant les rivières voisines et affectant la vie aquatique (Svoboda et *al.*, 2013).

La revue bibliographique a montré que les recherches sur la fraction liquide des digestats concernent essentiellement l'élimination, la récupération et la réutilisation des nutriments avec notamment le stripping de l'ammoniac, l'oxydation anaérobie de l'ammonium, la cristallisation de la struvite (Sheets et *al.*, 2015) et la culture de microalgues (Franchino et *al.*, 2016). Les composés organiques résiduels ont quant à eux fait l'objet de peu de publications (Ganesh et *al.*, 2013 ; D. Li et *al.*, 2015 Xia et Murphy, 2016)

2-3 potentiel biofertilisant des digestats.

Ce résidu est majoritairement valorisé par épandage. C'est un composé des matières non biodégradées en digestion anaérobie et contient de l'azote total sous deux fractions, minérale et organique. L'azote contenu dans les digestats se retrouve sous deux formes (Möller and Müller, 2012). Une part importante sous une forme minéralisée ammonium (NH_4^+), le reste sous une forme complexe liée à des composés organiques comme des protéines ou des acides aminés dit l'azote organique. Les matières organiques carbonées non biodégradées et l'azote retrouvé dans ces digestats participent respectivement au pouvoir amendant et fertilisant.

Le pouvoir fertilisant est ainsi lié à la quantité d'ammonium, d'azote organique biodégradable dans les sols et au ratio carbone/azote du digestat. Bien maîtrisé, ce pouvoir fertilisant peut avoir un effet à court ou long terme. En effet, le pouvoir fertilisant à court terme est lié à la quantité d'azote ammoniacal présent dans le digestat et celui à long terme est lié à la biodégradabilité de l'azote organique dans les sols.

Cette biodégradabilité de l'azote organique est elle-même liée à la capacité des microorganismes du sol et à leurs enzymes d'accéder à l'azote organique, on parle de bioaccessibilité. Le ratio carbone/azote est lié à la fertilisation à court et long terme, plus ce ratio est élevé, moins le pouvoir fertilisant du digestat est efficace (Decoopman et *al.*, 2017).

Par ailleurs, le pouvoir fertilisant des digestats est très variable (Decoopman et *al.*, 2017). Cette variabilité de la qualité, notamment de la qualité azotée des digestats et donc de leur valeur fertilisante a pu être reliée à la variabilité des substrats digérés générant les différents digestats (Wallrich et *al.*, 2018). Cependant, le pouvoir fertilisant des digestats peut également se voir limité en raison des fuites d'azote dans l'environnement lors de son utilisation (Quideau et *al.*, 2013).

Ainsi, de par la forte composition en azote ammoniacal des digestats, des pertes importantes d'azote peuvent être observées par volatilisation lors du stockage et de l'épandage ou encore par lixiviation après épandage (Möller, 2015). La capacité des digestats à se substituer aux engrais minéraux azotés dépend donc de la qualité intrinsèque des digestats ainsi que des modalités de gestion de ces derniers.

2-4 Paramètres influençant la valeur fertilisante azotée des digestats

La valeur fertilisante en azote du digestat dépend de son contenu en azote minéral qui varie en fonction des intrants digérés et des post traitements. Plus de la moitié de l'azote organique contenu dans les intrants digérés bruts se retrouve sous forme d'ammonium, rapidement mobilisable par les végétaux, conférant un fort potentiel fertilisant.

La vitesse de minéralisation de la fraction organique de l'azote des digestats dépend du type d'intrants et des conditions du milieu (températures et humidité du sol principalement). La minéralisation de l'azote organique semble cependant jouer un rôle mineur dans la valeur fertilisante, peu d'azote organique reste dans le sol après une saison culturale, réduisant ainsi l'effet à long terme de l'azote dit résiduel ainsi que le lessivage de l'azote à long terme.

Le phénomène de volatilisation de l'azote ammoniacal peut atteindre dans certains cas 100 % de l'azote minéral. Ce phénomène est également fonction du type d'intrants, des posts traitements, des conditions de stockage, d'épandage et pédoclimatiques. La valeur fertilisante azotée du digestat est donc fonction des intrants (rapport C/N du produit, teneur en azote), du procédé de la digestion, des post-traitements appliqués, des conditions de stockage et d'épandage ainsi que des conditions pédoclimatiques

2-5 Efficacité de l'azote contenu dans les digestats

Selon les derniers essais des projets VADIM (2011-2015), VADIMETHAN (2013-2015), EFELE (2012-2016) l'efficacité moyenne de l'azote exprimé en Kéq du digestat brut est de l'ordre 40 à 60 % à court terme, avec une moyenne de 41 % pour les céréales.

Un intrant non digéré possède moins d'azote ammoniacal et entraîne une nitrification moindre avec des teneurs en azote minéral inférieures à celles obtenues à partir du digestat. Cependant, le risque de pertes par volatilisation est augmenté en absence de bonnes pratiques agricoles.

A dose équivalente d'azote en épandant des digestats, des rendements similaires aux engrais minéraux ou aux lisiers de porcs ont été obtenus dans plusieurs travaux (Ortenblad, 2000 ; Odlare et *al.*, 2011 ; Tilvikiene et *al.*, 2010 ; Chantigny et *al.*, 2008 ; Gagnon et *al.*, 2012).

De nombreux travaux rapportent que les rendements ou la qualité des récoltes sont supérieurs avec les digestats, alors que d'autres études rapportent des effets négatifs (Kapuinen et Regina, 2010 ; Loria et *al.*, 2007).

Outre les propriétés intrinsèques des digestats, l'efficacité de l'azote au champ varie en fonction de plusieurs facteurs comme les conditions pédoclimatiques et les modalités d'épandage. En effet, Plusieurs essais d'épandages ont été réalisés sur plusieurs types de plantes avec différents types de digestats. La diversité des conditions expérimentales et des contextes pédoclimatiques rend difficile la comparaison entre les études (Smith et *al.*, 2010).

Les essais du projet Vadimethan (2013-2015), ont ainsi mis en avant un K éq N₂ fois plus élevés dans la fraction liquide comparé au même digestat brut, pour un épandage sortie hiver sur culture de blé. Les digestats solides ont un K éq de 1.5 à 6 fois moins importants comparé à la phase liquide d'un même digestat selon les essais.

2-6 valeur fertilisante du phosphore et du potassium du digestat

Le phosphore est considéré l'élément fertilisant disponible sur le moyen terme. La proportion non assimilée contribue à l'enrichissement du stock du sol en P₂O₅ qui alimentera la culture suivante. En ce sens, l'ajout de digestat au sol semble augmenter la disponibilité du stock de P déjà présent dans le sol comparé à une fertilisation avec effluents d'élevage ou fertilisants minéraux. Cette particularité du digestat est d'autant plus intéressante dans les sols calcaires, sols où le P est moins disponible pour les plantes en raison d'un pH et d'un taux de carbonate élevé (Gagnon et *al.*, 2012).

Concernant l'élément potassium K⁺, peu cité dans la littérature, il est moins important dans la fertilisation des cultures. Cet élément est représenté d'environ 80% dans la phase liquide et dans le cas des sols pauvres en calcium, l'épandage du potassium peut accentuer le risque de carence en calcium pour la plante. En effet, l'ion calcium entre en compétition avec l'absorption racinaire d'autres cations comme le potassium (Decoopman et *al.*, 2017).

2-7 Impact du digestat sur la biologie du sol

Actuellement, peu de données scientifiques sont disponibles pour objectiver l'impact des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols. Certaines études suggèrent qu'un apport de digestat augmente la biomasse et l'activité microbienne des sols (Caracciolo 2015, Chen R., 2012, Garcia-Sanchez M., 2015, Hupfauf S., 2016).

A l'inverse, d'autres travaux ne rapportent aucun effet des digestats de méthanisation sur ces mêmes paramètres (Johansen A. 2013, Jurez MF-D. ,2013, Wentzel S., 2015). Ces divergences de résultats peuvent s'expliquer par des variabilités de facteurs expérimentaux (type de digestats, quantité apportée, type de sol).

Concernant la structure des communautés microbiennes du sol, l'ensemble des études s'accordent à mettre en évidence qu'un apport de digestat induit une modification de cette dernière (Gomez-Brandon M., 2016, Sapp M. 2015). En effet l'apport de digestat au sol a tendance à favoriser la population bactérienne du sol en augmentant sa croissance et sa diversité (Sapp M., 2015)

À l'inverse, l'apport de digestat au sol n'a pas d'effet sur la croissance de la population fongique, et aurait même un effet négatif sur la structure de cette communauté (Wentzel S., 2016).

Concernant l'impact sur la macrofaune du sol, peu de données sont également disponibles dans la littérature. Cependant, Il semble que l'apport de digestats induit une augmentation de la biomasse et de l'abondance des vers de terre au niveau des sols agricoles (Koblenz et al., 2015). Ces résultats ne représentent cependant pas un consensus, puisqu'une autre étude démontre l'effet délétère des digestats de méthanisation sur les vers de terre (Ross et al., 2017).

VII- LES DECHETS MENAGERS

VII-1 intérêt socio- économique des déchets ménagers

La gestion des déchets apparaît comme un thème particulièrement intéressant dans la mesure où ce sont précisément la "désappropriation" et le rejet qui fondent le statut de déchet. Le déchet ne renvoie pas seulement à une valeur économique nulle ou négative, mais à un ensemble complet, complexe (un système) de valeurs socioculturelles. Il faut dès lors composer avec les valeurs, les cultures, les croyances, considérer le mental et même remonter à l'archéologie du mental (Bertolini G. et *al.*,2008).

La gestion des déchets organiques est une des problématique majeure et principale à l'échelle nationale et internationale. Ainsi au niveau national, la production des déchets solides est en constante augmentation. Selon les statistiques les plus récentes, elle est estimée à 6,5 millions de tonnes par an. Elle représente aujourd'hui un véritable enjeu tant financier, en raison de l'augmentation croissante des coûts de traitements des déchets, qu'environnemental., Les principales difficultés relatives à une gestion saine des déchets tiennent sans doute au manque d'informations régulières sur leur emplacement, leur volume et leur impact exhaustif sur l'environnement et la santé humaine (Boukria A; 2018).

Plusieurs pays y compris le Maroc tentent de mettre en place un dispositif de protection de l'environnement contre ses diverses formes de nuisance tels que : la pollution atmosphérique, gaz à effet de serre, la contamination des nappes phréatiques...etc. Cependant, la qualité de leur composition chimique et leur taux élevé de matières organiques permet en grande partie à ces déchets d'être assujettis à différents procédés de traitement comme la méthanisation, le compostage etc....

Le recyclage de la matière organique des déchets réduit considérablement les émissions des gaz à effet de serre et la contamination des eaux de surface et souterraine (Romano et *al.*, 2006). Le digestat issu de cette technologie est un sous-produit stable, indolore, débarrassé en majeure partie des germes pathogènes et peut même être utilisé comme amendements des sols pour l'agriculture (Gomez-Lahoz et *al.*, 2007 ; Kalloum et *al.*, 2011).

De nombreuses données démontrent le potentiel méthanogène des différents déchets ménagers et témoignent l'intérêt croissant des recherches dans ce domaine (Angelidaki et *al.*, 2009).

La décharge de Fès représente un modèle réussi de la valorisation énergétique du déchet et de la contribution à la production de l'électricité à partir des énergies renouvelables, une première au Maroc et en Afrique. En effet dans le cadre d'un projet initié par la société américaine ECOMED, aujourd'hui la ville de Fès est éclairée à 30 % grâce à ses déchets ménagers. La capacité totale de la centrale bioélectrique peut atteindre 5 MW et produire 40.000MWh/an, soit l'équivalent d'un parc de 11 éoliennes et permet de valoriser l'équivalent de 26 millions de mètres cubes de méthane (Clarke energie, 2012).

VII-2 Gestion des déchets dans les pays en voie de développement : cas du Maroc

L'élimination des déchets dans les pays en voie de développement se limite souvent à la collecte primaire assurée par des associations, des ONG ou des PME. La collecte secondaire, souvent sous la responsabilité des services techniques des communes, est mal assurée par manque de matériels adaptés. Le site de regroupement à la périphérie de quartiers est alors l'exutoire final qui, compte tenu de l'extension de la ville, se retrouve au milieu de nouvelles zones d'habitation (Matejka, Bouvet et *al.*, 2005).

Le Programme National des Déchets Ménagers (PNDM) s'inscrit dans le cadre de la politique de réforme et de développement du secteur des déchets ménagers. Ce programme a été élaboré par le Secrétariat d'Etat chargé du Développement Durable et le Ministère de l'Intérieur avec l'appui de la Banque Mondiale.

Les Objectifs du PNDM :

Vise essentiellement à :

- Assurer la collecte des déchets ménagers pour atteindre un taux de collecte de 85% en 2016 et 90% en 2020.
- Mettre en place des centres d'enfouissement et de valorisation au profit de tous les centres urbains (100%) en 2020 ;
- Réhabiliter ou fermer toutes les décharges existantes (100 %) en 2020 ;

- Moderniser le secteur des déchets par la professionnalisation du service ou des prestations.
- Développer la filière de « tri-recyclage-valorisation », avec des actions pilotes de tri, pour atteindre un taux de 20 % du recyclage en 2020 ;
- Généraliser les plans directeurs de gestion des déchets ménagers et assimilés pour toutes les préfectures et provinces de Royaume.

Le PNDM a tablé sur le développement progressif du tri recyclage notamment à travers l'introduction de la collecte sélective. Malheureusement, et en dépit de tous les efforts déployés dans ce sens, le tri à la source est l'un des principaux volets de la gestion des déchets qui accusent toujours un retard considérable au Maroc.

Hormis quelques expériences très caduques initiées par la société civile depuis la fin des années 90, la collecte sélective n'a été officiellement intégrée que dans 3 municipalités : Essaouira (2006), Benslimane (2010), Beni Mellal (2014), et tout récemment à Mohammedia (2019), Essaouira (2019) et Meknès (2018). À l'exception de ces 3 derniers projets toujours en phase de planification, aucune expérience n'a pu aboutir à la concrétisation du tri à la source.

VII- 3 Impacts de la gestion des Déchets Solides Ménagers (DSM)

3-1 Impacts sociologiques

La problématique sociologique est un réel défi pour les pouvoirs publics. Elle réside particulièrement et en amont sur l'opposition des populations riveraines à l'implantation ou à l'extension de nouvelle infrastructure liée au traitement, à la valorisation et/ou au stockage des déchets. Ces prises de positions témoignent des difficultés de la société à concilier un mode de vie produisant des quantités croissantes de déchets, avec la nécessité de leur gestion. (Oyelola et Babatunde 2008).

3.2 Pollution environnementale

La gestion inefficace des déchets engendre des risques de pollutions chimiques pour l'environnement et la santé des populations vivant ou non à proximité. Cette pollution chimique est d'origine diverse : organique, minérale et métallique. La matière organique biodégradable est apportée en grande partie par les fractions fermentescibles mais aussi, à une faible proportion, par le papier et le carton (Mansouri et Mammeri, 2016).

Par ailleurs les apports importants de matière organique biodégradable engendrent une consommation de l'oxygène dissout lors de la décomposition de la matière organique et crée entre autres des problèmes d'eutrophisation. Alami I. et *al.*, 2007, indiquent qu'en dix ans, une augmentation de 13,2 mg.L⁻¹ de nitrates dans la nappe phréatique dans la zone côtière du Gharb (M'nasra) est observée, en raison de la pollution engendrée par la présence des déchets.

VII-4 Composition et caractérisation des déchets solides ménagers (DSM) au Maroc

La quantité de DSM produits au niveau urbain est de 14 000 t/jr (soit environ 0,76 kg/hab/jr) et elle est de 4 000 t/jr (soit 0,3 kg/hab/jr) au niveau rural (Benjilali et Zenasni ;2021). La nature et la composition des déchets solides sont spécifiques à chaque région du pays et la composition physico-chimique moyenne enregistre une forte humidité 65 %, une forte teneur en matière organique 70%, une forte densité 0,4 et un faible pouvoir calorifique < 1000 Kcal (Souidi & Chrifi, 2008).

La FODM (fraction organique des déchets ménager) correspond à la matière organique fermentescible des déchets produits par les ménages. Elle représente près de 42% de la fraction organique des déchets municipaux (Bernstad A.,2012). Les FODM sont produits quotidiennement, ils comprennent, notamment, des restes de viandes, des fruits, des végétaux et des graines. La fraction de déchet de cuisine représente environ 35% de leurs compositions et la fraction de papier sous forme de journaux, mouchoirs ou papiers absorbants, 36% (Kayhanian M., 1995)

En fonction des méthodes de collecte du déchet, qui diffèrent entre les pays, une part plus ou moins importante de contaminants est présente. Une valeur inférieure à 2% du poids total des déchets ménagers sous forme de plastique a été enregistrée en Finlande et jusqu'à 6% au Portugal et de 10 % des déchets ménagers au Maroc.

La collecte de ce type de déchets présente également de grande disparité en fonction des pays et de leurs politiques environnementales, seule une fraction plus ou moins grande de ces déchets est traitée (ADEME,2013). Il a été démontré que la nature des FODM varie en fonction de la région géographique, du nombre d'habitant, de leurs conditions sociales, de l'activité économique de la zone traitée, des habitudes et coutumes alimentaires, de la saison et du système de collecte (Fisgativa H. et al., 2016).

De par sa nature complexe, sa caractérisation à des fins d'étude est généralement, réalisée par l'analyse de l'ensemble des déchets le composant. Les résultats sont présentés de différentes manières, en fonction des fractions glucidiques, protéiques et lipidiques, en fonction de la MS et du rapport C/N ou directement par sa composition élémentaire en C, H, O, N, S (Zhang L. 2011)

La biodégradabilité du déchet est principalement estimée en fonction de ses caractéristiques. Les viandes, riches en protéines sont fortement biodégradables, produisant entre 250 et 500 L de méthane par kg de matière volatile. Toutefois, en grande quantité, elles peuvent entraîner une inhibition par les concentrations en ammoniacque générés (Zhang R et al., 2007).

La production de méthane des fruits et légumes dépend de la nature de leurs glucides, variant de 180 l à 732 l et de 190 l à 410 l de CH₄/kgMV, respectivement pour les fruits et les légumes. Les papiers représentent également une fraction de matière organique, mais sont majoritairement constitués d'hémicelluloses, composés difficilement dégradables entraînant, donc un faible rendement en biogaz (Cho JK ; 1995).

Les lipides sont une source d'énergie facilement disponible pour la biomasse microbienne. Toutefois, comme les protéines, leur dégradation peut entraîner une inhibition de la méthanisation par accumulation d'acide gras volatil (AGV). Certes la FODM est un gisement pertinent pour la production de biogaz, elle nécessite toutefois une attention particulière lors de la collecte (Levén L ; 2007). La fraction des FODM, comprenant des déchets de cuisine est assimilable aux Déchets Alimentaires (DA).

L'extension de la définition des déchets de cuisines en déchets alimentaires s'accompagne d'un élargissement de leurs sources de collecte et des quantités impliquées. Cela comprend alors les restes de nourritures issus entre autres, des restaurants, hôtels, hôpitaux ou cantines. Les DA sont assujettis aux mêmes facteurs de variabilités que les FODM. La production de DA est estimée à environ 500g/repas pour les hôtels/restaurants et traiteurs et 315g/repas pour les cantines scolaires (ADEME ; 2013)

**CHAPITRE I : TRAITEMENT ET VALORISATION
DES MARGINES PAR PROCÉDÉ DE
BIOMÉTHANISATION**

I-Introduction

L'accroissement de la production oléicole et l'introduction des techniques modernes pour l'extraction de l'huile ont placé l'olivier dans une position délicate de pollueur potentiel, phénomène qui a pris de l'ampleur avec l'avènement des systèmes continus de trituration à trois phases utilisant beaucoup d'eau. C'est pour cela que l'olive et l'huile qui en dérivent, ne constituent qu'une part infime de la biomasse produite tout au long du processus oléicole. Les margines et les grignons d'olives représentent la masse restante considérée comme résidu de la trituration des olives qui engendre des problèmes environnementaux inquiétants (AFIDOL 2014).

Les margines ne subissent en général aucun traitement et sont souvent déversées dans la nature. Il en résulte un impact négatif sur l'environnement qui se traduit par le colmatage des sols, la pollution des eaux superficielles et souterraines et le dégagement de mauvaises odeurs. Ces problèmes environnementaux sont attribués à la richesse de ces effluents en matière organique et en particulier en polyphénols (Gharby et *al.*, 2014).

Jusqu'à nos jours, le traitement des margines constitue un problème complexe vue la qualité et la quantité des substances chimiques qu'elles renferment. En effet, l'application d'un traitement simple s'avère insuffisante et incomplète (Ouabou et *al.*, 2014). Bien qu'il n'existe pas encore de solution parfaite permettant le traitement des margines, certains procédés semblent être plus efficaces que d'autres.

Ainsi, les choix opérés par les chercheurs dépendent des contraintes, du moment et des facteurs multiples et complexes d'ordre socio-économique et technique. Toutefois, les procédés de traitement envisageables pour l'élimination de la charge polluante des margines utilisent des méthodes de conversion physiques, chimiques et/ou biologiques. Cependant, chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients. La recherche de méthodes alternatives ou complémentaires de traitement a conduit à l'émergence de nouvelles technologies (Iboukhoulef., 2014).

En outre, les travaux de valorisation qui ont été effectués sont surtout orientés vers la valorisation des margines par voie biologique aérobie et anaérobie (Hamdi ; 1996)

Divers procédés sont applicables tels que les traitements physico-chimiques (coagulation/floculation, filtration sur membrane...) (Ouabou et *al.*, 2014; Sbai et Loukili

2015), les traitements thermiques (incinération, évaporation,...) (Jail et *al.*, 2010) et le traitement par des bassins d'évaporation naturelle qui reste actuellement, la technique la plus utilisée en raison de sa simplicité (Esmail et *al.*, 2014). La bioconversion des composés phénoliques des margines par les microorganismes en molécules d'intérêt comme l'hydroxytyrosol (Karray ;2008) a également été étudiée, de même que la valorisation des margines par épandage agricole (Ben Rouina et *al.*, 2002 ; Yaakoubi et *al.*, 2009).

La digestion anaérobie est particulièrement intéressante, non seulement par le fait qu'elle contribue au traitement des déchets organiques et à la gestion de la pollution environnementale, mais aussi parce qu'elle offre, à travers ses 3 principaux produits le biogaz, le digestat solide et le liquide du digesteur des possibilités intéressantes, des solutions et des options génératrices de revenus (Walekhwa P. N.2009).

Dans ce travail nous nous sommes penchés particulièrement sur la biométhanisation des margines. L'objectif est la caractérisation physico-chimique des margines à l'état brut sans aucun prétraitement pour évaluer son rendement en méthane par digestion anaérobie.

Il s'agit alors de :

- Suivi des principaux facteurs qui influencent le processus de biométhanisation ;
- Optimisation de la production de méthane.
- Evaluation du potentiel méthanogène.

II-Matériel et méthodes

II-1- Matériel

1-1 Description du digesteur utilisé

Le procédé utilisé pour la biométhanisation est appelé un digesteur, en référence à la digestion anaérobie. Il peut également porter le nom de réacteur ou méthaniseur (figure 5)

Le méthaniseur utilisé à l'échelle de laboratoire est composé d'un réacteur anaérobie muni d'un tube d'échantillonnage dont la partie inférieure est immergée dans le contenu de digesteur , d'un orifice pour la sortie de biogaz et d'un agitateur électromagnétique relié à un moteur. Le biogaz libéré par le réacteur est recueilli dans un réservoir rempli d'eau pour contrôler la production de méthane. Des barboteurs fermés contenant une solution de NaOH ont été utilisés pour éliminer le CO₂ produit au cours du processus de la digestion



Figure 5 : installation d'un digesteur de laboratoire

L'expérience a été réalisée en mode semi continu dans les conditions mésophiles (35°C-40°C). Le digesteur est alimenté chaque jour en substrat. La production du méthane est contrôlée quotidiennement par la méthode de déplacement de l'eau. Ainsi, le volume de l'eau déplacée à partir du réservoir connecté au digesteur est équivalent au volume du méthane produit (figure 6)

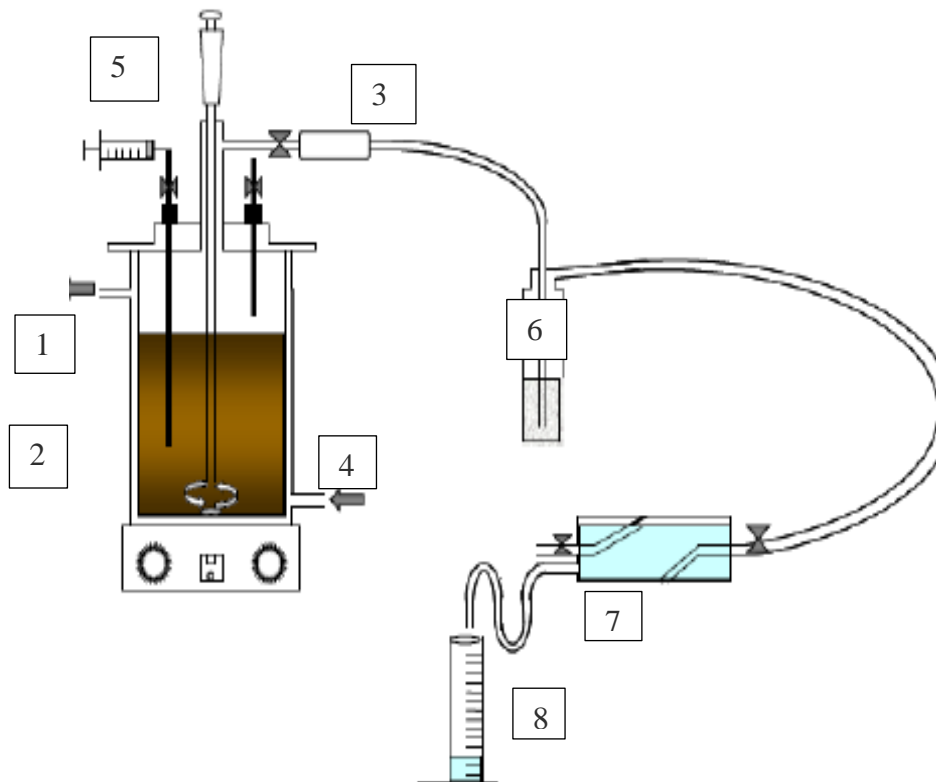


Figure 6 : Schéma du digesteur :

1. Réacteur, 2. Bain marie, 3. Production biogaz, 4. Agitateur magnétique chauffant, 5. Seringue, 6. Barboteur, 7. gazomètres, 8 Tube gradué.

