

Plastiques compostables : biodégradabilité anaérobie et contribution à la production de méthane

Laure Constans¹, Maxime Rouez¹, Marion Lespielle¹, Justine Auclair¹, Benjamin Percheron¹, Virginie Decottignies¹, Marie-Claire Magnié²

(1) SUEZ CIRSEE, 38 rue du Président Wilson, 78230 Le Pecq, France

(2) SUEZ Recyclage et Valorisation-Flux Spécialisés-Division Plastiques, 19 Rue Emile Duclaux, 92268 Suresnes, France

RÉSUMÉ

Les plastiques compostables bénéficient d'une image favorable auprès du grand public, des politiques et des donneurs d'ordre, notamment pour collecter sélectivement les biodéchets. Afin d'évaluer leur comportement en méthanisation mésophile et leur contribution à la production de biométhane, la présente étude compare la biodégradabilité anaérobie de 10 plastiques compostables et de 4 sacs en papier utilisables pour la collecte sélective de biodéchets. Les résultats montrent que les plastiques compostables ont une biodégradabilité anaérobie relativement faible ou nulle (0 à 136 mL(CH₄)/gMV) ou génèrent une inhibition du procédé biologique de méthanisation. Comparativement, les 4 sacs en papier testés ont présenté des potentiels méthanogènes de 214 à 313 mL(CH₄)/gMV et des cinétiques standards de production. Par ailleurs, la co-digestion de certains plastiques compostables avec des biodéchets semble favoriser leur biodégradabilité anaérobie malgré une phase de latence à l'initiation de la digestion. Le maintien de l'intégrité physique des plastiques compostables constaté après méthanisation peut présenter un risque opérationnel relatif à leur accumulation dans le digesteur ainsi que la génération de (micro) plastiques dans les digestats. Ainsi, les plastiques compostables doivent être, au même titre que les plastiques conventionnels, soutirés de la matière organique fermentescible, en amont de la digestion, par prétraitement mécanique du gisement entrant.

MOTS-CLÉS : plastiques compostables, sacs en papier, biodéchets, méthanisation, digestion anaérobie, biodégradation

ABSTRACT

Compostable plastics benefit from a favorable image among the general public, politicians and principals, in particular to selectively collect biowaste. In order to evaluate their behavior in mesophilic methanisation and their contribution to the production of biomethane, the present study compares the anaerobic biodegradability of 10 compostable plastics and 4 paper bags that can be used for the selective collection of biowaste. The results show that compostable plastics have relatively little or no anaerobic biodegradability (0 to 136 mL(CH₄)/gVM) or generate an inhibition of the biological process of methanisation. Comparatively, the 4 paper bags tested showed methanogenic potentials of 214 to 313 mL(CH₄)/gVM and standard production kinetics. Moreover, the co-digestion of compostable plastics with biowaste seems to promote the anaerobic biodegradability of materials despite a lag phase at the initiation of digestion. Maintaining the physical integrity of compostable plastics after methanisation could present an operational risk related to their accumulation in the digester as well as the generation of (micro) plastics in the digestates. Thus, in industrial context, compostable plastics must be, in the same way as conventional plastics, withdrawn from fermentable organic matter, upstream of digestion, by mechanical pre-treatment of the incoming deposit.

KEYWORDS: compostable plastics, brown paper bags, biowaste, methanisation, anaerobic digestion, biodegradation

Plastiques compostables : biodégradabilité anaérobie et contribution à la production de méthane

Laure Constans, Maxime Rouez, Marion Lespelle, Justine Auclair, Benjamin Percheron, Virginie Decottignies, Marie-Claire Magnié

Introduction

Définitions et classification

« Bioplastique » est un terme défini au Journal Officiel du 22/12/2016 (JORF, 2016) comme un plastique « biosourcé et biodégradable ».

Le terme « biosourcé » (défini par les normes EN 16575 : 2014, ISO 16620-2, EN 16785-1) caractérise l'origine des matières premières à partir desquelles les plastiques sont fabriqués.

