



HAL
open science

Évaluation du potentiel biométhanogène de biomasses lignocellulosiques

Xun Liu, Rémy Bayard, Hassen Benbelkacem, Pierre Buffière, Rémy Gourdon

► **To cite this version:**

Xun Liu, Rémy Bayard, Hassen Benbelkacem, Pierre Buffière, Rémy Gourdon. Évaluation du potentiel biométhanogène de biomasses lignocellulosiques. Environnement, Ingénierie & Développement, 2014, N°67 - Juin 2014, pp.36-49. 10.4267/dechets-sciences-techniques.347 . hal-03161058

HAL Id: hal-03161058

<https://hal.science/hal-03161058>

Submitted on 5 Mar 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Évaluation du potentiel biométhanogène de biomasses lignocellulosiques

LIU Xun, BAYARD Rémy, BENBELKACEM Hassen, BUFFIERE Pierre, et GOURDON Rémy

Université de Lyon, INSA Lyon, Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale 20 avenue Albert Einstein, 69621 Villeurbanne cedex, France

Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : remy.bayard@insa-lyon.fr

RESUME

Dans la recherche de ressources énergétiques renouvelables, la bioconversion en méthane de biomasses lignocellulosiques est l'une des alternatives les plus prometteuses. Toutefois, la sélection des ressources dépend non seulement de leur disponibilité mais également de leurs caractéristiques bio-physico-chimiques. Leur structure, leur composition et la présence de fractions indésirables ont des conséquences sur leur bioconversion en méthane. Dans cette étude, les caractéristiques globales (teneur en matière organique totale, matière organique soluble dans l'eau), biochimiques (fractions solubles, hémicellulose, cellulose et fraction résiduelle) et bioréactivité (mesure de la demande biologique en oxygène – BOD_{28} et potentiel biométhanogène – PBM_{60}) ont été mesurées sur 25 échantillons. La comparaison des données par la méthode statistique d'analyse par composante principale (ACP) a conduit à la mise en évidence de la bonne corrélation entre le PBM_{60} et la DBO_{28} et une corrélation inverse avec la teneur en matière résiduelle RES, correspondant à la fraction ligneuse de la matière organique. Aucune corrélation ne semble pouvoir s'établir en revanche entre le PBM et les teneurs en matière organique (MV, DCO ou COT), la DCO soluble à l'eau (DCO_{sol}) et les trois fractions biochimiques solubles, hémicellulose et cellulose. Les résultats de cette étude indiquent donc que la prédiction du PBM nécessite d'identifier d'autres paramètres qui permettraient de prendre en considération des caractéristiques structurales de la biomasse lignocellulosique.

MOTS-CLÉS : Potentiel biométhanogène, biodégradation, digestion anaérobie, biomasse, déchets organiques, lignocellulose, cellulose, lignine, corrélation, analyse statistique.

ABSTRACT

In the selection for renewable energy resources, the bioconversion of biomasses rich in lignocellulose in methane is one of the most promising alternatives. However, the selection of the resources depends not only on their availability but also on their organic-physico-chemical characteristics. Their structure, their composition and the presence of unwanted fractions have consequences on their bioconversion in methane. In this study, the global characteristics (total organic matter, water soluble organic matter), biochemical fractionation (soluble fractions, hemicellulose, cellulose and residual fraction) and bioreactivity (measure of the biological oxygen demand - BOD_{28} , and biomethane potential - BMP_{60}) were measured on 25 samples.

The comparison of the data by the statistical method of principal component analysis (PCA) led to the highlighting of the good linear correlation between the BMP_{60} and the BOD_{28} and a reverse correlation with the content in residual fraction LMBO, corresponding to the ligneous fraction of the organic matter. No correlation seems to be able to become established between the PBM and the contents in organic matters (MV, DCO or COT), the water soluble COD (COD_{sol}) and three soluble biochemical fractions, hemicellulose and cellulose. According to our results, the prediction of the biomethane potential requires to select other parameters which would allow to set considering the structural characteristics of the lignocellulosique biomass.

KEYWORDS: Biomethane potential, biodégradation, anaerobic digestion, biomass, organic waste, lignocellulose, cellulose, lignin.

Évaluation du potentiel biométhanogène de biomasses lignocellulosiques

LIU Xun, BAYARD Rémy, BENBELKACEM Hassen, BUFFIERE Pierre et GOURDON Rémy

INTRODUCTION

Face à la raréfaction des ressources énergétiques fossiles et aux enjeux du réchauffement climatique, la biomasse apparaît comme une ressource crédible de carbone renouvelable susceptible d'être mobilisée et valorisée comme alternative aux énergies fossiles pour la production de combustibles solides, mais également pour la synthèse de carburants (liquides ou gazeux). La production de méthane par digestion biologique anaérobie de biomasse est considérée comme l'une des filières d'avenir pour contribuer à réduire notre dépendance vis-à-vis des énergies fossiles. Le méthane est un vecteur énergétique qui présente l'avantage de pouvoir être produit à partir de résidus organiques et utilisé en tant que substituant du gaz naturel. La production d'énergie primaire en Europe à partir du biogaz a été de 8,3 MTEP (millions de Tonne Equivalent Pétrole) en 2007 (0,5 MTEP en France), dont 58% issues des centres de stockage, 18% de la digestion des boues d'épuration et 24% d'autres filières telles que la digestion d'effluents et la méthanisation de déchets ménagers ou agricoles (EurObserv'ER, baromètre Européen du biogaz 2013).

Parmi les résidus organiques « éligibles » pour la production de biogaz, il existe de nombreuses ressources susceptibles d'être mobilisées notamment les déchets agricoles et les déchets verts, les boues de station d'épuration, la fraction organique des déchets ménagers, les déchets de restauration, les déchets de la sylviculture et les déchets des industries agro-alimentaires (Buffière et al., 2009). L'évaluation de ces ressources à l'échelle européenne en termes de quantité et de disponibilité est encore assez mal maîtrisée (Bidlingmaier et al., 2004). En Europe, la production annuelle de déchets ménagers fermentescibles est évaluée à 200 Mt. Selon les éléments de composition moyenne donnés par Davidsson et al. (2007), le potentiel annuel récupérable sous forme de biogaz serait proche de 18 MTEP.

L'éligibilité de ces gisements dépend entre autres de leurs propriétés bio-physico-chimiques. La structure des matériaux, la présence de matériaux indésirables, la composition biochimique et la biodégradabilité anaérobie (potentiel bio-

méthanogène) sont sources de limitations techniques à la bio-conversion en biogaz de la biomasse. En effet, les gisements organiques n'ont pas le même potentiel de production de méthane. Celui-ci dépend de leurs propriétés structurales (taille des particules, hétérogénéité, capacité de rétention en eau) et biochimiques (fractions solubles, hémicellulose, cellulose, lignine et fractions synthétiques). Les opérations de pré-traitement sont développées afin de favoriser l'expression du potentiel méthanogène et d'optimiser le fonctionnement des digesteurs (Hendriks & Zeeman, 2009).

L'un des verrous à la valorisation par digestion anaérobie de la majeure partie des résidus organiques est la structure lignocellulosique de la biomasse. La matière lignocellulosique est constituée de trois polymères étroitement liés : la cellulose, les hémicelluloses et la lignine. La cellulose et les hémicelluloses sont des polysaccharides tandis que la lignine est un polymère aromatique. Ces trois constituants sont présents en proportions variables selon l'origine de la matière considérée (Jeffries, 1990). Les longues chaînes polysaccharidiques de cellulose sont organisées sous la forme de microfibrilles réunies entre elles par les polymères d'hémicellulose, l'ensemble étant intégré dans le réseau réticulé de la lignine. Ainsi, la lignine structure les fibres lignocellulosiques et constitue un squelette qui protège la cellulose et les hémicelluloses des agressions microbiennes.

La présence de lignine conduit à réduire le potentiel biométhanogène du substrat et à diminuer la vitesse de production de biogaz. De nombreuses études ont permis de mettre en évidence l'influence de la composition biochimique de la biomasse sur ce potentiel biométhanogène (Eleazer et al., 1997 ; Gunasselan, 2004 ; Buffière et al., 2006 ; Triolo et al., 2012 ; Monlau et al., 2012). Une corrélation (négative) entre le potentiel biométhanogène et la teneur en lignine est généralement observée dans ces études. Certains auteurs notent également des corrélations entre ce potentiel biométhanogène et d'autres critères de caractérisation tels que la charge organique soluble, les teneurs en lipides et protéines, les teneurs en hémicelluloses et en cellulose. La teneur en hémicelluloses + cellulose est considérée comme le paramètre indicateur

permettant d'estimer la biodégradabilité d'un substrat, étant donné que ces polymères contribueraient à près de 90% du potentiel biométhanogène (Rodriguez et al., 2005). Toutefois, la cellulose est supposée être plus difficile à biodégrader que les sucres solubles et les hémicelluloses (Noike et al., 1985).

