

Détermination quantitative et qualitative de l'impact de la teneur en matière sèche sur le potentiel du biogaz de la digestion thermophile de boues activées

S. Maamri*, M. Amrani

Laboratoire de technologies douces, valorisation, physico-chimie des matériaux biologiques et biodiversité, Faculté des sciences, Université M'hamed Bougara de Boumerdès (UMBB)

*Corresponding author: s.maamri@univ-boumerdes.dz

ARTICLE INFO

Article History:

Received : 04/11/2018.

Accepted : 20/02/2019.

Key Words:

waste activated sludge;
thermophilic digestion ;
total solid;
methane yield.

Mots clés:

boues activées ;
digestion thermophiles ;
matière sèche ;
rendement en méthane.

ABSTRACT/RESUME

Abstract: The feasibility of anaerobic digestion of waste activated sludge was studied in a batch digester under thermophilic conditions (55 ° C), the effect of the total solid content on the stability of the system and the performance of the process was examined in order to optimize the production of methane. For this, we studied eight digestions, which were launched with concentrations of 8.25, 15.5, 36.65, 41.5, 49.6, 58.5, 69.6 and 150.8 g / l. Then, during 32 days of digestion, the results obtained showed that there was a proportional relationship between the total solid content (8.25 to 69.6 g / l) and the volumetric production of the biogas with a stable methane yield 0.69 l / g VSr. When the total solids content was raised to 150.8 g / l, the reduction in volatile solid (VSr) and the methane yield decreased (0.49 l / gVSr). Indeed, with high feedstock, the efficiency of the biochemical conversion weakens owing to mass transfer limitations and or accumulations of inhibitors.

Résumé : La faisabilité de la digestion anaérobie des boues activées a été étudiée dans un digesteur en mode batch dans des conditions thermophiles (55 °C), l'effet de la teneur en matière sèche totale sur la stabilité du système et les performances du processus a été examinés et ce, afin d'optimiser la production du méthane. Pour cela, nous avons étudié huit digestions, qui ont été lancés avec des concentrations 8,25, 15,5, 36,65, 41,5, 49,6, 58,5, 69,6 et 150,8 g/L. Alors, durant 32 jours de digestion, les résultats obtenus ont montré qu'il y avait une relation proportionnelle entre le taux de matière sèche (8.25 à 69.6 g/l) et la production volumétrique du biogaz avec un stable rendement en méthane 0.69 l / g MVS_r. Lorsque la teneur totale en solides était portée à 150,8 g / l, la réduction de la matière volatile solide (MVS_r) et le rendement en méthane diminuent (0,49 l / g MVS_r). En effet, à forte charge d'alimentation, l'efficacité de la conversion biochimique s'affaiblit à cause des limitations de transfert de masse et ou d'accumulations d'inhibiteurs.

I. Introduction

Les stations d'épuration urbaines ont pour rôle d'éliminer la pollution contenue dans les effluents domestiques, avant leur rejet dans le milieu naturel. Si l'eau, en fin de traitement, est effectivement

épurée, la pollution initiale se retrouve en partie stockée et concentrée dans les boues issues des diverses étapes de traitement de l'eau. Ces boues étant alors considérées comme un déchet valorisable, qu'il faut éliminer tout en respectant certaines contraintes réglementaires [1].

La production de boues est de plus en plus difficile à gérer, ce qui a poussé les gouvernements à rechercher des solutions technologiques permettant de la réduire au même titre que la gestion des autres types de déchets. Dans un futur proche, cette problématique risque de s'accroître, étant donné les projets de construction de nouvelles stations d'épuration qui vont permettre d'augmenter la capacité « épuratoire » de l'Algérie et par conséquent accroître la production de boues. Étant donné les contraintes locales et réglementaires, la mise en place de filières pérennes pour la valorisation et l'élimination des boues est difficile et coûteuse pour les collectivités [2].

D'un point de vue réglementaire, deux destinations finales sont actuellement envisageables : la valorisation agronomique (épandage, compostage) La digestion est un système biologique en perpétuelle évolution et oscille autour d'un point d'équilibre. Les populations microbiennes se développent et régressent en fonction de l'accès au substrat et des conditions physico-chimiques auxquelles elles sont soumises. L'objectif de ce travail est d'étudier la faisabilité de la digestion anaérobie des boues activées provenant d'une station d'épuration des eaux usées de Boumerdes. Pour ce faire, nous avons étudié l'effet de la concentration de solide dans les boues sur la performance du processus.

et l'incinération. Il sera donc indispensable d'élaborer une véritable filière de boue en même temps que l'élaboration et la conception de la future station d'épuration [3, 4].

Une des technologies efficaces et moins coûteuses permettant le traitement de la fraction organique de ces déchets est la digestion anaérobie (biométhanisation), qui consiste en une dégradation biologique, en absence d'oxygène, de la matière organique en un mélange de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2) appelé 'biogaz'. Grâce à la digestion anaérobie, les déchets sont considérés comme source d'énergie renouvelable. Cette technologie devient donc essentielle dans le processus de réduction des volumes de déchets et la production de biogaz, pouvant être utilisée dans la production d'électricité et de la chaleur [5-7].

II. Matériel et méthodes

II.1. Digesteur et fermentation

Le réacteur utilisé est d'une capacité de 15 litres, avec un volume fonctionnel de 13 litres. Il est équipé de ports d'échantillonnage de gaz et de boues (Fig 1). Après introduction de substrat, le réacteur a été purgé avec l'hélium et incubé à 55°C . Le volume de biogaz généré a été mesuré par la cloche du gazomètre (Fig 1).



Fig 1. Aspect général du digesteur : Thermorégulateur (1), Digesteur (2) Gazomètre (3)

II.2. Acclimatation de digesteur

Le démarrage de la méthanisation est difficile et demande à chaque instant un équilibre entre les différentes souches bactériennes qui agissent d'une part entre elles et d'autre part entre les divers composants chimiques de la mixture [8]. Pour

résoudre ce problème et faciliter le démarrage de la digestion anaérobie des BA, nous avons mélangé la bouse de vache et une boue aérobie de STEP, puis incubé l'ensemble en anaérobiose à 55°C . Une fois la production du biogaz est arrêtée, l'effluent digéré est utilisé ensuite comme inoculum pour l'initiation de la fermentation anaérobie des BA.

II.3. Evaluation de l'impact du taux de matière sèche sur la méthanisation

Pour améliorer la capacité de traitement anaérobie, la concentration de solide totale est une méthode possible pour améliorer l'efficacité de DA [9]. Dans cette optique, huit fermentations méthaniques, avec les concentrations de MS : 8,25; 15,5; 36,65; 41,5; 49,6; 58,5; 69,6 et 150,8 g/L ont été réalisées en condition anaérobie thermophile sur la base de trois expériences. En considérant l'effet de MS sur la production de méthane et sur la stabilisation des boues digérées.