II-2 Substrat et inoculum

Les margines utilisées dans cette étude ont été collectées à partir d'une unité d'extraction d'huile d'olive avec les processus à système de presse dans la zone industrielle de la ville de Meknès (figure 7). L'inoculum a été fabriqué à partir d'un réacteur anaérobie mésophile de la station d'épuration de Marrakech RADEEMA. Il a été sélectionné sur la base de son activité méthanogène élevée.



Figure 7: unité de trituration de l'huile d'olive de Meknès

II- Méthodes utilisées

2-1 Démarrage du digesteur

Le démarrage du digesteur comprend 2 phases :

- Inoculation : le digesteur est alimenté par l'inoculum avec un taux de charge organique de 8 gSV / l. C'est une étape très importante pour l'accélération du démarrage car elle assure une production durable de biogaz par les bactéries méthanogènes.
- Alimentation du digesteur avec le substrat à des charges en margines de 0,5, 1, 1,5, 2 et 2,5 g SV/L. Le volume de méthane produit a été mesuré à l'aide du gazomètre par la méthode du déplacement de l'eau.

2-2 Analyses chimiques des margines

- Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre type ORION modèle 230A.
- Les ions ammoniums sont dosés par la méthode d'indophénol. En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate de sodium comme catalyseur, ils réagissent avec le phénol et l'hypochlorite de sodium, et forment le bleu d'indophénol susceptible d'un dosage colorimétrique. La lecture de la densité optique au spectrophotomètre se fait à une longueur d'onde de 630 nm. La concentration des ions ammoniums est déduite à partir d'une gamme étalon d'une solution de NH_4Cl à des concentrations comprises entre 1 et 10 mg de NH_4^+/l
- Les nitrates sont dosés par la méthode de salicylate de sodium. Ils donnent du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique à une longueur d'onde de 415 nm. La concentration des ions nitrates est déduite à partir d'une gamme étalon d'une solution de nitrate de potassium à 50 mg.l^{-1} à des concentrations comprises entre 0 et 10 mg de NO_3^-/l
- Le dosage des sucres totaux a été effectué par spectroscopie selon la méthode de Dubois. 1ml de margine a été introduite dans un tube auquel est ajouté 1 ml d'une solution phénolique à 5% et 3 ml d'acide sulfurique concentré. Le tube est conservé à l'abri de lumière pendant 10 min puis transféré dans un bain marie pendant 30 min. La valeur de la

densité optique est corrélée à une concentration en se référant à une courbe étalon de glucose préalablement établie.

- Les éléments métalliques (le Pb, Cu, Fe et Zn) ont été analysés par la technique de spectroscopie d'absorption atomique à flamme. L'appareil utilisé est de type Analytik Jena NONAA350 programmé par un ordinateur guidé par le logiciel Aspect LS Version 1.3.2.0 Palo Alto, USA.
- Les matières en suspension (MES) sont déterminées par centrifugation d'un volume de 20 ml d'échantillon à $8\,000 \times g$ pendant 20 minutes. Le culot est mis dans une coupelle en porcelaine préalablement pesée puis séché à l'étuve à 105°C pendant 24 heures. La différence entre le poids de l'échantillon séché et celui de la coupelle détermine le taux de MES, il est exprimé en g.l-1.
- Les phénols totaux ont été déterminés par la technique de Folin Ciocalteu . Le réactif de Folin Ciocalteu est réduit par le complexe phényl-cuivre qui donne une coloration bleue dont l'absorbance est maximale à 760 nm. Une courbe étalon a été réalisée dans les mêmes conditions en présence de l'acide cafeique (0 à 250g.m /l)
- La conductivité électrique (CE) est mesurée par un conductimètre (multi paramètre) de type CONSORT C831, elle est exprimée en mS.cm^{-1} .
- L'alcalinité est mesurée par ajout d'une solution titrée d'acide sulfurique en présence d'un pH-mètre. Le volume d'acide ajouté est déterminé pour calculer l'alcalinité selon la relation suivante :

$$\text{Alc} = (V \times N \times 50 \times 1000) / V_m$$

Alc : alcalinité en mg CaCO_3/l

V : volume ajouté d'acide sulfurique en ml

N : Normalité de l'acide sulfurique (0,1N)

50 : Poids équivalent de CaCO_3

V_m : volume de l'échantillon en ml

- La demande chimique en oxygène (DCO) est effectuée par la méthode de dichromate de potassium. Le principe de cette méthode est basé sur une oxydation à ébullition (150°C) pendant 2 heures des matières réductrices par un excès de dichromate de potassium en milieu acide (H₂SO₄). Le sulfate d'argent est utilisé comme catalyseur et le sulfate de mercure comme complexant des chlorures... La densité optique de l'échantillon est obtenue par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 620 nm. Les valeurs de la DCO sont mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre type UV/Visible de marque Jenway 6 105.
- Le solide minéral est obtenu après incinération de l'échantillon dans un four à moufle à 550°C pendant 2 heures. La teneur des cendres qui restent dans le creuset calciné est exprimée par la relation suivante :

$$[(m1 - m0)/(m2 - m0)] \times 100 = \% \text{ SM}$$

m_0 : Poids du creuset vide (g)

m_1 : Masse de l'échantillon calciné + poids du creuset (g)

m_2 : Masse initiale de l'échantillon + poids du creuset (g)

SM : Solide minéral (%)

➤ **La matière sèche totale (MST)**

La matière sèche totale est constituée de matière minérale et de matière organique qui sont appelées aussi matière volatiles sèches ou solide volatil. La concentration en MVS est un taux par rapport à la matière sèche totale. Le pourcentage en matière sèche est le ratio entre le poids de la MS et la masse de la matière hydratée, il est obtenu après dessiccation à l'étuve à 105°C et pesée du résidu. Le solide total est donné par la relation suivante :

$$[(m1 - m0)/(m2 - m0)] \times 100 = \% ST$$

m_0 : Poids du creuset vide (g)

m_1 : Masse de l'échantillon séché + poids du creuset (g)

m_2 : Masse initiale de l'échantillon + poids du creuset (g)

ST : Solide total (%)

➤ **La matière sèche volatile (MO)**

La matière Volatile représente la quantité de matière organique du résidu sec. Il s'agit de la matière volatilisée par séchage de la matière sèche à 550°C pendant 2 heures. Elle correspond donc à la matière organique existant dans l'échantillon, elle est obtenue par la différence entre la matière sèche totale et la matière minérale.

ST : le solide total

SV : le solide volatile

SM : le solide minéral

III-Résultats et interprétations

III-1 Caractéristiques physico chimiques des margines à l'état brut.

Les valeurs des paramètres physico -chimiques des margines à l'état brut sont mentionnées sur le tableau 6 .

Tableau 6 : paramètres physico-chimiques des margines à l'état brut

Paramètres	Unités	Valeurs
pH		5,4
Humidité	%	90
Total des solides	g/l	102,8
Solides volatils	g/l	61,12
Phénols	g/l	1,2
Alcalinité CaCO3/l	mg/l	300
Demande d'oxygène chimique DCO	g/l	144
Potentiel redox	Mv	146
matières en suspension	g/l	15,6
oxygène dissous	mg/l	1,2
Conductivité électrique	ms/cm	10,7
Turbidité	UTN	320
Salinité	g/l	8
Fer	mg/l	78,01
Zinc	mg/l	15,61
Plomb	mg/l	5,26
Cuivre	mg/l	9,66
Ammonium	meq/l	0.15
Nitrates	meq/l	0.06
Sucres totaux	mg/l	50.2

Au regard des résultats obtenus des analyses chimiques des margines il en ressort que :

Les mesures du pH effectuées affichent des valeurs moyennes de l'ordre de 5,4. La valeur enregistrée dans notre étude se trouve dans la limite supérieure de la fourchette citée dans la littérature (4,5 à 6). Cette valeur est comprise dans la fourchette des valeurs moyennes déduites des études à l'échelle nationale et qui est de 4.5 à 5.5 (Etude d'élaboration du Plan national de lutte contre la pollution hydrique issue de l'industrie de trituration des olives, 2018)

Le taux d'humidité est en moyenne de l'ordre de 90% pour notre échantillon. Ces résultats se situent dans la fourchette de valeurs enregistrées par certains auteurs ayant travaillé sur des échantillons de margines. En effet, ces dernières étaient de l'ordre (83,2%), (86,29%) et (94,8%) et ce, respectivement pour les échantillons étudiés par Nefzaoui (1991) ; Gargouri et al., (2014) et Mekki et al., (2007).

Les teneurs moyennes des margines en matière sèche et en matière volatile sont de l'ordre de 102.8 g/l et de 61.12 g/l respectivement. Ces valeurs restent inférieures aux valeurs enregistrées à l'échelle nationale (rapport du ministère de l'équipement du transport de la logistique et de l'eau ; 2018) et qui sont de l'ordre de 150g/l néanmoins la MV représente environ 60% de la MS, ce qui montre la nature organique des margines.

La conductivité électrique est étroitement liée à la concentration des substances dissoutes et à leur nature. Dans le cas des margines étudiées la valeur enregistrée varie est de 10.7ms.cm⁻¹. Cette valeur reste légèrement inférieure aux margines générées par quelques unités à pression dans la province de Sidi Kacem et qui sont comprises entre 12.4ms/cm et 40.6 ms/c (El Rhaouat O.,2014).

La teneur moyenne en matières organiques exprimée en DCO est de l'ordre de 144 g d'O₂/l cette valeur est tout à fait intégrée dans les normes nationales et qui sont de 100mg/l à 200mg/l Ceci montre la forte demande en oxygène pour l'oxydation complète de la matière organique contenue dans les margines.

Les margines sont riches en matières en suspension, leur teneur est de l'ordre de 15.6 g/l. Cette valeur est similaire à celles rapportées par d'autres auteurs dans les margines industrielles (Balice et al., 1997 ; Al-Malah et al., 2000 ; Assas et al., 2002) mais demeure nettement supérieures aux margines de trois régions du Maroc (Ouazzane, Fès Boulman et Béni Mellal) cité par AbeerEsmail et qui est en moyenne de l'ordre de 0.55g/l.

Les margines étudiées sont caractérisées par une faible teneur en composés phénoliques. Leur teneur est de 1.2g/l. Cette concentration basse pourrait limiter toute biodégradation naturelle et conférer éventuellement une bonne activité microbienne et donc un bon pouvoir méthanogène (Borja et al., 1992 ; Kissi et al., 2001 ; Fountoulakis et al., 2002). La valeur enregistrée en composés phénoliques se rapproche nettement des valeurs nationales et qui avoisinent les 1g/l.

Par ailleurs, et concernant la teneur en Fe, Zn, Cu et Pb l'analyse des résultats obtenus montre que les margines contiennent des teneurs non négligeables en métaux surtout le Zn, le Cu et le Fe ayant comme origine, entre autres, le fruit lui-même. Elle est respectivement 78.01mg/l 15.61mg/l ,5.26mg/l et 9.66mg/l.

La concentration des margines étudiées en ammonium et en nitrates est assez faible elle est de l'ordre de 0,15 et 0.06 meq/l respectivement. Ce résultat suggère que la biodégradation de ces effluents est très limitée.

Concernant la valeur enregistrée des sucres totaux elle est de l'ordre de 50.2 mg/l. elle reste comparable à celle déduite des études à l'échelle nationale et qui est de 50mg/l .

III-2- Stabilité du digesteur

Plusieurs expériences ont montré qu'il existe un certain nombre de facteurs qui influencent le processus de digestion anaérobie, pour cela il est nécessaire de s'assurer que l'expérience est réalisée dans des conditions stables afin d'obtenir un rendement en biogaz le plus élevé.

Les expériences ont été menées dans les conditions mésophiles 37°C qui demeurent les températures opératoires les plus classiquement utilisées pour une meilleure dégradation (Reggio et al.,2017).

Au cours de cette expérience, nous avons suivi l'évolution du pH et de l'alcalinité paramètres de contrôle de la stabilité de la digestion (Malta alvarez et al.,2005).

La figure 8 montre les changements de pH dans le digesteur pendant toute la période du processus de digestion anaérobie. Le processus de dégradation anaérobie dépend fortement du pH car chaque groupe microbien impliqué dans la réaction à une plage de pH spécifique pour une croissance optimale.

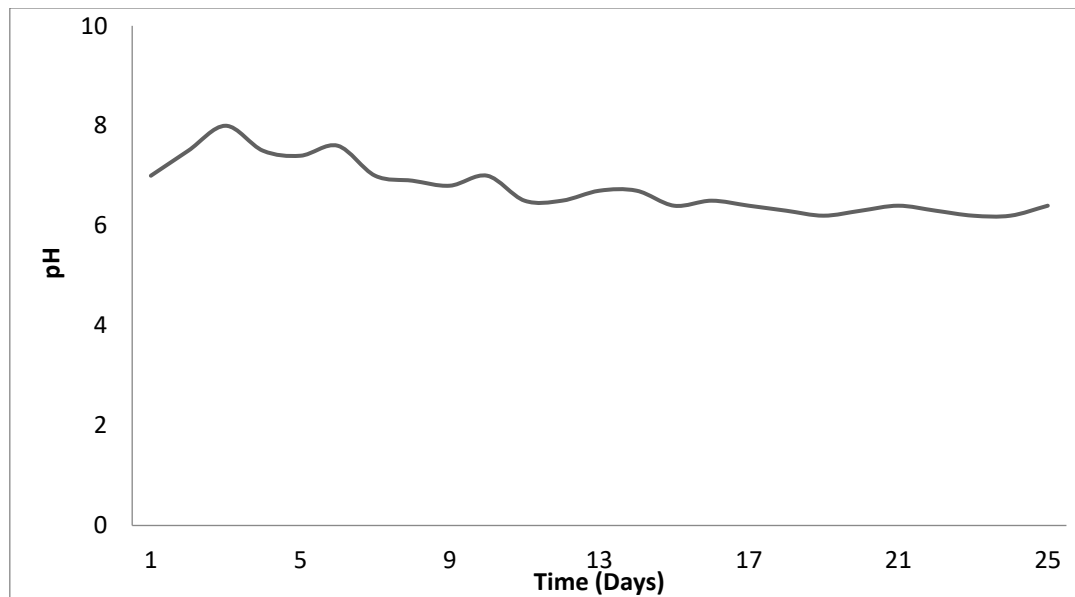


Figure 8 : Évolution du pH au cours de la digestion anaérobie des margines

Dans cette étude et comme le montre la figure, le pH est compris entre 7 et 7.9 ce qui assure un bon fonctionnement du digesteur. Ces valeurs se rapprochent de celles décrites par khotari et al 2017 ou des valeurs avoisinant 7 ont été observées.

D'après (Yadvika et *al.*, 2004 ; Ward et *al.*, 2008 ; Khali et *al.*, 2011) la gamme de pH peut également varier en fonction des conditions d'opération notamment les substrats utilisés et la température de fonctionnement. Dès lors, il est difficile d'établir un pH précis pour chaque étape de méthanisation. La plage de pH optimale pour la digestion anaérobie mésophile est proche de la neutralité, variant pour chaque type de bactérie entre 6,5 et 7,5. Bayart et Goudon en 2001 ont rapporté que les archaeas méthanogènes sont sensibles aux variations du pH d'où la nécessité de maintenir un pH proche de la neutralité.

La Variation de l'alcalinité dans le digesteur au cours de la digestion anaérobie des margines a été observée également (figure 9).

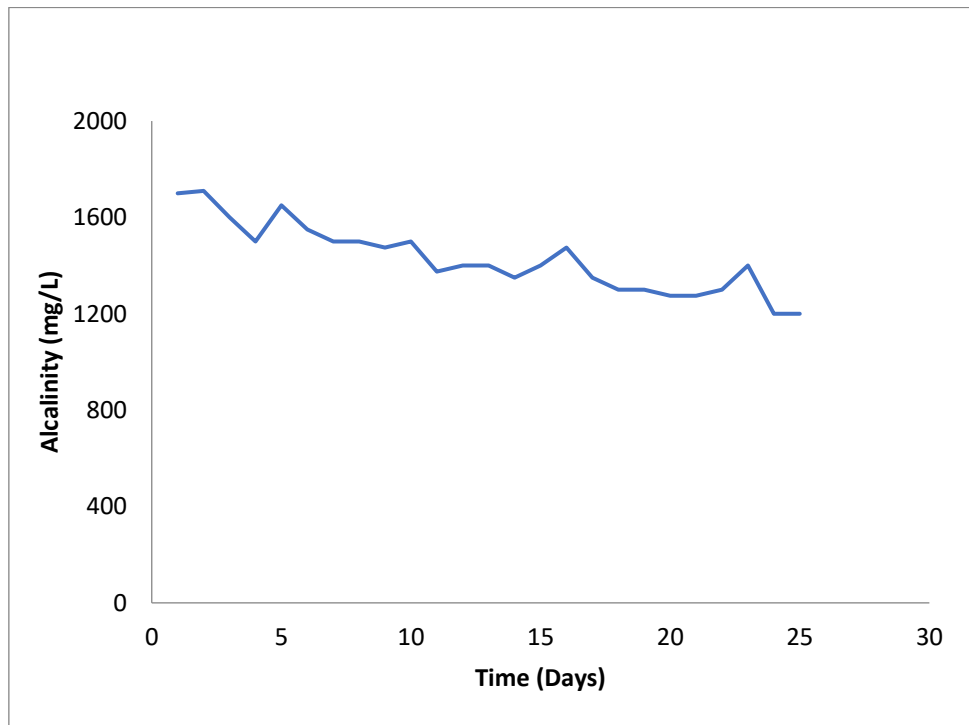


Figure 9 : Variation de l'alcalinité dans le digesteur au cours de la digestion anaérobie des margines

Il est à noter que l'alcalinité dans le digesteur est en moyenne de 1400mg / L, et cette valeur est optimale car il est nécessaire que l'alcalinité soit comprise entre 1000 et 3000 mg / L. La mesure de l'alcalinité nous permet d'évaluer la stabilité de la digestion anaérobie et sa résistance aux attaques acides. Ainsi lorsque le digesteur a une alcalinité élevée, il peut avoir une bonne capacité tampon neutralisante d'une acidité soudaine du milieu.

Cette alcalinité causée par les bicarbonates de calcium doit être relativement élevée pour un bon fonctionnement du procédé. On considère en général, qu'il faut avoir au moins 1000 mg/L d'alcalinité (exprimée en mg de CaCO₃ par litre) dans un réacteur pour son bon fonctionnement (Hawkes, F. R., et *al.*, 2003)

III-3- Productivité du méthane

Cette étude a été réalisée dans les conditions mésophiles en mode semi continu, la dégradation de substrat pour toutes les charges a duré 20 jours. Au cours de la digestion anaérobie des margines, le digesteur est alimenté par une quantité de 0,5g SV/L de substrat, cette quantité est augmentée jusqu'à 2.5g SV/L. Les résultats de la production expérimentale de CH₄ sont présentés dans la figure 10

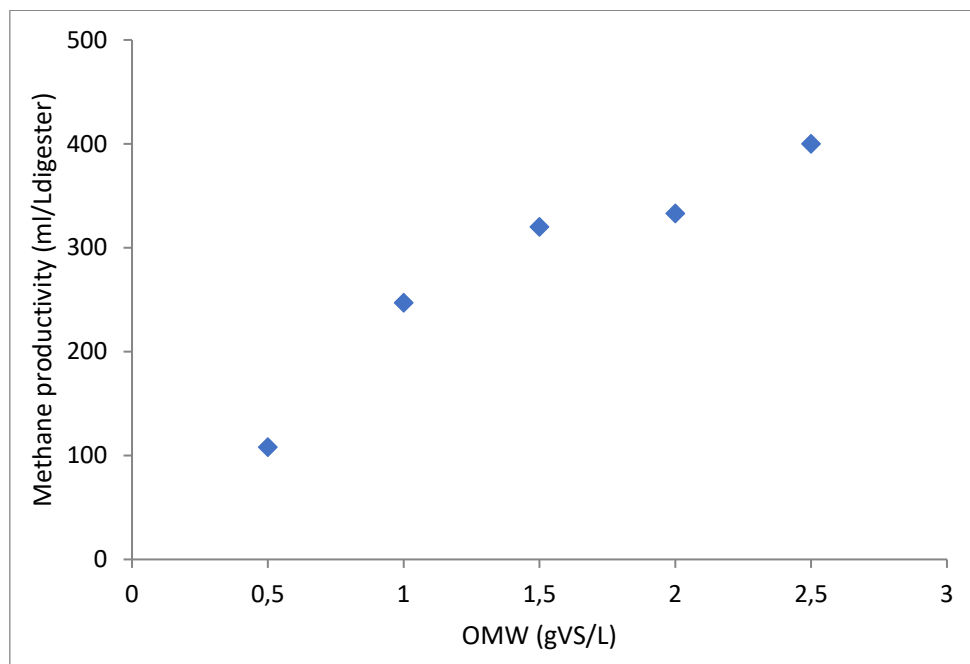


Figure 10 : Evolution de la production de méthane en fonction des charges ajoutées

On remarque une augmentation successive du volume de méthane cumulé en fonction du temps, cela est noté pour toutes les charges ajoutées. La production maximale de CH₄ enregistrée est de l'ordre de 108, 247, 320, 333 et 400 ml respectivement pour les charges 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5 g SV/L.

III-4- Potentiel méthanogène et biodégradabilité

Le potentiel méthanogène représente la quantité maximale de méthane produite par litre d'effluent ou par kg de déchets lorsqu'ils sont traités dans un réacteur de digestion anaérobie. Il est fonction du substrat traité et aussi du prétraitement subi et augmente avec le pourcentage de matière sèche. La détermination de ce potentiel, pour chaque intrant ou pour des mélanges d'intrants est un élément central et incontournable pour toute réflexion autour des procédés de méthanisation. La figure 11 montre la variation du rendement en méthane en fonction des charges ajoutées au digesteur.

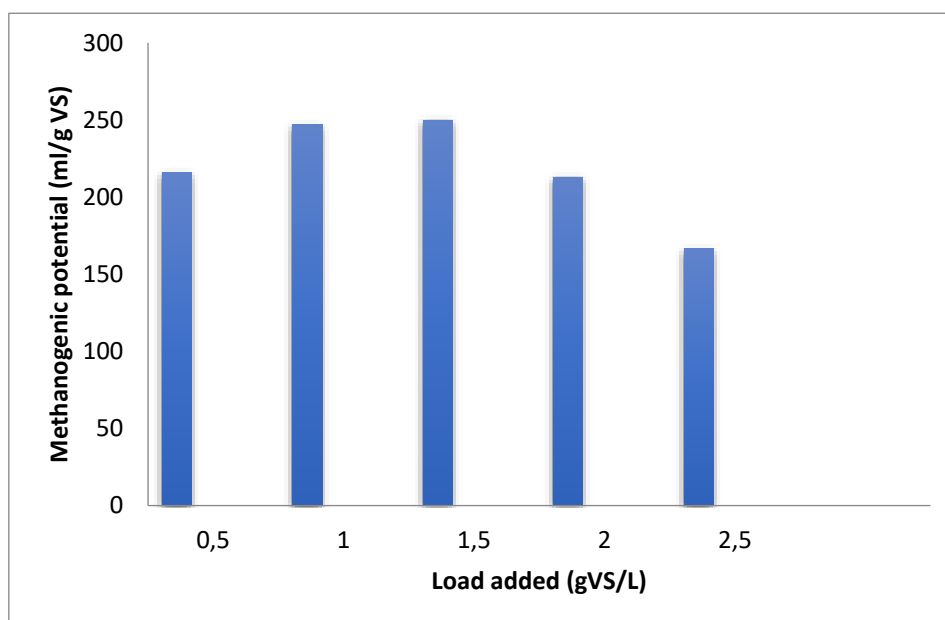


Figure 11 : Potentiel méthanogène des margines pour différentes charges (de 0,5 à 2,5 gSV/l)

Le potentiel méthanogène augmente proportionnellement avec l'augmentation de la charge ajoutée puis il diminue à partir de la charge 2 g SV/l, cela est dû à une accumulation de la matière organique non dégradée et aussi à la présence des polyphénols qui inhibent la croissance des bactéries méthanogènes. Dans cette expérience, le potentiel méthanogène des différentes charges 0,5, 1, 1,5, 2 et 2,5 g VS/l est respectivement de 216, 247, 213, 166,7 et 160 ml/g VS.

La biodégradabilité représente la matière organique dégradée par rapport à celle ajoutée. Elle indique le pourcentage de la matière organique des margines dégradées et éliminées par le processus de la méthanisation. Le taux de la biodégradabilité est calculé par rapport à la matière organique disponible dans le réacteur et exprimé en (%). La figure 12 montre l'évolution des SV éliminés par rapport aux SV ajoutés.

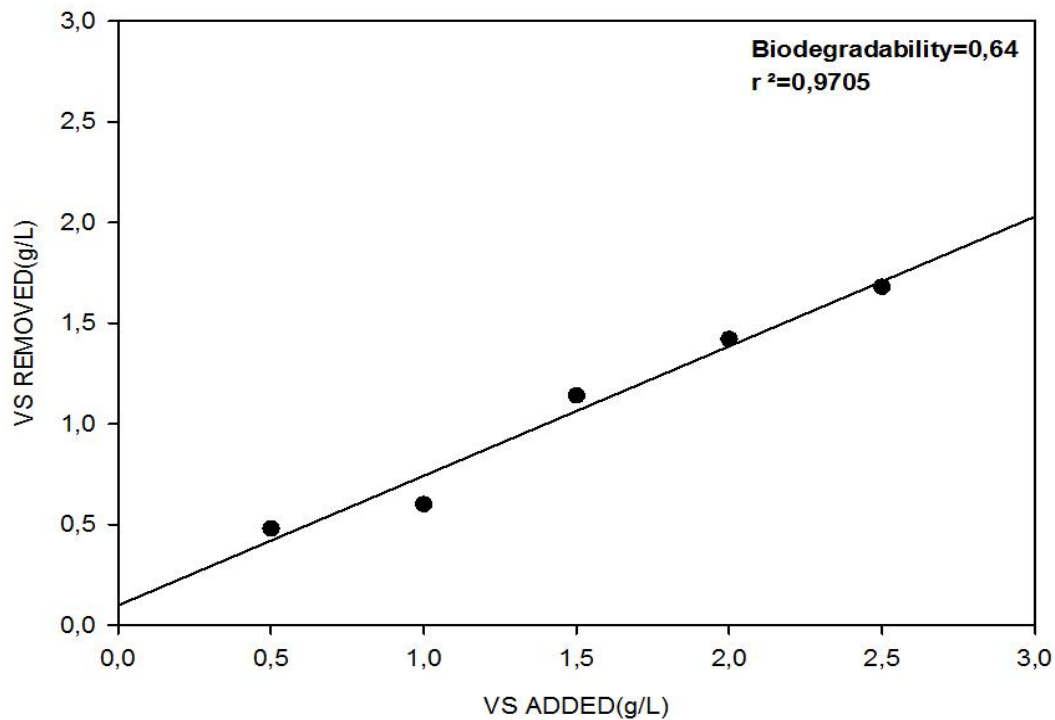


Figure 12 : La relation entre VS ajouté et VS supprimé

La biodégradabilité est de l'ordre de 64%, soit le taux de dégradation des déchets traités dans le digesteur ($r^2 = 0,9705$). La faible dégradation des margines est due à la présence des phénols, Des études ont montrées que les composés phénoliques sont des contributeurs majeurs à la toxicité et à l'activité antibactérienne des margines limitant ainsi la biodégradabilité. (Kaleh, Z. et Geißen, S. U. ; 2016).