Le caractère « biodégradable » des plastiques est défini principalement par les normes EN 13432 et NFT51-800 qui prévoient la réalisation de tests en conditions aérobies dans un milieu défini sur une période respectivement de six mois et de 1 an. Une série de normes (EN 14046, ISO 14851, ISO 14852, ISO 14853, ISO 14855, ISO 15985) établissent également des tests selon des conditions spécifiques, respectant soit des conditions de digestion anaérobie à teneur élevée en solides (ISO 15985) soit des conditions d'anaérobiose en milieu aqueux (ISO 14853).

Les plastiques biosourcés et/ou biodégradables produits à l'échelle mondiale peuvent être classés en trois catégories selon la répartition suivante (European bioplastics, 2017) : 43 % sont biodégradables, 13 % sont biosourcés et biodégradables et 57 % sont biosourcés et recyclables (mais non biodégradables). Depuis quelques années, les plastiques compostables (i.e. biodégradables en condition aérobie de compostage industriel) sont en fort développement avec un taux de croissance annuel de 50 %. La figure 1 propose une classification des types de polymères plastiques disponibles sur le marché en fonction de leur caractère biodégradable en aérobiose et de l'origine des matières qui les composent. Il existe une grande gamme de matières mises sur le marché et certains polymères plastiques sont encore à un stade de commercialisation très restreints (exemple du PHA, ou du PEF).

Plastiques compostables et collecte des biodéchets

Dans le but de limiter l'épuisement des ressources fossiles et la pollution de l'environnement par des déchets plastiques, et sous l'impulsion des changements réglementaires comme l'interdiction des sacs plastiques à usage unique depuis 2017 ou l'interdiction des couverts jetables d'ici à 2020, l'usage des plastiques biosourcés et compostables apparaît comme une alternative intéressante, notamment pour la collecte, le conditionnement et le traitement des biodéchets des particuliers (déchets alimentaires ménagers parfois associés aux déchets de jardins, Article R. 541-8 du code de l'environnement).

En effet, la transposition en droit français de la Directive Déchets Européenne (Directives-cadre 2008/98/CE, 19/11/2008) prévoit que tous les particuliers disposent d'une solution de collecte à la source de leurs biodéchets d'ici 2023. Le gisement est estimé à 18 millions de tonnes dont 10 millions ne sont pas collectés séparément aujourd'hui (ADEME, 2017).

Les biodéchets produits par les particuliers s'ajoutent aux flux des professionnels de l'agroalimentaire, de la distribution et de la restauration soumis depuis 2015 à l'obligation de trier leurs biodéchets et de les faire valoriser dans des filières adaptées. Pour assurer une valorisation agronomique les filières existantes aujourd'hui sont le compostage et/ou la méthanisation. Marchés de gros, grands restaurateurs, petites et grandes surfaces de distribution alimentaire, entreprises d'espaces verts et industries agroalimentaires sont les principaux secteurs concernés (Loi n°2015-992, 17 août 2015).

D'ores et déjà, en France, 125 collectivités (3,3 millions d'équivalent habitants) réalisent une démarche de tri à la source et de collecte séparée des biodéchets (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2018) pour les ménages et/ou les professionnels dans des villes de taille importante comme Lille, Bordeaux, Rennes, ou plus petites comme, Niort, Lorient, Nevers, Pau, Arras ou Clermont-Ferrand. Depuis une dizaine d'années, de nombreux pays d'Europe (Allemagne, Suisse, Autriche, Italie, Espagne, Belgique ...) ont initié la collecte des biodéchets au moyen de sacs plastiques compostables ou de sacs en papier brun.