La teneur en lignine dans les résidus organiques semble avoir un rôle majeur sur la biodégradation anaérobie de la matière organique. La lignine est généralement considérée comme difficilement biodégradable en conditions anaérobies (Stinson & Ham, 1995; Young & Frazer, 1987). Elle est présente en proportion (et composition) variable dans les biomasses végétales, avec pour conséquence de réduire l'accessibilité de la cellulose aux enzymes (Tong et al., 1990). La destructuration du complexe lignocellulosique est l'une des principales voies d'optimisation de la bioconversion des résidus organiques en méthane en digestion anaérobie (Tahezadeh & Karimi, 2008 ; Hendriks & Zeeman, 2009).

Les résultats d'une étude à l'autre ne sont pas toujours faciles à comparer (techniques de caractérisation variables d'une publication à l'autre) et parfois contradictoires lorsqu'il s'agit d'expliquer l'influence de la structure lignocellulosique sur le potentiel biométhanogène. La présente étude a pour objectif d'évaluer l'influence des caractéristiques chimiques et biochimiques d'une large gamme de substrats organiques, riches en matière lignocellulosique sur leur biodégradabilité anaérobie. Pour cela, 25 substrats ont été sélectionnés et caractérisés en termes de teneur en matière organique, matière organique soluble, profil biochimique de la matière organique et biodégradabilité en conditions anaérobies (mesure du potentiel biométhanogène), mais également en conditions aérobies (mesure de la demande biologique en oxygène). Les données sont comparées statistiquement pour établir les corrélations existantes entre les caractéristiques biochimiques des matrices, leur biodégradabilité en condition aérobie et leur potentiel biométhanogène.

I. Matériels et méthodes

I.1 Origine et conditions de préparation des échantillons de biomasse avant analyse

Les substrats utilisés dans cette étude ont été sélectionnés parmi une large gamme de déchets en termes de teneur en matière lignocellulosique. Les matrices sont présentées dans le Tableau 1. Il s'agit de résidus de productions agricoles (S1-S6) collectés sur des parcelles de cultures, de résidus de la sylviculture (S7-S11) collectés en zones forestières, de déchets verts municipaux (S12-S14) collectés sur une plateforme de compostage et de fractions de déchets ménagers et assimilés (DMA) collectés sur divers centres de traitement et de valorisation d'ordures ménagères.

Après collecte sur le terrain ou sur plateforme de traitement selon la nature des matrices considérées, les échantillons sont séchés dès réception au laboratoire à 105°C jusqu'à masse

constante. Préalablement à toute caractérisation, les échantillons sont ensuite broyés en totalité dans un broyeur à couteau RETSCH SM 200 à 4 mm puis à 1 mm.

I.2 Détermination de la teneur en matière organique totale et de la matière organique soluble

Le taux de matière organique sur échantillons solides secs et broyés est mesuré selon trois méthodes distinctes, qui seront comparées dans cet article. La première méthode consiste à mesurer la matière volatile (MV), correspondant à la perte de masse de l'échantillon sec lors de sa calcination à 550°C dans un four à moufles pendant 4 h (AFNOR NF U 44-160, 1985). La masse de la matière volatile est obtenue par différence entre la masse de matière sèche et la masse de matière minérale résiduelle. Les résultats sont exprimés en pourcentage de matière sèche (%_{MS}).

La seconde méthode de quantification de la matière organique totale est la demande chimique en oxygène (DCO_{Tot}) déterminée par oxydation sulfochromique en présence de bichromate de potassium. Le protocole développé au LGCIE se réfère à la norme internationale ISO EN NF 14235 (1998). La matière organique est oxydée dans un mélange d'une solution de bichromate de potassium (en excès) et d'acide sulfurique à une température de 135°C. Les ions bichromates, qui colorent la solution en rouge-orangé, sont réduits en ions Cr³⁺. L'intensité de la coloration verte qui en résulte est mesurée par spectrophotométrie. La méthode est calibrée en utilisant du glucose (C₆H₁₂O₆) comme référence. Les résultats de DCO sont exprimés en mg_{O₂}·g⁻¹_{MS}.

La dernière méthode est basée sur le principe de l'oxydation du carbone présent dans l'échantillon par l'oxygène à 950°C en présence d'un catalyseur (Zirconium), selon la norme ISO EN NF 10694 (1995). La mesure du carbone organique total (COT) s'effectue sur échantillons broyés après attaque à l'acide ortho phosphorique (H₃PO₄ 15%) dans le but d'éliminer le carbone inorganique. Les analyses sont effectuées avec un COT-mètre OI Analytical, avec détection par infrarouge du dioxyde de carbone produit au cours de la combustion. Les résultats sont exprimés en pourcentage de COT par rapport à la matière sèche (%_{MS}).

La détermination de la teneur en matière organique soluble est basée sur une lixiviation à l'eau des échantillons solides. Le ratio liquide/solide (L/S) est égal à 10 mL / g et les suspensions sont agitées par retournement mécanique (10 tours.min⁻¹). Après 3h d'agitation à température ambiante (20 ± 2°C), les échantillons sont centrifugés (9000 rpm pendant 30 minutes) et les surnageants filtrés à 0,45 µm. La demande chimique en oxygène soluble (DCO_{sol}) est mesurée sur lixiviats, selon la norme AFNOR NFT 90-101 (2001) au bichromate de potassium. Les résultats sont exprimés en mg_{O₂}·g⁻¹_{MS} et en pourcentage de DCO soluble par rapport à la DCO total du solide (%_{DCO}).

Tableau I. Origine et nature des matrices solides sélectionnées.

N°	Nom	Origine	Nature
S1	Rafle de maïs	France – Picardie	Résidu agricole
S2	Tige de maïs	France – Picardie	Résidu agricole
S3	Bagasse de canne à sucre 1	Brésil – région de Récif	Résidu agricole
S4	Bagasse de canne à sucre 2	Haïti – Port-au-Prince	Résidu agricole
S5	Paille de blé 1	France – Picardie	Résidu agricole
S6	Paille de blé 2	France – Rhône-Alpes	Résidu agricole
S7	Bois dur (Mix)	France – Rhône-Alpes	Résidu sylvicole
S8	Bois dur pin	France – Rhône-Alpes	Résidu sylvicole
S9	Bois tendre (Mix)	France – Rhône-Alpes	Résidu sylvicole
S10	Bois de Noisetier	France – Rhône-Alpes	Résidu sylvicole
S11	Bois d'Acacia	France – Rhône-Alpes	Résidu sylvicole
S12	DV type branchage	France – Rhône-Alpes	Déchets verts municipaux
S13	DV mix1 (tonte de gazon, feuilles et branchage)	France – Rhône-Alpes	Déchets verts municipaux
S14	DV mix2 (tonte de gazon, feuilles et branchage) 2	France – Rhône-Alpes	Déchets verts municipaux
S15	Papier journal	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S16	Papier de bureau	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S17	Papier de magazine	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S18	Carton	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S19	Textile coton	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S20	Textile sanitaire	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S21	Composites (Tetrabrick®)	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S22	Déchets alimentaires	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S23	Fraction fine d'OMR°	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S24	Mix Papiers DMA*	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif
S25	Mix Carton DMA*	France – Rhône-Alpes	Fraction de tri sélectif

° OMR : Ordures Ménagères Résiduelles

* DMA : Déchets Ménagers et Assimilés.

Le Tableau 2 présente les résultats des analyses de matière organique total effectuées sur les 25 matrices sélectionnées.

Tableau 2. Analyse du contenu total de la matière organique des matrices solides (MV, COT et DCO sur solide - DCO_{Tot}) et de la DCO soluble (DCO_{sol}) à la lixiviation à l'eau.