IV- discussion et conclusions.

L'objectif de cette étude est de faire une caractérisation physicochimique complète des margines brutes et de les traiter par digestion anaérobie afin de produire le méthane et de réduire leurs effets toxiques. Les analyses physico-chimiques montrent que les margines sont caractérisées par une acidité élevée (pH = 5,4).

Cette valeur se rapproche de celle rapportées par Mekki et al., (2007), lesquels ont enregistré un pH de 5,1. Sur d'autres échantillons de margines des valeurs de pH plus acides de l'ordre de (4,8), (4,46) et (4,14) ont été soulignées respectivement par Vlyssides et al., (2004) ; Bargougui et al., (2019) et Bombino et al., (2021). Ces résultats confirment l'acidité de ces effluents qui proviendrait de la présence d'acides organiques (acides phénoliques, acides gras).

Selon Obied et al., (2005) ; Paraskeva et Diamadopoulos (2006) ; Dermeche et al., (2013) ; Galanakis et Kotsiou (2017), la variabilité du pH des échantillons de margines serait dû à un ensemble de facteurs environnementaux, génétiques, et de pratiques culturelles des agriculteurs à savoir ; la méthode d'extraction, le type et la maturité des olives, la région d'origine et les méthodes de culture associées.

Hamdi en 1991 a rapporté aussi que l'acidité des margines augmente avec la durée de leur stockage dans la station d'évaporation naturelle. Ceci peut être expliqué par des réactions d'auto-oxydation et de polymérisation qui transforment les alcools phénoliques en acides phénoliques. Ces réactions se manifestent également par un changement de la coloration initiale des margines vers un noir très sombre (Assas et al., 2002). En effet, nos margines sont caractérisées par une coloration foncée.

Ce pH peut néanmoins être ajusté au cours du procédé par ajout de composés externes comme les bicarbonates de sodium et des phosphates (Ammani et al., 2010). Ces auteurs rapportent que la quantité de biogaz produite dans le cas du pH ajusté est deux fois supérieure à la quantité produite dans le cas du pH non ajusté.

D'après plusieurs auteurs il est possible d'agir au niveau de chaque étape de la biométhanisation. Ainsi Il est possible de booster l'hydrolyse en agissant sur un pH optimal compris entre 5,5 et 6,5 (Kothari et al., 2014). Les boues primaires par exemple ont un pH optimal à 6,5 (Sanders, et al., 2000).

Sur L'acidogénèse et l'acétogénèse, un pH optimal peut exister en fonction des substrats utilisés même si globalement le pH optimal de l'étape d'acidogénèse est compris entre 5,5 et 6,5 (Kothari et al., 2014). Un pH neutre est favorable à l'étape d'acétogénèse (Xu et al., 2015).

La Méthanogénèse, dernière étape de méthanisation possède également des pH optimaux pour éviter les inhibitions et assurer une production optimale de méthane. Ces valeurs sont entre 5,5 et 7,5 (Kothari et al., 2014 ; Guendouz et al., 2008 ; Savant et al., 2004 ; Boopathy et al., 1996).

La MV est de 61.12g/l ce qui montre la nature organique des margines. Ce pourcentage est proche de celui observé par plusieurs auteurs (Hamdi, 1991 ; Garcia et al., 2000 ; Assas et al., 2002 ; Fountoulakis et al., 2002 ; Fadil et al., 2003 ; Bargougui et al., 2019).

Les margines étudiées sont caractérisées par une faible teneur en composés phénoliques. Cette concentration basse pourrait limiter toute biodégradation naturelle et conférer éventuellement une bonne activité microbienne et donc un bon pouvoir méthanogène (Borja et al., 1992 ; Kissi et al., 2001 ; Fountoulakis et al., 2002). Pour Yaakoubi et al., (2009), les margines de presse sont plus riches en composés phénoliques (17,07 g/L) que les margines de centrifugation (7,315 g/L). Abassi et al., (2012) ont signalé aussi des différences importantes entre le système semi moderne (9,82 g/L) et le système moderne (6,11 g/L).

La mesure de la CE ne donne pas forcément une idée immédiate sur la charge minérale du milieu (Paredes, C. et al., 2005). Les résultats obtenus dans notre étude sont inférieurs à ceux trouvés dans la littérature à savoir 10.7 ms.cm-1. Des valeurs comprises entre 17.40 et 19.09 ms.c⁻¹ ont été rapportés par Esmail A. en 2014 pour des margines de trois régions différentes du Maroc (Ouazzane, Fes Boulman et Béni Mellal). Cette valeur donne une idée générale sur la teneur en sel présents dans ces effluents, valeur corrélée aux pratiques de salage pour la conservation des olives avant la trituration, et à la richesse naturelle des margines en sels minéraux dissous.

La teneur en DCO est élevée par rapport à celle enregistrée dans d'autres types de rejets. Toutefois, notre valeur de 144g d'O₂/l reste comparable à celles obtenues par plusieurs auteurs pour des margines issues du système de centrifugation (Martinez et al., 1992 ; Annaki et al., 1999 ; Ergüder et al., 2000 ; Tsioulpas et al., 2002). Ces chiffres demeurent néanmoins variables, et une étude récente réalisée par Halah Aissam et al., 2015 sur les caractéristiques physico-chimiques des margines de la station d'épuration naturelle de la ville de Fès, a montré

que l'effluent était chargé en matières organiques évaluées en termes de DCO à 151 g d'O₂/l, et caractérisé par un taux élevé en polyphénols (9 g/l).

Les margines sont riches en matières en suspension, leur teneur est de l'ordre de 15.6 g.l-1. Cette valeur est similaire à celles rapportées par d'autres auteurs dans les margines industrielles (Balice et *al.*, 1997 ; Al-Malah et *al.*, 2000 ; Assas et *al.*, 2002). Bien que dans les bassins les MES des margines baissent sous l'effet de la décantation, cette valeur élevée est probablement dûe à l'effet du vent et/ou de l'agitation provoquée au moment du déchargement des margines.

Les margines contiennent des teneur non négligeables en Zn ,Cu , Pb et Fer . En effet ces métaux sont des oligo-éléments essentiels qui entrent dans la constitution minéralogique des olives. Le plomb provient probablement de l'eau d'irrigation, des engrais phosphatés et de certains produits phytosanitaires de traitement des olives. Donc la composition métallique des margines dépend de la qualité des olives triturées surtout pour le Zn, Cu et le Fe. Les résultats de cette caractérisation métallique sont comparables à ceux obtenus par Zenjari ,2000.

La concentration des margines étudiées en ammonium et en nitrates est assez faible elle est de l'ordre de 0,15 et 0.06 meq/l respectivement. Ce résultat suggère que la biodégradation de ces effluents est très limitée.

La présence de faible concentration en sucres de 50.02mg/l montre que les microorganismes dans les margines utilisent pour leur métabolisme les produits de dégradation des composés phénoliques, plutôt que celle des sources glucidiques. Donc, ces micro-organismes empruntent des voies métaboliques secondaires pour produire le pouvoir réducteur (NADH et NADPH) et l'énergie (ATP) qui assure leur maintenance cellulaire. Notons que la présence des sucres indique l'état de fraîcheur des margines. Pendant leur stockage, les sucres sont fermentés en acides organiques (Hamdi, 1992).

L'augmentation du volume du méthane peut être expliqué par l'action des microorganismes méthanogènes qui produisent des enzymes permettant d'hydrolyser les différents constituants de substrat et de catalyser les réactions métaboliques qui aboutissent à la production de méthane.

Le potentiel méthanogène augmente proportionnellement avec l'augmentation de la charge ajoutée puis il diminue à partir de la charge 2 g SV/L, cela est dû à une accumulation de la matière organique non dégradée et aussi à la présence des polyphénols qui inhibent la croissance des bactéries méthanogènes.

Le coefficient de rendement en méthane est de 250ml/g SV avec un taux de biodégradabilité de 64%. Plusieurs études ont montrées que les composés phénoliques sont les contributeur majeurs à la toxicité et à l'activité antibactérienne limitant ainsi la biodégradabilité (Deeb, A. , et *al.*, 2012).

Par ailleurs, Elamin afilal M. et al., en 2019 ayant travaillé sur la fermentation des margines avec d'autres déchets organiques, confirment que le mélange avec plusieurs substrats de façon adaptée, reste la meilleure combinaison pour avoir un pH et une concentration des polyphénols convenables à la production du biogaz. Ils ont également démontré que la production de biogaz cumulé a atteint le maximum pour un mélange (Margines + fumier + algues). Ils ont relevé une nette accélération lors de l'addition des algues substrat riche en sels minéraux. A température constante de 35°C et un pH ajusté, avec un ajout de 20% d'inoculum et d'une solution saline, la biométhanisation a permis d'obtenir en moins de 20 jours, 50 ml biogaz / 8g MS, l'équivalent de 6,25 m³ /tonne de MS.

Une autre étude de co-digestion des margines a été réalisée avec quatre substrats riches en azote, à savoir le lactosérum, le fumier avicole, l'effluent d'abattoir et les déchets verts par Sounni F. en 2021. Seul le mélange 50% margines/50% effluent d'abattoir a été utilisé en test de codigestion en mode semi continu. Il correspond au ratio optimal avec une production de biogaz élevée. La co-digestion de ce mélange en mode continu est possible jusqu'à une charge de 9 g DCO / l / jour en terme de stabilité et de production de biogaz.

Par ailleurs Ebich F.2018 a démontré que le potentiel méthanogène a atteint des valeurs de 250, 147 et 262 ml / g SV respectivement pour les trois expériences de la digestion anaérobie de margine, des déchets organiques de décharge et du mélange en codigestion. Un potentiel de production de biogaz de 0,55 l /g DCO a été obtenue également dans une étude sur la codigestion anaérobie d'un mélange constitué de 33% de margine et de 67% de fumier par Lansing S et *al.*,2008.

Des travaux réalisés en 2016 par Ellassri O. et Afilal MA. sur la production de biogaz à partir de la digestion anaérobie des fientes de poulets au Maroc ont montrés que cette dernière génère une quantité élevée de biogaz à raison de 230,58 ml/g de DCO. La quantité produite est composée de 60,2 % de méthane, 38,8 % de dioxyde de carbone et 0 % d'hydrogène.

Donc, le biogaz issu de la fermentation anaérobique des substrats organiques est une énergie renouvelable qui suscite un intérêt croissant. Le traitement des margines est toujours un défi majeur et la digestion anaérobie est une technologie établie et approuvée pour le traitement de cet effluent et s'intègre dans un cercle vertueux du développement durable (Afilal M.E.et al., 2013).

**CHAPITRE II : VALORISATION DES DÉCHETS
ALIMENTAIRES : EFFET DE LA TEMPÉRATURE
SUR LA BIOMÉTHANISATION**

I-Introduction

Dans le monde entier les déchets constituent de graves problèmes écologiques et sanitaires. Leur traitement par incinération ou par stockage entraîne des rejets dans l'air de gaz à effet de serre et de polluants divers (Dépoues V. ; Bordier C. ; 2015)

Au Maroc la quantité des déchets ménagers a augmenté en raison de la croissance de la population et du changement de mode de vie. Ces déchets ménagers constituent environ 80% des déchets dans les décharges. Ils peuvent être convertis en compost dans les conditions aérobies ou en énergie dans les conditions anaérobies. Riches en carbones, les déchets alimentaires sont considérés comme un matériau potentiel de digestion anaérobie en raison de leur haute biodégradabilité (Nguyen et al., ; 2016 , Ren et al., 2018 ; Wang et al., 2019).

En effet, la digestion anaérobie est un moyen efficace pour le traitement et la valorisation de ces déchets organiques. Ils sont considérés comme un excellent substrat de digestion , le biogaz généré est riche en méthane et peut être utilisé dans les zones rurales pour fournir une source d'énergie renouvelable (Wang Z. et al., 2019).

La digestion anaérobie des déchets ménagers paraît donc une solution idéale qui combine le traitement des biodéchets et la production d'énergie renouvelable. Cependant divers facteurs peuvent affecter ce processus et inhiber l'activité méthanogène tels que la faible teneur en composés organiques, la variation de la température (Baststone ;2002).

Plusieurs études sur la production de CH₄ à partir des déchets ont été réalisées. Néanmoins la cinétique de dégradation de la matière organique dépend de la température selon la loi d'Arrhénius. Ainsi pour maintenir une charge et un rendement élevés, un bon contrôle de celle-ci est indispensable. La biométhanisation étant aussi un phénomène biologique dépendant des flores bactériennes qui se redéveloppent à chaque palier de températures différentes, ce paramètre demeure crucial pour le bon déroulement du processus (Riggio et al 2017).

Dans ce travail, nous proposons d'étudier la digestion anaérobie des déchets alimentaires collectés de restaurant de la région de Kénitra à deux températures différentes : les conditions mésophiles (37°C) et thermophiles (50°C), afin d'obtenir la quantité idéale de méthane et de relever l'effet de la variation de température sur la productivité du biogaz.

II-Matériel et méthodes

II-1 Materiel : Substrat et inoculum

Le substrat utilisé est sous forme de déchets alimentaires collectés de restaurant de la ville de Kenitra. Il est composé de peau de banane, de reste de poulet, des pelures de tomate, de pommes, d'oignons et de carottes (figure 13). Ces déchets sont coupés en petits morceaux et broyés dans un mixeur électrique. Le tableau 7 montre les caractéristiques physicochimiques de ce substrat.

L'inoculum a été obtenu à partir d'un digesteur anaérobie continu de boues d'olive. Le solide total et volatile de l'inoculum est estimé de 27 g/l et 19 g/l, respectivement.

Tableau 7 : composition chimique du substrat et de l'inoculum

Paramètres	H	TS	VS	MS	pH	Alk
Substrat	94%	42 g/kg	38 g/kg	2,50 g/kg	7,4	1700 mg/L
Inoculum	95%	27 g/L	19 g/L	11 g/L	7.9	2000 mg/L

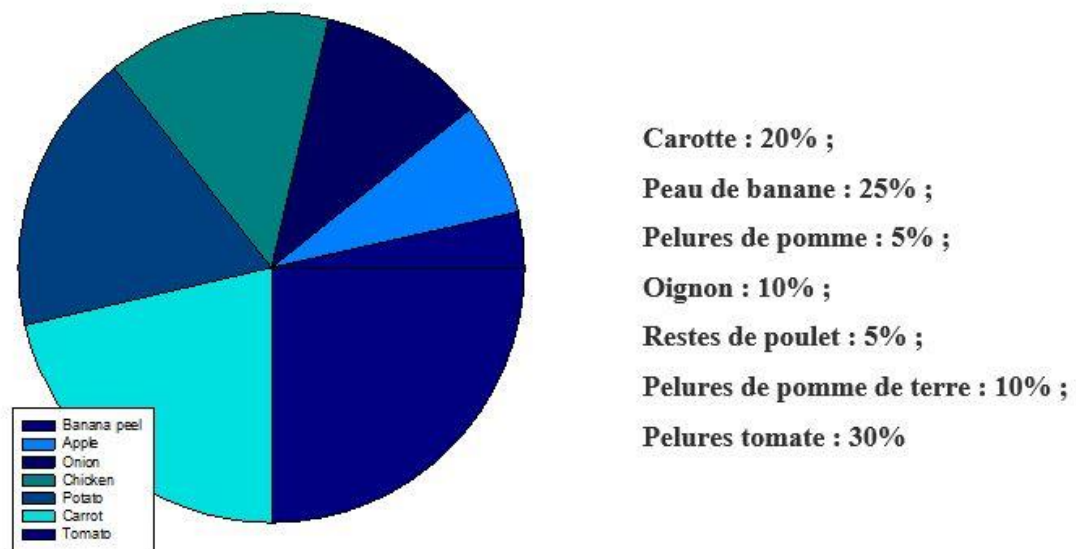


Figure 13 : Composition du substrat

II-2 méthodes utilisées

- ❖ Les paramètres physico chimiques à savoir le taux d'humidité, la matière sèche volatile (VS), la matière sèche (TS), le pH et l'alcalinité ont été déterminés selon le protocole analytique standard (cf chapitre 2 : matériel et méthodes)

➤ Conception expérimentale

Deux expériences de digestion anaérobie ont été réalisées pendant 30 jours dans des digesteurs anaérobies par lots. Les bioréacteurs utilisés dans ces travaux fonctionnent en mode discontinu et ont une capacité de 5l. Chaque digesteur a été alimenté avec 500 ml d'inoculum comme source de bactéries méthanogènes nécessaires pour initier le processus de traitement anaérobie. Le digesteur est stabilisé conformément aux études précédentes (Angelidaki, I. et *al.*, 2009 ; Mekki et *al.*, 2013)

Les digesteurs discontinus ont été placés dans un bain-marie thermostatique pour atteindre la température de maintien à 37 ° C et à 50 ° C. Chacun de ces digesteurs est relié à un barboteur fermé contenant une solution de NaOH utilisée pour éliminer le CO₂ pendant le processus. Le volume de méthane recueilli dans le gazomètre a été mesuré par la méthode du déplacement de l'eau. (cf schéma digesteur chapitre1)

III- Interprétation des résultats.

III-1 Caractéristiques physicochimiques du substrat et de l'inoculum

- Le taux humidité des déchets et de l'inoculum est de 94% et 95% respectivement. Ces valeurs se rapprochent de celle trouvée pour les margines brutes et qui est de 90% (cf chapitre 2 tableau 6)
- Les pH moyens du substrat et de l'inoculum sont respectivement de 7.4 et 7.9 accompagnés d'une valeur de l'alcalinité de 1700mg/l et 2000mg/l. Plusieurs études ont rapporté que les déchets solides organiques ont un pH compris entre 5 et 9 (Charnay, 2005). Le pH de l'inoculum obtenu de 7.9 et une alcalinité de 2000mg/l suggère de bonnes conditions de méthanisation des boues d'olives .
- Le taux de matière sèche (MS) de l'échantillon de déchets alimentaires est estimé à 2,5g/kg soit environ 6% de la MST

- La composition en matière sèche volatile SV de l'échantillon des déchets alimentaires (substrat) est de 38g/kg soit environ 90.4% de la MST. Les teneurs élevées en MSV équivalant à la matière organique indiquent un substrat de prédilection pour les microorganismes de la digestion anaérobie (Milaiti et al., 2015). La concentration et la nature de la matière organique est déterminante pour le potentiel biométhanogène des substrats (Moller et al., 2004). Le solide total et volatile de l'inoculum est estimé de 27 g/l et 19 g/l, respectivement. Ce qui dénote d'une première opération de biodegradabilité de la matière organique.

III-2 Stabilité des digesteurs

Plusieurs expériences ont montré que le pH et l'alcalinité représentent les paramètres du contrôle de la stabilité de la digestion anaérobie. Le processus de dégradation anaérobie dépend fortement du pH car chaque groupe microbien impliqué dans la réaction à une plage de pH spécifique pour une croissance optimale (Bayard et Gourdon 2001). Les figure 14 et 15 montrent l'évolution du pH et de l'alcalinité dans les digesteurs pendant toute la période de digestion .

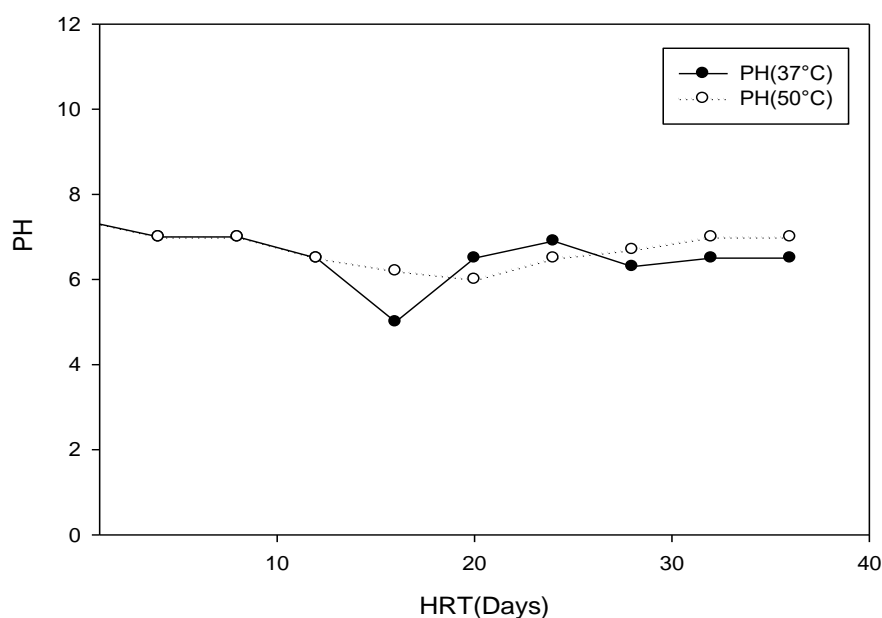


Figure 14 : Évolution du pH au cours de la digestion anaérobie des déchets alimentaires

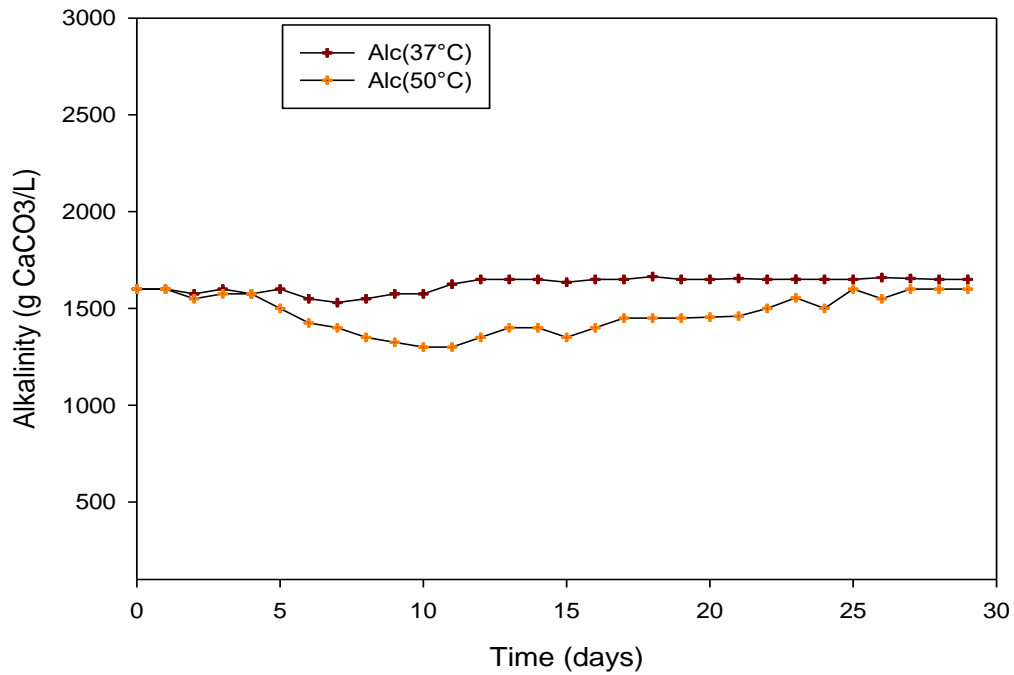


Figure 15 : Évolution de l'alcalinité au cours de la digestion anaérobie des déchets alimentaires

La plage de pH optimale pour la digestion anaérobie mésophile et thermophile varie entre 6.5 et 7.5 et la variation de l'alcalinité répond aux normes en vigueur entre 1300g CaCO₃/l et 1600 g CaCO₃/l et ce, pour les deux températures (Mata alvarez et *al.*, 2005)

III-3 Production de biométhane

La production cumulée du biométhane lors du traitement anaérobie des déchets alimentaires aux deux températures différentes est illustrée dans la Fig 16.

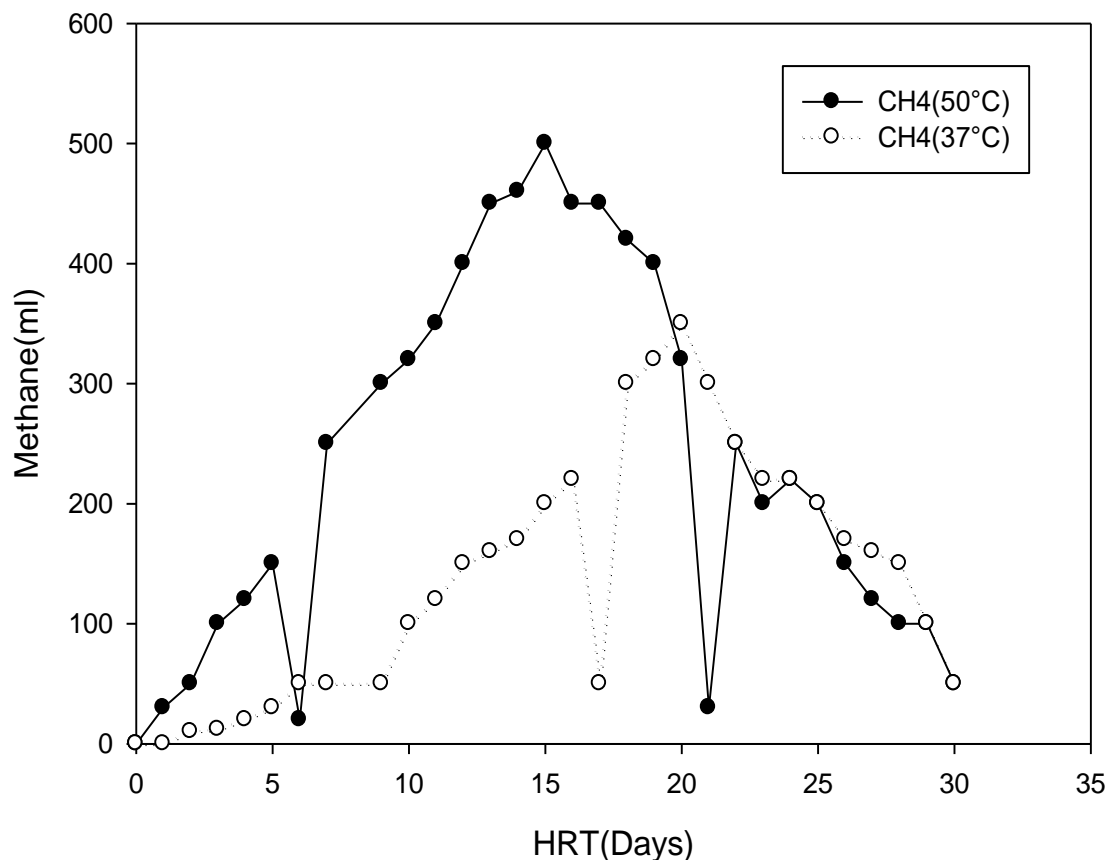


Figure 16 : Production de méthane à l'état mésophile 37°C et thermophile 50°C

Le rendement moyen en méthane dans des conditions mésophiles et thermophiles sont de 453 ml/g VS et 326 ml/gVS respectivement. La production de méthane augmente progressivement au cours de l'expérience. Le méthane accumulé le plus élevé est de 530 ml de CH₄/g VS ajouté, et a été obtenu dans le lot traitant les déchets alimentaires dans des conditions thermophiles 50°C.