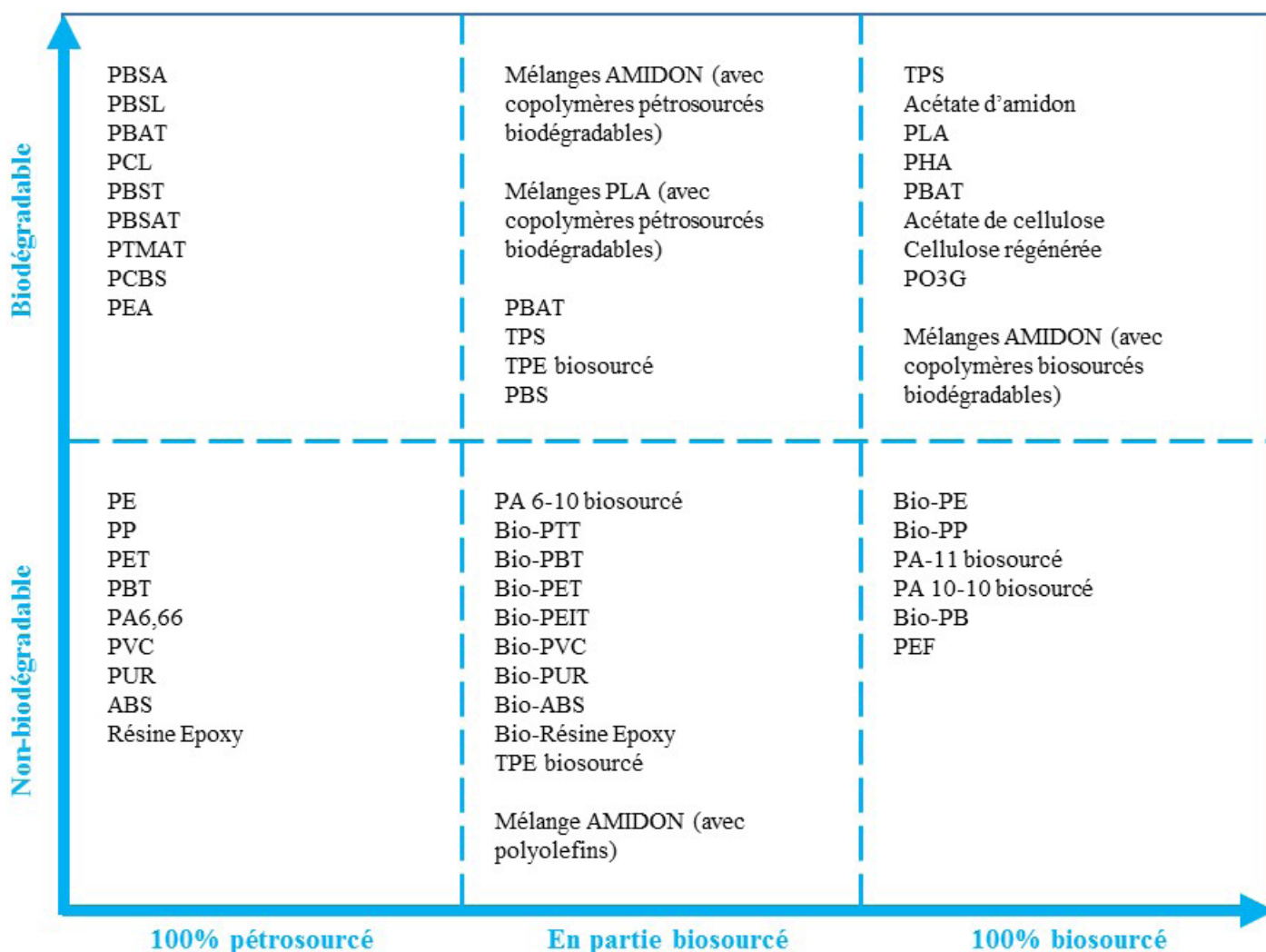


Figure 1. Classification des plastiques en fonction de leur origine et de leur caractère biodégradable en aérobiose (d'après les données fournies par les producteurs)

Cependant, la valorisation agronomique via le compostage ou la méthanisation, imposée par la réglementation (Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte), implique d'utiliser des matériaux dont la biodégradation est effective au cours de ces procédés de traitement de manière à maîtriser les risques opérationnels et la qualité des produits de ces filières (compost, biogaz et digestat).