II.4. Méthode analytique

Au cours de cette étude, la matière sèche (MS), la matière volatile solide (MVS), les différents éléments chimiques: la demande chimique en oxygène soluble (DCOs) et totale (DCOt), l'azote total (Nt) et le phosphore total (Pt) ont été déterminées selon les méthodes standard [10]. Le pH de la BA a été mesuré selon la norme NF ISO 10390 par un pH-mètre portatif (HANNA HI8424, France) [11]. La teneur en acides gras volatils (AGV) a été évaluée par un spectrophotomètre (Optizen POP5U4605_119008_00) selon la méthode décrite par Effebi (2009)[12]. Les métaux lourds sont déterminés par un spectrophotomètre d'absorption atomique (Perkin Elmer, Optima 8000), en adoptant la méthode de Liu et al (2001)[13]. Des échantillons de biogaz ont été recueillis à l'aide d'un injecteur d'échantillonnage de gaz et un échantillon de 100 à 200 µL a été utilisé pour chaque analyse. La composition du biogaz (CH₄, CO₂) a été déterminée à l'aide d'une chromatographie en phase gazeuse (GC-HP 5890) équipé d'un détecteur de conductivité thermique (TCD) et d'une colonne en acier inoxydable de 2 m de long avec 5 mm de diamètre et 2 mm d'épaisseur. Le gaz porteur était du N₂ et l'analyse a été effectuée à un débit de 30 mL.min⁻¹ et les températures de l'injecteur, de la colonne et du détecteur sont respectivement 120, 90 et 120 °C.

L'isolement et l'identification de la microflore anaérobie facultative existant dans notre échantillon des boues Acclimaté ont été réalisés en se basant sur les études morphologiques, physiologiques et biochimiques (API 20A et API 20 E)[14-16]. Pour l'isolement des bactéries acidifiantes, nous avons utilisé le milieu spécifique Broth (liquide et solide)[17].

II.5 Modélisation cinétique

Les données expérimentales ont été ajustées à l'équation de Gompertz modifiée (EGM) [18-21]. Cette équation décrit la production cumulée de

biogaz en fonction du temps à partir de digesteurs discontinus. Elle est donnée par la formule suivante:

$$M = P \cdot \exp - \left\{ \exp \left[\frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

Où M est la production cumulée de méthane (L), P le potentiel de production de méthane (L), R_m la vitesse de production maximal de méthane (L / j), λ la durée de la phase de latence (j) et t est la durée de l'essai. Les paramètres P, R_m et λ ont été estimés pour chacun des digesteurs à l'aide du logiciel OriginPro-8.

II.6. analyse statistique

L'analyse statistique a été réalisée en utilisant une analyse de variance (ANOVA).

III. Résultats et Discussion

III.1. Caractérisation des boues activées brut

Les caractéristiques d'un « même » substrat peuvent être différentes en fonction de son origine, c'est encore plus vrai dans le cas des boues d'épuration. Le tableau 1 présente la composition moyenne des BA, utilisées durant la période d'expérimentation :

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques de boue activée

Paramètres	Boue activée
pH	7,6 ± 0,15
DCOt (g L ⁻¹)	35,7 ± 1,8
DCOs (g L ⁻¹)	3,50 ± 0,6
MS (g L ⁻¹)	56,8 ± 0,8
MVS (g L ⁻¹)	51,8 ± 0,5
Nt (g L ⁻¹)	1,6 ± 0,05
Pt (g L ⁻¹)	0,303 ± 0,07
AGV (g L ⁻¹)	1,32 ± 3
Cd (mg/l)	201
Cr (mg/l)	508,9
Pb (mg/l)	335,5
Mn (mg/l)	922,5
Ni (mg/l)	<1 × 10 ⁻³
Fe (mg/l)	4520
Zn (mg/l)	30,63
Cu (mg/l)	1116

La BA est relativement concentré en matière organique avec une concentration de DCOt qui représente 62,85 % de la MS, ainsi 68,91 % de la MVS. Le rapport DCOs /DCOt égale à 9,8 %, Le rapport DCO/N est aux alentours de 22,31 ce rapport est convenable pour une bonne digestion. Yen et Brune (2007) [22] ont suggéré que l'optimum du rapport Carbone/Azote de la digestion anaérobie se situe vers une valeur de 20/1-30/1. Par ailleurs, le pH de l'ensemble est

neutre et relativement stable, et la concentration maximale en AGV représente près de 37,71% de la DCO soluble.

III.2. Acclimatation de digesteur

a) Identification des souches isolées

Dans l'acclimatation microbiologique du BA, l'anaérobiose stimulera la croissance des bactéries anaérobies facultatives qui deviendront au cours du temps les plus dominantes.

L'identification morphologique, biochimique des différents bactéries impliqués dans l'hydrolyse comme première phase a été effectué selon le « Bergey's Manuel Systematic of Bacteriology » et

le logiciel Apiweb™. En s'appuyant sur la forme des cellules et le type de Gram, les Proteobacteria et les Bacteroidetes étaient les deux phylums les plus prédominants dans les échantillons de boues digérés (Tableau 2). Ces deux phylum sont également rapportés dans d'autres systèmes DA [23, 24]. Les protéobactéries sont capables de dégrader une large gamme de macromolécules [7]; Les Bacteroidetes, connues pour être des bactéries protéolytiques, sont impliquées dans la dégradation des protéines et capables de fermenter les acides aminés en acétate[25].