III-4 Variation du solide volatil

La variation du solide volatil est représentée dans la figure17

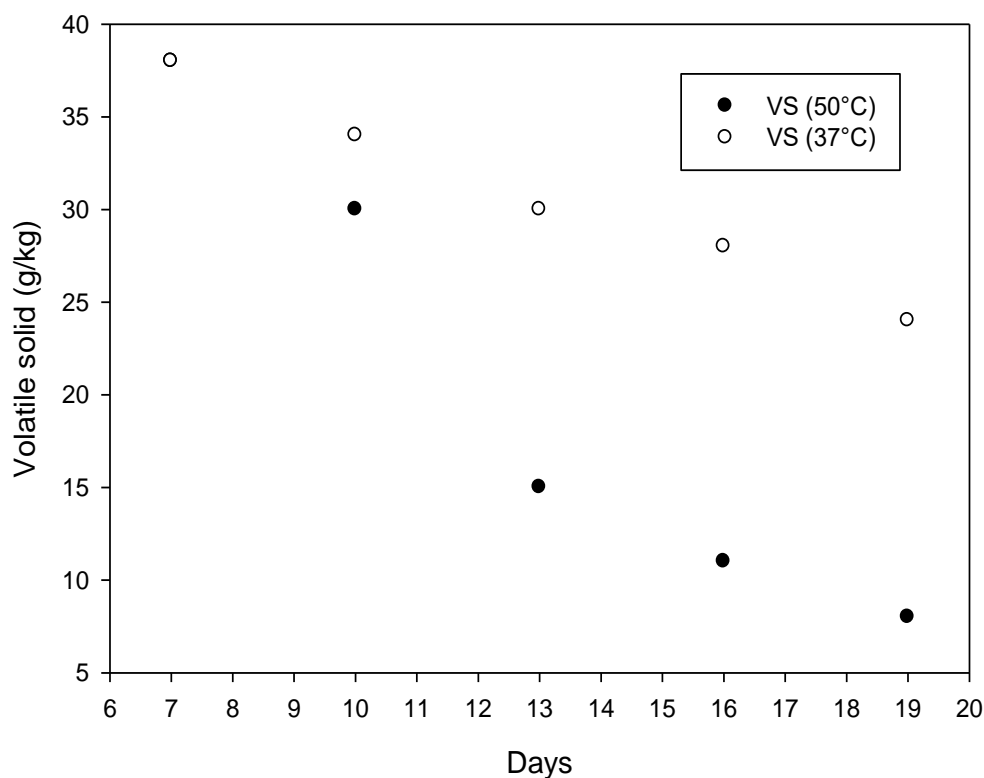


Figure 17 : Variation des solides volatils dans le digesteur.

Au fur et à mesure que le temps de dégradation anaérobie se prolonge, la matière volatile de chaque digesteur diminue progressivement, ce qui dénote d'une conversion d'une partie de la matière organique en biogaz par des bactéries méthanogènes. Dans les conditions thermophiles, La teneur finale en SV a atteint une valeur de 8 g / kg tandis que l'efficacité d'élimination est de 59%, ainsi, la charge organique initiale a diminué de 38 g / kg à 8 g / kg à 0,5 g / l . La teneur finale en SV dans le digesteur opérant dans des conditions mésophiles est de 25 g / kg avec une efficacité d'élimination de 34%.

IV-Discussion et conclusion

A la lumière des résultats obtenus, on retient que l'évolution du pH et de l'alcalinité dans les digesteurs pendant toute la période du processus de digestion anaérobie restent stables et répondent aux normes en vigueur cela dénote des bonnes conditions de déroulement du procédé de digestion et ce pour les deux températures.

Les résultats obtenus dans notre expérimentation ont révélé que la température peut améliorer l'efficacité de dégradation de la matière organique dans les conditions thermophiles, et ainsi augmenter la production de biogaz. Une accumulation maximum de 530 ml de CH₄/g SV ajouté a été obtenue. Une accumulation spécifique maximale en biométhane de 591 ml/g VS a été obtenue à partir de la digestion anaérobie des déchets alimentaires pour une étude réalisée par Junfeng Jianga en 2014.

Par ailleurs, des études menées par Ferguson et *al.*, (2018) ont montré que la biométhanisation des déchets alimentaires dépend de plusieurs variables. Les conditions de traitement et la composition de microorganismes de l'inoculum nécessitent une évaluation au cas par cas. Compte tenu des nombreuses espèces de micro-organismes dans les systèmes de digestion anaérobie, l'évolution de ces espèces peut être nettement différente.

Une autre étude menée par jiang et *al.*, 2018 a évalué les performances de la digestion anaérobie dans des conditions mésophiles et thermophiles des déchets alimentaires provenant de différentes sources (petit-déjeuner, déjeuner et dîner) de la cantine de l'Université de Guangzhou. Ils ont conclu que la température de fonctionnement et l'approvisionnement en différents substrats entraînent une production de biogaz variée. Ainsi une production en méthane de 9,54 g VS/L, 20,12 g VS/L et 39,99 g VS/L a été enregistrée pour le petit déjeuner, déjeuner et dîner respectivement. La concentration de 20,12 g VS/l dans des conditions thermophiles représente la meilleure performance en digestion anaérobie parmi tous les substrats. Le rendement maximal spécifique en méthane de 591mL/g VS a été obtenu à partir du dîner. Ce dernier est corrélé à la teneur en matières grasses brutes de chaque substrat.

Yang et *al.*, en 2017 ont signalé un écart substantiel dans la production de méthane des déchets alimentaires avec une fourchette de 353 à 565 ml/g de SV ajoutée. La production de méthane dans notre expérimentation rejoint parfaitement ces résultats.

Par leur part Nguyen et al., 2017 ont découvert que les déchets alimentaires digérés par le système fonctionnant en mode semi-continu atteignent un état stable plus rapidement et maintiennent la stabilité dans des conditions thermophiles.

Par conséquent, les conditions de traitement optimales peuvent varier considérablement pour différents déchets alimentaires. Les paramètres de fonctionnement nécessaires à la production optimale du biogaz sont une température variable entre 35 °C et 55°C.

Selon une étude menée par Jawad Aoun 2015, les résultats du rendement de la production de biogaz sont faibles par rapport à la teneur en matières organiques des déchets utilisées. Le cumul du volume de biogaz produit correspond à 18 ml.kg-1 de MO malgré une température de 37°C, et un pH moyen compris entre 6.8 et 7.4. Ce résultat est en rapport avec la faible teneur en fraction fermentescible, De ce fait, l'hétérogénéité des ordures et leur complexité entravent la méthanisation. Les déchets alimentaires destinées aux digesteurs doivent être riches en composés organiques fermentescibles.

Par ailleurs, et à titre comparatif, l'influence de la température et de la charge organique sur la méthanisation des boues primaires de station d'épuration a été étudiée dans la plage de 28°C à 60°C pour une charge organique allant de 2 à 8.5 g de DCO.l-1/j par M. Choo-Kun et al. en 2014. Les résultats révèlent que la production journalière de méthane est davantage influencée par la charge que par la température. Les performances épuratoires obtenues à 28°, 37° et 49°C s'avèrent similaires. Elles sont légèrement moins bonnes à 55°C, et le digesteur opéré à 60°C avec la charge la plus élevée a rapidement conduit à une inhibition acide avec arrêt de production de méthane. L'élévation de température conduit à une accumulation d'ammonium NH₄⁺ dans les digesteurs, ainsi que de la DCO soluble. Ces variations entraînent une modification des équilibres de biodégradation. L'effet de la température sur l'accélération des phases hydrolyse / acidogénèse s'avère plus accentué que sur les phases d'acétogénèse et de méthanisation, conduisant ainsi à l'accumulation de métabolites inhibiteurs.

Ce phénomène a également été remarqué par Tian et al., (2015) sur un digesteur alimenté par des boues de station d'épuration. Ainsi, lors du passage des conditions mésophiles à thermophiles, une attente de 20 jours a été nécessaire avant d'avoir une population bactérienne stable.

A travers nos résultats on peut conclure que les déchets organiques alimentaires peuvent être utilisés comme source d'énergie renouvelable (biogaz). Dans cette étude, les déchets alimentaires ont été digérés avec succès à deux températures différentes afin d'évaluer l'effet de la température sur leurs performances de traitement anaérobie. Les résultats de ces travaux suggèrent que ces déchets sont des substrats organiques potentiels pour le processus de digestion anaérobie et pour la production de méthane. Le digestat restant dans le digesteur peut être utilisé comme engrais dans l'agriculture.

**CHAPITRE III : ÉVALUATION DES PROPRIETES
AGRONOMIQUES DU DIGESTAT DES EAUX USEES
ISSUS DES MOULINS A HUILE D'OLIVES :
APPLICATION SUR LE BLE TENDRE DE LA
VARIETE WAFIA**

I-Introduction

La filière de la biométhanisation est aujourd'hui en plein développement dans le monde agricole pour ses atouts évidents. Depuis 2010, la loi de modernisation agricole reconnaît, sous conditions, la biométhanisation comme une activité agricole (RITTMO ; 2011) .

Ce processus de dégradation biologique peut être réalisé à partir de différents types de déchets organiques issus de l'industrie agroalimentaire, des déchets ménagers, des fumiers, des lisiers des exploitations agricoles, etc... Une fois transformées, ces matières constituent le digestat, reliquat de moindre volume et partiellement décarboné. Il s'agit d'une matière fertilisante et épandable puisqu'elle contient des éléments nutritifs majeurs (N, P, K, S, Ca, Mg...), des oligoéléments (Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, B), ainsi que de la matière carbonée non dégradée.

Plusieurs auteurs s'accordent à dire que l'utilisation d'engrais inorganiques et de pesticides synthétiques a un effet négatif sur l'environnement et la santé humaine entraînant non seulement une diminution de la qualité texturale et structurale globale du sol mais également sa fertilité (Möller K, et *al.*, 2012 ; Geraldin MW et *al.*, 2020).

Cependant, la valorisation agronomique des digestats pose des questions importantes au monde agricole, notamment celle de savoir en quoi ces matières sont différentes des engrais chimiques habituellement utilisés en agriculture. Ces matières sont peu référencées même au niveau international.

Sur le plan réglementaire, les digestats sont encore considérés comme des déchets (Doublet S., et *al.* . 2004). Néanmoins, leur utilisation fait objet d'études afin de tester leur intérêt agronomique.

Le digestat est un produit aseptisé et stable du processus de digestion anaérobie. Riche en nutriments, principalement en potassium et en phosphore, ce produit améliore significativement les propriétés chimiques et biologiques du sol et peut, par ce fait, être utilisé comme biofertilisant avec un grand pouvoir fertilisant et amendement d'après Orzi (2010,2015).

En revanche, la séparation de phase produit une fraction solide et une fraction liquide avec des propriétés très différentes. La fraction solide concentre la matière organique et le phosphore, et avec eux le pouvoir amendant. La fraction liquide, quant à elle, concentre l'azote sous forme ammoniacale et le potassium, et avec eux le pouvoir fertilisant (Albuquerque,2012 ; Uggetti, 2014).

La séparation de phase permet ainsi une gestion agronomique différente selon les besoins des parcelles avec notamment une séparation temporelle des épandages pour l'amendement ou la fertilisation (projet TEpLis, 2018).

L'objectif du présent travail s'articule autour de deux axes :

- Caractérisation physicochimique du digestat brut ;
- Evaluation du potentiel fertilisant du digestat sur la croissance du blé tendre de la variété WAFIA.

II- Matériel et méthodes

II-1- Matériel

1-1 le digestat

Le digestat est issu du processus de la digestion anaérobie dans une installation de bio-méthanisation à l'échelle de laboratoire des margines générés par l'industrie d'huile d'olive. Il a été recueilli à partir d'un réacteur semi-continu fonctionnant en mode batch des moulins à huile de la région de Meknès.

1-2 Le sol

Les échantillons du sol utilisé pour la germination et le développement des plants de blé ont été prélevés de la couche située entre 40 cm et 60 cm d'un terrain de la région de la plaine du Gharb.

1-3 Matériel végétal

Le matériel végétal est constitué du blé tendre variété WAFIA, les caractéristiques de la variété de blé retenue dans cet essai sont montrées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Caractéristiques de la variété WAFIA du blé tendre

Variété (wafia)	Caractéristiques
Code	1-88 FD
Obtenteur	Florimond Desprez –France
Année d’inscription au COM	2005
Zone d’adaptation	Bour favorable et irrigué
Taille de la plante	Moyenne
Couleur des graines	Blanches
Précocité à l’épiaison	Semi précoce
Productivité	Très élevée
Teneur en protéines	12%
Poids de 1000 graines	41 à 44g
Résistances aux maladies	Assez bonne à moyenne
- septoriose	
- rouille brune	
- cecydomyie	

II-2- Méthodes utilisées

2-1 Protocole expérimentale

Cette étude s’est déroulée sous serre en vase de végétation d’une capacité de 10 litres, à la Faculté des Sciences de Kénitra. Une masse de digestat considérée comme solution mère a été diluée selon la formulation suivante.

Une série de deux dilutions successives à raison de ½ a été établie afin d’obtenir des digestats dilués, l’eau seule étant le témoin. Les solutions employées lors de cet essai sont au nombre de quatre : l’eau (Témoin : Te), le digestat dilué selon les rapports 1/2 et 1/4 (Tr1 et Tr2), et le

digestat sans dilution (Tr3). L'apport en différentes solutions du digestat a été fait à raison de 100ml par pot le premier mois et espacé tous les 15j pour les derniers mois .

2-2 Le dispositif expérimental

Le dispositif expérimental mis en place dans cet essai est celui en Blocs Aléatoires Complets avec 4 répétitions. Le semi des graines de blé tendre de la variété WAFIA est effectué manuellement avec une densité de 100 grains/m², à raison de 15 graines par pot. Des mesures sont effectuées mensuellement, à savoir :

- Hauteur de la tige principale ;
 - Nombre de talle ;
 - Nombre de feuille par talle ;
 - Nombre de grains par épi ;
 - Poids de 1000grains ;
 - Nombre d'épi par m²
- Le Rendement en blé tendre en g/m² est établi selon la formule suivante :

$$R(\text{g/m}^2) = \text{nombre d'épis /m}^2 \times \text{Nombre de grains/épi} \times \text{poids de 1000 grains en g.}$$

2-3- Analyses chimiques du sol et du digestat

2-3-1 Analyses chimiques du sol

La Granulométrie du sol a été déterminée selon la méthode de Riviere 1949. Cette analyse est basée sur la destruction des agrégats fins inférieur à (2 mm) afin de libérer les particules élémentaires en utilisant le pyrophosphate de sodium.

Le dosage du carbone et de la matière organique oxydable est évalué par la méthode de Walkley et Black . L'oxydation est provoquée par le bicarbonate de potassium (K₂ Cr₂ O₇) avec addition d'un excès d'H₂SO₄ concentré comme Source de chaleur. Le bicarbonate de potassium qui n'a pas réagi est titré en retour par un réducteur ; le sel de Mohr [SO₄ Fe SO₄ (NH₄) : 6 H₂O]. Comme la matière organique ne renferme que 58 % de carbone il est recommandé de multiplier le C % par le facteur 100/58 = 1.724 pour avoir M.O. %.

Le dosage du calcaire total est évalué par la Méthode Normalisée (NF ISO 10693)

Il est effectué en provoquant une réaction d'effervescence par l'acide chlorhydrique, le volume du gaz carbonique dégagé étant proportionnel à la quantité de carbonate de calcium.

Il est calculé selon la formule suivante :

$$HCO_3 = V * M * 0.228 P$$

V = Volume du gaz carbonique (en cm³)

M = Masse d'un litre de gaz carbonique (en g)

P = Poids de la prise d'essai (en g)

Les analyses des cations échangeables (CEC) sont basées sur la méthode de percolation de l'acétate d'ammonium. Celle-ci s'est déroulée à travers des filtres d'un volume de 250 ml, en ajoutant la solution d'acétate d'ammonium par fraction de 15-20 ml. La vitesse de filtration doit assurer une percolation dans un temps minimum de 2 heures. Les 250 ml du percolât serviront au dosage des bases échangeables : Na^+ et K^+ sont dosés au photomètre à flamme. Ca^{2+} et Mg^{2+} sont dosés par complexométrie (bintzinger et pfeiffer ,1940)

Le dosage du phosphore assimilable se fait par une extraction dans une solution alcaline d'hydrogénocarbonate de sodium à pH 8.5 pendant 1 heure et le dosage par spectrophotométrie (Bligh et Dyer1959)

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre de laboratoire type CONSORT.

La conductivité électrique est mesurée par un conductimètre (multi paramètre) de type CONSORT C831, elle est exprimée en mS.cm^{-1} .

2-3-2 Analyses chimiques du digestat

- Les nitrates et les ions ammoniums sont dosés par distillation en présence d'un catalyseur, l'oxyde de magnésium et l'alliage de deDevarda. Les ions NH_4^+ et NO_3^- sont recueillis dans une solution d'acide borique et dosés par H_2SO_4 (Bremner ; 1965). La concentration en milliéquivalent par litre des ions ammoniums est déterminée par l'expression suivante :

$$\text{NH}_4^+ (\text{meq/ l}) = Va * 0.01 * 1000Ve$$

V_a = Volume d'acide sulfurique 0.01 N (en ml)

V_e = Volume de l'échantillon (en ml)

- Le dosage des chlorures sont effectués selon la norme (AFNOR T90-014), ils ont été dosés par la méthode de titrimétrie de Mohr avec le nitrate d'argent et les chromates de potassium.

La quantité des chlorures est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Cl} - (\text{mg} / \text{l}) = (\text{V1} - \text{Vb}) * 1000 * 35.5 * 0.02$$

V 1 = le volume en ml de solution de nitrate d'argent utilisé.

V b = le volume de nitrate d'argent consommé pour l'essai à blanc.

V 2 = le volume en ml de prise d'essais

- Le dosage des ions sulfates est effectué par colorimétrie à une longueur d'onde de 420 nm après leur précipitation en présence de chlorure de baryum en milieu chlorhydrique. La détermination de la concentration des sulfates a été réalisée à l'aide d'une courbe étalon (DR-07-CIS-12)
- Le dosage du sodium et du potassium par photomètre à flamme « Eppendorf »

Le principe de la méthode de dosage utilisé est basé sur l'atomisation de l'élément recherché éventuellement après dilution de l'échantillon dans la flamme d'un photomètre. Les longueurs d'onde utilisées sont de 589nm pour le sodium et 766 nm pour le potassium

- Le dosage des carbonates et bicarbonates est effectué par une solution d'acide sulfurique 0.02 N en présence de phénophtaléine et le vert de bromocrèsol comme indicateur colorés. La quantité des carbonates et des bicarbonates est calculée selon la formule suivante :

$$\text{HCO}_3 (\text{meq} / \text{l}) = (\text{V2} - \text{V 1}) * 0.02 * 1000/10$$

V = Volume d'H₂SO₄ en ml nécessaire pour neutraliser les HCO₃⁻ en absence de CO₃⁻

V 1 = Volume d'H₂SO₄ en ml nécessaire pour neutraliser les CO₃⁻

V 2 = Volume d'H₂SO₄ en ml nécessaire pour neutraliser les HCO₃⁻ en présence de CO₃⁻

2-4 Analyse statistique

L'analyse de la variance (ANOVA) a été utilisée pour déterminer l'effet du temps et des différents traitements sur la croissance et le développement du blé tendre. Le test de Tukey-Kramer a été utilisé pour comparer les différents traitements à savoir le nombre de feuilles, le nombre de talles par pied, la hauteur de la tige principale et le rendement en blé tendre.

III-- résultats et interprétations

III-1 Etude de la granulométrie et des caractéristiques physicochimiques du sol.

La granulométrie et les caractéristiques physicochimiques du sol utilisé dans notre travail sont présentés dans les tableau 9 et 10

Tableau 9 : granulométrie du sol

Composition	Valeur %
Argile	3,8
Limon fin	1,9
Limon grossier	0,5
Sable fin	35,6
Sable grossier	58,8

Tableau 10 : composition physicochimique du sol

Paramètres	Unités	Valeurs
CE	ms/cm	0.26
pH	-	7.4
Ca	mg/g	24.72
Mg	mg/g	1.28
Na	mg/g	0.26
K	mg/g	0.582
CEC	meq/100g sol	27.14
C	%	0.66
MO	%	1.14
P2O5	Ppm	48
K2O	Ppm	128
CaCO3	%	47

D'après le triangle de texture, le sol utilisé dans notre expérimentation est un sol sableux.

Le ph du sol est de 7.4: c'est un sol léger qui ne retient pas beaucoup d'eau et se situe parmi les sols neutres à légèrement basiques, ceci montre que ce sol reste influencé par le calcaire (CaCO₃ : 47%).

En ce qui concerne les bases échangeables, le calcium est l'élément le plus dominant des cations échangeables avec une teneur de 24.72mg/g de MS . La teneur en magnésium est élevée de 1.28mg/g et dépasse les normes usuelles (0.188-0.377mg/g), celle du sodium est adéquate et reste dans la fourchette des valeurs normales (0-0.36 g/kg) par contre la teneur en potassium est faible représentée par une teneur en K₂O de 128ppm (K⁺ : 0.052mg/g MS) caractéristique d'un sol sableux (Assiri A ; 2007).

La matière organique nous permet d'évaluer la qualité du sol, et sa fertilité. Cette teneur est de 1.14% dont 0.66% de carbone organique qui en constitue à peu près la moitié, les valeurs souhaitables sont entre 1.6 et 2%. C'est donc un sol pauvre en matières organiques.

Le phosphore maintient un niveau adéquat de 48ppm et répond aux normes en vigueur à savoir entre 29ppm et 60ppm (Mentrl, Y. A.,1976)

III-2 Etude de la composition chimique du digestat

Le tableau 11 présente une caractérisation chimique du digestat brut des margines, déchets générés par l'industrie d'huile d'olive de la région de Meknès.

Tableau 11 : Caractéristiques physico-chimiques du digestat brut des margines

	Teneurs en mg/l	Teneurs en meq/l
NH₄⁺	249.12mg/l	13.84
NO₃⁻	104,66 mg / l	1.68
pH	7.8	-
CE	6,15 ms / cm	-
HCO₃⁻		29.76
Mg²⁺	148,8 mg / l	12.4
Na⁺	148,8 mg / l	6.47
SO₄²⁻	13.68 mg / l	0.14
Ca²⁺	360mg/l	18
K⁺	97,5mg/l	5.2
P (H₂PO₄⁻)	60,76mg/l	1.89
Cl⁻	994mg/l	28.4

La valeur du pH enregistrée est de l'ordre de 7,8 cela indique que le digestat étudié est relativement mur. La valeur du pH d'un compost mûr se situe normalement entre 7 et 9 (Achak A. *et al.*, 2008)

La conductivité électrique (CE) est de 6.15ms/cm et est un indicateur de la présence de sel en solution en effet plus cette valeur est élevée, plus la concentration d'ions dans la solution l'est également, ce qui explique la forte teneur en éléments minéraux.

La connaissance des teneurs en éléments minéraux totaux des digestats permet de raisonner sur sa satisfaction nutritionnelle. Si donc nous prenons comme référence les normes usuelles des éléments minéraux contenus dans la solution nutritive de Coic et Lesaint (méthode Coïc-Lesaint INRA ; 1978) nous pouvons dès lors affirmer que :

La teneur du digestat en ion ammonium NH_4^+ est de 249,12mg/l valeur nettement plus élevée que celle de la solution de coic et qui est de 30,8mg/l. A l'inverse la concentration en NO_3^- de 104,66mg/l est légèrement plus basse que la valeur usuelle et qui est de 170,8mg/l.

Dans le cas du potassium la concentration reste relativement élevée elle est de l'ordre de 97,5mg/l soit 5,2meq/l et se rapproche de la valeur de référence de la solution de coic qui est de 5,4meq/l .

La teneur en phosphore est de 60,76 meq/l soit 1,89 meq/l d' H_2PO_4^- elle reste légèrement plus faible que les valeurs usuelles de 20,2 meq/l .

La teneur en HCO_3^- est de 29,76 meq /l ce qui dénote d'un apport alcalin qui permet de lutter contre l'acidification du sol et d'apporter du Ca^{2+} et du Mg^{2+} .

La teneur en Ca^{2+} est de l'ordre 360mg/l, soit 18meq/l valeur très élevée par rapport à la normale qui est de 6,2meq/l, celle du SO_4^{2-} reste faible, elle affiche une valeur de 0.14meq/l, soit une concentration de 13.68mg/l.

Néanmoins, notons que contrairement aux solutions nutritives complètes utilisées en hors sol et nécessitant des précisions de calcul de doses d'engrais, les solutions nutritives utilisées en fertilisation sur sol sont beaucoup moins précises puisque le sol joue le rôle tampon en cas d'erreur de calcul et d'apport d'engrais. Ces solutions nutritives se basent sur l'estimation des besoins des plantes en éléments nutritifs en fonction de leurs stades physiologiques et des conditions édapho-climatiques.

III-3 Etude de la croissance et du développement du blé tendre de la variété WAFIA

3-1 effet du traitement sur le nombre de feuilles

La figure 18 représente l'effet des différents traitements sur le nombre de feuilles vertes.