La résistance et l'imperméabilité des plastiques compostables sont réglementés par la norme EN 13593.

La compostabilité de ces nouveaux matériaux est réglementée par la norme EN 13432 qui considère deux statuts de dégradation du matériau d'essai : la désintégration et la biodégradabilité. Après maximum 3 mois d'un processus de désintégration aérobie à 60°C, « un maximum de 10 % de la masse sèche initiale du matériau soumis à un essai de tamisage peut faire l'objet d'un refus pour un vide de maille supérieur de 2 mm ». La biodégradation aérobie du matériau doit, « dans un

délai de maximum 6 mois à 60°C, être égal à 90 % au total au moins ou à 90 % de la dégradation maximale d'une substance de référence appropriée ».

Plastiques compostables et comportement en méthanisation

La plupart des plastiques biodégradables disponibles sur le marché répondent à des normes de biodégradabilité aérobie. Les fournisseurs de ces plastiques attestent leur conformité vis-à-vis des normes EN 13432 (appliquée au compostage industriel) et EN T51-800 (appliquée au compostage domestique), mais quid du comportement de ces produits en conditions opératoires de méthanisation auxquelles ils seront susceptibles d'être exposés suite à leur utilisation en tant que sac de collecte des biodéchets ?

Les plastiques compostables sont constitués de polymères seuls ou en mélange ainsi que d'additifs et de colorants. Le potentiel théorique de production biochimique de méthane

de chaque polymère, sur la base de sa formule chimique, peut être déterminé par calcul selon l'équation de Buswell (Buswell et Mueller, 1952). A titre d'exemple, le tableau 1 synthétise les valeurs respectives au PBS, PBAT et PLA (Silva et Dubey, 2007) comparées à celles de molécules organiques (lipides, protéines, glucose et cellulose) dont le comportement en méthanisation est largement référencé dans la littérature.

La revue de littérature scientifique établie par Batori *et al.* en 2018 met en évidence que le temps de séjour et la température rencontrés au sein des réacteurs de digestion anaérobie sont les principaux paramètres influençant la dégradation des plastiques compostables (Batori, 2018). Cependant, selon les conditions opératoires et les types de micro-organismes impliqués, des résultats divergents sont obtenus (Zhang *et al.*, 2017) (Yagi *et al.*, 2014).

Considérant que la méthanisation voie liquide en régime mésophile (37°C) est la plus répandue, en France *a minima*, la présente étude vise à évaluer dans ces conditions, à l'échelle laboratoire, la biodégradabilité anaérobie des principaux plastiques compostables utilisés aujourd'hui en France, dans le but d'estimer leur comportement et leur devenir. Les résultats

permettront d'émettre des recommandations opérationnelles et de définir, s'il est nécessaire, des essais complémentaires.

I. Matériels et méthodes

La présente étude a porté sur une évaluation macroscopique de la biodégradabilité anaérobie de 10 plastiques compostables disponibles sur le marché ainsi que de 4 sacs en papier destinés à la collecte sélective de biodéchets. Les échantillons ont été soumis aux conditions opératoires classiques des tests de potentiel méthanogène (BMP : Biochemical Methane Potential) puis leur altération physique a été évaluée par le biais d'essais de traction.

I.1 Matériaux testés

Les tests ont été menés sur 3 types de substrats : plastiques compostables, sacs en papier et biodéchets.