Tableau 2. Résultats d'identification des isolats

Souche	Phylum	Classe	Famille
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Enterobacter cloacae</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Shigella spp</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Aeromonas hydrophila</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Aeromonadaceae</i>
<i>Actinobacillus lignieresii</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Pasteurellaceae</i>
<i>Pasteurella pneumotropica</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Pasteurellaceae</i>
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Aeromonas salmonicida</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Aeromonadaceae</i>
<i>Cedecea netri</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Rhodobacter sphaeroides</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Alphaproteobacteria</i>	<i>Rhodobacteraceae</i>
<i>Escherichia coli</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Enterobacteriaceae</i>
<i>Vibrio fluvialis</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Vibrionaceae</i>
<i>Photobacterium damsela</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Vibriomonaceae</i>
<i>Vibrio harveyi</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Vibriomonaceae</i>
<i>Pseudobacteroides celluloso</i>	<i>Terrabacteria /Firmicutes</i>	<i>Clostridia</i>	<i>Ruminococcaceae</i>
<i>Bacteroides uniformis</i>	<i>Fibrobacteres-Chlorobi-Bacteroidetes</i>	<i>Bacteroidia</i>	<i>Bacteroidaceae</i>
<i>Bacteroides fragilis</i>	<i>Fibrobacteres-Chlorobi-Bacteroidetes</i>	<i>Bacteroidia</i>	<i>Bacteroidaceae</i>
<i>Bacteroides acidifaciens</i>	<i>Fibrobacteres-Chlorobi-Bacteroidetes</i>	<i>Bacteroidia</i>	<i>Bacteroidaceae</i>
<i>Clostridium thermoaceticum</i>	<i>Terrabacteria /Firmicutes</i>	<i>Clostridia</i>	<i>Thermoanaerobacteraceae</i>

b) Confirmation de la présence des bactéries acidifiantes

Le virage de la couleur rouge vers le jaune confirme la présence des bactéries productrices d'acides qui persistent dans le milieu entre un et sept jours. Un changement de couleur du rouge au jaune qui accompagne la turbidité est un facteur positif pour les bactéries productrices d'acide (*Clostridium thermoaceticum*).

Le suivi de la densité optique (DO) et du pH de la souche *Clostridium thermoaceticum* permis

d'obtenir les résultats portés sur la Figure 2. Les données obtenus font ressortir une croissance prononcée des bactéries, accompagnée d'une acidification du milieu.

La vitesse de production d'acide est proportionnelle à la vitesse de croissance des bactéries.

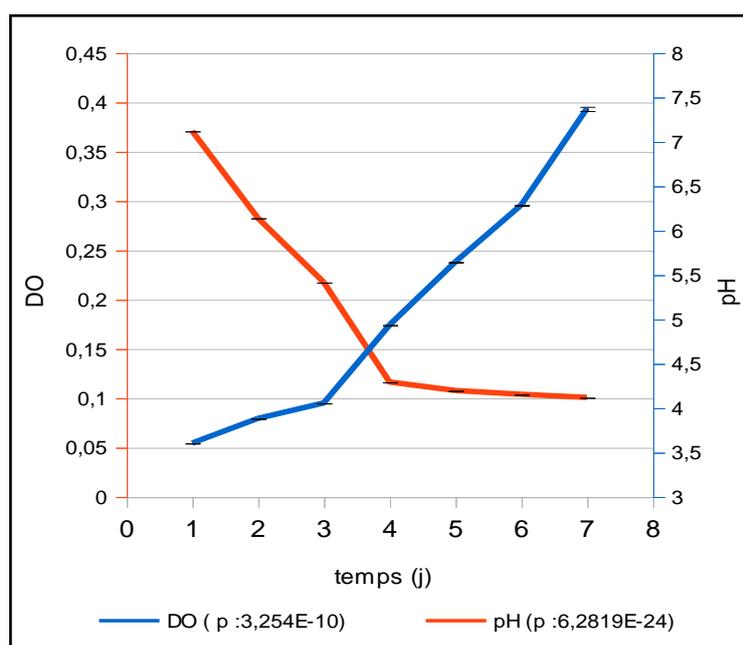


Fig 2. Evolution du pH et de la croissance bactérienneensemencée dans le milieu Broth pendant 7 jours.

III. 3. Impact de la teneur en MS sur la digestion anaérobie

a) Qualité de biogaz

Les résultats relatifs à la qualité de biogaz ont montré qu'il n'y a pas de différence importante dans la phase stationnaire pour les teneurs en MS allant de : 8,25 à 69,6 g/l en revanche, le pourcentage en méthane dans le biogaz produit diminue avec l'augmentation de la charge en MS à 150 g/l. Ce résultat est également en accord avec celui trouvé par Borja et al. (1998) [26], La teneur moyenne en méthane du biogaz généré (Fig. 3) à partir de la fermentation du BA avec des concentrations initiales de MS : 8,25, 15,5, 36,65, 41,5, 49,6 58,5, 69,6 et 150,8 g / L à la phase stationnaire était au tour de 65-72 %.

b) Performance et stabilité du digesteur

La figure 4 illustre les données de performance de différentes digestions alimentées en système batch avec les boues épaisses, 3-17 jours; Dans chaque réacteur, il y a une accumulation de AGV accompagnée d'une stable production de méthane (jours 3-15), ce qui indique une stabilité à haut taux de départ en MS. Ce résultat est probablement en raison du bon fonctionnement synergétique de différents groupes trophiques de la biomasse et de son acclimatation au substrat. La production volumétrique en méthane de chaque réacteur a montré une tendance croissante sans fluctuation, résultant de la présence d'un équilibre établie entre la vitesse de production et celle de conversion des AGV en méthane. Enfin, durant la période allant du 17ème au 23ème jour, les AGVs sont épuisés dans tous les réacteurs, avec une augmentation du pH et une diminution de la production de méthane jusqu'à l'arrêt totale qui se manifeste par le plateau de stabilisation.