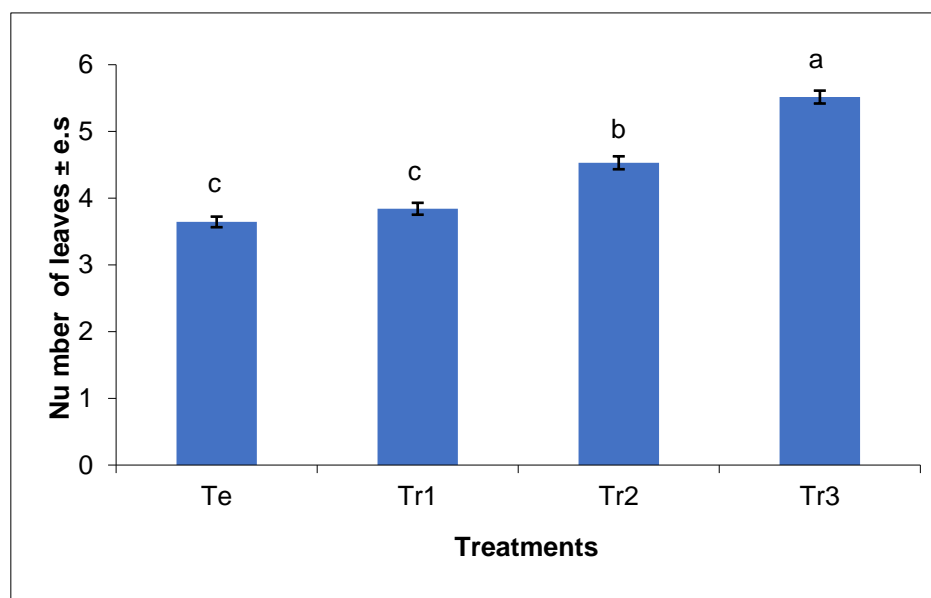


Figure 18 : Effet des différents traitements sur le nombre de feuilles vertes.

Te :témoin ; Tr1 : dilution de $\frac{1}{2}$;Tr2 :dilution de $\frac{1}{4}$;Tr3 : sans dilution

Le nombre de feuilles varient en moyenne de 3.5 à 5.5 feuilles, la plus grande valeur a été observée avec le digestat non dilué Tr3.

Ce nombre varie significativement en fonction des traitements appliqués. En effet, on remarque une augmentation significative du nombre de feuilles pour le traitement Tr3 alors qu'il est significativement plus faible pour le témoin Te et le traitement Tr1 qui ne diffèrent pas entre eux .

3-2 effet du traitement sur le nombre de talles par pied

L'effet des différents traitements sur le nombre de talles par pied est représenté sur la figure 19 suivante :

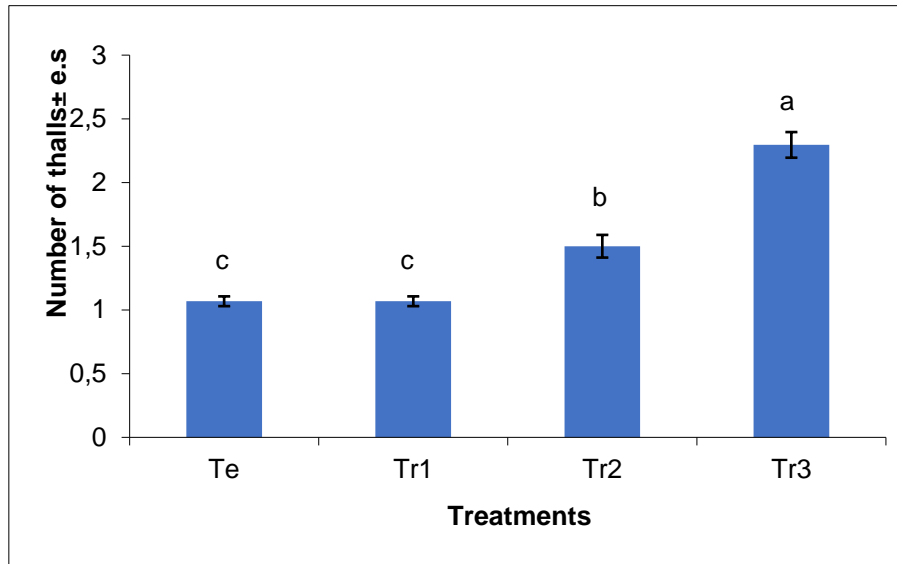


Figure 19 : Effet des différents traitements sur le nombre de talles par pied.

Le nombre de talle est en moyenne de 1 talle par pied pour les deux premiers traitements. Le nombre augmente à 1.5 et au-delà de 2 talles par pied en moyenne respectivement pour les traitements Tr2 et Tr3.

L'analyse statistique a montré que le nombre de talles produits par individu diffère significativement entre les traitements. Il est significativement plus élevé dans le traitement Tr3 que dans les autres traitements. Cependant, il est significativement plus faible dans les deux traitements (témoin et Tr1) qui ne diffèrent pas entre eux.

3-3 Effet du traitement sur la hauteur de la tige principale

La Figure 20 montre l'effet des différents traitements sur la hauteur de la tige principale.

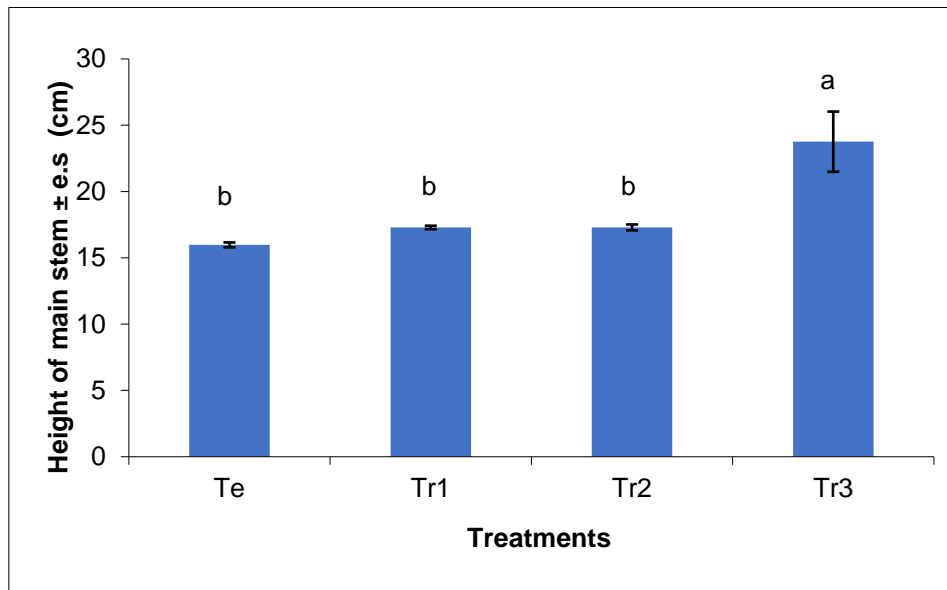


Figure 20 : Effet des différents traitements sur la hauteur de la tige principale

La hauteur de la tige principale varie considérablement d'un traitement à l'autre. Elle est entre 15 et 16cm pour les 3 premiers traitements (Te, Tr1 et Tr2)et dépasse les 25 cm pour le traitement Tr3 .elle est significativement plus importante dans le traitement Tr3 que dans les trois autres traitements, qui ne diffèrent pas entre eux.

3-4 Evolution temporelle des paramètres étudiés

Les figures ci- dessous 21 et 22 représentent l'effet du temps des différents traitements sur les paramètres : nombre des feuilles vertes, nombre des talles et la hauteur de la tige principale.

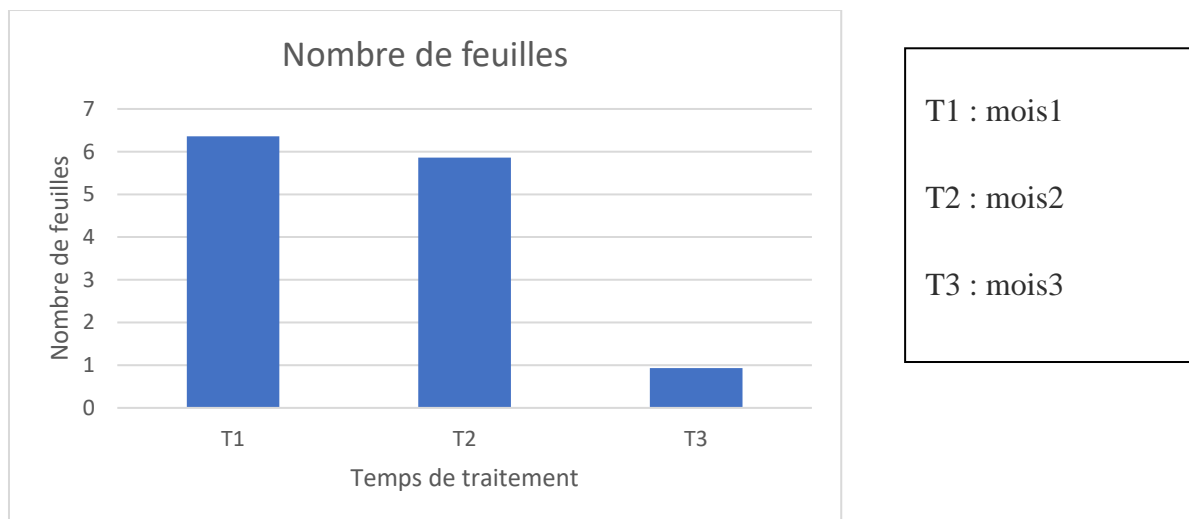


Figure 21 : effet du temps de traitement sur le nombre de feuilles

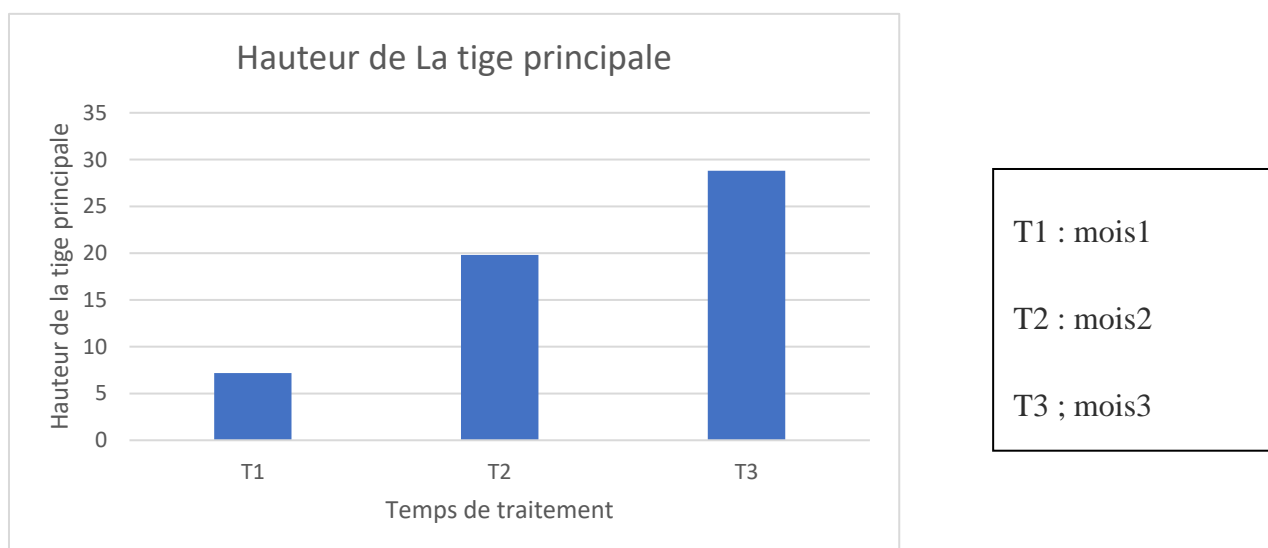


Figure 22 : Effet du temps de traitement sur la hauteur de la tige .

L'analyse de la variance répétée dans le temps (tableau 12) a mis en évidence un effet significatif du temps, du traitement et de leurs interactions sur les paramètres étudiés. En effet, au regard des résultats obtenus, on note un effet significatif du traitement et du temps sur le nombre des feuilles et sur la hauteur de la tige principale. Le nombre de feuilles a en moyenne diminué de 6,36 à 0,93 .En revanche, la hauteur de la tige principale a en moyenne augmenté de 7.18 cm à 28.8 cm. concernant le nombre des talles par individu, on remarque un effet significatif exclusivement du traitement.

Tableau 12 : Analyse de la variance du temps ,du traitement et de la combinaison des 2 sur le nombre de feuilles, le nombre de talle/ individu et sur la hauteur de la tige principale.

	temps			Traitement			Temps*treatment			Moyennes		
	F	dF	p	F	dF	p	F	dF	p	T1	T2	T3
Nombre de feuilles	1784	2	<0,0001	86.7	3	<0,0001	12,92	6	<0,0001	6.36	5.86	0.93
Nbre de talle/individu	0	2	1	63.7	3	<0,0001	0	6	1	1.47	1.48	1.48
Hauteur de Latige principale	1880	2	<0,0001	9.4	3	<0,0001	24.3	6	<0,0001	7.18	19.8	28.8

3-5 rendement du blé tendre.

Les figures 23 ,24 et 25 représentent les résultats des différents traitements sur le nombre d'épi/m², le nombre de graines par épi, le poids de 1000 graines et sur le rendement en grains.

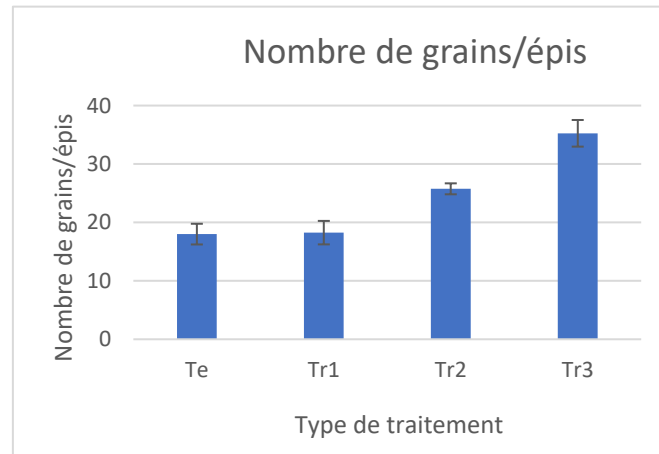


Figure 23 : Effet du traitement sur le nombre de grains / épi

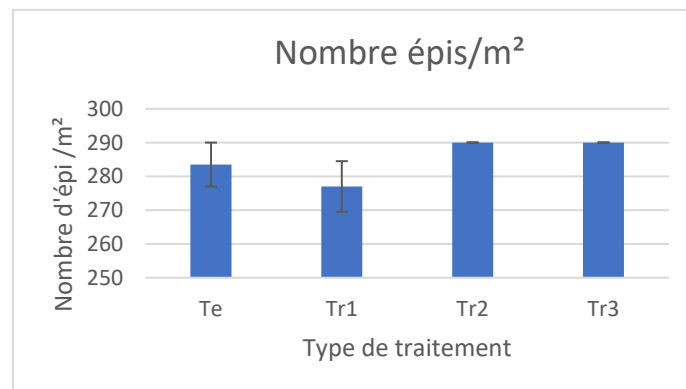


Figure 24 : Effet du traitement sur le nombre d'épi/m²

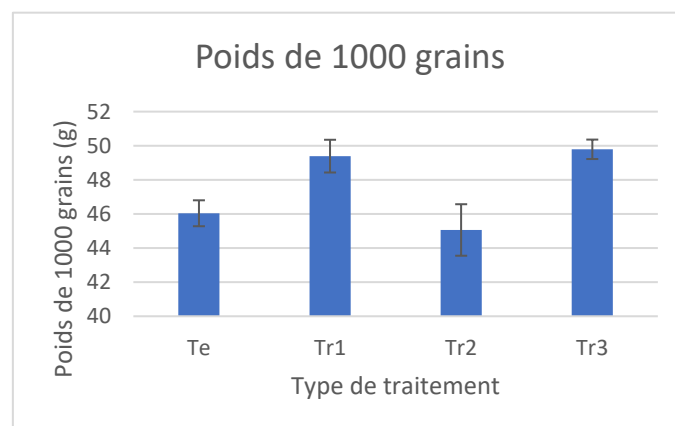


Figure 25 : Effet du traitement sur le poids de mille grains

Le nombre moyen d'épi produits par plante est significativement variant entre les traitements. Il est de l'ordre 283,5 ; 277,290 et 290 respectivement pour les traitements Te, Tr1, Tr2 et Tr3. Le nombre de grains produits par épi est significativement variable d'un traitement à l'autre. Il est plus élevé dans le traitement Tr3 (35.3 grains/épi) mais faible dans les traitements Te (18 grains/épi) et Tr1 (18.3 grains /épi).

Le poids des grains produits est significativement différent entre les traitements. Ainsi, le poids de 1000 grains avec les traitements Tr3 et Tr1 sont significativement plus lourds que ceux obtenus dans le traitement Tr2 avec des valeurs de 49,8g ; 49,4 g et 45,8g respectivement .

Le rendement en grains du blé est le produit du nombre d'épis par m^2 , du nombre de grains par épi et du poids de mille grains. Il varie considérablement d'un traitement à l'autre. Il est significativement plus élevé dans le traitement Tr3 que dans les trois autres traitements (figure 26) en effet le rendement exprimé en g est de 23,4028 g/m^2 ; 25,0287 g/m^2 ; 33,6452 g/m^2 et 50,9983 g/m^2 respectivement pour les traitements Te, Tr1, Tr2 et Tr3

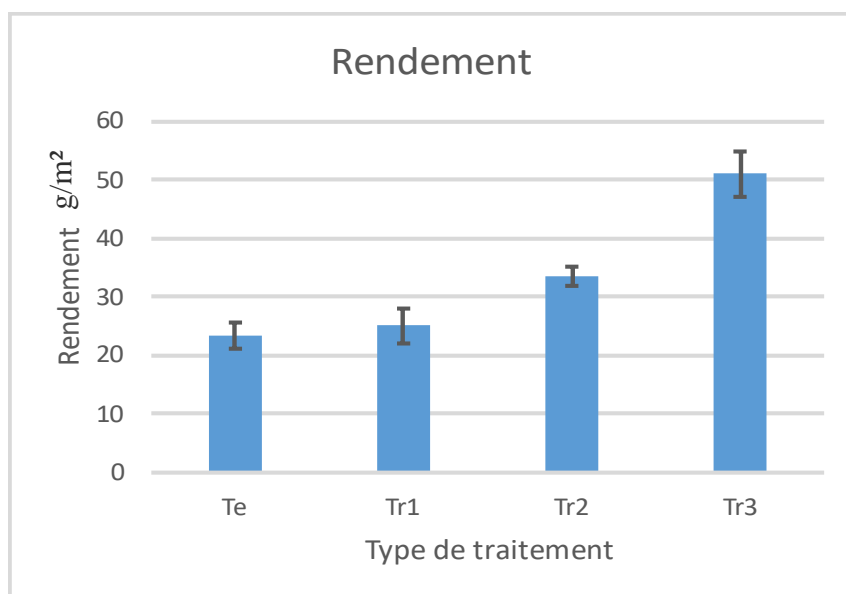


Figure 26 : Effet du traitement sur le rendement en blé exprimé en g/m^2

Tableau 13 : tableau récapitulatif représentant l'évolution de tous les paramètres étudiés en fonction des 4 traitements pendant les 4 premiers mois.

1 ^{er} mois			
	Nombre de feuilles	Nombre talles/individu	Hauteur de la tige
	F=78,13; dF=3; P<0,0001	F=63,7; dF=3; P<0,0001	F=51,1; dF=3; P<0,0001
Te	5,09 (0,14) c	1,07 (0,03) c	6,32 (0,12) c
Tr1	5,41 (0,13) c	1,07 (0,03) c	6,69 (0,14) c
Tr2	6,82 (0,17) b	1,50 (0,09) b	7,37 (0,11) b
Tr3	8,11 (0,17) a	2,29 (0,10) a	8,31 (0,11) a
2 ^{ème} mois			
	Nombre de feuilles	Nombre talles/individu	Hauteur de la tige
	F=35,35; dF=3; P<0,0001	F=63,75; dF=3; P<0,0001	F=96,09; dF=3; P<0,0001
Te	5,11 (0,15) c	1,07 (0,04) c	17,52 (0,23) b
Tr1	5,36 (0,15) bc	1,07 (0,04) c	18,19 (0,20) b
Tr2	5,86 (0,15) b	1,50 (0,08) b	17,75 (0,61) b
Tr3	7,09 (0,15) a	2,29 (0,10) a	25,58 (0,39) a
3 ^{ème} mois			
	Nombre de feuilles	Nombre talles/individu	Hauteur de la tige
	F=4,02; dF=3; P=0,0086	F=63,75; dF=3; P<0,0001	F=2,94; dF=3; P=0,0349
Te	0,72 (0,12) c	1,06 (0,03) c	24,09 (0,61) c
Tr1	0,75 (0,18) c	1,06 (0,03) c	26,97 (0,21) bca
Tr2	0,91 (0,12) bca	1,50 (0,08) b	26,74 (0,33) bca
Tr3	1,34 (0,12) a	2,29 (0,10) a	37,38 (6,81) a

4 ^{ème} mois				
	Nombre épis/m ²	Nombre de grains/épis	Poids 1000 grains	Rendement
	F= 1,57; dF=3; P=0,2476	F= 19,79; dF=3; P<0,0001	F=5,43; dF=3; P=0,0136	F=20,6; dF=3; P<0,0001
Te	283,50 (6,50) a	18,00 (1,77) c	46,04 (0,76) ba	23,4 (2,13) b
Tr1	277,00 (7,50) a	18,25 (2,01) bc	49,39 (0,96) a	25,02 (2,98) b
Tr2	290,00 (0,00) a	25,75 (0,94) b	45,06 (1,51) cb	33,64 (1,63) b
Tr3	290,00 (0,00) a	35,25 (2,28) a	49,79 (0,57) a	50,99 (3,86) a

IV- discussion et conclusions

Selon la littérature, l'épandage direct des margines possède un effet majoritairement inhibiteur de la croissance des plantes. Il devient toxique aux concentrations élevées, cela pourrait s'expliquer par l'effet phytotoxique de la forte teneur en sels minéraux et en phénols. Aussi, un pH acide de ces effluents qui perturbent la constitution physico-chimique du sol influent la biodisponibilité des nutriments (Slepetiene A. et *al.*, 2020).

A cet effet, le but de ce travail est de caractériser le digestat brut issu d'un digesteur de bio méthanisation des margines afin d'évaluer sa valeur fertilisante sur une culture de blé. Cette étude contribue à une valorisation du digestat en vue d'optimiser le meilleur rapport de dilution adopté lors d'une culture de blé sous serre. Une évaluation basée sur le suivi du comportement végétatif des plants (croissance en hauteur, nombre des talles, nombre des feuilles ...) a été mise en œuvre pour mettre au point une solution fertilisante pour des conditions optimales de croissance.

Pour ce faire, des critères physico-chimiques du digestats ont été évalués afin d'avoir une appréciation qualitative pour une meilleur valorisation agronomique .

A la lumière des résultats obtenus on retiendra que le pH du digestat est modérément alcalin cela indique que le digestat étudié est relativement mur. Il est caractéristique des digestats issus de la digestion anaérobie (Coelho JJ et *al.*, 2018) et doit être pris en compte avec précaution car il est généralement associé à une élévation du pH du sol (Voelkner A, et *al.*, 2015) en particulier dans les sols calcaires. Cependant, la présence de la matière organique dans le digestat pourraient diminuer la valeur du pH du sol après son application (Makádi M, et *al.*, 2012).

La CE est un indicateur de la présence de sel en solution. En effet, plus cette valeur est élevée, plus la concentration d'ions dans la solution l'est également ce qui explique la forte teneur en éléments minéraux. Néanmoins, son augmentation peut rendre plus difficile l'absorption par les plantes de l'eau contenue dans la solution, à cause de la succion osmotique accrue, raison pour laquelle les fertilisants de culture en général devraient avoir une faible conductivité électrique inférieure à 3 ms/cm. D'après Errajji 2019, au-delà de cette norme, des répercussions négatives pourraient avoir lieu sur la germination et l'émergence des semences.

La teneur du digestat en ion ammonium NH_4^+ est de 249,12mg/l soit 13.84 meq/l et de 10,66 mg/l soit 1,68meq/l en NO_3^- -teneur relativement élevée pour l'ion ammonium en comparaison à une solution nutritive de référence (solution nutritive de COIC -LESAINTE). Leur présence est due à la minéralisation d'une partie de l'azote contenu dans les matières entrantes ce qui pourrait conférer au digestat une bonne valeur fertilisante. En effet, à l'issue de la biométhanisation, l'azote se retrouve principalement sous forme minérale dont 45% à 75% d'ammonium selon la littérature, rapidement exploitable par les végétaux après nitrification. Selon Coelho JJ, 2018, la nitrification de l'ion NH_4^+ dans le sol après l'application du digestat peut provoquer la libération de grandes quantités de H^+ , ce qui pourrait diminuer davantage le pH du sol, et entraîné la stabilité du pH du sol traité avec digestat .

Affilal et al., 2019 ayant travaillé sur la valorisation du digestat de margine associé à du fumier après fermentation méthanique, confirme une valeur fertilisante supérieure par rapport aux déchets bruts, car la transformation de l'azote organique (volatile) en azote ammoniacale (soluble) le rend plus disponible pour les plantes. Néanmoins, l'efficacité agronomique du digestat dépend de plusieurs facteurs à savoir : la dose/ha, la période, la fréquence, la méthode, le type de culture, le stade de croissance.

Toutefois, selon un rapport publié par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) en octobre 2011, les risques de pertes gazeuses de cet azote sous forme ammoniacale est très importante et peuvent aller jusqu'à 70% de la quantité de NH_4^+ épandue si les conditions et les quantités d'épandage ne sont pas optimales. A ce propos, selon une étude menée en Allemagne par Ebertseder T., 2007, l'efficacité d'utilisation de l'azote diminue avec des apports importants de digestat. Un apport équivalent à 120 kg d'azote total par hectare et par an ne devrait pas être dépassé. Sur la base de l'analyse moyenne du digestat de l'expérimentation, ceci représente 27m³/ha/an.

Tambone, F et al., 2010 attestent que l'efficacité maximale est observée pour des quantités d'épandage proches de 25m³ par hectare, au-delà, l'azote contenu dans le digestat est moins bien valorisé. Si cette dose ne suffit pas à répondre aux besoins de la culture en place, le complément est apporté sous forme minérale (Tambone, F et al., 2010).

La part ammoniacale importante de l'azote est directement disponible et rapidement valorisée par la culture en place. Cet aspect est très intéressant dans le cas du maïs qui possède un cycle végétatif relativement court. (JFr. Oost , Marc De Toffoli 2011). En effet, le coefficient d'efficacité de l'azote total contenu dans le digestat est en général de l'ordre de 40% à condition que celui-ci soit enfoui rapidement après épandage, vu la part ammoniacale (volatile) importante du produit.

Le contenu en phosphore, varie en fonction des intrants digérés et les teneurs sont extrêmement variables. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et de déchets verts (Zhang et *al.*, 2012) ce qui est conforme avec nos résultats, la teneur en P est relativement faible de 60,76mg/l soit 28.4meq/l.

D'après la littérature, ces valeurs varient de 4 à plus de 20 g P/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus du traitement des eaux usées (boues), avec jusqu'à 21.2 g P/kg MS.