I.1.1 Plastiques compostables

Dans cette étude, 9 sacs en plastique compostable souple (PCI à 9) et 1 article de vaisselle en plastique compostable rigide (PC10) ont été testés (tableau 2). Ces articles sont

Tableau 1. Potentiels théoriques de production biochimique maximale de méthane de 4 polymères biodégradables (PBS, PBAT, PLA) et de 4 composés organiques (lipides, protéines, glucose, cellulose). Les valeurs ont été calculées selon l'équation de Buswell (1952)

	C	H	O	M	CH ₄	CO ₂	Biogaz	%CH ₄
	Nombre d'atomes			g/mole	mL/gMV	mL/gMV	mL/gMV	
Lipides	57	104	6	884	1014	431	1444	70
Protéines	5	7	2	99	651	481	1131	58
Glucose	6	12	6	180	373	373	747	50
Cellulose	6	10	5	162	415	415	830	50
PBS	8	12	4	172	586	350	1042	56
PBAT	62	7	31	1253	433	350	682	39
PLA	49	5	43	1283	248	350	603	29

Tableau 2. Liste des plastiques compostables testés et informations associées.

Echantillons	Polymères de base	Qualité	Conformité aux normes (info fournisseurs)
PC1	PBAT/PLA	Souple	OK Compost HOME, ASTM D 6400-2
PC2	PBS	Souple	EN 13432, ASTM D6400-2
PC3	PBAT/PLA	Souple	EN 13432, NFT51-800, OK compost HOME
PC4	PLA/Amidon	Souple	NFT 51-800, NF U 52-001, OK compost HOME
PC5	PBAT	Souple	EN 13432, ASTM D6400-2, OK Compost HOME
PC6	PLA/PBAT	Souple	EN 13432
PC7	PBAT/PLA	Souple	OK compost HOME
PC8	PBAT/Amidon	Souple	EN 13432, NFT51-800, OK compost HOME
PC9	PBAT/Amidon	Souple	EN 13432, OK compost HOME
PC10	cPLA (PLA cristallisé)	Rigide	EN 13432, OK compost HOME

commercialisés et répondent aux normes de compostabilité en vigueur selon les informations communiquées par les fournisseurs.

Les plastiques ont été testés secs (100 % de matières sèches, MS) et leur teneur en matière organique a été supposée de 100 % en raison de difficultés rencontrées lors de la mesure de leur teneur en matières volatiles (MV) par calcination. La volatilisation des cendres impacte grandement la fiabilité des pesées après calcination. Il aurait été possible de mesurer le taux de cendres en creusets fermés mais cela ne correspond cependant pas à la mesure normalisée de la teneur en matière organique.

1.1.2 Sacs en papier

Les tests ont porté sur 4 sacs en papier disponibles sur le marché et présentant des qualités distinctes détaillées dans le tableau 3 (sources fournisseurs). Leur teneur en matière sèche (MS) et matière volatile (MV) a été mesurée en duplicat, ces valeurs sont également décrites dans le tableau 3.

1.1.3 Biodéchets

Afin d'éviter toute contamination avec des plastiques non ciblés, un déchet alimentaire synthétique a été constitué à partir d'aliments de petite taille, exempts d'emballages. La composition quantitative du biodéchet type respecte les proportions

des refus d'assiettes d'un adulte français selon les résultats de l'étude 2009 de l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail) (ANSES, 2009) (Tableau 4).

Les différents produits organiques ont été achetés en supermarché, déconditionnés, pesés et mélangés pour formuler un biodéchet synthétique.

Deux lots de biodéchets synthétiques (BD1 et BD2) ont ainsi été préparés pour les besoins de l'étude. La même recette globale a été suivie mais les marques commerciales effectivement achetées ont différé impliquant une différence de potentiel méthane entre chacun des lots. Leurs teneurs en MS et MV ont été similaires, de 21 % sur brut et 96 % sur sec respectivement.