N°	Nom	MV (%MS)	COT (%MS)	DCO _{Tot} (gO ₂ .kg-1MS)	DCO _{sol} (gO ₂ .kg-1MS)	(%DCO _{Sot}) % DCO _{sol}
S1	Rafle de maïs	95,5 ± 0,3	45,6 ± 2,0	1180 ± 5	118,8 ± 2,5	9,6
S2	Tige de maïs	89,4 ± 1,6	46,3 ± 1,5	1150 ± 79	107,3 ± 0,5	8,4
S3	Bagasse de canne à sucre	93,8 ± 0,2	44,5 ± 2,4	1240 ± 15	147,1 ± 0,7	11,1
S4	Bagasse de canne à sucre Haïti	96,8 ± 0,2	50,0 ± 1,9	1260 ± 15	260,1 ± 0,9	20,0
S5	Paille de blé n°1	94,9 ± 0,1*	51,5 ± 2,4	1220 ± 4	73,4 ± 0,4	5,7
S6	Paille de blé n°2	91,5 ± 0,2	42,3 ± 1,1	1250 ± 15	78,5 ± 1,2	5,8
S7	Bois dur (Mix)	78,0 ± 2,2	40,1 ± 0,8	1080 ± 49	210,3 ± 0,3	15,2
S8	Bois dur pin	98,3 ± 1,2	49,2 ± 2,5	1370 ± 15	28,2 ± 0,4	1,7
S9	Bois tendre (Mix)	62,7 ± 2,5	49,5 ± 2,7	990 ± 9	40,8 ± 0,3	2,6
S10	Bois de Noisetier	97,3 ± 0,1	46,6 ± 0,9	1345 ± 18	56,9 ± 0,3	4,1
S11	Bois d'Acacia	96,0 ± 0,1	45,2 ± 2,0	1295 ± 52	108,8 ± 0,4	8,1
S12	DV type branchage	61,8 ± 0,6	41,1 ± 5,9	890 ± 19	183,3 ± 4,0	12,7
S13	DV mix1	50,4 ± 1,9	35,1 ± 1,1	760 ± 10	110,5 ± 1,2	7,4
S14	DV mix2	78,1 ± 0,1	42,8 ± 7,0	970 ± 17	234,3 ± 4,2	18,8
S15	Papier journal	81,0 ± 1,0	38,2 ± 1,1	1080 ± 25	10,2 ± 0,7	0,8
S16	Papier de bureau	92,1 ± 1,1	36,9 ± 1,3	960 ± 5	9,2 ± 0,6	0,8
S17	Papier de magazine	54,3 ± 2,7	30,3 ± 2,0	700 ± 25	14,7 ± 0,9	1,1
S18	Carton	89,0 ± 1,5	40,0 ± 1,0	1130 ± 15	42,2 ± 1,4	3,3
S19	Textile coton	98,9 ± 1,6	42,0 ± 1,6	1180 ± 12	12,1 ± 0,6	1,0
S20	Textile sanitaire	98,3 ± 1,2	42,1 ± 1,8	1240 ± 32	7,9 ± 0,3	0,6
S21	Composites	98,6 ± 1,4	45,2 ± 1,1	1360 ± 15	24,4 ± 0,4	1,8
S22	Déchets alimentaires	93,6 ± 0,1	52,1 ± 1,8	1330 ± 25	223,8 ± 0,5	15,8
S23	Fraction fine d'OMR	60,4 ± 2,3	38,9 ± 1,2	910 ± 20	296,4 ± 2,1	19,7
S24	Mix Papiers DMA	70,6 ± 0,2	35,3 ± 1,9	960 ± 20	296,4 ± 2,2	13,5
S25	Mix Carton DMA	86,5 ± 0,1	41,9 ± 3,5	1020 ± 21	296,4 ± 2,3	41,9

* Ecart-type.

I.3 Caractérisation biochimique de la matière organique

L'analyse biochimique de matrices solides consiste à déterminer la composition de la matière organique. Les techniques sont généralement basées sur le principe de fractionnement en famille de matière organique qui ont les mêmes propriétés chimiques (fraction soluble, lipides, protéines, cellulose, hémicellulose, substances humiques, etc.). Le fractionnement biochimique est réalisé soit par une extraction simple, soit par des extractions successives (Schnitzer & Khan, 1972) utilisant des solvants organiques ou aqueux. La procédure employée sur les matrices est la norme AFNOR XP U44-162 (2005) basée sur le protocole développé par van Soest et Wine (1967). Les fractions sont déterminées par extractions séquentielles, avec des solvants appropriés. Les hémicelluloses sont solubles (hydrolysables) dans les solutions acides faibles, la cellulose

est hydrolysée en milieu acide fort et la fraction résiduelle, apparentée à la lignine dans le cas de biomasses naturelles, est insoluble même dans un milieu fortement acide. Les masses de chaque résidu d'extraction sont exprimées en pourcentage de la matière volatile initialement introduite (%_{MV}).

Le Tableau 3 fournit les résultats de caractérisation biochimique des matrices selon la procédure van Soest.

Pour la plupart des substrats caractérisés pour cette étude, la fraction résiduelle peut être apparentée à la fraction ligneuse de la matière organique, selon la procédure d'analyse de biomasse végétale (van Soest & Wine, 1967). Seuls deux échantillons collectés sur plateformes de traitement de déchets municipaux sont susceptibles de contenir des matières plastiques : S21 (Tetrabrick) et S23 « fraction fine d'OMR ».

Tableau 3. Analyse biochimique de la matière organique contenue dans les matrices solides.

N°	Nom	Fraction soluble SOL (% _{MV})	Hémicellulose HEM (% _{MV})	Cellulose CEL (% _{MV})	Fraction résiduelle RES (% _{MV})
S1	Rafle de maïs	14,6 ± 0,0*	17,6 ± 1,0	56,2 ± 1,8	11,6 ± 0,8
S2	Tige de maïs	5,5 ± 2,1	40,0 ± 2,8	49,0 ± 0,9	5,4 ± 0,2
S3	Bagasse de canne à sucre	5,2 ± 0,9	36,7 ± 0,7	51,7 ± 0,4	6,4 ± 0,1
S4	Bagasse de canne à sucre Haïti	21,1 ± 0,3	22,3 ± 1,0	42,7 ± 4,4	10,6 ± 3,0
S5	Paille de blé n°1	11,6 ± 0,3	30,0 ± 0,5	47,5 ± 2,5	5,8 ± 2,3
S6	Paille de blé n°2	13,3 ± 0,9	28,2 ± 1,1	50,9 ± 0,5	7,6 ± 0,4
S7	Bois dur (Mix)	9,4 ± 0,1	10,8 ± 1,5	36,5 ± 0,3	21,8 ± 0,8
S8	Bois dur pin	5,0 ± 0,2	15,0 ± 0,3	50,0 ± 0,8	30,0 ± 1,0
S9	Bois tendre (Mix)	8,6 ± 1,7	9,3 ± 2,5	28,2 ± 1,4	16,5 ± 0,6
S10	Bois de Noisetier	10,6 ± 0,8	15,4 ± 0,9	55,3 ± 0,5	18,7 ± 0,4
S11	Bois d'Acacia	18,2 ± 0,8	17,6 ± 1,3	48,1 ± 1,0	16,0 ± 0,3
S12	DV type branchage	31,8 ± 0,3	5,2 ± 2,4	38,4 ± 4,2	24,5 ± 0,6
S13	DV mix1	36,8 ± 0,5	15,8 ± 1,0	18,4 ± 1,1	29,0 ± 1,8
S14	DV mix2	42,9 ± 0,8	14,5 ± 0,8	29,0 ± 1,2	13,6 ± 1,5
S15	Papier journal	8,6 ± 0,7	8,5 ± 0,5	74,3 ± 1,1	8,6 ± 1,4
S16	Papier de bureau	18,0 ± 1,9	2,4 ± 1,4	77,0 ± 1,1	2,6 ± 1,1
S17	Papier de magazine	2,3 ± 1,5	1,1 ± 1,1	86,6 ± 2,5	10,0 ± 2,9
S18	Carton	18,0 ± 0,4	11,6 ± 0,4	53,5 ± 1,1	17,0 ± 1,9
S19	Textile coton	14,7 ± 0,1	1,4 ± 0,3	80,2 ± 0,8	3,7 ± 1,0
S20	Textile sanitaire	0,0 ± 0,0	14,6 ± 0,4	81,1 ± 0,8	4,4 ± 0,9
S21	Composites	19,6 ± 0,8	21,0 ± 0,3	39,3 ± 1,2	20,1 ± 2,5
S22	Déchets alimentaires	50,9 ± 0,5	28,3 ± 1,0	12,1 ± 0,4	8,7 ± 1,3
S23	Fraction fine d'OMR	55,6 ± 3,0	13,9 ± 1,3	20,3 ± 1,5	10,2 ± 2,1
S24	Mix Papiers DMA	15,4 ± 0,5	59,5 ± 0,9	59,5 ± 0,9	15,8 ± 1,1
S25	Mix Carton DMA	7,1 ± 0,2	20,9 ± 1,2	59,6 ± 1,1	20,9 ± 1,2

Tableau 4. Biodégradation aérobie (DBO) et anaérobie (PBM) des matrices solides.