Les digestats issus de la biométhanisation du lisier de porc et des sous-produits animaux connaissent eux aussi des teneurs élevées. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la biométhanisation de biodéchets et de déchets verts (Zhang et *al.*, 2012) ce qui est conforme avec nos résultats, la teneur en P relativement faible de 60,76mg/l soit 28.4meq/l.

Durant le processus de digestion anaérobie, le phosphore est en théorie conservé dans le digestat. Certains auteurs indiquent cependant de faibles pertes en P (inférieures à 10 %) (Schievano et *al.*, 2011) tandis que d'autres observent des pertes jusqu'à 36 % (Marcato et *al.*, 2008). La raison est probablement la rétention et l'accumulation du phosphore sous forme solide dans le réacteur suite à une précipitation (Möller and Müller 2012).

A l'inverse de l'azote, le phosphore est principalement sous forme solide dans le digestat brut, convertit en orthophosphate (ou phosphate de calcium) et struvite. Zhang et *al.*, 2012 ont observé sur des échantillons de 9 digestats d'origine agricole une moyenne de 70 % du phosphore sous forme solide, contre 30 % dans le liquide interstitiel. Il a été aussi relevé par plusieurs auteurs que la phase liquide qui contient des orthophosphates conserve une valeur fertilisante en phosphore plus importante que la phase solide du digestat ou qu'un compost.

La proportion entre phosphore soluble et solide varie également selon les co-substrats et la gestion du méthaniseur, avec notamment une forte influence du pH. Paavola et *al.*, ; 2008 ont montré que le P sous forme solide augmentait au cours du stockage du digestat, réduisant de ce fait la quantité de phosphore soluble disponible. Dans les sols calcaires, où le pH et la teneur en carbonate sont élevés, le phosphore est souvent moins disponible pour les plantes. L'apport de digestat peut apparaître comme une stratégie intéressante pour couvrir les besoins en phosphore des cultures dans ce type de sol.

Le potassium se retrouve sous forme dissoute. On estime que 80 % du K^+ se retrouve dans la phase liquide du digestat ce qui rejoint la valeur du digestat de marge dans notre essai 97,5mg/l soit 5.2 meq/l teneur relativement élevée. Néanmoins, il s'agit d'être vigilant pour un épandage de cette fraction sur des sols pauvres en calcium car un excès de potassium peut accentuer le risque de carence en calcium pour la plante, l'ion calcium entrant en compétition avec l'absorption racinaire d'autres cations comme le potassium selon Vadimethan , 2018. Les résultats des analyses physicochimique du digestat montrent donc qu'il peut avoir un pouvoir fertilisant très intéressant dû à la présence d'une concentrations importantes en potassium et en azote.

Cette étude contribue à une valorisation de ce digestat issu de la digestion anaérobie des marge en vue d'optimiser le meilleur rapport de dilution adopté lors d'une culture de blé sous serre. Plusieurs paramètres concernant le développement de la plante ont été suivis à savoir la hauteur de la tige principale, le nombre des talles/pied, le nombre des feuilles rendement en grains ...) pour mettre au point une solution fertilisante adéquate afin d'avoir des conditions optimales de croissance.

Le nombre de feuilles et le nombre de talles produits par individu varient en fonction des traitements appliqués. Les plus grandes valeurs ont été observées avec le digestat non dilué Tr3 les plus faibles restent affectées au témoin Te et au traitement Tr1 qui ne diffèrent pas entre eux. Néanmoins on note une diminution du nombre de feuilles et un nombre de talle pratiquement stable avec le temps de traitement.

En effet il est stipulé dans la littérature que l'un des principaux changements structurels en réponse à une faible disponibilité de P dans le milieu de croissance est le processus de tallage. Le tallage et le nombre de talles sont connus pour être des facteurs importants de la plante affectant la capacité de rendement des céréales. En cas de faible apport de P, une réduction ou une suppression sévère du tallage est très courante, ce qui réduit la biomasse et, par conséquent, le rendement (Hammond et White, 2008).

À l'instar du tallage, l'expansion des feuilles est également très sensible à la carence en P, et une altération de l'expansion des feuilles en réponse à un faible apport en P a été suggérée comme le premier changement chez les plantes déficientes en P .

La réduction de l'expansion foliaire en cas de faible apport de P a été attribuée à un transport réduit de l'eau du milieu de croissance vers les feuilles et donc à une faible pression de turgescence nécessaire à l'expansion.(Lynch et al., 1991)

La hauteur de la tige principale varie considérablement d'un traitement à l'autre. Elle est entre 15 et 16 cm pour les 3 premiers traitements et dépasse les 25cm pour le traitement Tr3. Le rendement en grains du blé est le produit du nombre d'épis par m², du nombre de grains par épi et du poids de mille grains. Il varie considérablement d'un traitement à l'autre. Ce rendement est nettement meilleur pour une fertilisation avec un digestat non dilué (traitement Tr3) que ceux dilués (traitements Tr1 et Tr2). Exprimé en g/m², il est de 23,4028 g/ m² ; 25,0287 g/ m²; 33,6452 g/ m² et 50,9983 g/ m² respectivement pour les traitements Te , Tr1 ,Tr2 et Tr3.Ainsi, le digestat peut être substitué à l'engrais commercial et pourrait être recommandé comme une source de nutriments pour améliorer la croissance du blé et la fertilité du sol.

Ces résultats rejoignent ceux de errajji , 2021 ou dans l'ensemble, bien que les propriétés fertilisantes du digestat liquide obtenu à partir d'expérimentation faite sur le rendement n'étaient pas élevés, ils ont montré que le digestat liquide est non phytotoxique , améliore les rendements de la laitue (+65%) et (+33%) respectivement pour le digestat dilué et brut, du maïs (+40%) pour le digestat brut, et des pommes de terre (+33%) pour le digestat brut. Ces modalités de fertilisation sont basées sur un digestat liquide brut (DL100) et un digestat liquide dilué (DL50) avec une performance légèrement supérieure de la fertilisation chimique dans le cas de la laitue.

Par ailleurs, cette fertilisation de la fraction liquide du digestat a été relevée par plusieurs auteurs. Les résultats de l'expérience sur le maïs montrent que lors de la séparation FS/FL des digestats plus de 80 % de l'azote et 87 % du potassium s'écoulent vers les fractions liquides (FL), tandis que 60 % du phosphore et 70 % du magnésium s'écoulent vers les fractions solides (FS).

Les rendements de maïs les plus élevés ont été obtenus en utilisant les FL. L'application de cette fraction n'a pas été associée à un lessivage des éléments nutritifs dans l'environnement. La récupération apparente des éléments nutritifs à partir de ces produits dépasse les 100 %. Les formes solides peuvent être utilisées comme engrais à libération lente, bien que leur production entraîne des pertes importantes d'azote (> 95 %) par volatilisation de l'ammoniac (Makádi M ; 2012)

Dans ce sens Riva et al 2016, travaillant sur une culture de blé ont comparé l'efficacité de différentes stratégies d'atténuation des pertes d'azote (acidification, utilisation d'un inhibiteur de nitrification et combinaison des deux) pour réduire les pertes d'azote (NH_3 volatilisation et N_2O) et accroître la valeur du digestat à base de déchets alimentaires comme source d'azote pour une culture de blé d'hiver. Leurs résultats ont montré que l'acidification du digestat et l'utilisation d'un inhibiteur de nitrification (DMPP Phosphate de 3,4-diméthylpyrazole) diminuent les pertes d'azote par rapport au digestat non traité, améliorant ainsi l'efficacité de l'utilisation de l'azote pour le rendement des cultures. Par conséquent, le potentiel du digestat comme alternative à une source d'azote d'engrais inorganique est bien justifié.

L'expérimentation conduite sur une culture de melon "Afamia" en plein champ par application d'un digestat en une seule fois a montré une croissance en longueur des tiges similaire à celle du compost mais inférieure au fumier. Elle a permis également d'observer le meilleur rendement du melon de $4,6 \text{ kg/m}^2$ suivi par le fumier à $4,2 \text{ kg/m}^2$, alors que les plus faibles rendements ont été enregistré par les traitements du digestat fractionné en 2 applications. Ceci suggère que l'application du digestat pourrait être à l'origine d'une sensibilité au début du cycle du melon, que la culture a pu surmonter plus tard (Makádi et al., 2012) .

D'après Odlare, 2005 l'utilisation de digestats sur l'avoine et l'orge en comparaison à l'effet d'engrais vert, permet une augmentation des rendements des cultures de 6 à 20%. Sur le court terme, la disponibilité en N pour les plantes augmente quand le digestat est incorporé directement dans le sol (Möller et Müller, 2012). Des expérimentations au champ montrent une

assimilation de l’N identique à des fertilisants azotés du commerce pour la phase liquide et le digestat brut (Liedl et *al*, 2006 ; Chantigny et *al*, 2008 ; Fouda, 2011).

L’utilisation du digestat liquide, du fait de la disponibilité immédiate en nutriments pour la plante, permet ainsi de maintenir de bon rendement tout en réduisant les pertes potentielles de nutriments par lessivage dans l’environnement (Walsh et *al*., 2010).

Fuchs et *al*., 2020 ayant travaillé sur la culture de tomates a prouvé qu’environ 500 litres /an de digestat liquide sont nécessaires pour couvrir les besoins de la plante en cet élément. Un tel apport couvre 95% des besoins de la culture en phosphore, 45% de ses besoins en potasse et 61% de ceux en magnésium.

Néanmoins, ces digestats et plus particulièrement ceux de la phase liquide, sont très riches en azote, les rendant ainsi intéressants pour pallier à l’utilisation des ammonitrates de synthèse, cependant, cette richesse peut occasionner des dégâts sur le plan environnemental, notamment sur la biodiversité des sols (Maynaud et *al*., 2017).

Par ailleurs, l’utilisation d’un digestat liquide pose le problème des émissions considérables des odeurs du NH₃. Sur ce registre, Vaneeckhaute et *al*., 2013 et Riva C. et *al* 2016 ont avancé qu’une injection souterraine avec enfouissement du digestat après épandage, peut réduire à 80% l’intensité des odeurs.

D’autres travaux proposent des prétraitements par électro-coagulation des margines avant leur utilisation (Rais Z., Nawdali M.,2017). En effet, après traitement par augmentation du pH et changement de couleur des margines, initialement acides, noires et à fortes charges organiques et minérales non biodégradables, ces dernières ont montré un fort pouvoir germinatif sur les graines de tomates de la variété Campbell 33.

D’autres chercheurs se sont également intéressés à la valorisation des margines traitées par la technique d’infiltration-percolation sur cinq filtres différents à base de sable marin, de sol agricole et de cendres volantes. L’impact de ces margines a été étudié sur les différents paramètres de la germination et la croissance de quatre espèces végétales : le radis (*Raphanussativus* R.), le navet (*Brassicarapa* L.), la tomate (*Solanum lycopersium* C.) et la luzerne (*Medicago sativa* L.).

Avec les margines brutes, il a été noté une inhibition complète de la germination des graines des quatre espèces et un accroissement du processus de germination en fonction de la dilution des margines. Avec les margines traitées, la germination et l'émergence de l'appareil végétatif des espèces étudiées par le filtrat dont la colonne d'infiltration-percolation est composée d'une combinaison de cendres et de sols agricoles, sont meilleures que les autres filtrats (Achak M. et *al.*,2009)

La biométhanisation est une voie prometteuse de valorisation des déchets organiques puisqu'elle permet, en plus de l'extraction d'énergie sous forme de biogaz, d'obtenir le digestat qui peut subir une phase de maturation pour atteindre un produit stabilisé à valeur agronomique intéressante.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

L'accumulation de déchets génère des problèmes économiques et des risques de pollution et d'intoxication en raison de leur état instable. L'identification des sources et des dépôts de biomasses et / ou de déchets et des méthodes de récupération les plus efficaces en fonction de leur composition et de leurs propriétés physicochimiques est nécessaires. Dès lors, la valorisation des déchets constitue une solution efficace pour contrôler la consommation croissante d'énergie tout en minimisant l'empreinte environnementale de l'homme (GES, pollution de l'eau et des sols, réchauffement de la planète, ...).

Ces méthodes de conversion fournissent de nouvelles sources d'énergie tel le biométhane et les biofertilisants. Les pays africains, y compris le Maroc, ne doivent pas rester en marge de ces technologies à l'avenir prometteur.

Ce travail s'articule autour de la valorisation par biométhanisation de 2 types de déchets à savoir : les margines issues des moulins à huiles d'olives de la région de Meknès et d'autre part de déchets alimentaires collectés de restaurants de la ville de Kenitra. Une dernière partie de ce travail est consacrée à l'évaluation de la qualité agronomique du digestat de margines et son impact sur la croissance du blé tendre de la variété WAFIA.

Ainsi, à la lumière des résultats obtenus, nous avons pu montrer à travers des analyses physico-chimiques que les margines sont caractérisées par une acidité élevée avec un pH moyen de 5,4. Cette dernière proviendrait de la présence d'acides organiques dans ces effluents tels les acides phénoliques et les acides gras. Cette valeur dépend également d'un ensemble de facteurs environnementaux, génétiques, et de pratiques culturelles des agriculteurs à savoir ; la méthode d'extraction, le type et la maturité des olives, la région d'origine et les méthodes de culture associées.

Les margines étudiées sont caractérisées par des teneurs élevées en matières volatiles, en matières en suspension et en demande chimique en oxygène (DCO).

Des teneurs faibles en sels minéraux dissous et en composés phénoliques ont été également notés ce qui limite toute biodégradation naturelle et confère éventuellement une bonne activité microbienne et donc un bon pouvoir méthanogène. Ce résultat est confirmé par la production intéressante en méthane obtenue lors de l'expérimentation.

Les margines contiennent des teneurs non négligeables en Zn ,Cu , Pb et Fer, des teneurs assez faibles en ion ammonium NH_4^+ et en ion nitrates NO_3^+ et en sucres .

Tout en s'assurant d'une stabilité du pH et de l'alcalinité dans les digesteurs pendant toute la période du processus de digestion anaérobie, on relève une augmentation proportionnelle du potentiel méthanogène en fonction de la charge ajoutée en solide volatile.

Par ailleurs, et sur un autre volet, concernant l'effet de la température sur la biométhanisation des déchets alimentaires récoltés de restaurants de la région de Kenitra, les résultats ont montré que la température thermophile améliore l'efficacité de dégradation de la matière organique de ces déchets et augmente la production de biogaz.

La cinétique de production de biogaz à partir de ces déchets a permis de noter que l'origine et l'adaptation de l'inoculum sont des paramètres permettant de mieux transformer les composés organiques. En effet, l'inoculum dans notre expérimentation joue un rôle considérable dans la décomposition de la matière organique des déchets alimentaires et en particulier des composés phénoliques.

Les résultats de ces travaux montrent que les déchets alimentaires sont des substrats organiques potentiels pour le processus de digestion anaérobie et pour la production de biométhane.

La dernière partie de ce travail est une contribution à la valorisation du digestat issu de la digestion anaérobie des margines en vue de mettre au point une solution fertilisante pour des conditions optimales de croissance du blé tendre sous serre.

Ainsi, les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence des teneurs élevées en éléments minéraux, en source d'azote sous forme d'ions ammonium et nitrates et en potassium. Des teneurs relativement faibles en phosphore ont été notées.

Sous ces conditions, de meilleurs résultats sur le comportement végétatif et le rendement en grains des plants ont été obtenus. Ainsi, le digestat peut être substitué à l'engrais commercial et pourrait être recommandé comme une source de nutriments pour améliorer la croissance du blé et la fertilité du sol.

A l'issue de ces données, on peut conclure que la biométhanisation est une voie prometteuse largement appliquée à travers les différents pays et devrait être vulgariser au Maroc. En effet, elle permet, non seulement l'extraction d'énergie sous forme de biogaz, mais aussi d'obtenir le digestat qui peut subir une phase de maturation pour atteindre un produit stabilisé à valeur agronomique intéressante.

A nos jours, le procédé de fermentation anaérobie est bien connu. L'application de cette solution et son adaptation au contexte marocain mérite d'être encouragée par les décideurs à travers des investisseurs et des porteurs de projets dans le domaine de la valorisation des déchets organiques.

Considérant les résultats encourageants, cette étude nous permet d'émettre les perspectives suivantes :

- ❖ Comparer l'efficacité des deux procédés à savoir le compostage et la biométhanisation ;
- ❖ Réaliser d'autres études pour améliorer la qualité du digestat et d'optimiser son emploi en culture ;
- ❖ Extrapoler les résultats obtenus sous serres aux cultures au champs ;
- ❖ Identifier les diverses populations microbiennes qui interviennent dans les différentes étapes de ce procédé.

REFERENCES

ADEME , 2013 Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Rapport estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation . bilan 2013 de l'ademe en région : une année riche en projets d'envergure au service de la transition énergétique et écologique.

ADEME 2013.Rapport : Etat de l' art de la collecte séparée et de la gestion de proximité des biodéchets etudes- biodéchets synthese .pdf

Achak M., Ouazzani N, Mandi L. 2009. Traitement des marges d'une huilerie moderne par infiltration-percolation sur un filtre à sable Traitement des effluents des moulins à huile modernes par infiltration-percolation sur filtre à sable. *J. Water Sci.* 22(3) : 421–433.

AFIDOL (Association Française) 2004. (Association Française Interprofessionnelles De l'Olive). 2004. Guide du planteur d'oliviers. https://afidol.org/wp-content/uploads/guide_planteur_LR.pdf.

AFIDOL (Association Française) 2012. (Association Française Interprofessionnelles De l'Olive). 2012. Le marché de l'huile d'olive : situation et perspectives. http://www.andines.com/IMG/pdf/marche_de_l_huile_d_olive_et_des_olives_situation_et_perspectives.pdf.

Afilal ME., Belkhadir N., Daoudi H., Elasri O. 2013. Afilal ME., Belkhadir N., Daoudi H., Elasri O. 2013. Fermentation méthanique des différents substrats organiques (Methanic fermentation of different organic substrates). *J. Mater. Environ. Sci.* 4 (1) : 11-16.

Aharonov-Nadborny R., Tsechansky L., Raviv M., Graber ER. 2017. Impact of spreading olive mill waste water on agricultural soils for leaching of metal micronutrients and cations. *Chemosphere*, 179, 213-221. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.093.

Ahring BK., Sandberg M., Angelidaki IJAM. 1995. Ahring, B. K., Sandberg, M., Angelidaki, I. J. A. M. 1995. Les acides gras volatils comme indicateurs de déséquilibre de processus dans les digesteurs anaérobies. Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. *Applied microbiology and biotechnology*, 43(3), 559-565.

Albuquerque A., De la Fuente C., Ferrer-Costa A., Carrasco L., Cegarra J. 2012. Assessment of the fertilizer potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenergy*.40:181–189

Al-Saady YI., Al-Suhail QA., Al-Tawash BS., Othman AA. 2016. Extraction de réseaux de drainage et analyse morphométrique à l'aide de techniques de télédétection et de cartographie SIG. Drainage network extraction and morphometric analysis using remote sensing and GIS mapping techniques (Lesser Zab River Basin, Iraq and Iran). *Environmental Earth Sciences*. 75(18), 1-23. Doi : 10.1007/s12665-016-6038-y. Project: environmental impact assessment of land use expansion on lesser zab river basin, northeast iraq.

Amani TA., Nosrati MN., Sreekrishnan TR. 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. *Environ. Rev.* 18: 255 – 278. Doi: 10.1139/A10-011

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos JL., Guwy AJ., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., van Lier JB. 2009. Anaerobic Thermophilic Digestion of Fumure at Different Ammonia Loads: Effect of Temperature. *Water Research* 28, 727-731.

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos, JL., Guwy, AJ., Van Lier JB. 2009. Defining the Biomethane Potential (BMP) of Solid Organic Waste and Energy Crops: A Proposed Protocol for Batch Assays. Définition du potentiel de biométhane (BMP) des déchets organiques solides et des cultures énergétiques : un protocole proposé pour les dosages par lots. *Water Sci. Technol.* 59, 927-934

Angelidaki I., Ahring BK. 1994. Anaerobic Thermophilic Digestion of Fumure at Different Ammonia Loads: Effect of Temperature. *Water Research* 28, 727-731.

Annaki A., Chaouch M., Rafiq M. 1999. Influence de la durée de stockage des olives sur la composition des margines. *Eau Ind. Nuis.* 218: 24-28.

Aouidi F., Gannoun H., Othman NB., Ayed L., Hamdi M. 2009. Amélioration de la décoloration fermentaire des eaux usées des moulins à huile par *Lactobacillus paracasei* par l'ajout de lactosérum de fromage. Improvement of fermentative decolorization of olive mill wastewater by *Lactobacillus paracasei* by cheese whey's addition. *Process Biochemistry*, 44(5), 597-601.

Aoun J., Bouaoun D. 2015. Etude des paramètres physico-chimiques de la biométhanisation des ordures ménagères. *Déchets Sciences et Techniques*. Doi:10.4267/dechets-sciences-techniques.1723

Arienzo M., Capasso R. 2000. Analyse des cations métalliques et des anions inorganiques dans les eaux usées des moulins à huile d'olive par spectroscopie d'absorption atomique et chromatographie ionique. Détection des métaux liés principalement à la fraction organique polymérique. Analysis of metal cations and inorganic anions in olive oil mill waste waters by atomic absorption spectroscopy and ion chromatography. Detection of metals bound mainly to the organicpolymeric fraction. *J Agric Food Chem.* 48 (4), 1405-10.

Assas N., Ayed L., Marouani L., Hamdi M. 2002. Decolorization of fresh and stored-black olive mill wastewaters by *Geotrichum candidum*. *Process Biochemistry*, 38(3), 361-365.

Assiri A. 2007. Etude physico-chimique et structurale de la matière organique des sols de la région de Tanger (Maroc). Thèse, Faculté des Sciences et Techniques, Tanger, 118 pages.

Aviani I., Laor Y., Medina S., Krassnovsky A., Raviv M. 2010. Co-composting of solid and liquid olive mill wastes: management aspects and the horticultural value of the resulting composts. *Bioresource Technology*, 101(17), 6699-6706. Doi : 10.1016/j.biortech.2010.03.096.

Azzaz MA., Jeguirim M., Kinigopoulou V., Doulgeris C., Goddard M., Jellali S., Ghimbeu CM. 2020. Olive millwastewater: From a pollutant to green fuels, agricultural and water source and bio-fertilizer – Hydrothermal carbonization. *Sci. Total Environ.* 733 : 139314.

Barré P., Eglin T., Christensen BT., Ciais P., Houot S., Kätterer T., Chenu C. 2010. Les expériences de jachère nue à long terme offrent de nouvelles opportunités pour la quantification et l'étude du carbone stable dans le sol. Long-term bare fallow experiments offer new opportunities for the quantification and the study of stable carbon in soil. *Biogeosciences Discussions*, 7(3).

Barredo MS., Evison L. 1991. Effet de la toxicité du propionate sur les boues enrichies en méthanogène, *Methanobrevibacter smithii* et *Methanospirillum hungatii* à différentes valeurs de pH. Effect of propionate toxicity on methanogen-enriched sludge, *Methanobrevibacter smithii*, and *Methanospirillum hungatii* at different pH values. *Applied and environmental microbiology*, 57(6), 1764-1769.

Bastone DJ., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi SV., Pavlostathis SG., Rozzi A., Vavilin VA. 2002. Anaerobic digestion model no. 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 45(10), 65-73

Battersby NS., Wilson V. 1989. Survey of the anaerobic biodegradation potential of organic chemicals in digesting sludge. *Appl Environ Microbiol*, 55(2), 433-439. Doi: 10.1128/aem.55.2.433-439.1989

Bautista Angeli J. 2019. Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers. Génie des procédés. Ecole nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique. Français. ffNNT : 2019IMTA0133ff. fftel-02118401f : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02118401/document>

Bayard R., Gourdon R. 2007. Bayard, R., Gourdon, R. 2007. Traitement biologique des déchets. Ed. Techniques Ingénieur.

Belaqziz M., El-Abbassi A., Agrafioti E., Galanakis CM. 2016. Application agronomique des eaux usées des moulins à huile : effets sur la production de maïs et les propriétés du sol <https://www.sciencedirect.com/journal/journal-of-environmental-management>. Agronomic application of olive mill wastewater: effects on maize production and soil properties. *Journal of environmental Management*, 171, 158-165.

Béline F., Peu P., Dabert P., Trémier A., Le Guen G., Damiano A. 2013. La méthanisation en milieu rural et ses perspectives de développement en France. *Sciences Eaux Territoires*, (3), 6-13. ISSN 2109-3016. Doi :10.3917/set.012.0006

Ben Rouina B, Gargouri K, Taâmallah H. 2002. L'épandage des margines sur les terres agricoles: résultats et gestion pratique. *Communication Orale*, 7. 7^{ème} Journées Méditerranéennes de l'Olivier Meknès, Maroc. 21 – 23 Octobre 2014. Institut de l'Olivier. BP 1087, 3000 Sfax, Tunisie Tél : + 216 74 241 240 ; Fax : +216 74 241 033. E.mail: benrouina@gmail.com ; rouina.bechir@iresa.agrinet.t

Benjilali et zenasni 2021. L'économie circulaire des déchets plastiques au Maroc : défis et perspectives. *revue AME vol3 N°1* 394-408

Bernstad A. 2012. household food waste management -evaluations of current status and potential improvements using life-cycle assessment methodology [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00256-7](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00256-7)

Berger S., Couturier C. 2008. La méthanisation en milieu rural., Dans La méthanisation, de René Moletta, 247. Tec & Doc - Lavoissier./ Berger, S., Couturier, C. (2011). La méthanisation en milieu rural., La méthanisation (2e ed.), 231

Bertolini G., Brakez M. 2008. Gestion des déchets, innovations et territoires. Marché et organisations, (2), 92-113. ISSN 1953-6119 ISBN 9782296067189. Doi : 10.3917/maorg.007.0092 : <https://www.cairn.info/revue-marche-et-organisations-2008-2-page-92.htm>

Bertrand N.2020. La méthanisation au service du développement de la bioéconomie. INRAE. <https://www.inrae.fr/actualites/methanisation-au-service-du-developpement-bioeconomie#:~:text=La%20m%C3%A9thanisation%20permet%20de%20produire,qui%20C2%AB%20dig%C3%A8rent%20%C2%BB%20les%20d%C3%A9chets>

Bocken NMP, Olivetti EA, Cullen JM, Potting J, Lifset R. 2017. Faire passer la circularité au niveau supérieur : un numéro spécial sur l'économie circulaire. Taking the Circularity to the NextLevel: A Special Issue on the Circular Economy. *J. Ind. Ecol.* 21: 476–482

Boopathy R. 1996. Isolation and characterization of a methanogenic bacterium from swine manure. *Bioresour. Technol.* 55 : 231-235. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(96\)00004-1](https://doi.org/10.1016/0960-8524(96)00004-1)

Borja R., Alba J, Blanks CJ. 1997. Impact des principaux composés phénoliques des eaux usées des moulins à huile (OMW) sur la cinétique de la méthanogenèse acétoclastique. Impact of the main phenolic compounds of olive millwastewater (OMW) on the kinetics of acetoclastic methanogenesis. *ProcessBiochem.*32:121– 33.