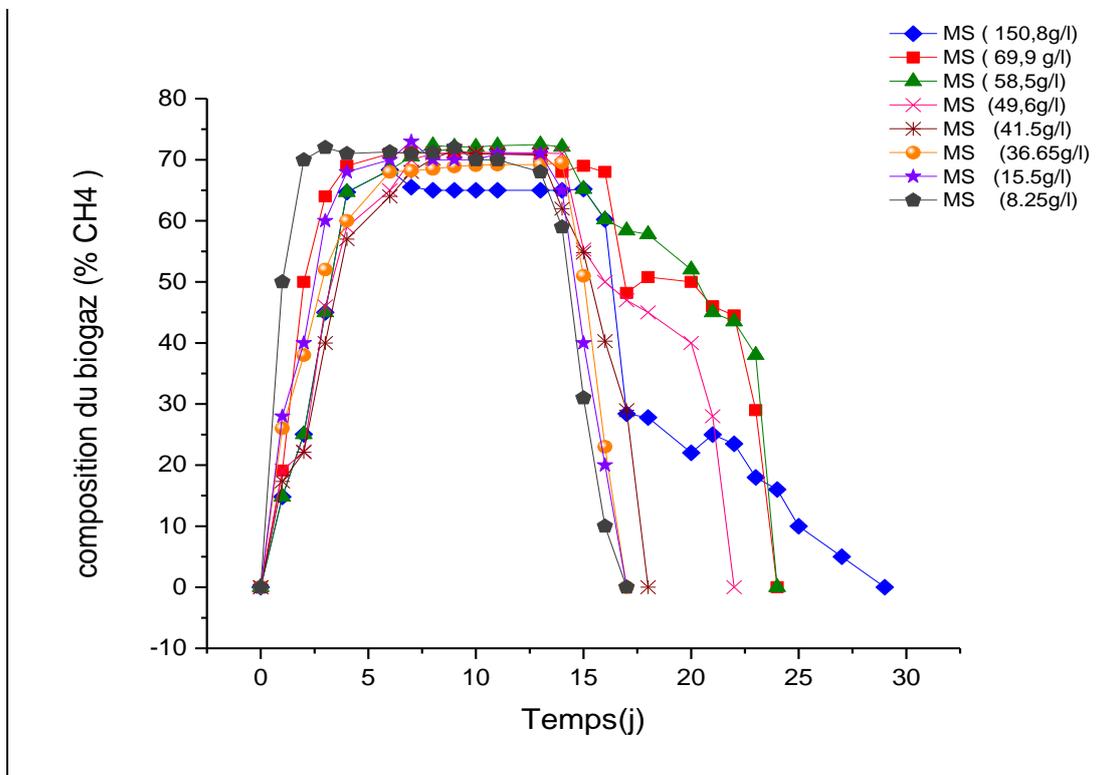


Fig 3. Evolution de la qualité de biogaz

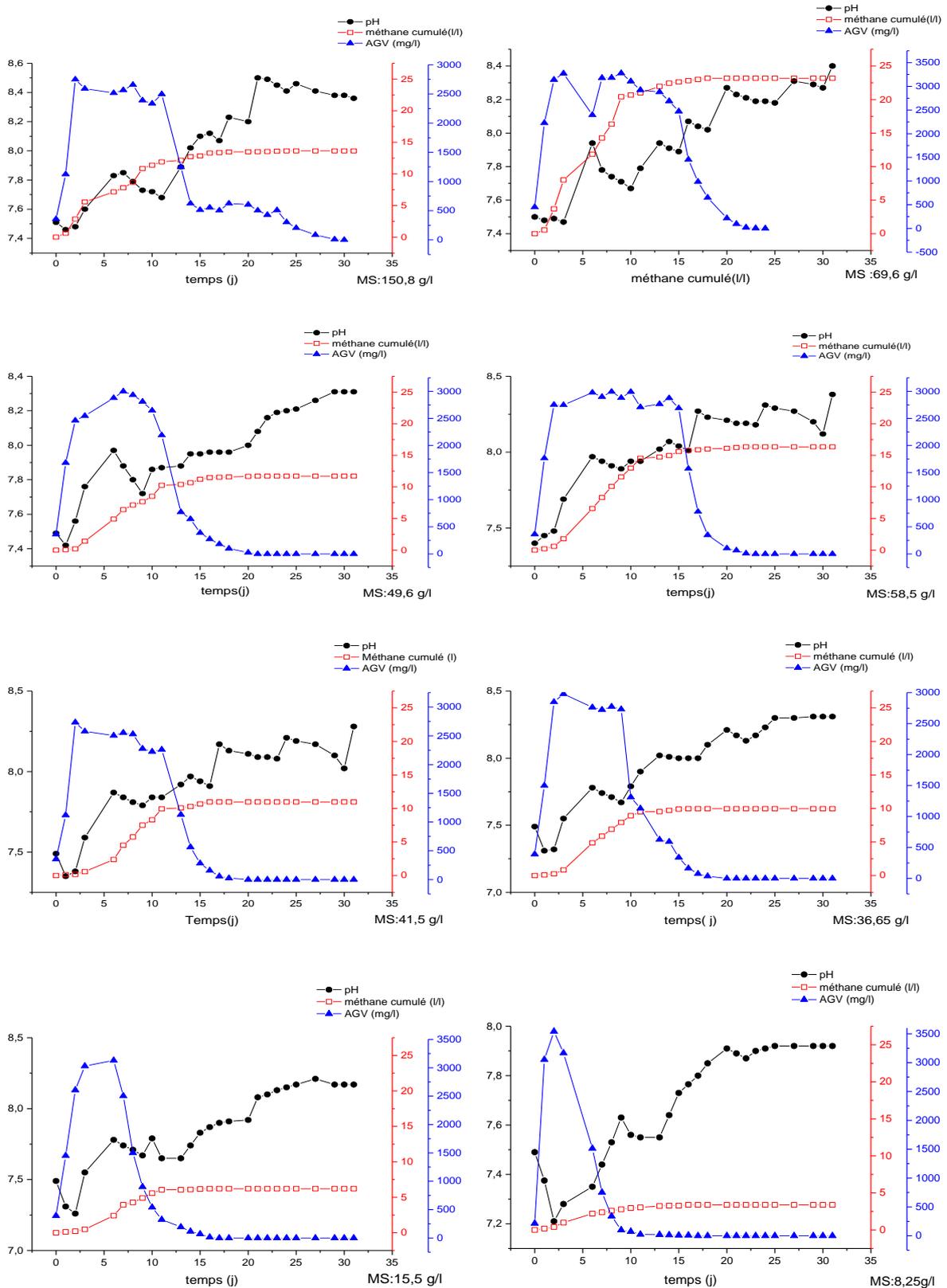


Fig 4. Données de performances de la digestion anaérobie
 MS : matière sèche, AGV: acides gras volatils

La corrélation entre l'évolution de pH, le taux de MS et la production cumulée en méthane a révélée un pH généralement optimal à la méthanisation du début à la fin de l'expérimentation (Fig. 5). L'arrêt de la production pour un pH de 8,2 (plateau) est expliqué par l'arrêt de génération des AGVs (Fig. 6). Le pouvoir tampon du digesteur fonctionnant ne s'explique pas seulement par la consommation des AGV du milieu, mais aussi par une dégradation

importante des protéines contenues dans la matière organique apportée et la libération des ions ammoniacaux et des ions OH⁻ [27, 28]. La concentration en AGV, largement influencée par l'augmentation de la Charge volumique (concentration en MS), a tendance à augmenter sans atteindre des valeurs très élevées ou inhibitrices (Fig. 7).