N°	Nom	DBO ₂₈ (mgO ₂ ·g ⁻¹ MS)	DBO ₂₈ (mgO ₂ ·g ⁻¹ MS)	Biodégradabilité aérobie (BD _{Aer} % _{DCOtot})	PBM ₆₀ (NmL _{CH₄} ·g ⁻¹ MS)	PBM ₆₀ (NmL _{CH₄} ·g ⁻¹ MS)	Biodégradabi- lité anaérobie (BD _{Anaé} % _{DCOtot})
S1	Rafle de maïs	893	935	75,9	293 ±	306 ±	71,1
S2	Tige de maïs	889	994	77,5	315 ±	353 ±	78,5
S3	Bagasse de canne à sucre	620	660	50,0	211 ±	235 ±	48,6
S4	Bagasse de canne à sucre Haïti	750	775	59,4	244 ±	252 ±	55,2
S5	Paille de blé n°1	787	829	64,6	264 ±	278 ±	61,9
S6	Paille de blé n°2	871	952	69,8	296,0	324	67,8
S7	Bois dur (Mix)	375	481	34,8	55 ±	70 ±	14,6
S8	Bois dur pin	129 ± 11*	131 ± 12	9,4	16 ± 1	16 ± 1	3,3
S9	Bois tendre (Mix)	433	690	43,9	62 ±	99 ±	18,0
S10	Bois de Noi- setier	482	495	36,8	95	97	20,2
S11	Bois d'Acacia	835	873	67,4	145	151	32,0
S12	DV type bran- chage	195 ± 14	316 ± 10	21,9	39 ± 4	64 ± 7	12,5
S13	DV mix1	360 ± 23	714 ± 45	47,6	69 ± 5	137 ± 10	26,1
S14	DV mix2	678 ± 6	868 ± 8	69,8	138 ± 13	177 ± 16	40,6
S15	Papier journal	708 ± 17	874 ± 21	65,7	142 ± 5	175 ± 6	37,7
S16	Papier de bureau	901 ± 36	978 ± 39	97,6	273 ± 6	295 ± 7	84,5
S17	Papier de magazine	422 ± 30	777 ± 55	60,6	157 ± 8	289 ± 15	64,4
S18	Carton	789 ± 39	886 ± 44	69,8	221 ± 8	248 ± 9	55,8
S19	Textile coton	780 ± 31	789 ± 31	66,1	275 ± 9	278 ± 9	66,6
S20	Textile sanitaire	680 ± 22	691 ± 22	54,8	266 ± 2	271 ± 2	61,3
S21	Composites	576 ± 12	584 ± 12	42,4	148 ± 20	150 ± 20	31,1
S22	Déchets ali- mentaires	933 ± 40	997 ± 43	70,2	268 ± 11	286 ± 12	57,6
S23	Fraction fine d'OMR	747 ± 38	1240 ± 63	82,1	199 ± 6	329 ± 10	62,5
S24	Mix Papiers DMA	523 ± 14	741 ± 20	54,4	106 ± 14	150 ± 20	31,5
S25	Mix Carton DMA	702 ± 20	812 ± 23	69,1	140 ± 6	162 ± 7	39,4

I.4 Mesure du potentiel biologique en oxygène

La demande biologique en oxygène sur échantillon solide (DBO) est une méthode équivalente à la DBO « classique » mais réalisée sur matériaux solides en suspension aqueuse. La procédure développée dans notre laboratoire s'inspire de celle décrite dans la procédure internationale ISO EN NF 14851 (1999) développée pour la détermination de la biodégradabilité aérobie ultime de matériaux plastiques.

La DBO solide est déterminée sur échantillons séchés et broyés à < 1 mm mis en suspension dans un milieu nutritif minéral et incubés dans des flacons WTW OxiTop_{TM}. La suspension est inoculée avec une boue de station d'épuration et mise en incubation sous agitation magnétique à 30°C dans l'obscurité pendant 28 jours (mesure de la DBO₂₈). Environ 100 mg de matière (selon le taux de MV du matériau) à tester sont introduits dans chaque flacon dans une solution aqueuse composée de 100 mL d'eau permutée, 10 mL de solution minérale et 10 mL d'inoculum (%_{MV} de l'inoculum de l'ordre de 15 g.L⁻¹). Les flacons sont clos hermétiquement à l'aide d'une « tête manométrique » OxiTop_{TM}. La dégradation biologique du substrat carboné conduit à la consommation de l'oxygène présent dans le flacon ainsi qu'à la production de dioxyde de carbone. Ce dernier est piégé grâce à des pastilles de soude placées dans une nacelle suspendue au-dessus du milieu réactionnel. La consommation d'oxygène se traduit par une dépression au sein du flacon. La dépression est proportionnelle au volume d'oxygène consommé qui peut donc être déterminé (Rouez et al., 2008). Les résultats sont exprimés en mg d'oxygène consommé par gramme de matière sèche ou matière volatile (mg_{O₂}.g⁻¹_{MS ou MV}). La biodégradabilité de l'échantillon est déterminée sur la base de la DCO totale de l'échantillon solide (cf. Équation 1).

$$BD_{Aéro} = \frac{DBO_{28}(mg_{O_2} \cdot g_{MS}^{-1})}{DCO_{Tot}(mg_{O_2} \cdot g_{MS}^{-1})} \times 100$$

I.5 Mesure du potentiel biométhanogène

Le test d'évaluation du potentiel biométhanogène (PBM) développé dans notre laboratoire est basé sur la procédure internationale ISO EN NF 14853 (1999) établie pour la détermination de la biodégradabilité anaérobie ultime de matériaux plastiques. Les flacons sont préparés sous un mélange d'azote-dioxyde de carbone 80-20. L'échantillon solide (environ 10 g_{MV}.L⁻¹) est mélangé à l'inoculum (digestat de boues de station d'épuration, ratio MV_{digestat}/MV_{substrat} = 2) et à la solution minérale (qsp 600 mL pour un flacon de volume total de 1,3 L). Les essais sont réalisés en triplicats. Les flacons sont incubés dans une chambre noire thermostatée à 35°C.

La production de biogaz est suivie sur 60 jours (mesure du PBM₆₀). La production de biogaz est déterminée par un suivi

manométrique à l'aide d'un manomètre électronique de précision Digitron® d'une précision de l'ordre de 2 mbar et une pression maximum de 2000 mbar. Les mesures de pression, à partir de la loi des gaz parfaits et du volume gazeux disponible, permettent de calculer le volume de biogaz produit. Ce volume est ensuite rapporté en Conditions Normales de Température et de Pression (CNTP, T = 0°C et p = 1013 mbar = 1 atm).

La composition du biogaz est régulièrement analysée avec un micro-chromatographe Agilent® G2890A-P200H. Les résultats de production de biogaz sont exprimés sous la forme de volume cumulé de méthane produit par rapport à la matière sèche ou matière volatile (NmL_{CH₄}.g⁻¹_{MS ou MV}). La biodégradabilité est estimée à partir des productions de méthane obtenues lors des tests par rapport à la production maximale théorique déterminée sur la base de la DCO_{Tot} de l'échantillon solide (cf. Équation 2).

$$BD_{Anaé} = \frac{PBM_{60}(NmL_{CH_4} \cdot g_{MS}^{-1})}{0,35 \times DCO_{Tot}(mg_{O_2} \cdot g_{MS}^{-1})} \times 100$$

I.6 Outils statistiques d'exploitation et de comparaison des données

La manipulation d'un grand nombre de variables nécessite l'utilisation d'un outil statistique facilitant leur comparaison. L'Analyse en Composante Principale (ACP) est une méthode qui permet de réduire l'espace géométrique utilisé pour visualiser les données, en utilisant une combinaison linéaire des variables qui maximise la variance. Elle repose sur le principe de dualité. Plutôt que d'utiliser toutes les variables individuellement, des axes ou composantes qui regroupent plusieurs de ces variables initiales, sont créés. Cette méthode permet donc de visualiser la typologie des échantillons et d'éviter la redondance des variables en considérant l'étude dans l'espace réduit des axes décorrélés. Il s'agit donc de réduire l'information et de conserver, à travers des axes principaux, les variables qui possèdent le plus d'inertie dans les données. Le travail d'analyse ne se fait plus sur les individus et variables, mais sur les composantes principales et axes principaux. L'ACP permet ainsi de mettre en évidence les caractéristiques pertinentes de ces données, de les décrire et de les expliquer.