Bouhadiba B., Hamou A., Hadjel M., Kehila Y., Matejka G. 2005. New schemes of Municipal Solid Waste Management for the wilaya of Oran, Algeria. *Iranian Journal of* 0, 20, 40-60.

Bouknanaa D., Hammoutia B., Salghid R., Jodehe S., Zarrouka A., Warade I., Aounitia A., Sbaab M. 2014. Caractérisation physicochimique des eaux usées des moulins à huile dans la région orientale du Maroc. Physicochemical characterization of olive oil mill waste waters in the easternregion of Morocco. *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (4):1039-1058.

Boukria A., Ouahrani, G. 2018. Valorisation des déchets ménagers et des grignons d'olive par dégradation anaérobie et production de compost et de biogaz (Doctoral dissertation, جامعة قسنطينة منتوري الإخوة).

Capasso R., Evidente A., Schivo L., Orru G., Marcialis MA., Cristinzio G. 1995. Polyphénols antibactériens issus des eaux usées des moulins à huile d'olive. Antibacterial polyphenols from olive oil mill waste waters. *J. Appl. Bacteriol.*79:393–8

Caracciolo AB., Bustamante MA., Nogues I., Di Lenola M., Luprano ML., Grenni P. 2015. Changes in microbial community structure and functioning of a semiarid soil due to the use of anaerobic digestate derived composts and rosemary plants. *Geoderma.* 245:89-97.

Cardinali-Rezende J., Debarry RB., Colturato LF., Carneiro EV., Chartone-Souza E., Nascimento A. 2009. Identification moléculaire et dynamique des communautés microbiennes en réacteur de traitement des ordures ménagères organiques. Molecular identification and dynamics of microbial communities in reactor treating organic household waste. *Applied microbiology and biotechnology*, 84(4), 777-789.

Chae, KJ., Jang, AM., Yim, SK., Kim IS. 2008. Les effets de la température de digestion et du choc thermique sur les rendements en biogaz de la digestion anaérobie mésophile du lisier de porc. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource technology*, 99(1), 1-6.

Chen R., Blagodatskaya E., Senbayram M., Blagodatsky S., Myachina O., Dittert K., Kuzyakov Y. 2012. Décomposition des résidus de biogaz dans le sol et leurs effets sur la cinétique de croissance microbienne et les activités enzymatiques. Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *BiomassBioenergy.* 45:221-229.

ChoJK. , Soon CP. 1995.Biochemical methane potentiel ans solid state anaerobic digestio of food korean food wastes 245-53

Coelho JJ., Prieto ML., Dowling S., Hennessy A., Casey I., Woodcock T., Kennedy N. 2018. Caractéristiques physico-chimiques, phytotoxicité et détection de pathogènes dans les digestats anaérobies liquides. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. *Waste Manag.*78:8–15.

Coic Y., Lessain 1978. variation de l'optimum de concentration d'une solution nutritive en fonction de l'hétérosis et de la saison de culture CR Acad. agric. de France N°13

Cossu R., Blakey N., Cannas P. 1993. Influence de la co-élimination des déchets solides municipaux et de l'eau de végétation des olives sur la digestion anaérobie des décharges sanitaires. Influence of co-disposal of municipal solid waste and olive vegetation water on anaerobic digestion of sanitary landfill. *Water Sciences and Technology*. 27 (2): 261-271

Crolla A., Kinsley C., Pattey E. 2013. La digestion anaérobie : biogaz et les impacts environnementaux - université de Guelph – campus d'Alfred. Land application of digestate. In *The biogas handbook* (pp. 302-325). Woodhead Publishing : https://www.agrireseau.net/energie/documents/pages_methanisation_crolla_anna.pdf

Dardouri S., Hraiech L., Mhimid A. 2012. Valorisation énergétique de grignons d'olives et étude de performance de l'installation de séchage. VI^{ème} Congrès International sur les Energies Renouvelables et l'Environnement, 8 p

Das A., Lal R., Patel D., Idapuganti R., Layek J., Ngachan S.V., Ghosh P.K., Bordoloi J., Kumar M. 2014. Effets du travail du sol et de la biomasse sur la qualité du sol et la productivité de la culture du riz sur les basses terres par les petits agriculteurs du nord-est de l'Inde. Effects of tillage and biomass on soil quality and productivity of low land rice cultivation by small scale farmers in North Eastern India. *Sol Till. Res.* 143: 50-58.

De Distribution d'Eau et d'Electricité de Marrakech, RA. 2012. Le grand projet de traitement et de réutilisation des eaux usées de Marrakech

De Marco E., Savarese M., Paduano A., Sacchi R. 2007. Caractérisation et fractionnement des composés phénoliques extraits des eaux usées des moulins à huile. Characterization and fractionation of phenolic compounds extracted from olive oil mill waste waters. *Food Chem.* 104 : 858– 867. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.10.005>

Decoopman B., Houot S., Hanocoq D., Lejars L., Airiaud A. 2017. Quelle efficacité azotée du digestat brut de méthanisation aux champs? Recueil des Résumés JRI, 36

Deeb A.A., Fayyad M.K., Alawi M.A. 2012. Séparation des polyphénols des eaux usées des moulins à huile d'olive jordaniens. Separation of polyphenols from Jordanian olive oil mill waste water. *Chromatogr. Res. Int*

Degioannis G., Muntoni A., Polehini A., Pomi R., Spiga D. 2017. Valorisation énergétique de la digestion anaérobie en une et deux étapes des déchets alimentaires. Energy recovery from one- and two-stage anaerobic digestion of food waste. *Waste Manag.*68: 595-602

Delzeit R., Kellner U. 2013. L'impact de la taille et de l'emplacement de l'usine sur la rentabilité des usines de biogaz en Allemagne compte tenu du traitement du digestat. The impact of plant size and location on profitability of biogas plants in Germany under consideration of processing digestates. *BiomassBioenergy*52 : 43–53. doi:10.1016/j.biombioe.2013.02.029

Dépoues V., Bordier C. 2015. le recyclage des déchets et la lutte contre le changement climatique : cas d'étude des emballages ménagers. n°50, Juin 2015. cdc climat recherche : étude climat, la recherche en économie du changement climatique : https://www.i4ce.org/wp-core/wp-content/uploads/2015/09/Etude_Climat_502.pdf

Dépoues V., Vanderlinden JP., Venturini T. (2017 article soumis). Entre dire et faire : discours scientifique sur le changement climatique et adaptation du système ferroviaire français.

Dermeche S., Nadour M., Larroche C., Moulti-Mati F., Michaud P. 2013. Déchets des moulins à huile : Caractérisations biochimiques et stratégies de valorisation biochimie des procédés. Olive mill wastes: Biochemical characterizations and valorization strategies. *Process biochemistry*, 48(10), 1532-1552.

Dev S., Saha S., Kurade MB., Salama ES., El-Dalatony MM., Ha GS., Chang SW., Jeon BH. 2019. Perspective sur la digestion anaérobie pour la biométhanisation en milieu froid. Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. *Renew. Sust. Energ. Rev.*103 : 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.034>

Di Giovacchino L., Sestili S., Di Vincenzo D. 2002. Influence de la transformation des olives sur la qualité de l'huile d'olive vierge. Influence of olive processing on virgin olive oil quality. *European Journal of Lipid Science and Technology*. 104(9-10), 587-601.

Diacono M., Montemurro F. 2010. Effets à long terme des amendements organiques sur la fertilité des sols. Un examen. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. An exam. *Agron. Sust. Develop.* 30: 401-422

Doublet S., Leclerc B., Couture C., Berger S. 2004. Qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation - Rapport final

Drosg B., Fuchs W., Al Seadi T., Madsen M., Linke B. 2015. Valorisation des nutriments par traitement du digestat de biogaz. Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing. Technical Brochure. David Baxter (Eds). IEA Bioenergy, ISBN 978-1-910154-16-8, 40 pages/ Nutrient recovery by biogas digestate processing (Vol. 2015, p. 711). Dublin: IEA Bioenergy.

Mashad HM., Zeeman G., Van Loon WKP., Bot GPA., Lettinga G. 2004. Effet de la température et des fluctuations de température sur la digestion anaérobie thermophile du fumier de bovin. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. *Bioresour. Technol.* 95, 191–201. Doi: 10.1016/j.biortech.2003.07.013

EFELE (2012 ; 2016) .Synthèse de l'activité de la plateforme pour la période [2012-2016]. Rapport final du contrat 1006C0126, 160 pages.

El Mouhtadi I., Agouzzal M., Guy F. 2014. L'olivier au Maroc. *Oil seeds and fats, Crops and Lipids* 21(2): D203

El Rhaouat O., El Kherrati I., El khayyat F., Chiguer H., Ezziani K., Ibeda A., Fareh M., Saidi Y., El Kharim K., Belghyti D. 2014. Evaluation Physique-Chimique des Eaux Usées Urbaines de la Commune de Sidi Kacem. Physic-Chemical Evaluation of Urban Wastewater of the Town of Sidi Kacem. *Comput. Water Energy Environ. Eng.* 3 :30.

El Rhaouat O., Fareh M., Sarhan B., Benyouf SA., Chiguer H., Rochdi M., Belghyti D. 2014. Etude statistique et physico-chimique des margines d'extraction d'huile d'olive de la ville Sidi Kacem. Statistical and physic-chemical study of the wastewater olive mill of Sidi Kacem city. *International Journal of Innovation and Applied Studies.* 9(2), 757

El-Abbassi A., Kiai H., Hafidi A. 2012. Profil phénolique et activités antioxydantes des eaux usées des moulins à huile Mai 2012 Chimie alimentaire. Phenolic profile and antioxidant activities of olive mill wastewater. *Food chemistry*, 132(1), 406-412.

Elamin AM., Larbi EF., Laich H., Chellali M., Ghanimi M. 2019. Valorisation agronomique des Margines (déchets liquides) par fermentation méthanique. Espace Géographique et Société Marocaine, (27).

Elasri O., Afilal ME. potentiel de production de biogaz à partir de la digestion anaérobie des fientes de poulet au maroc mémoire de recherche académique sur "*sciences chimiques*". / Afilal ME., Elasri O., Merzak Z. Organic waste characterization and evaluation of its potential biogas. *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (4) (2014) 1160-1169. ISSN : 2028-2508

Elkacmi R., Kamil N., Bennajah M. 2017. Séparation et purification de produits de haute pureté à partir de trois échantillons d'eaux usées de moulins à huile différents. Separation and purification of high purity products from three different olive mill wastewater samples. *Journal of environmental chemical engineering*, 5(1), 829-837.

Eriksson T., Borjesson J., Tjerneld F. 2002. Mécanisme de l'effet tensioactif sur l'hydrolyse enzymatique des lignocellulosiques. Mechanism of surfactant effect in enzymatic hydrolysis of lignocellulose. *Enzyme Microb. Technol.* 31(3): 353-364.

Esmail A., Abed H., Firdaous M., Chahboun N., Mennane Z., Berny EH., Ouhsine M. 2014. Étude physico-chimique et microbiologique des margines de trois régions du Maroc (Ouazzane, Fès Boulman et Béni Mellal). *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (1) :121-126

Esmail A., Chahboun N., Mennane Z., Amiyare R., Abed H., Barrahi M., Berny EH. 2015. Étude de l'activité antimicrobienne des margines issues de Fès Boulman vis-à-vis de souches pathogènes. Study of antimicrobial activity of olive mill wastewater (OMWW) from Fez Boulman against some pathogenic strains. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (3) (2015) 869-876. ISSN : 2028-2508 CODEN: JMESC 869

Eurostat. 2017. Main tables - Eurostat: Municipal wastegeneration and treatment, by type of treatment method. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/main-tables> [accessed April 04, 2022]

Fadil K., Chahlaoui A., Ouahbi A., Zaid A., Borja R. 2003. Biodégradation aérobie et détoxification des eaux usées de l'industrie de l'huile d'olive. Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 51 : 37-41.

Fava F., Totaro G., Diels L., Reis M., Duarte J., Carioca OB., Ctor H., Poggi-Varaldo M., Ferreira BS. 2015. Bioraffinerie de biodéchets en Europe : opportunités et besoins en recherche et développement. Biowaste biorefinery in Europe: opportunities and research and development needs. *N. Biotechnol.* 32(1):100-108. Doi : 10.1016/j.nbt.2013.11.003

Faysse N., El Amrani M., Errahj M., Addou H., Slaoui Z., Thomas L., Mkadmi S. 2014. Des hommes et des arbres : relation entre acteurs dans les projets du Pilier II du Plan Maroc Vert. *Alternatives Rurales* (1) : 10. <http://alternatives-rurales.org/wp-content/uploads/2014/03/BilanPilierIIIlectureEcran1.pdf>

FisgativaH, TremierA. , Dabert P.2016. characterizing the variability of food waste quality : a need for efficient valorisation trough anaerobic digestion.wastre manag :vol 50 : 264-74

Fountoulakis MS., Dokianakis SN., Kornaros ME., Aggelis GG., Lyberatos G. 2002. Élimination des composés phénoliques dans les eaux usées des moulins à huile à l'aide du champignon de la pourriture blanche *Pleurotus ostreatus*. Removal of phenolics in olive mill wastewaters using the white-rot fungus *Pleurotus ostreatus*. *Water research*. 36(19), 4735-4744.

Foutlane A., Saadallah M., Echihabi L., Bouchich L. 2002. Pollution par les eaux usées des moulins à huile d'olive et de la production d'eau potable. Etude de cas du fleuve Sebou au Maroc. Pollution by waste water from olive oilmills and drinking-water production. Case study of the Sebou river in Morocco. *East. Mediterr. Health J.* 8: 129-140

Fuchs JG., Hauenstein S., Koller M., Anor M., Camps C., Eberle S., Gilli C. 2020. Biogreenhouse: Optimisation de la fertilisation azotée en maraîchage biologique sous serre avec des sous-produits de la méthanisation. Biogreenhouse: Optimization of nitrogen fertilization in organic market gardening in greenhouses with by-products of methanation.

Galanakis CM., Tornberg E., Gekas V. 2010. Récupération et conservation des phénols des déchets d'olive dans les extraits éthanoliques. Recovery and preservation of phenols from olive waste in ethanolic extracts. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 85(8), 1148-1155. Doi : 10.1002/jctb.2413.

Garcia-Sanchez M., Siles JA., Cajthaml T., Garcia-Romera I., Tlustoš P., Száková J. 2015. Effet des applications de digestat et de cendres volantes sur les propriétés fonctionnelles du sol et les communautés microbiennes. Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities. *Eur. J. Soil Biol.* 71:1-12

Gbocho DO., Ourega DD. 2020. L'économie circulaire: une opportunité face à la problématique de la gestion des ordures ménagères dans le district d'Abidjan ? *Espace géographique et société marocaine* 36.

Gerasopoulos K., Stagos D., Petrotos K., Kokkas S., Kantas D., Goulas P., Kouretas D. 2015. Feed supplemented with polyphenolic byproduct from olive mill wastewater processing improves the redox status in blood and tissues of piglets. *Food and Chemical Toxicology*, 86, 319-327. Doi: 10.1016/j.fct.2015.11.007.

GIEC. 2007. Rapport accepté par le Groupe de travail I du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat mais non approuvé dans le détail – Résumé technique – 80p. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/ar4-wg1-ts-fr.pdf>

Gioelli F., Dinuccio E., Balsari P. 2011. Residual biogás potential from the storage tanks of non separated digestate and digested liquid fraction. *Bioresour. Technol.* 102: 10248–51. doi:10.1016/j.biortech.2011.08.076.

GIZ : Deutsche Gesellsch for Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Projet: Promotion des Energies Renouvelables et de l'Efficacité Energétique pour un Développement durable au Maroc (PEREN) Projet N° : 06.2167.2 Avec le partenaire. «Agence Nationale pour le Développement des Energies Renouvelables et de l'Efficacité Energétique ».

Gollakota KG., Meher KK. 1988. Effet de la taille des particules, de la température, du taux de chargement et de l'agitation sur la production de biogaz à partir de tourteau de ricin. Effect of particle size, temperature, loading rate and stirring on biogas production from castor cake. *Biol.Wastes*

Gomez X., Moran A., Cuetos MJ., Sanchez ME. 2006. The production of hydrogen by dark fermentation of municipal solidwastes and slaughterhousewaste:atwophase process. *J Power Sources.* 157(2): 727-732. Doi: 10.1016/j.jpowsour.2006.01.006

Gómez-Brandón M., Juárez MF., Zangerle M., Insam H. 2016. Effets du digestat sur les propriétés chimiques et microbiologiques du sol : une étude comparative avec le compost et le lombricompost. Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost. *J. Hazard Mater.* 302:267-274.

Gonçalves MR., Freitas P., Marques IP. 2012. Valorisation bioénergétique des effluents des moulins à huile dans un réacteur hybride. Bioenergy recovery from olive milleffluent in a hybrid reactor. *BiomassBioenergy.* 39: 253-260

Gourdon R. 2002. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables. Association RECORD, n°00-0118/1A, p151.

Gourguillon L., Destandau É., Lobstein A., Lesellier É. 2016. Comparaison de différentes méthodes d'extraction d'acides dicaféoylquiniques à partir d'une plante halophile. *C. R. Chim.*19(9) : 1133-1141

Guendouz J., Buffière P., Cacho J., Carrère H., Delgenes JP. 2008. Digestion anaérobie à haute teneur en solides : comparaison de trois échelles pilotes. High-solids anaerobic digestion: comparison of three pilot scales. *Water Sci.Technol.*58: 1757–1763. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.521>

Guilayn F., Jimenez J., Martel JL., Rouez M., Crest M., Patureau D. 2019. Première typologie de valeur fertilisante des digestats : un outil d'aide à la décision pour la régulation. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. *Waste Management.* 86, 67-79. Doi : 10.1016/j.wasman.2019.01.032. Projet : Digestats issus de la digestion anaérobie : Caractérisation et nouvelles options de valorisation.

Gûmez-Brandûn M., Jurez MF-D., Zangerle M., Insam H. 2016. Effets du digestat sur les propriétés chimiques et microbiologiques du sol : une étude comparative avec le compost et le lombricompost. Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost. *J. Hazard Mater.* 302: 267-274

Gupta P., Singh RS., Sachan A., Vidyarthi AS., Gupta A. 2012. Etude sur la production de biogaz par digestion anaérobie des déchets de jardin. Study on biogas production by anaerobic digestion of garden-waste. *Fuel* 95: 495-498. Doi: 10.1016/j.fuel.2011.11.006

Hamdi M. 1996. Digestion anaérobie des eaux usées des moulins à huile. Anaerobic digestion of olive mill wastewaters. *Process Biochem.* 31: 105-110

Hamzaoui Sa. 2011. Gestion et impact des déchets solides urbains sur l'environnement, El Tarf commune. Mémoire magister : Hydrogéologie, Environnement et Modélisation. Université Badji Mokhtar. Annaba, 41-42,45 p

Hassen TL., Shimidt JE., Angelidaki I., Marca E., Jasen JC., Mosbaek H., Christensen TH. 2004. Method for determination of methane potential of solide organique waste. *Waste Manag.*, 24: 393-400. Doi:10.1016/ j.wasman.2003.09.009.

Hawkes FR., Guwy AJ., Hawkes DL., Rozzi AG. 1994. Online monitoring of anaerobic digestion: application of a device for continuous measurement of bicarbonate alkalinity. *Water Sci.Technol.*30 (12): 1–10. Doi: 10.2166/wst.1994.0571

Henniche R., Said-Chaouki C. 2020. Les déchets ménagers : pourquoi est-il important d'utiliser des instruments économiques ? House hold waste: why is it important to use economic instruments? *Revue Algérienne d'Economie et gestion* 14(02) : 125-140.

Hupfauf S., Bachmann S., Jurez MF-D., Insam H., Eichler-L^bermann B. 2016. Les digestats de biogaz affectent l'absorption de P par les cultures et la composition de la communauté microbienne du sol. Biogas Digestates affect crop P uptake and soil microbial community composition. *Sci. Total Environ.* 542:1144-1154.

INERIS – Guide « Vers une méthanisation propre, sûre et durable » recueil de bonnes pratiques en méthanisation agricole – 84p. - Première édition, février 2018 - <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/GuideMethanisation-OK-v7-BD.pdf>

Ismaili-Alaoui M., Heddoun A. 2006. Tentative de modernisation des Maâsra traditionnelles. Unité mobile d'extraction des huiles d'olives. *In* : Ismaili-Alaoui, M., Roussos, S., Perraud-Gaime, I., (Eds.), *Biotechnology and quality of Olive tree. products around the Mediterranean basin*, Actes Editions, Rabat, Maroc, 243-258.

Jail A., Boukhoubza F., Nejmeddine A., Sayadi S., Hassani L. 2010. Co-traitement des eaux usées oléicoles et urbaines par des bassins expérimentaux de stabilisation. Co-treatment of olive-mill and urban waste waters by experimental stabilization ponds. *J. Hazard. Mater.*176: 893-900

Jardak T., Ali Triki M., Rhouma A., Ksantini M. 2007. Plant health protection. Production techniques in olive growing. Madrid, MD: International Olive Council. ISBN: 978-84-931663-8-0. Editor: © Conseil oléicole international., 2007 Príncipe de Vergara, 154.

Jiang J., Li L., Cui M., Zhang F., Liu Y., Liu Y., Guo Y. 2018. Digestion anaérobie des déchets de cuisine: les effets de la source, de la concentration et de la température. Anaerobic digestion of kitchen waste: the effects of source, concentration, and temperature. *Biochemical Engineering Journal*, 135, 91-97

- Johansen A., Carter MS., Jensen ES., Hauggard-Nielsen H., Ambus P. 2013.** Effets du digestat de lisier de bovin et de matières végétales digérées en anaérobiose sur la communauté microbienne du sol et les émissions de CO₂ et de N₂O. Effects of digestate from anaerobically digested cattle slurry and plant materials on soil microbial community and emission of CO₂ and N₂O. *Appl. Soil Ecol.* 63:36-44
- Jurez MF-D., Waldhuber S., Knapp A., Partl C., Gûmez-Brandûn M., Insam H. 2013.** Wood ash effects on chemical and microbiological properties of digestate-and manure-amended soils. *Biol Fertil Soils.* 49:575-585
- Kaleh Z., Geißen S. U. 2016.** Isolation sélective des précieux biophénols des eaux usées des moulins à huile. Selective isolation of valuable biophenols from olive mill waste water. *J. Environ. Chem. Eng.* 4(1) : 373-384.
- Kalloum S., Bouabdessalem H., Touzi A., Iddou A., Oual MS. 2011.** Biogas production from the sludge of the municipal waste water treatment plant of Adrar city (south west of Algeria). *BiomassBioenerg.* 35: 2554 – 2560, Doi:10.1016/j.biombioe.2011. 02.012 M
- Kalogeras N., Baourakis G., Zopounidis C., van Dijk G. 2005.** Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc. Département de l'Environnement Maroc. Évaluer la performance financière de l'agroalimentaire entreprises: une approche multicritère d'aide à la décision. Evaluating the financial performance of agri-food firms: a multicriteria decision-aid approach. *Journal of Food Engineering.* 70(3), 365-371.
- Karray HM. 2008.** Bioconversion enzymatique des composés phénoliques des effluents issus de l'extraction d'huile d'olive: une voie prometteuse de valorisation par la production de l'hydroxytyrosol naturel. Thèse de doctorat, Université de Sfax, Alger.
- KayhanianM. 1995.** biodegradability of organic fraction of municipal solid waste in a high solids anaerobic digesterwaste manag res 13 :123-136
- Kim IS., Hwang MH., Jang NJ., Hyun SH., Lee ST. 2004.** Effet d'un pH bas sur l'activité de l'hydrogène utilisant du méthanogène dans le processus bio-hydrogène. Effect of low pH on the activity of hydrogen utilizing methanogen in bio-hydrogen process. *Int. J. Hydrog. Energy.* 29 : 1133–1140. Doi: 1016/j.ijhydene.2003.08.017

Koblenz B., Tischer S., Rücknagel J., Christen O. 2015. Influence du digestat de biogaz sur la densité, la biomasse et la composition des communautés de vers de terre. Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops and Products*, 66, 206-209.

Kothari R., Pandey AK., Kumar S., Tyagi VV., Tyagi SK. 2014. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renew. Sust. Energ. Rev.*39 : 174–195. Doi : 10.1016/j.rser.2014.07.011

Kratzeisen M., Starcevic N., Martinov M., Maurer C., Müller J. 2010. Applicabilité du digestat de biogaz comme combustible solide. Applicability of biogas digestate as solid fuel. *Fuel*.89 : 2544–2548. Doi:10.1016/j.fuel.2010.02.008.

Lacour J. 2012. Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.

Lansing S., Botero RB., Martin JF. 2008. Traitement des déchets et qualité du biogaz dans les digesteurs agricoles à petite échelle. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. *Bioresour. Technol.* 99 : 5881-5890

Leclerc B., Doublet S., Couture C., Berger S. 2004. Qualité agronomique et sanitaire des digestats. Rapport final., SOLAGRO. 180 pages.

Lengai GMW., Muthomi JW., Mbega ER. 2020. Activité phytochimique et rôle des pesticides botaniques dans la lutte antiparasitaire pour une production agricole durable. Phytochemical activity and role of botanical pesticides in pest management for sustainable agricultural crop production. *Scientific African*.7:22-39

Lesteur M. 2010. Etude de l'utilisation de la spectroscopie proche infrarouge pour la prédiction du potentiel méthane de déchets solides (Doctoral dissertation, Doctorat Génie des procédés, Université Montpellier 2). p153

Leven L. Eriksson ARB, Schunurer A 2007.59 :683-93. Effect of process temperatures on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste : temperature effect on microbial communities in bioreactors. *FEMS microbil ecol*

Li Y., Jin Y., Li J., Li H., Yu Z. 2016. Effets du degré piquant sur la digestion anaérobie mésophile des déchets de cuisine. Effects of pungency degree on mesophilic anaerobic digestion of kitchen waste. *Applied Energy*, 181, 171-178.