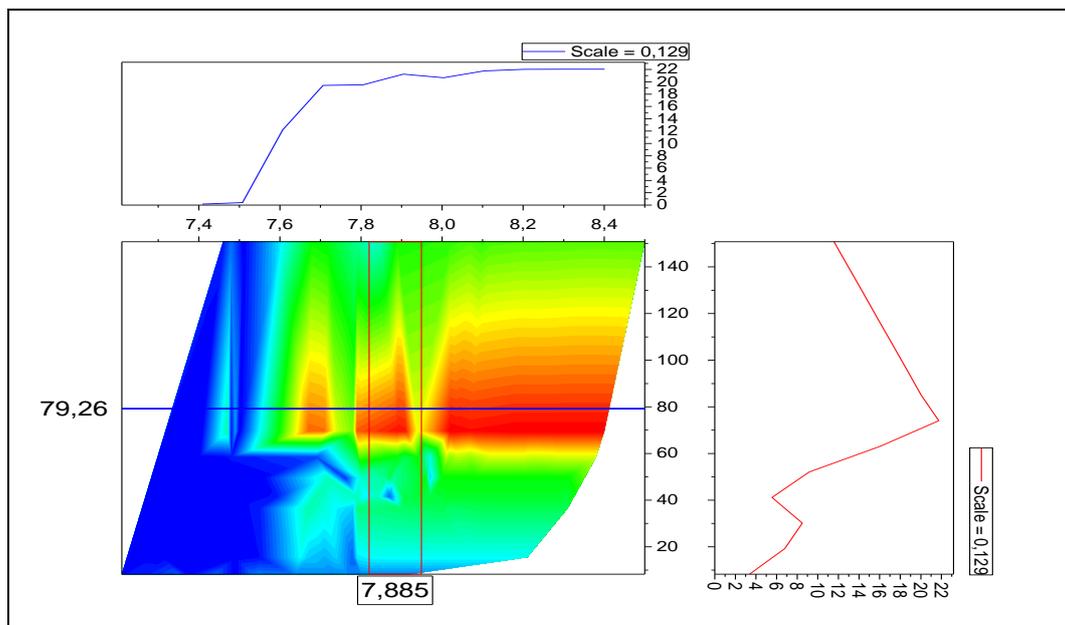


Fig 5. Corrélation entre l'évolution de pH et le taux de matière sèche sur production cumulée en méthane

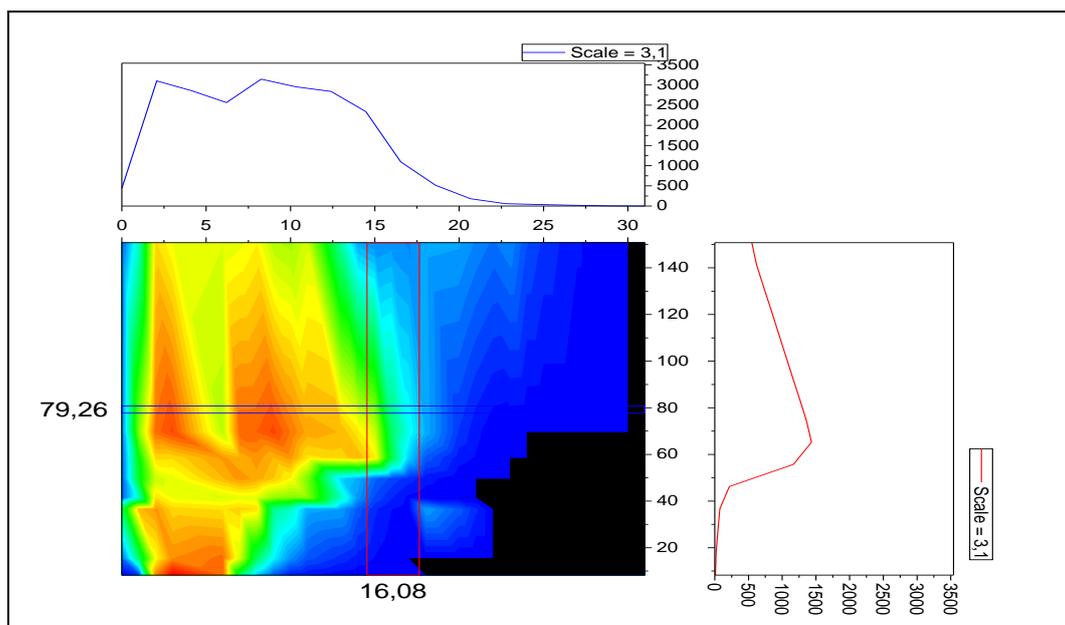


Fig 6. Corrélation entre l'évolution de la concentration en acides gras volatils et le temps sur la production cumulée en méthane

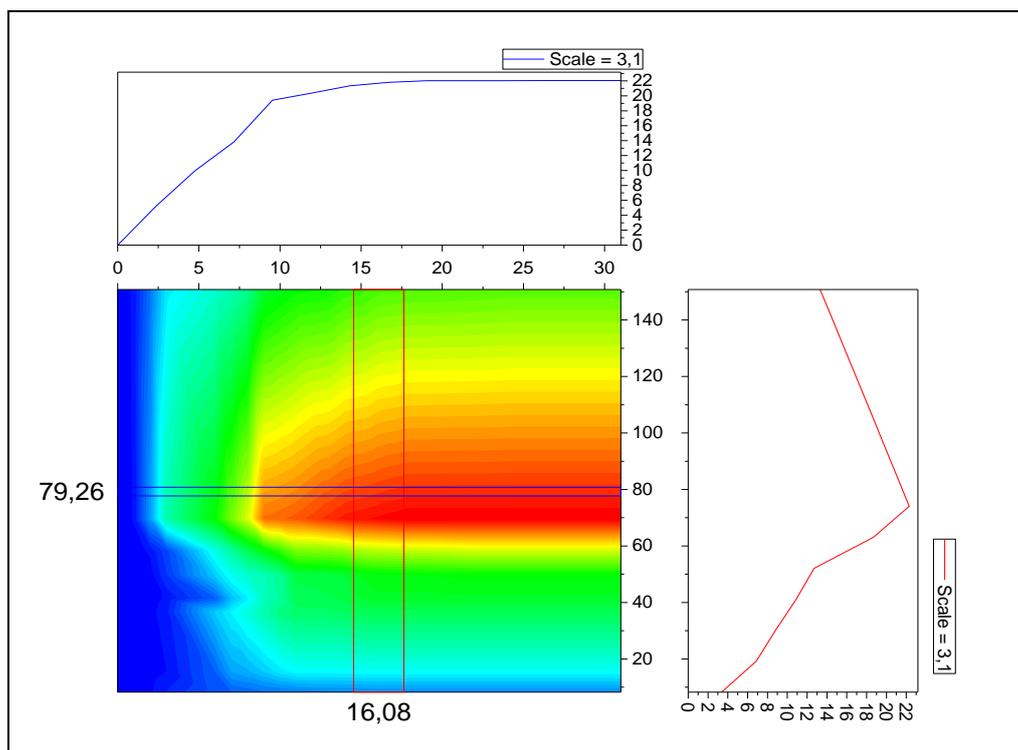


Fig 7. Corrélation entre la production cumulée en méthane et le temps ainsi le taux de matière sèche