Les données sont en général présentées sous la forme de tableaux de n lignes correspondant aux échantillons, et de p colonnes correspondant aux variables, quantitatives ou ordinales. Le tableau peut être transformé en matrice, qui sera centrée ou normée selon la nature des variables, et de leurs unités. En effet, l'étude de variables d'ordre de grandeurs très différentes peut biaiser l'inertie de chacune d'elles, sur la variabilité des données. Ainsi, la normalisation permet de donner un poids égal à toutes les variables, en s'affranchissant de leur unité.

En fonction de l'objectif de l'analyse, le choix du nombre d'axes factoriels à garder diffère. Cependant, plusieurs méthodes permettent de sélectionner ces axes. Le critère le plus connu est celui de Kaiser. Il consiste à garder, lorsque les données sont normées, les composantes correspondantes à des valeurs propres supérieures à 1. Ainsi, seules celles qui apportent plus que les variables initiales sont conservées.

L'inertie d'un axe est décisive pour déterminer son importance dans la variabilité des données des échantillons par rapport aux variables qu'il représente. L'inertie totale correspond à la moyenne pondérée des carrés des distances des points, représentant les individus, par rapport au centre de gravité. La qualité de l'ACP est ainsi déterminée par le pourcentage d'inertie utilisé, qui correspond au rapport de l'inertie cumulée des axes choisies sur l'inertie totale. La structure des dépendances linéaires entre les p variables est résumée dans la matrice des corrélations $R=1/n \cdot t_{X_i}$, dont les vecteurs propres sont les axes principaux. À partir des axes principaux sélectionnés, une visualisation de la typologie des variables et des individus est possible, sur une carte factorielle dont les axes sont les composantes et axes principaux. Les échantillons sont visualisés dans un plan principal, les variables dans un cercle de corrélation.

2. Résultats et discussion

3.1 Biodégradabilité de la matière organique

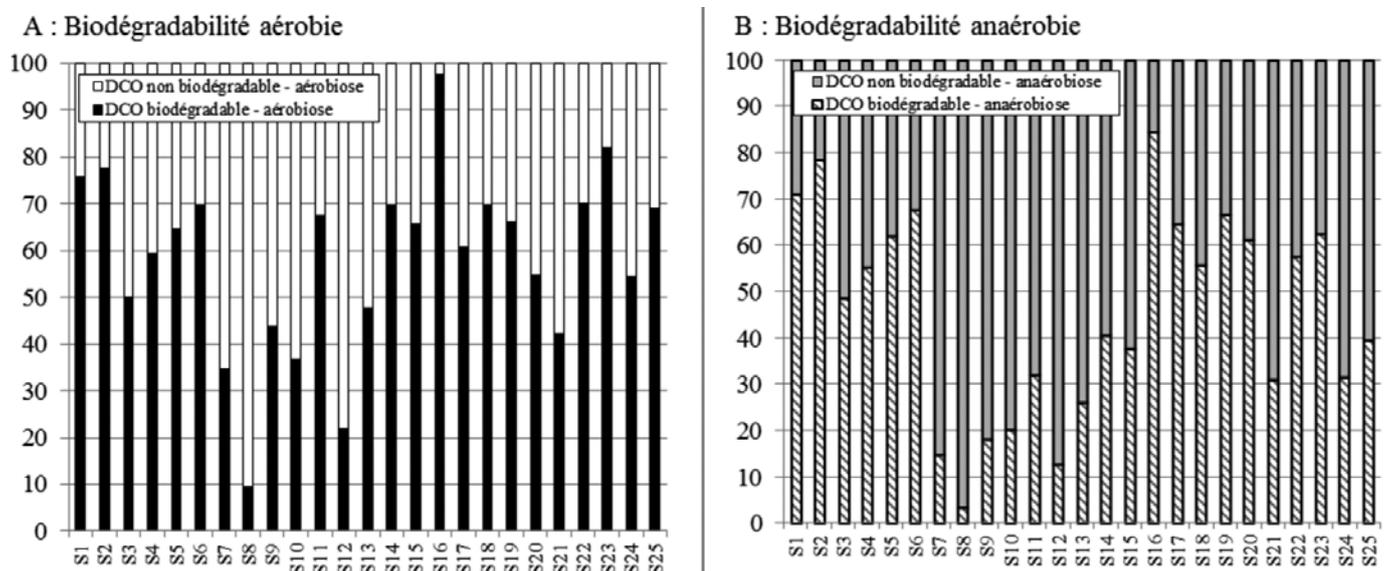
Les résultats sont présentés dans le Tableau 4. Les valeurs sont exprimées soit par rapport à la matière sèche, soit par rapport à la matière volatile. Les valeurs obtenues sur les écarts types indiquent une bonne reproductibilité des deux expériences, avec des déviations standards inférieures à 10% sur les triplicatas. Les taux de conversion de la DCO ($BD_{Aéro}$ et $BD_{Anaé}$) ont été calculés sur la base de la teneur en MS (teneurs en

DCO sur échantillon indiqués dans le Tableau 2 et valeurs de DBO et PBM exprimés par g de MS). Ces taux de conversion de la DCO en conditions aérobie et anaérobie sont illustrés dans la Figure 1.

Les résultats présentés dans le Tableau 4 montrent la diversité du comportement à la biodégradation des matrices sélectionnées. La variabilité des valeurs exprimées en référence à la matière sèche s'explique tout d'abord par les teneurs variables en matière organique d'un substrat à l'autre (cf. Tableau 2). Certains substrats présentent en effet des teneurs élevées en matière minérale. C'est le cas en particulier des échantillons « mélange de bois » (S9), de déchets verts (S12, S13 et S14) collectés sur plateformes de compostage. Par conséquent, nous utiliserons par la suite les variables DBO et PBM exprimées par rapport à la matière volatile afin de pouvoir comparer la biodégradabilité de la matière organique contenue dans les échantillons et de s'affranchir des différences de teneurs en matière organique.

Exprimée en taux de conversion de la DCO des matrices solides, nous observons que la biodégradabilité varie nettement selon l'origine des échantillons testés. Elle est comprise entre 9,4% - 97,6% en conditions aérobies, et 3,3 - 84,5% en conditions anaérobies, respectivement pour « Bois dur - Pin » (S8) et « Papier de bureau » (S16). La Figure 1 illustre la biodégradabilité aérobie (Fig. 1A) et anaérobie (Fig. 1B). Elle permet la mise en évidence de la similitude de comportement des matrices à la biodégradation aérobie ou anaérobie. En effet, pour la plupart des substrats solides testés, des taux de conversion similaires de la DCO totale sont obtenus en conditions aérobies ou anaérobies. Des écarts significatifs sont toutefois observés sur les matrices type « Bois » (S7 - S11) et les matrices type « déchets verts » (S12 - S14). Cette différence de biodégradabilité concerne les matrices caractérisées par une teneur élevée de « fraction résiduelle » RES

Figure 1. Taux de bioconversion aérobie (A) et anaérobie (B) de la DCO des matrices solides.