Lin CSK., Pfaltzgraff LA., Herrero-Davila L., Mubofu EB., Abderrahim S., Clark JH., Koutinas AA., Kopsahelis N., Stamatelatos K., Dickson F., Thankappan S., Mohamed Z., Brocklesby R., Luque R. 2013. Food waste as a valuable resource for the production of chemicals, materials and fuels. Current situation and global perspective. *Energy Environ. Sci.* 6: 426–464

Linda Vàn-Anh TRUONG. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées Spécialité : génie chimique Sherbrooke (Québec), Canada avril 2004 purification du biogaz provenant de la digestion anaérobie du lisier de porc

Lucien C. 2008. Les déchets ménagers solides de ville de Bujumbura (Burundi) : quelles perspectives pour une gestion durable ? .Mémoire master : Science et gestion de l'environnement. Institut de gestion de l'environnement et d'Aménagement du territoire : Université libre de Bruxelles, 13p. [energy2003-art.htm](#)

Madsen M., Holm-Nielsen JB., Esbensen KH. 2011. Suivi des procédés de méthanisation : une perspective de bilan. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 3141–3155. doi:10.1016/j.rser.2011.04.026

Makádi M., Tomócsik A, Orosz V. 2012. Digestat : une nouvelle source de nutriments - examen. Dans : Biogaz Sunil Kumar (Ed.). Digestate: a new nutrient source—review. In: Biogas Sunil Kumar (Ed.). InTech. Europe, pp. 295–310

Mansouri R., Mammeri N. 2016. Gestion des déchets ménagers dans la ville de M'sila. Mémoire master : Gestion de l'environnement. Université Mohamed Boudiaf. M'sila, 3, 7-9 p.

Marcato CE., Pinelli E., Pouech P., Winterton P., Guisresse, M. 2008. Distribution de la taille des particules et des métaux dans le lisier de porc digéré en anaérobie. Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. *Bioresource Technology*, 99(7), 2340-2348

Marchaim U. 1992. Biogas processes for sustainable development. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Martí N., 2006. Précipitation du phosphore dans le processus de digestion anaérobie. Dissertation.com. Boca Raton, Floride./ Marti N., Bouzas A., Seco A., Ferrer, J. 2008. Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering Journal.*, 141(1-3), 67-74.

Mata-Alvarez J., Dosta J., Romero-Güiza M., Fonoll X., Peces M., Astals S. 2014. A critical review of the achievements of anaerobic co-digestion between 2010 and 2013. Un examen critique des réalisations de la co-digestion anaérobie entre 2010 et 2013. *Renouveler. Sust. Energ. Rév.*, 36, 412-427

Maynaud G., Patureau D., Druilhe C., Ziebal C., Jimenez M., Torrijos M., Wery N. 2017. Caractérisation physico-chimiques et microbiologiques de digestats bruts et post-traités destinés à l'épandage agricole. *Techniques Sciences Méthodes.* 5, 33-50.

McDonough W., Braungart M. 2002. Cradle to cradle : remaking the waywemakethings. North Point Press. / ou McDonough, W., Braungart, M. 2010. Cradle to cradle: Remaking the way we make things. North point press

Mechri B., Chehab H., Attia F., Mariem FB., Braham M., Hammami M. 2010. Effets des eaux usées des moulins à huile sur les communautés microbiennes étudiés dans le domaine de l'olivier par l'analyse des signatures d'acides gras. *Journal européen de la biologie des sols.* Olive mill wastewater effects on the microbial communities as studied in the field of olive trees by analysis of fatty acid signatures. *European Journal of Soil Biology*, 46(5), 312-318.

Mekki A., Dhouib A., Sayadi S. 2013. Effects of olive mill wastewater application on soil properties and plants growth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 2(1), 1-7. Projet: Traitement et valorisation des biodéchets en fertilisation des sols.

Mentrl YA., LevrnorEnr MR. 1976. Facteurs qui influencent la teneur de la matidre organique et les propridtds d'dchange cationique des horizons Ap des sols de grande culture du Quibec. *Can. J. SoilSci.* 56: 213-221.

Merniz N., Rebbas K., Bounar R., Mansouri R., Mammeri N. 2018. Gestion des déchets ménagers de la ville de M'sila (Algérie) *Revue Ecologie-Environnement* (14) : ISSN: 1112-5888 <http://fsnv.univ-tiaret.dz/index.php/13-la-revue/10-la-revue> 13/. Gestion des déchets ménagers de la ville de M'sila (Algérie).

Møller HB., Sommer SG., Ahring BK. 2004. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and bioenergy*, 26(5), 485-495. Doi:10.1016/j.watres.2009.08.013.

Möller K., Müller T. 2012. Effet de la digestion anaérobie sur la disponibilité des nutriments du digestat et la grogne des cultures: un examen. *Ing. Life Sci.* 3:242-257.

Monlau F., Sambusiti C., Antoniou N., Zabaniotou A., Solhy A., Barakat A. 2015. Pyrochars from bioenergy residue as novel bio-adsorbents for lignocellulosic hydrolysate detoxification. *Bioresource technology*, 187, 379-386. Doi:10.1016/j.biortech.2015.03.137.

Monlau F., Sambusiti C., Ficara E., Aboulkas A., Barakat A., Carrère H. 2015. New opportunities for agricultural digestate valorization: current situation and perspectives. *Energy & Environmental Science*, 8(9), 2600-2621. Doi: 10.1039/C5EE01633A

Moreno E., Perez J., Ramos-Cormenzana A., Martinez J. 1987. Effet antimicrobien des eaux usées des usines d'extraction d'huile d'olive sélectionnant les bactéries du sol après incubation avec des déchets dilués. *Microbios*, 51, 169-174

Mountadar M., Mekan A., Kabil EM. 2009. Gestion et traitement des déchets solides domestiques au Maroc: Analyse Multicritère et application à la ville d'Azemmour. Laboratoire de l'Eau et de l'Environnement, Département de Chimie et Laboratoire BIOMARE, Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université Chouaïb Doukkali, BP, 20, 135-152

Mseddi S., Chaari L., Belaid C., Chakchouk I., Kallel M. 2016. Valorisation des eaux usées traitées des moulins à huile dans la pratique de la fertirrigation. Valorization of treated olive mill wastewater in fertigation practice. *Environmental Science and Pollution Research*. 23(16), 15792-15800.

Mwakaje AG. 2008. Dairy farming and biogas use in Rungwe district, South-west Tanzania: A study of opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 12(8), 2240-2252.

Nefzaoui A. 1987. Contribution à la rentabilité de l'oléiculture par la valorisation optimale des sous-produits. Séminaire sur l'économie de l'olivier. Tunis.

Nefzaoui A. 1995. Feeding value of Mediterranean ruminant feedresources. Advanced course. Syria 12-23 March.

Nelson C., Lamb J. 2002. Final Report: Haubenschild Farms Anaerobic Digester. Updated. The Minnesota Project. 35-60pp. www.mnproject.org/pdf/Haubyrptupdated.pdf

Nguyen DD., Chang SW., Jeong SY., Jeung J., Kim S., Guo W., Ngo HH. 2016. Digestion anaérobie semi-continue thermophile sèche des déchets alimentaires : évaluation des performances, analyse du modèle Gompertz modifié et bilan énergétique. Dry thermophilic semi-continuous anaerobic digestion of food waste: Performance evaluation, modified Gompertz model analysis, and energy balance. *Energy Conversion and Management*, 128, 203-210.

Nikiema M., Sawadogo JB., Somda MK., Traore D., Dianou D., Traore AS. 2015. Optimisation de la production de biométhane à partir des déchets organiques municipaux. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 9(5), 2743-2756

Ning Q., Chen L., Zhang C., Donghao M., Daming L., Han X., Cai Z., Huang S., Zhang J. 2021. Les communautés fongiques saprotrophes dans les sols arables sont fortement associées à la fertilité et à la stœchiométrie du sol. *Appl Écologie des sols*.129 : 38-43

Obied H., Allen M., Bedgood D., Prenzler P., Robards K., Stockmann R. 2005. Bioactivité et analyse des biophénols récupérés à partir des déchets d'huilerie. Bioactivity and analysis of biophenols recovered from olive millwaste. *Journal of Agrical Food Chemistry*, 53, 823-837

Oost JFR., De Toffoli M. 2011. Estimation de la valeur fertilisante de digestats issus de la biométhanisation. Résultat de 3 années d'expérimentation en culture de maïs (2009 à 2011). Centre pilote de maïs. Belgique. pp. 5

Orzi V., Cadena E., D'Imporzano G., Artola A., Davoli E., Crivelli M., Adani F. 2010. Potential odour emission measurement in organic fraction of municipal solid waste during anaerobic digestion: Relationship with process and biological stability parameters. *Bioresour. Technol.* 101(19), 7330-7337.

Orzi V., Scaglia B., Lonati S., Riva C., Boccasile G., Alborali GL., Adani F. 2015. Le rôle des processus biologiques dans la réduction de l'impact des odeurs et de la teneur en agents pathogènes lors de la digestion anaérobie mésophile. *Sci. Total Environ.* 526:116-126.

Ostrem K., Themelis NJ 2004. Greening waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Earth Engineering Center Columbia University, 6-9 : <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos>

Ouabou E., Anouar A., Hilali S. 2014. Traitement de la margine brute d'huile d'olive par distillation suivi de neutralisation par la chaux. *J.Appl. Biosci.*79:6867–6872.

Paul E. 2020. Avant-propos: Valorisation énergétique des déchets : la méthanisation se développe ! *Tech. Sci. Methodes.* 9 : 13-14.<https://doi.org/10.36904/tsm/202009013>

Pedrazzi S., Allesina G., Belló T., Rinaldini CA., Tartarini P. 2015. Digestat comme biocarburant dans les fours domestiques. Digestate as bio-fuel in domestic furnaces. *Fuel Process. Technol.* 130 : 172–178. doi:10.1016/j.fuproc.2014.10.006

Poggi-Varaldo HM., Munoz-Paez KM., Escamilla-Alvarado C., Robledo-Narváez PN., Ponce-Noyola MT., Graciano C-C., Ríos-Lea E., Galíndez-Mayer J., Estrada-Vázquez C., Ortega-Clemente A., Rinderknecht-Seijas NF. 2014. Biohydrogène, biométhane et bioélectricité, composants cruciaux de la bioraffinerie de déchets organiques : une revue. Biohydrogen, biomethane and bioelectricity a crucial components of biorefinery of organicwastes: A review. *WasteManag. Res.* 32: 353–365.

Pohekar SD., Ramachandran M. 2004. Application de la prise de décision multicritères à l'énergie durable Planification une ecritique. Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning - A review. *Renewable and sustainable energy reviews.* 8(4), 365-381.

Prajapati SK., Kumar P., Malik A., Vijay VK. 2014. Bioconversion des algues en méthane et utilisation ultérieure du digestat pour la culture d'algues: une production de bioénergie en boucle fermée.*Bioresour. Technol.* 158:174-180.

Quideau P., Morvan T., Guiziou F., Daumer ML., Pourcher AM., Béline F. 2013. Les effets et conséquences de la méthanisation sur la matière organique et l'azote des lisiers de porc. *Sciences Eaux Territoires*, (3), 66-71.

RADEEMA : Régie Autonome De Distribution d'Eau Et d'Electricité De Marrakech. and idum

Author links open overlay panel N Assasab L Ayeda L Marouanib M Hamdiac

Rifi SK., Souabi S., El Fels L., Driouich A., Nassri I., Haddaj C., Hafidi M. 2022. Optimisation du processus de coagulation pour le traitement des eaux usées des moulins à huile d'olive en utilisant *Moringa oleifera* comme coagulant naturel, CCD combiné avec RSM pour l'optimisation du traitement. Optimization of coagulation process for treatment of olive oil mill wastewater using *Moringa oleifera* as a natural coagulant, CCD combined with RSM for treatment optimization. *Process Safety and Environmental Protection*, 162, 406-418.

Riggio S., Hernández-Shek MA., Torrijos M., Vives G., Esposito G., van Hullebusch ED., Escudíé R. 2017a. Comparison of the mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of spent cow bedding in leach-bed reactors. *Bioresour.Technol.* 234: 466–471. Doi: 10.1016/j.biortech.2017.02.056.

Riggio S., Torrijos M., Vives G., Esposito G., van Hullebusch ED., Steyer JP., Escudíé R. 2017 b. Leachate flush strategies for managing volatile fattyacids accumulation in leach-bedreactors. *Bioresour.Technol.* 232:93–102. Doi: 10.1016/j.biortech.2017.01.060

Risberg K., Cederlund H., Pell M., Arthurso V., Schnürer A. 2017. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow fumure – chemical composition and effects on soilmicrobialactivity. *Waste Manag.* 61:529-538.

Riva C., Orzi V., Carozzi M., Acutis M., Boccasile G., Lonati S., Tambone F., D'Imporzano G., Adani F. 2016. Short-termexperiments in usingdigestateproducts as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammoniaemission impacts. *Sci. Total Environ.* 547:206–214.

Riviere MA. 1949. Méthode de séparation des particules. *Bulletin du Groupe français des Argiles.* 1:46-54.

Roig A., Cayuela ML., Sánchez-Monedero MA. 2006. Un aperçu des déchets des moulins à huile et de leurs méthodes de valorisation. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste management*, 26(9), 960-969.

Rouina BB., Gargouri K., Abichou M., Rhouma A., Magdich S., Jilani S. 2014. L'épandage des margines sur les terres agricoles: résultats et gestion pratique. Communication Orale, 7. 7^{ème} Journées Méditerranéennes de l'Olivier Meknès, Maroc. 21 – 23 Octobre 2014. Institut de

l'Olivier. BP 1087, 3000 Sfax, Tunisie Tél : + 216 74 241 240 ; Fax : +216 74 241 033. E.mail: benrouina@gmail.com ; rouina.bechir@iresa.agrinet.t

Sambusiti C., Monlau F., Barakat A. 2016. La fermentation au bioéthanol comme voie alternative de valorisation du digestat agricole selon une approche de bioraffinerie. Bioethanol fermentation as alternative valorization route of agricultural digestate according to a biorefinery approach. *Bioresour. Technol.* 212 : 289–295. Doi: 10.1016/j.biortech.2016.04.056

Sanders WTM., Geerink M., Zeeman G., Lettinga G. 2000. Cinétique d'hydrolyse anaérobie des substrats particulaires. Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Water Sci.Technol.* 41, 17–24. Doi : 10.2166/wst.2000.0051

Sapp M., Harrison M., Hany U., Charlton A., Thwaites R. 2015. Comparaison de l'effet du digestat et de l'engrais chimique sur les bactéries du sol. Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil bacteria. *Appl.Soil.Ecol.* 86:1-9. Doi: 10.1016/j.apsoil.2014.10.004

Savant DV., Ranade DR. 2004. Application de *Methanobrevibacteracididurans* dans la digestion anaérobie. Application of *Methanobrevibacteracididurans* in anaerobic digestion. *Water Sci.Technol.* 50, 109–114

Sayadi S, Allouche N., Jaoua M., Alaoui F. 2000. Effets néfastes des polyphénols de masse moléculaire élevée sur le biotraitement des eaux usées des moulins à huile. Detrimental effects of high molecular mass polyphenols on olive mill waste water biotreatment. *Process Biochem.* 35:725–35.

Schnürer J., Olsson J., Börjesson T. 1999. Volatiles fongiques comme indicateurs de détérioration des aliments et des aliments pour animaux. Fungal volatiles as indicators of food and feeds spoilage. *Fungal Genetics and Biology.* 27(2-3), 209-217.

Schröder P., Herzig R., Bojinov B., Ruttens A., Nehnevajova E., Stamatiadis S., Memon A., Vassilev A. 2008. La bioénergie pour sauver le monde. Produire de nouvelles centrales énergétiques pour la croissance sur des terres abandonnées. Bioenergy to Save the World. Producing novel energy plants for growth on abandoned land. *Env.Sci.Pollut.Res. Int.* 15(3):196-204. Doi: 10.1065/espr2008.03.481

Schulz H., Eder B. 2001. Biogas-Praxis. 2. Staufenbei Freiburg.Ökobuch, 2001, vol. 2

Sharma P., Gaur VK., Kim SH., Pandey A. 2020. Stratégies microbiennes pour bio-transformer les déchets alimentaires en ressources. Microbial strategies for bio-transforming food waste into resources. *Bioresour. Technol.* 299 : 122580

Sheets JP., Yang L., Ge X., Wang Z., Li Y., 2015. Au-delà de l'épandage : technologies émergentes pour le traitement et la réutilisation des déchets agricoles et alimentaires digérés en anaérobiose. Beyond land application: Emerging technologies for the treatment and reuse of anaerobically digested agricultural and foodwaste. *Waste Manag.* Doi: 10.1016/j.wasman.2015.07.037

Slepetiene A., Volungevicius J., Jurgutis L., Liaudanskiene I., Amaleviciute-Volunge K., Slepetys J., Ceseviciene J. 2020. Le potentiel du digestat comme biofertilisant dans les sols érodés de Lituanie. The potential of digestate as a biofertilizer in eroded soils of Lithuania. *Waste Manag.* 102: 441-451. Doi: 10.1016/j.wasman.2019.11.008

Soudi B. Chrifi H., 2008. Options de gestion des déchets solides municipaux adaptées aux contextes des Pays du Sud. *Enda Maghreb*, p 11 : https://www.pseau.org/outils/ouvrages/enda_maghreb_options_de_gestion_des_dechets_solides_municipaux_adaptees_aux_contextes_des_pays_du_sud_2008.pdf

Sounni F., Aissam H., Ghomari O., Merzouki M., Benlemlih M. 2018. Électrocoagulation des eaux usées des moulins à huile pour améliorer la production de biogaz. Electrocoagulation of olive mill wastewaters to enhance biogas production. *Biotechnology letters*, 40(2), 297-301.

Stürmer B., Pfundtner E., Kirchmeyr F., Uschnig S. 2020. Exigences légales pour le digestat comme engrais en Autriche et dans l'Union européenne par rapport aux paramètres techniques réels. Legal requirements for digestate as fertilizer in Austria and the European Union compared to actual technical parameters. *J. Environ. Manage.* 253:109756. Doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109756

Suh, YJ., Rousseaux P. 2002. Une ACV de scénarios alternatifs de traitement des boues d'épuration. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35(3), 191-200.

Sun HWS., Dong R. 2016. Surveillance des acides gras volatils et de l'alcalinité carbonatée dans la digestion anaérobie : méthodologies de titrage. Monitoring Volatile Fatty Acids and

Carbonate Alkalinity in Anaerobic Digestion: Titration Methodologies. *Chem. Eng. Technol.* 39 : 599–610. Doi: 10.1002/ceat.201500293.

Szymańska M., Ahrends HE., Srivastava etr AK., Sosulski T. 2022. Digestat anaérobie des usines de biogaz - Déchets nuisibles ou produits de valeur? Anaerobic Digestate from Biogas Plants—Nuisance Waste or Valuable Product? *Appl. Sci.* 12 (8) : 4052. Doi: 10.3390/app12084052.

Tambone F., Scaglia B., D'Imporzano G., Schievano A., Orzi V., Salati S., Adani F. 2010. Evaluation des propriétés amendantes et fertilisantes des digestats issus de la méthanisation par une étude comparative avec les boues digérées et le compost. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere.* 81(5):577-583.

Thevenin N., Benbrahim M., Bacholle C., Fuchs J., Zdanevitch I., Marcovecchio F. 2011. Qualité agronomique et sanitaire des digestats. *Echo-MO* 93 : 1-10.

Thibault L. 2020. Production d'extraits non colorés de plantes enrichis en composés bioactifs. Investigation des techniques d'extraction modernes (US, MO, SFE, PLE). Thèse de Doctorat, Université d'Orléans, France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03166445>

Tonini D., Martinez-Sanchez V., Astrup TF. 2013. Valorisation des ressources matérielles, énergétiques et nutritives des déchets : les raffineries de déchets sont-elles la solution du futur ? Material resources, energy, and nutrient recovery from waste: Are waste refineries the solution for the future? *Environ. Sci. Technol.* 47: 8962–8969

Tsitsikalis A. 2011. Recyclage des déchets et développement durable: L'émergence d'une «filière sociale» de collecte et de traitement de déchets peut-elle contribuer au développement durable dans les villes du Sud? *Coopérer.aujourd'hui.* 74 : 75.

Uggetti E., Sialve B., Latrille E., Steyer JP. 2014. Le digestat anaérobie comme substrat pour la culture des microalgues : le rôle de la concentration en ammonium sur la productivité des microalgues. Anaerobic digestate as substrate for microalgae culture: the role of ammonium concentration on the microalgae productivity. *Bioresour. Technol.* 152: 437-443. Doi: 10.1016/j.biortech.2013.11.036

VADIMETHAN (2013-2015). Projet sur des essais de valorisation de digestats de méthanisation à Arvalis, Chambre d'agriculture des Pays de la Loire, AILE, Terrena, CAVAC, Projet co-financé par la Région des Pays de la Loire et l'ADEME.

VADIM (2011-2015). Projet DOSTE 2013 sur la valorisation au champ de l'azote des digestats, Projet co-financé par l'ADEME, Chambre d'agriculture de Bretagne, Loire-Atlantique et Centre, LDAR (Laboratoire départemental d'analyses et de recherche)

Vaneckhaute C., Meers E., Michels E., Buysse J., Tack FMG. 2013. Avantages écologiques et économiques de l'application d'engrais minéraux biosourcés dans l'agriculture moderne. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *Biomass Bioenergy*. 49: 239-248

Vea EB., Romeo D., Thomsen M., 2018. Biowaste valorisation in a future circularbio economy. *Procedia CIRP* 69 : 591-596. Doi: 10.1016/j.procir.2017.11.062

Veeken AHM., Kalyuzhnyi S., Scharff H., Hamelers HVM. 2000. Effet du pH et des AGV sur l'hydrolyse des déchets solides organiques. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *J. Environ. Eng.* 126 : 1076-1081. Doi: 10.1061/(ASCE) 0733-9372(2000)126:12(1076).

Voelkner A., Holthusen D., Ellerbrock RH., Horn R. 2015. Impact des digestats anaérobies prétraités mécaniquement sur les propriétés du sol. Impact of mechanical lytre-treated anaerobic digestates on soil properties. *J.SoilSci. Plant Nutr.* 15:882–895.

Wang Y., Zhang Y., Wang J., Meng L. 2009. Effets des concentrations d'acides gras volatils sur le rendement en méthane et les bactéries méthanogènes. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass Bioenerg.* 33(5): 848-853. Doi: 10.1016/j.biombioe.2009.01.007

Wang Z., Cheng Q., Liu Z., Qu J., Chu X., Li N., Sun Y. 2019. Évaluation de la production de méthane et de la conversion d'énergie à partir de la tige de maïs à l'aide du prétraitement des eaux usées furfural pour la co-digestion anaérobie du lisier entier. Evaluation of methane production and energy conversion from corn stalk using furfural wastewater pretreatment for whole slurry anaerobic co-digestion. *Bioresour. Technol.* 293, 121962.

Ward AJ., Hobbs PJ., Holliman PJ., Jones DL. 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresour. Technol.* 99(17): 7928-7940. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.02.044

Wentzel S., Schmidt R., Piepho H-P., Semmler-Busch U., Joergensen RG. 2015. Réponse des indices de fertilité du sol à l'application à long terme de biogaz et de lisier brut en agriculture biologique. Response of soil fertility indices to long term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Appl. Soil Ecol.* 96:99-107

Wentzel S., Joergensen RG. 2016. Effets du biogaz et des lisiers bruts sur la croissance de l'herbe et les indices microbiens du sol. Effects of biogas and rawslurries on grassgrowth and soil microbial indices. *J. Plant. Nutr. SoilSci.* 179:215-222

Wu WM., Jain MK., De Macario EC., Thiele JH., Zeikus JG. 1992. Composition microbienne et caractérisation des méthanogènes et acétogènes prédominants isolés à partir de granules méthanogènes syntrophiques. Microbial composition and characterization of prevalent methanogens and acetogens isolated from syntrophic methanogenic granules. *Applied microbiology and biotechnology*, 38(2), 282-290.

Xia A., Murphy JD. 2016. Microalgalculture dans le traitement du digestat liquide des systèmes de biogaz. Microalgalcultivation in treating liquid digestate from biogas systems. *Trends Biotechnol.* 34(4):264-275. Doi: 10.1016/j.tibtech.2015.12.010

Xu F., Li Y., Wang Z-W. 2015. Modélisation mathématique de la digestion anaérobie à l'état solide. Mathematical modeling of solid-state anaerobic digestion. *Prog. Energy Combust. Sci.* 51 : 49-66. Doi: 10.1016/j.peccs.2015.09.001

Yaakoubi A., Chahlaoui A., Rahmani M., Elyachioui M., Oulhote Y. 2009. Effet de l'épandage des margines sur la microflore du sol. *Agrosolutions* 20(1): 35-43

Yadvika S., Sreekrishnan TR., Sangeeta K., Vineet R. 2004. Amélioration de la production de biogaz à partir de substrats solides en utilisant différentes techniques - Une revue. Enhancement of biogas production from solid substrates using different technique - A Review. *Bioresour. Technol.* 95(1):1-10. Doi: 10.1016/j.biortech.2004.02.010

Yangui T., Sayadi S., Rhouma A., Dhouib A. 2010. Utilisation potentielle de l'extrait riche en hydroxytyrosol des eaux usées des moulins à huile comme fongicide biologique contre *Botrytis cinerea* dans la tomate. Potential use of hydroxytyrosol-rich extract from olive mill wastewater as a biological fungicide against *Botrytis cinerea* in tomato. *Journal of Pest Science*. 83(4), 437-445. Doi : 10.1007/s10340-010-0314-5.

Yazid NA., Barrena R., Komilis D., Sánchez A. 2017. La fermentation à l'état solide comme nouveau paradigme pour la valorisation des déchets organiques : une revue. Solid-state fermentation as a novel paradigm for organic waste valorization: A review. *Sustainability*. 9: 1–28. Doi : 10.3390/su9020224

Yen HW., Brune DE. 2004. Digestion anaérobie de boues algales et de vieux papiers pour produire du méthane. Anaerobic digestion of algal sludge and wastepaper to produce methane. *Bioresour.Technol.* 98(1):130-134. Doi: 10.1016/j.biortech.2005.11.010.

Yesilada O., Fiskin K., Yesilada E. 1995. L'utilisation du champignon de la pourriture blanche *funaliatrogii* (Malatya) pour la décoloration et l'élimination du phénol des eaux usées de mil d'olive. The use of the white rot fungus *funaliatrogii* (Malatya) for the decolorization and phenol removal from olive mil waste water. *Environ. Technol.* 16: 95-100

Yu HQ., Fang HHP. 2003. Acidogénèse des eaux usées riches en gélatine dans un réacteur anaérobie à flux ascendant : influence du pH et de la température. Acidogenesis of gelatin-rich waste water in an up flow anaerobic reactor: influence of pH and temperature. *Water Res.* 37: 55–66.

ZhangL, LeeYW, JahngD 2011. Anaerobic codigestion of food waste and piggery wastewater :focusing on the role of trace elements *bioresour Technol* 102 :5048-59doi :10.1016/j.biortech2011.01.082.

ZhangR,ElmashadH.,HartmanK.,Wang F,Liu G,Choate C.2007: Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion *.bioresour Technology .vol 98 :939-35doi :10.1016/j.biortech2006.02.039*