La production cumulé en méthane est largement influencé par le taux de la MS. De plus, pour un intervalle de MS compris entre 8,25 et 69,6, une proportionnalité positive entre la production cumulé et la concentration en MS est à constater. cette proportionnalité est également notée concernant la corrélation de l'évolution de la concentration en AGV et le temps et la production cumulée en méthane dans le même intervalle de concentration en MS (Fig. 6). Le résultat obtenu est en accord avec plusieurs auteurs qui ont suggéré que l'augmentation de la concentration en substrat alimentant le digesteur peut affecter considérablement la production et le rendement en biogaz [29, 30]. En augmentant la MS à 150,8 g/l on a trouvé une diminution de la production de méthane donc l'inhibition commence à apparaître à une concentration comprise dans l'intervalle MS [69,6-150,8] puis que la BA est comme boîte noir à partir de laquelle il est difficile de prédire les performances et d'anticiper des dysfonctionnements.

L'importance des rendements de dégradation de la matière organique (Tableau 3) pour des charges volumique allant de 8,25 à 69,6 g/l (51,25 – 83,64%) témoignent de l'existence d'une affinité élevée des bactéries vis à vis de leurs substrats spécifiques avec une bonne synergie entre les bactéries acidogènes et méthanogènes.

Le rendement méthane est presque similaire pour toutes les concentrations dans l'intervalle de MS [8,25-69,6], soit 0,69 l/gM VSr. Ces résultats sont comparables à Duan et al. (2012) [31] qui ont signalé un rendement comparable en biogaz et une résistance des DA mésophiles de haute concentration en solide des boues activées, avec MS jusqu'à 20%, de 4-6 fois plus élevée qu'un système traditionnel Ferrer et al. (2010) en évaluant la performance de la digestion des boues thermophiles ont signalé des résultats similaires [32]. Nos résultats sont conformes également avec ceux obtenus par Wang et al. [33], et Dai et al [9]. Ces auteurs en utilisant le système thermophile à différentes teneurs en MS en anaérobie, ont noté un taux de dégradation organique similaire avec une légère diminution du rendement en méthane due à l'augmentation des concentrations de substances inhibitrices (ammoniac, métaux lourds) du digesteur anaérobie.

En effet, à forte charge d'alimentation, l'efficacité des bactéries vis à vis de leur substrat s'affaiblit à cause des limitations de transfert de masse, d'où l'accumulation des inhibiteurs toxiques pour la biomasse du digesteur[34-37]. Les substances inhibitrices étaient souvent qualifiées pour être la principale cause de bouleversement de digesteur anaérobie [38]. Dans une étude approfondie de la performance du digesteur anaérobie, il a été

constaté que la toxicité des métaux lourds est l'une des principales causes de bouleversement du digesteur [39]. L'effet toxique des métaux lourds est attribué à la perturbation de la fonction enzymatique, en particulier au niveau liaisons des métaux avec le thiol et d'autres groupes sur des molécules de protéines, ou en remplaçant naturellement des métaux présents dans les groupements prosthétiques de l'enzyme [40]. L'effet stimulant ou inhibiteur des micro-organismes anaérobies est déterminé par la concentration totale et la forme chimique des métaux, ainsi que les facteurs stimulant la réaction tels que le pH et le potentiel redox [41-43]. Selon Zayed et Winter [43], les acidogènes sont plus résistants aux toxicités des métaux que les méthanogènes. Cependant, Hickey et al (1989) [44] ont spéculé l'inhibition d'un ou de plusieurs groupes trophiques des digesteurs par une addition pulsée de métaux lourds. En raison de la complexité du système anaérobie, les métaux lourds peuvent être impliqués dans de nombreux processus physico-chimiques, y compris (1) précipitation sous forme de sulfure (sauf Cr), carbonate et hydroxydes [41, 45], (2) sorption à la fraction solide, soit la biomasse soit particules inertes [46, 47], et (3) la formation de complexes en solution avec des intermédiaires et des produits dérivés au cours de la digestion [44, 48]. Parmi ces formes de métal, seuls les métaux sous forme soluble et libre sont toxiques

pour les micro-organismes [45, 49, 50]. De nombreuses études ont confirmé que la toxicité des métaux lourds est plus liée à la concentration ionique libre du métal (qu'à sa concentration totale [51-53]).

Dans des rapports scientifiques, les différentes formes physico-chimiques d'un métal lourd particulier est rarement distingué, cela est due à la complexité des interactions entre les métaux lourds et la boue anaérobie et / ou le manque de techniques analytiques pour évaluer les espèces de métaux lourds séparément [48, 54]. Ce facteur explique l'énorme variation dans les concentrations toxiques de métaux lourds signalées dans les travaux de recherche. En plus de la forme physico-chimique, les différences de substrat, le genre de bactérie et des facteurs environnementaux expliquent également la grande variation dans les deux dosages rapportés des métaux lourds et leur toxicité relative [42-44]. De plus, le niveau de solide mis en fermentation a un impact important sur la toxicité des métaux lourds dans les digesteurs anaérobies en offrant une protection contre l'inhibition des métaux. Malheureusement, la plupart des travaux réalisés ont rapporté seulement les valeurs des concentrations d'inhibition en mg/L, ce qui rend la comparaison avec les concentrations d'inhibition obtenus lors de cette étude plus difficile.

Tableau 3. Performance de la digestion anaérobie traitant les BA en condition thermophile à différentes charges en matière sèche

MS (g/l)	pH _f	Abattement de la MVS (%)	Rendement en méthane (l/g _{MVSr})	CH ₄ (%)
150,8	8,36±0,03	49,38 ± 1,4	0,49	65
69,6	8,4±0,05	51,35±2,5	0,689	71
58,5	8,38±0,2	53,83±5,4	0,70	72
49,6	8,31±0,15	54,66±1,8	0,695	71
41,5	8,28±0,13	59,68±0,9	0,691	71
36,65	8,31±0,09	61,46±2,4	0,688	69,2
15,5	8,17±0,06	81,81±1,5	0,690	71
8,25	7,92±0,07	83,64±2,7	0,693	71

MS: matière sèche; pH_f: pH final; MVS : matière volatile solide; MVSr: réduction de la matière volatile solide.

c) Modélisation cinétique

Comme déjà mentionné auparavant, la digestion anaérobie est un processus complexe qui nécessite un contrôle précis. Afin d'améliorer la compréhension du système de DA de BA et de prédire son comportement face à différentes concentrations opérationnelles en MS, selon

l'équation de Gompertz modifiée (EGM). Le calcul des paramètres, R_m, P et λ permettront de caractériser les différentes courbes de production cumulée en biogaz et en méthane. Les Tableaux (4 et 5) énumèrent les différents paramètres calculés par EGM.