1.2 Tests BMP (Biochemical Methane Potential)

1.2.1 Aspects généraux

Les essais réalisés à l'échelle laboratoire ont été menés selon le protocole interne SUEZ CIRSEE de mesure du BMP de déchets organiques, en respectant les conditions opératoires courantes d'une méthanisation de biodéchets en voie liquide respectant un régime mésophile (37°C), un milieu agité et

Tableau 3. Qualité des papiers testés

Produits	Apparences	Données techniques	MS %	MV (% MS)
Papier 1		Papier à base de fibre de bois, de cellulose et de pâte vierge, imprégné d'une huile végétale concentrée	95,6 ± 0,3	87,1 ± 0,3
Papier 2		Papier à base de cellulose 100 % recyclé, de 60 à 65 g/m ² , adapté au compostage, avec un fond cartonné absorbant 100 % recyclé de 160 g/m ² , adapté au compostage	94,9 ± 0,1	92,1 ± 0,3
Papier_P1		Papier à base de cellulose alimentaire (50 ou 52 g/m ²) paraffiné sur une face, utilisé pour l'emballage de pièces fraîchement coupées (viandes, charcuterie, fromages)	96,6 ± 0,0	86,5 ± 0,8
Papier_P2		Papier à base de cellulose (90 g/m ²) paraffiné sur 2 faces utilisé dans la métallurgie et le secteur automobile pour la protection des pièces détachées	95,7 ± 0,0	91,1 ± 0,0

un temps de séjour de 21 jours. Ce test est habituellement utilisé pour qualifier le potentiel méthanogène de matières organiques.

La détermination de la production de méthane a été obtenue grâce au système de mesure automatique du potentiel méthane (Automatic Methane Potential Test System, AMPTS II) illustré en figure 2.

Tableau 4. Composition quantitative des déchets organiques représentatifs des refus d'assiette (ANSES, 2009)

Catégories de déchets organiques	Proportion dans une poubelle-type française	Composition du biodéchet synthétique en % sur brut	
		Produits organiques	% MB
Produits céréaliers et féculents	32 %	Maïs	10
		Pain de mie	10
		Semoule	15
		Haricots blancs	13
Produits laitiers	24 %	Crème fraîche	3
		Fromage râpé	3
Fruits	17 %	Banane	5
		Compote de pommes	10
		Marc de café	5
Légumes, hors pomme de terre	17 %	Salade	8
		Petits pois	10
Viandes et volailles	11 %	Steak haché cuit	5
		Thon en boîte	5
Total	100 %		100 %

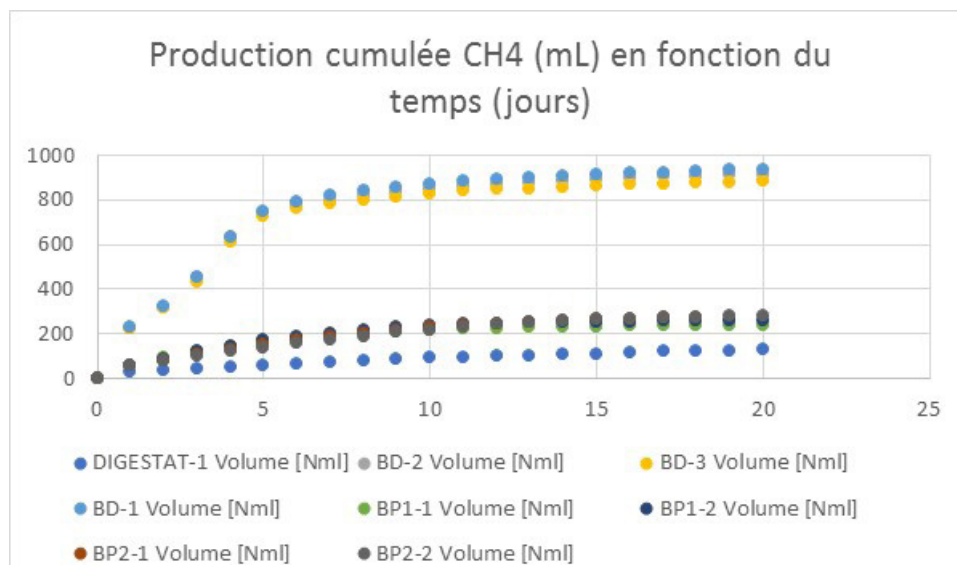


Figure 2. Analyse en continu de la production de CH₄ par le système AMPTSII automatisé permettant de suivre la biodégradation anaérobie des plastiques compostables, des sacs en papier et des biodéchets