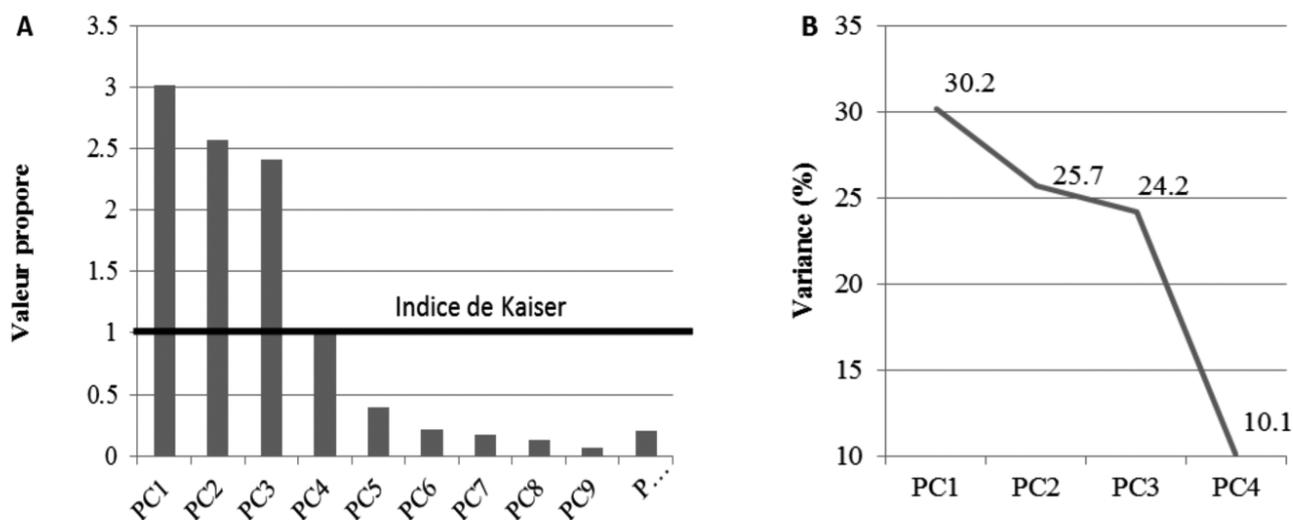


Figure 2. Résultats de l'analyse en composantes principales.

(cf. Tableau 3), variant de 16 à 30%_{MV}. Les substrats S1 à S14 étant des biomasses végétales, la fraction résiduelle correspond à la fraction ligneuse, qui semble à l'origine de la récalcitrance de la matière organique à la biodégradation anaérobie.

2.2 Comparaison des données de caractérisation

L'étude de l'influence des caractéristiques des matrices sur le potentiel biométhanogène est basée sur l'ACP, utilisée pour la description et la visualisation des 25 échantillons au regard des 10 paramètres étudiés : MV, COT, DCO total (DCO), DCO soluble (DCO_{sol}), fraction soluble van Soest (SOL), fraction hémicellulose (HEM), fraction cellulose (CEL) et fraction résiduelle (RES). Les composantes principales sont présentées

dans la Figure 2. La matrice de corrélations linéaires est fournie dans le Tableau 5.

Le critère de Kaiser indique qu'il faudrait considérer quatre composantes principales (CP). En effet, les quatre premières composantes principales ont une valeur propre supérieure ou égale à 1 (Figure 2). Cependant, la CP4 n'explique que 10 % de la variabilité des données à l'inverse des trois autres (Figure 2). Par conséquent, seules les trois premières composantes sont conservées pour la description des données, décrivant 80% de la variabilité des données.

Les typologies des variables et des échantillons sur les plans factoriels constitués par les composantes CP1 et CP2, et les composantes CP2 et CP3 sont représentées sur la Figure 3A et 3B, respectivement. Sur ces deux figures, il ne faut tenir compte que des variables proches du cercle de corrélation.

Composante principale	Variance cumulée
	(%)
PC1	30,2
PC2	55,9
PC3	80,1
PC4	90,2
PC5	94,1
PC6	96,2
PC7	97,9
PC8	99,2
PC9	99,8
PC10	100,0

Tableau 5. Matrice de corrélation (coefficients de corrélation r²).

Composante principale	MV	DCOTot	COT	DCO _{sol}	SOL	HEM	CELL	RES	DBO	PBM
MV	1,00	0,90	0,72	-0,24	-0,31	0,17	0,28	-0,33	-0,03	0,19
DCOTot		1,00	0,83	-0,19	-0,21	0,26	-0,01	-0,13	-0,17	-0,00
COT			1,00	0,09	0,07	0,29	-0,31	-0,07	-0,11	0,04
DCO _{sol}				1,00	0,51	0,44	-0,51	0,17	0,20	-0,04
SOL					1,00	-0,04	-0,71	0,11	0,36	0,10
HEM						1,00	-0,20	-0,10	0,14	0,14
CELL							1,00	-0,42	-0,03	0,23
RES								1,00	-0,66	-0,83
DBO									1,00	0,81
PBM										1,00

Sur la Figure 3A apparaissent nettement trois groupes de variables proches du cercle (donc bien représentées par les CP1 et 2) et un autre très proche du centre du cercle (donc non décrites par les CP1 et 2).

- Les variables globales de teneur en matière organique (DCO, MV et COT) sont fortement corrélées entre elles et contribuent fortement à la CP1. Il est intéressant d'observer qu'il n'y a pas d'affinité ou d'opposition particulière avec la DCO soluble, les variables biochimiques (fractions van Soest) ou les variables biologiques (DBO et PBM). Comme nous pouvions le supposer, il n'existe pas de lien direct entre la teneur en matière organique et la biodégradabilité de celle-ci.
- La CP2 montre une forte corrélation entre les deux paramètres biologiques (corrélation r^2 de 0,81 entre DBO et PBM, cf. Tableau 5). De plus, elle oppose la fraction résiduelle van Soest (RES) et la réactivité biologique des matrices.
- La composante principale 3 (CP3) décrit les variables CELL et SOL en opposition l'une par rapport à l'autre. D'après la Figure 3, et selon les coefficients de corrélation du Tableau 5, il n'existe donc pas de lien entre ces deux variables de composition biochimique de la matière organique et la bioréactivité des substrats. Les variables HEM et DCO_{sol} sont représentées par CP4 (non illustrée) mais également sans corrélation nette avec DBO et PBM.

L'ACP sur les variables a ainsi permis de montrer que le PBM des échantillons testés n'est fortement corrélé qu'avec la DBO et la fraction résiduelle RES.

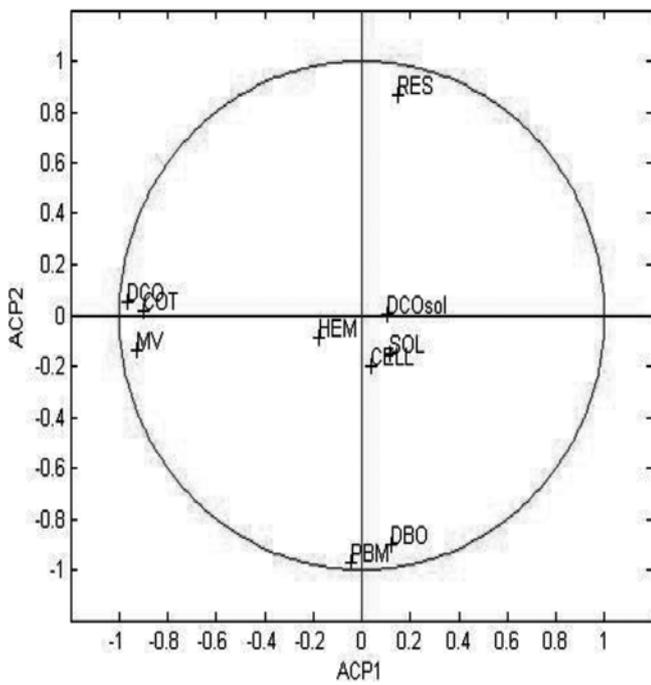
2.3 Comparaison des substrats

La représentation des échantillons sur les deux plans factoriels décrits par CP1×CP2 et CP2×CP3 (respectivement Figure 4C et Figure 4D) illustre l'hétérogénéité de profil des 25 substrats sélectionnés dans le cadre de cette étude. En effet, les échantillons sont bien distribués sur le plan factoriel. Des valeurs négatives sur l'axe CP1 indiquent une forte teneur en matière organique ; des valeurs négatives sur l'axe CP2 indiquent une biodégradabilité importante ; des valeurs négatives sur l'axe CP3 indiquent une fraction soluble importante.

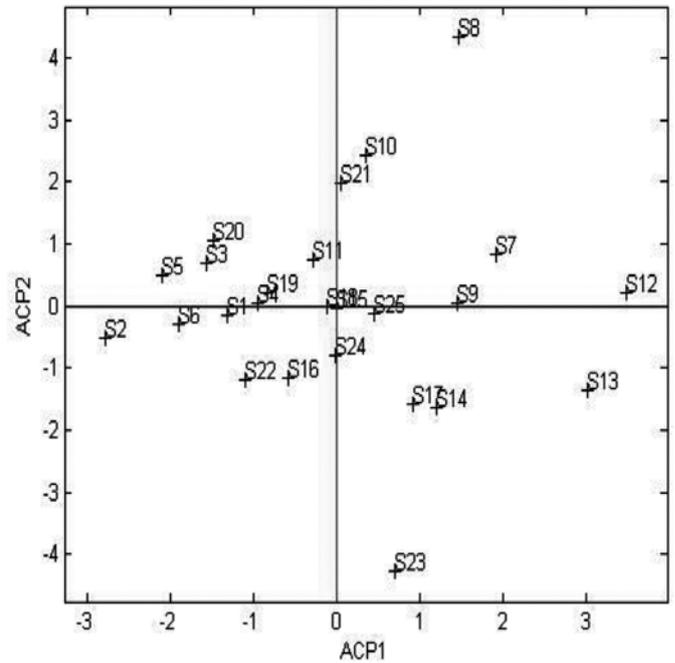
Certains substrats se distinguent par leurs profils "extrêmes". Sur l'axe CP1, S12 et S13 types « déchets verts » se situent clairement sur le côté droit de l'axe (valeurs positives de CP1), montrant ainsi une faible teneur en matière organique. En effet, ces échantillons contiennent une fraction élevée de matière minérale.