Tableau 4. Paramètres cinétiques de la production cumulée en biogaz selon l'équation de Gompertz modifiée

MS (g/l)	R ²	P(l/l)		R _m (l/l/j)		λ (j)		F Value	Prob>F
		Valeur	Erreur Standard	Valeur	Erreur Standard	Valeur	Erreur Standard		
150,8	0,971	36	0,54	3,24	0,00412	2,06	0,24	2693,0132	0.0000
69,6	0,994	41,22	0,33	3,52	0,0010	3,71	0,120	10474,6885	
58,5	0,998	29,30	0,09	2,75	0,00042	4,11	0,05	42361,4524	
49,6	0,996	22,63	0,11	1,97	0,00020	3,96	0,09	14778,0762	
41,5	0,983	20,67	0,15	1,83	0,00042	5,12	0,22	2803,09776	
36,65	0,994	18,30	0,32	2,06	0,0021	3,92	0,11	9451,20645	
15,5	0,995	9,83	0,13	1,24	0,00066	5	0,09	11032,5815	
8,25	0,985	6,84	0,06	0,53	0,00036	3,26	0,19	4330,11956	

P: potentiel de production de méthane , R_m: vitesse de production maximale de méthane , λ: durée de la phase de latence.

Tableau 5. Paramètres cinétiques de la production cumulée du méthane selon l'équation de Gompertz modifiée

MS (g/l)	R ²	P(l/l)		R _m (l/l/j)		λ (j)		F Value	Prob>F
		Valeur	Erreur Standard	Valeur	Erreur Standard	Valeur	Erreur Standard		
150,8	0,982	13,72	0,17	1,28	0,0011	3,02	0,21	3695,6801	0.0000
69,6	0,987	23,34	0,23	2,65	0,0015	3,10	0,17	5081,73845	
58,5	0,998	16,34	0,06	1,95	0,0002	4,65	0,008	34006,31	
49,6	0,996	11,77	0,07	1,30	0,0003	4,66	0,01	13916,3978	
41,5	0,997	10,99	0,05	1,79	0,0004	5,87	0,01	16142,5521	
36,65	0,998	10	0,03	1,51	0,0001	4,31	0,01	32291,5242	
15,5	0,996	6,24	0,03	1,05	0,0003	4,64	0,02	12476,9399	
8,25	0,997	3,38	0,01	0,42	4,95 x10 ⁻⁰⁵	2,87	0,00	26211,0123	

P: potentiel de production de méthane , R_m: vitesse de production maximale de méthane , λ: durée de la phase de latence.

Selon les tableaux 4 et 5, on remarque un très bon ajustement par le modèle où le coefficient de corrélation R² est élevé (R²~1). Ce la suggère une bonne concordance entre les points expérimentaux et ceux calculés.

IV. Conclusion

L'utilisation de modèle de Gompertz modifié dans la dégradation anaérobie des boues d'épuration a

différentes concentration en matière sèche se révèle être un outil approprié pour obtenir les paramètres de performance, permettant pour une comparaison plus fiable entre les digestions de matières organiques a différentes conditions expérimentales. Les surcharges, et les problèmes d'inhibition ne peuvent pas être prédits facilement. En perspective d'autres études sont nécessaires pour le développement de model d'inhibition ou pour déterminer les limites de resistance du processus.

V. References

- Champiat, D.; Larpent, J.-P. *Biologie des eaux. Méthodes et techniques*, Paris, FR: Masson (1994) 374.
- Djafari, D.; Semcha, A.; Zentar, R.; Mekerta, B.; Touzi, A.; Hannache, H.; Elharti, M.; Zarrouk, A. Characterization and valorization of sludge of wastewater treatment plant (WWTPs) into cement industry. *Journal of Materials and Environmental Sciences* 8 (2017) 1350-1358.
- Ladjel, F.; Abbou, S. Perspective de valorisation agricole et énergétique des boues issues des STEP en Algérie. *Ministère des ressources en eau*. (2014).
- Djafari, D.; Mekerta, B.; Zentar, R.; Semcha, A. Sludge of wwtps, from waste family to sustainable development. *African Review of Science, Technology and Development*. 3 (2018) 1-6.
- Arthurson, V. Proper sanitization of sewage sludge: a critical issue for a sustainable society. *Applied and environmental microbiology*. 74 (2008) 5267-5275
- Finkelstein, M.; Davison, B.H.; McMillan, J.D. *Biotechnology for Fuels and Chemicals: The Twenty-Third Symposium*, Springer Science & Business Media (2012).
- Dohanyos, M.; Zabranska J.; Kutil, J.; Jeniček, P. Improvement of anaerobic digestion of sludge. *Water Science and Technology*. 49 (2004) 89-96.
- Barber, W.P.; Stuckey, D.C. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Water Research*. 33 (1999) 1559-1578.
- Dai, X.; Duan, N.; Dong, B.; Dai, L. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: stability and performance. *Waste Management* 33 (2013) 308-316.
- Eaton, A.D.; Franson, M.A.H.; American, Public Health, A.; American Water Works, A.; Water Environment; F. *Standard methods for the examination of water & wastewater*, American Public Health Association, Washington, DC, (2005).
- Rodier, J.; Legube, B.; Merlet, N.; *L'analyse de l'eau*, Dunod, Paris (2009).
- Effebi, K.R. Lagunage anaérobie: modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie (2009).
- Liu, Y.; Lam, M.; Fang, H. Adsorption of heavy metals by EPS of activated sludge. *Water Science and Technology* 43 (2001) 59.
- Marchal, N.; Bourdon, J.-L.; Richard, C. *Les milieux de culture pour l'isolement et l'identification biochimique des bactéries* (1982).
- Singleton, P.B. *Edition Duonod*, Paris, 1999.
- Tortora, G.; Funke, B.; Case, C. *Introduction à la microbiologie* (2e éd). *Saint-Laurent (QC), Éditions du Renouveau pédagogique* (2012).
- Garcia, J.-L.; Guyot, J.-P.; Ollivier, B.; Trad, M.; Paycheng, C. *Ecologie microbienne de la digestion anaérobie: techniques de numération et d'isolement. Cah ORSTOM, sér Biol* 45 (1982) 3-15.
- Altaş, L. Inhibitory effect of heavy metals on methane-producing anaerobic granular sludge. *Journal of Hazardous Materials* 162 (2009) 1551-1556.
- Lay, J.-J.; Lee, Y.-J.; Noike, T. Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste. *Water Research*. 33 (1999) 2579-2586.
- Tang, G.-L.; Huang, J.; Sun, Z.-J.; Tang, Q.-q.; Yan, C.-h.; Liu, G.-q. Biohydrogen production from cattle wastewater by enriched anaerobic mixed consortia: influence of fermentation temperature and pH. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 106 (2008) 80-87.
- Syaichurozi, I.; Sumardiono, S. Kinetic model of biogas yield production from vinasse at various initial pH: comparison between modified Gompertz model and first order kinetic model. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology* 7 (2014) 2798-2805.
- Yen, H.-W.; Brune, D.E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource technology*. 98 (2007) 130-134.
- Yang, Y.; Yu, K.; Xia, Y.; Lau, F.T.; Tang, D.T.; Fung, W.C.; Fang, H.H.; Zhang, T. Metagenomic analysis of sludge from full-scale anaerobic digesters operated in municipal wastewater treatment plants. *Applied microbiology and biotechnology*. 98 (2014) 5709-5718.
- Ariesyady, H.D.; Ito, T.; Okabe, S. Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester. *Water research* 41 (2007) 1554-1568.
- Riviere, D.; Desvignes, V.; Pelletier, E.; Chaussonnerie, S.; Guermazi, S.; Weissenbach, J.; Li, T.; Camacho, P.; Sghir, A. Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge. *The ISME journal*. 3 (2009) 700
- Yu, H.; Wang, Z.; Wu, Z.; Zhu, C. Enhanced waste activated sludge digestion using a submerged anaerobic dynamic membrane bioreactor: performance, sludge characteristics and microbial community. *Scientific reports* 6 (2016) 20111.
- Borja, R.; Banks, C.J.; Wang, Z.; Mancha, A. Anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater using a combination sludge blanket and filter arrangement in a single reactor. *Bioresource technology* 65 (1998) 125-133.
- Gallert, C.; Winter, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Applied microbiology and biotechnology* 48 (1997) 405-410.
- Yu, H.-Q.; Fang, H.H.; Gu, G.-W. Comparative performance of mesophilic and thermophilic acidogenic upflow reactors. *Process Biochemistry* 38 (2002) 447-454.
- Chen, T.-H.; Hashimoto, A.G. Effects of pH and substrate: inoculum ratio on batch methane fermentation. *Bioresource technology* 56 (1996) 179-186.
- Hashimoto, A.G. Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and production rate from straw. *Biological wastes* 28 (1989) 247-255.
- Duan, N.; Dong, B.; Wu, B.; Dai, X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study. *Bioresource Technology* 104 (2012) 150-156.
- Ferrer, I.; Vázquez, F.; Font, X. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: process stability and efficiency at decreasing sludge retention time. *Bioresource technology* 101 (2010) 2972-2980.
- Wang, F.; Hidaka, T.; Uchida, T.; Tsumori, J. Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge with high solids content. *Water science and technology* 69 (2014) 1949-1955.
- Wang, T.; Chen, J.; Shen, H.; An, D. Effects of total solids content on waste activated sludge thermophilic anaerobic digestion and its sludge dewaterability. *Bioresource technology* 217 (2016) 265-270.
- Güngör-Demirci, G. Demirci. Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. *Bioresource technology* 93 (2004) 109-117.
- Raposo, F.; Banks, C.; Siegert, I.; Heaven, S.; Borja R. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry*. 41 (2006) 1444-1450

38. Zhang, R.; El-Mashad, H.M.; Hartman, K.; Wang, F.; Liu, G.; Choate, C.; Gamble, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource technology*. 98 (2007) 929-935.
39. Chen, J.L.; Ortiz, R.; Steele, T.W.; Stuckey, D.C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. *Biotechnology advances*. 32 (2014) 1523-1534.
40. Swanwick, J.; Shurben, D.; Jackson, S. A survey of the performance of sewage sludge digesters in Great Britain (1969).
41. Vallee, B.L.; Ulmer, D.D. Biochemical effects of mercury, cadmium, and lead. *Annual review of biochemistry* 41 (1972) 91-128.
42. Mosey, F.; Swanwick, J.; HUGHES, D.A. Factors affecting the availability of heavy metals to inhibit anaerobic digestion. *Water Pollution Control* 70 (1971) 668-678.
43. Lin, C.-Y.; Chen, C.-C. Effect of heavy metals on the methanogenic UASB granule. *Water Research* 33 (1999) 409-416.
44. Hickey, R.F.; Vanderwielen, J.; Switzenbaum, M.S. The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion. *Water Research*. 23 (1989) 207-218.
45. Lawrence, A.W.; McCarty, P.L. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. *Journal (Water Pollution Control Federation)* (1965) 392-406.
46. Shen, C.; Kosaric, N.; Blaszczyk, R. The effect of selected heavy metals (Ni, Co and Fe) on anaerobic granules and their extracellular polymeric substance (EPS). *Water Research* 27 (1993) 25-33.
47. Shin, H-S.; Oh, S-E.; Lee, C-Y. Influence of sulfur compounds and heavy metals on the methanization of tannery wastewater. *Water science and technology*. 35 (1997) 239-245.
48. Hayes, T.D.; Theis, T.L. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. (1978) 61-72.
49. Mosey, F.; Hughes, D.A. The toxicity of heavy metal ions to anaerobic digestion. *Water Pollution Control*. (1975).
50. Oleszkiewicz, J.; Sharma, V. Stimulation and inhibition of anaerobic processes by heavy metals—a review. *Biological Wastes* 31 (1990) 45-67.
51. Bhattacharya, S.K.; Uberoi, V.; Madura, R.L.; Haghghi-Podeh, M.R. Effect of cobalt on methanogenesis. *Environmental technology* 16 (1995) 271-278.
52. Bhattacharya, S.K.; Madura, R.L.; Uberoi, V.; Haghghi-Podeh, M.R. Toxic effects of cadmium on methanogenic systems. *Water Research* 29 (1995) 2339-2345.
53. Bhattacharya, S.K.; Safferman, A.G. Determination of bio available nickel concentrations in inhibited methanogenic systems. *Environmental Technology* 10 (1989) 725-730.
54. Gould, M.S.; Genetelli, E.I. Heavy metal complexation behavior in anaerobically digested sludges. *Water Research* 12 (1978) 505-512.

Please cite this Article as:

Maamri S., Amrani M., *Quantitative and Qualitative Determination of the Impact of Solid Content on the Methane Potential from Thermophilic Digestion of Waste Activated Sludge*, **Algerian J. Env. Sc. Technology**, 5:2 (2019) 964-976