Sur l'axe CP2, S23 « fraction fine d'ordures ménagères résiduelle » se caractérise par une très forte biodégradabilité de celle-ci (82% et 63% en aérobiose et anaérobiose, respectivement). Les substrats S8 « bois dur -Pin », S10 « Bois de noisetier » et S21 « composites (Tetrabrick) sont peu biodégradables. Sur l'axe CP3, on retrouve les substrats riches en cellulose tels que S15 « papier journal », S16 « papier de bureau », S17 « Papier de magazine », S19 « Textile coton » et S20 « Textiles sanitaires » avec une fraction soluble SOL assez faible, qui les distingue d'autres substrats caractérisés par une fraction soluble élevée.

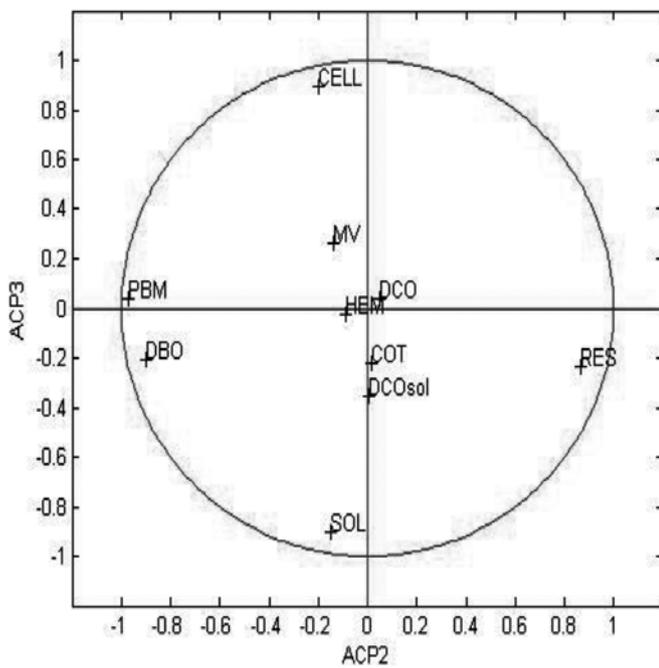
Figure 3. Projections des variables et des échantillons sur les plans factoriels (CP1xCP2) et (CP2xCP3).



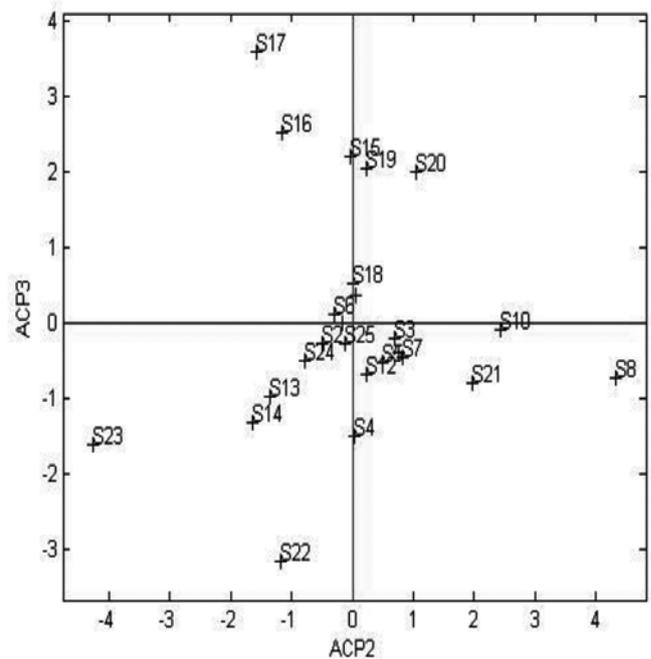
A : CP1xCP2 - Variables



C : CP1xCP2 - Echantillons

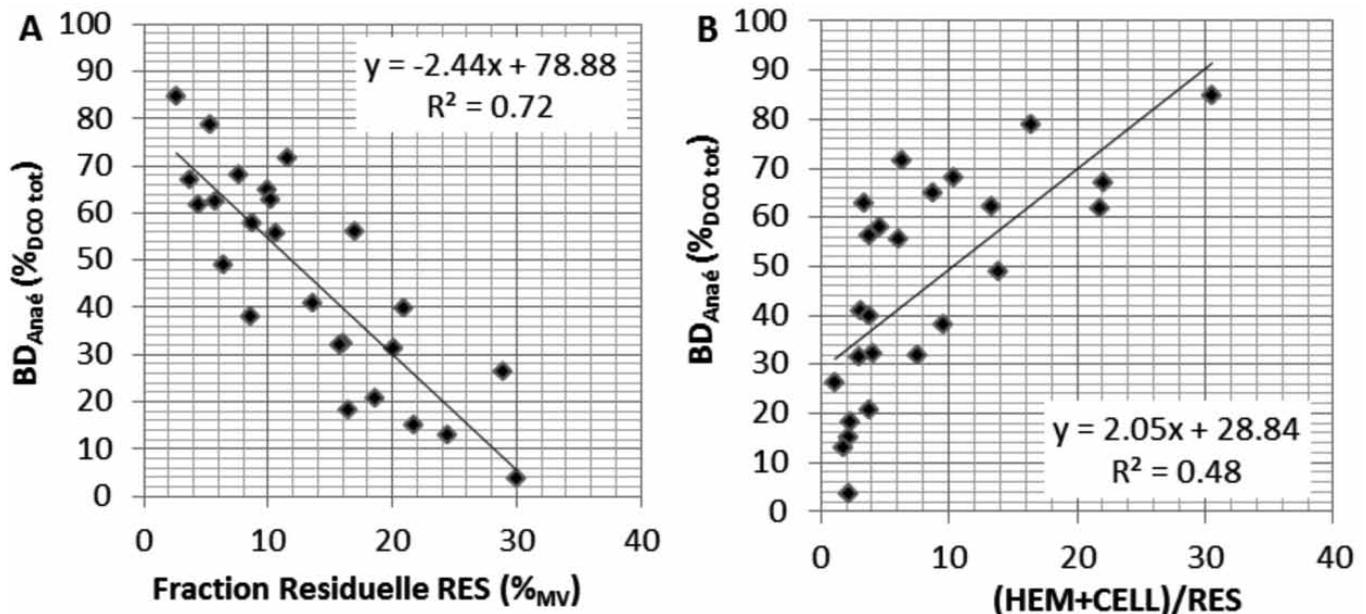


B : CP2xCP3 - Variables



D : CP2xCP3 - Echantillons

Figure 4. Relations entre la biodégradabilité anaérobie des substrats et les variables RES, et (HEM+CELL)/RES.



2.4 Prédiction du potentiel biométhanogène

La diversité d'origine et de composition des matrices offre la possibilité de discuter sur la prédiction du potentiel biométhanogène à partir des données d'analyse globale (mesures des teneurs en matière organique MV, COT et DCO, et de la fraction organique soluble DCO_{sol}) d'analyse biochimique (extraction séquentielle van Soest en quatre fractions distinctes : SOL, HEM, CELL et RES) ainsi que la mesure de l'activité respiratoire en conditions aérobie (DBO). Cette diversité se traduit par une large variabilité des potentiels biométhanogènes, compris entre 16 et 350 NmL_{CH₄}·g⁻¹_{MV} et des taux de conversion de la DCO de 3 à 85%. L'analyse par composante principale a conduit à mettre en évidence l'absence de corrélation linéaire entre le potentiel biométhanogène et les teneurs en SOL, HEM, CELL et DCO_{sol} (cf. Tableau 5) malgré le fait que les composés carbohydrates de types cellulose et hémicelluloses soient considérés être à l'origine de près de 90% du potentiel de production de méthane (Rodriguez et al., 2005). Notre observation confirme les travaux d'Eleazer et coll. (1997) sur divers substrats lignocellulosiques, déchets ménagers et assimilés (DMA), et fractions de DMA, avec la mise en évidence d'une faible corrélation linéaire entre HEM et CELL et le potentiel biométhanogène, dont une valeur optimale de r² de 0,49 obtenue sur la variable HEM + CELL. Les auteurs soulignent également l'impossibilité d'établir un modèle de régression linéaire passant par 0, soulignant ainsi la nécessité de prendre en compte d'autres variables complémentaire de caractérisation de la biomasse lignocellulosique. L'analyse des données révèle la relation étroite entre la « fraction résiduelle » RES et la DBO à 28 jours. Le taux de conversion de la DCO_{tot} en conditions anaérobie (BD_{Anaé}) et

la teneur en RES sont comparés dans la Figure 4A, et complétée par la Figure 4B de comparaison de BD_{Anaé} avec le ratio (HEM + CELL)/RES, couramment utilisé dans la littérature (Eleazer et al., 1997 ; Møller et al., 2004).

La Figure 4 met en évidence l'effet négatif et la corrélation négative (r² = - 0,72) de la présence de lignine sur la biodégradabilité anaérobie des substrats. Plus la teneur en lignine dans la matrice est élevée, plus la biodégradabilité du substrat est limitée, avec toutefois une forte dispersion des données par rapport à la relation linéaire. Par ailleurs, l'absence de relation linéaire entre la biodégradation anaérobie et le ratio (HEM+CELL)/RES observé par Eleazer et coll. (1997) est bien confirmée (cf. Figure 4B, r² = 0,48). Ces deux observations suggèrent que si la lignine s'avère avoir un rôle significatif sur la biodégradabilité des substrats organiques, la concentration en lignine n'est pas une variable suffisante pour prédire le potentiel biométhanogène (Tong et al., 1990 ; Eleazer et al., 1997 ; Barlaz, 2006 ; Monlau et al., 2012). D'autres caractéristiques de composition apparaissent nécessaires afin de prendre en compte l'organisation structurale de la matière lignocellulosique et comprendre le rôle restrictif de la lignine sur la biodégradabilité de la cellulose et de l'hémicellulose.

CONCLUSION

Ces dernières années, de nombreux travaux de recherche ont été réalisés sur la caractérisation des gisements susceptibles d'être convertis en méthane par digestion anaérobie. L'une des principales difficultés est de déterminer les conditions d'optimisation de l'expression du potentiel biométhanogène qui dépend des propriétés bio-physico-chimiques de

la matière organique présentes dans des substrats d'origines très diverses. Basée sur la caractérisation globale de 25 substrats (quantification de la matière organique total et matière organique soluble), l'analyse biochimique de la matière organique (fraction soluble, hémicellulose, cellulose et fraction résiduelle), et la mesure de la bioréactivité en conditions aérobie (Demande biologique en oxygène – DBO_{28}) et anaérobie (potentiel biométhanogène – PBM_{60}), notre étude a permis de mettre en évidence la diversité des caractéristiques des matrices et de leur potentiel biométhanogène. L'analyse statistique par composante principale des 10 variables mesurées montre que la mesure de BDO et PBM sont correctement corrélées. Aucune corrélation ne semble pouvoir s'établir entre le PBM et les teneurs en matière organique (MV, DCO ou COT), la DCO soluble à l'eau (DCO_{sol}) et les trois premières fractions biochimiques. La mesure du PBM est en revanche inversement corrélée à la teneur en matière résiduelle, correspondant à la fraction ligneuse de la matière organique. Malgré cette bonne corrélation linéaire qui confirme les résultats d'études antérieures, la prédiction du PBM nécessite de sélectionner d'autres paramètres qui permettraient de prendre en considération des caractéristiques structurales de la biomasse lignocellulosique.

Références bibliographiques

- AFNOR NF U 44-160 (1985) – Amendements organiques et supports de cultures – Détermination de la matière organique totale – méthode par calcination.
- AFNOR NFT 90-101 (2001). Qualité de l'eau – Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).
- AFNOR XP U44-162 (2005). Amendements organiques et supports de culture - Fractionnement biochimique et estimation de la stabilité biologique. Méthode de caractérisation de la matière organique par solubilisations successives.
- AFNOR NF EN 15169 (2005). Caractérisation des déchets - Détermination de la perte au feu des déchets, des boues et des sédiments. Mesure de la teneur en résidu calciné par calcination à 550°C.
- Barlaz M.A. (2006). Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management*. 26 (4), pp : 321-333.
- Bidlingmaier W., J.-M. Sidaine & E.K. Papadimitriou (2004). Separate collection and biological waste treatment in the European Community. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 3, pp : 307-320.
- Buffière P, Loisel D., Bernet N. & Delgenes J.-P. (2006). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Sci. Technol.* 53(8), pp : 233-241.
- Buffière P, Bayard R. & Germain P. (2009). Freins au développement de la filière biogaz : les besoins en recherche et développement. *ETUDE RECORD N° 07-0418/1A*. Rapport final. 92 p.
- Davidsson A., C. Grubberger, T.H. Christensen, T.L. Hansen, J.L.C. Jensen (2007). Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*. 27, pp : 406-414.
- Eleazer W. E., Odle W. S., Wang Y.-S., & Barlaz, M. A. (1997). Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills, *Environmental Science and Technology*, 31(3), pp : 911-917.
- EurObserv'ER, (2013)-http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/barobilan/barobilan13-fr.pdf.
- Gunaseelan V, (2004). Biochemical methane potential of fruit and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*. 26, pp : 389-399.
- Hendriks A.T.W.M., Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*. 100, pp : 10-18.
- ISO EN NF 10694 (1995). Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO EN NF 14235 (1998). Soil quality - Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation.
- ISO EN NF 14851 (1999). Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous medium method by measuring the oxygen demand in a closed respirometer.
- ISO EN NF 14853 (1999). Determination of the ultimate anaerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous system method by measurement of biogas production.
- Jeffries, T.W. (1990). Biodegradation of lignin-carbohydrate complexes. *Biodegradation*. 1, pp : 163-176.
- Møller H.B., Sommer S.G. & B.K. Ahring (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*. 26, pp : 485-495.
- Monlau F, Sambusiti C., Barakat A., Guo X. M., Latrille E., Trably E., Steyer J.-P., & H. Carrere (2012). Predictive models of biohydrogen and biomethane production based on the compositional and structural features of lignocellulosic materials. *Environmental Science & Technology*. 46(21), pp : 12217-25.
- Noike T, G. Endo, J.E. Chang, J.I. Yaguchi & J.I. Matsumoto (1985). Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnol. Bioeng.* 27, pp : 1482-1489.
- Rodriguez C., Hilgsmann S., Ongena M., Charlier R. & P. Thonart (2005). Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in municipal solid waste. *Biodegradation*. 16, pp : 415-422.
- Rouez M., Bayard R. & R. Gourdon (2008). Evaluation of aerobic and anaerobic biodegradability of individual fractions of MSW as compared to mixed waste. *WASTEENG08*. 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorization. June 3-5, 2008, Patras, Greece.
- Schnitzer M. & S.U. Khan, (1972). Humic substances in the environment. M. Dekker (New York). Book (ISBN 0824716140). 327 p.
- Stinson J.A. & R. K. Ham (1995). Effect of lignin on the anaerobic decomposition of cellulose as determined through the use of a biochemical methane potential method. *Environ. Sci. Technol.* 29, pp : 2305-2310.
- Taherzadeh J., M. & K. Karimi (2008) Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production : a review. *International journal of molecular sciences*. 9, pp : 1621-1651.
- Tong X., L. H. Smith & P.L. McCarty (1990). Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. *Biomass*. 21, pp : 239-255.
- Triolo J. M., S. G. Sommer, H. B. Maller, M. R. Weisbjerg & X.Y. Jiang. (2011). A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresour. Technol.* 102, pp : 9395-9402.
- Van Soest P.J. & R.H. Wine (1967). Use of detergents in the analysis of fibrous feeds IV Determination of plant cell wall constituents. *J. Ass. Official Agr. Chem.* 56, pp : 50-55.
- Young L.Y. & A.C. Frazer (1987). The Fate of Lignin and Lignin-Derived Compounds in Anaerobic Environments. *Geomicrobiology Journal*. 5 (3-4), pp : 261-293.