Le dispositif comprend 15 réacteurs d'un volume de travail de 0,4 L, agités à 40 tours/min et maintenus dans un bain-marie thermostatique réglé à 37°C. Le digestat ayant servi d'inoculum a été prélevé sur un digesteur mésophile traitant des boues d'une station de traitement des eaux usées (France). Le biogaz produit dans les réacteurs transite par une solution de soude concentrée qui piège le CO₂ avant que le CH₄ soit quantifié par un dispositif volumétrique (clapets de 9 mL immergés). Un ordinateur permet l'acquisition de la production de méthane par cumul des volumes de CH₄.

1.2.2 Modalités testées

Plusieurs séries de tests BMP ont été réalisées pour analyser l'ensemble des matériaux. Chaque série a été composée des modalités présentées en tableau 5.

1.2.3 Préparation des réacteurs

Les plastiques souples et les sacs en papier ont été découpés en bandelettes de 150 mm x 25 mm. Le plastique rigide a été broyé à l'aide d'un broyeur à couteaux avec grille de 4 mm (broyeur Wanner C17.31s). Cette étape de préparation des plastiques a été réalisée dans le but d'assurer une répartition homogène des fragments de plastiques souples ou rigide dans le volume réactionnel respectif à chaque modalité testée.

Des quantités précises de matériau(x) à tester ont été introduites dans les flacons de 500 mL auxquelles a été ajoutée une quantité de boues digérées (environ 2 % MS dont 55 % de MV) afin d'atteindre un ratio Substrat/Inoculum (S/I) donné. Ce ratio a été fixé à 0,5 g MV_{testée}/g MV_{inoculum} pour le biodéchet testé seul (car ce matériau est *a priori* bien réactif en conditions d'anaérobiose) et augmenté à 1 pour les plastiques et papiers testés seuls (car ces matériaux présentent *a priori* une faible réactivité). Le ratio S/I des modalités comprenant la co-digestion de plastique compostable ou de papier avec du biodéchet a été également de 1 g MV_{substrat}/g MV_{inoculum} (S/I de 0,5 pour le biodéchet et de 0,5 également pour le « co-substrat »). Cette dernière modalité est donc équivalente à celle du biodéchet seul avec ajout d'une quantité de MV de plastique ou papier équivalente à celle du biodéchet.

Tableau 5. Modalités testées

Modalités	Description
Digestat seul	Blanc permettant de mesurer la production endogène de l'inoculum utilisé dans tous les essais d'une série
Biodéchet seul	Matériau facilement biodégradable utilisé comme référence
Matériau seul (plastique compostable ou sac papier)	Biodégradabilité anaérobie du produit seul
Mélange biodéchet + matériau	Comportement du matériau en condition de co-digestion avec de la matière facilement biodégradable génératrice d'activité enzymatique facilitant potentiellement la biodégradation des matériaux

Les essais ont été effectués en duplicat ou triplicat. En amont du démarrage de l'acquisition, les réacteurs sont fermés hermétiquement avec des bouchons en caoutchouc et leur ciel gazeux est balayé avec de l'azote afin d'assurer des conditions anaérobies.

1.2.4 Traitement des données

La contribution de l'inoculum (boues digérées) a été soustraite des volumes de CH₄ mesurés sur les essais comprenant un (des) matériau(x) testé(s) au prorata de la quantité d'inoculum mise en œuvre dans chaque test. Pour les tests ne comprenant qu'un matériau (biodéchet ou plastique compostable ou sac en papier), la production cumulée de CH₄ ainsi obtenue a été rapportée à la quantité de MV du matériau testé. Pour les essais en condition de co-digestion, comprenant un plastique compostable ou un sac en papier avec du biodéchet, la contribution de ce dernier (moyenne des répétitions réalisées sur biodéchet seul) et celle de l'inoculum ont été soustraite afin de déterminer la production relative au matériau testé uniquement et de la comparer à celle obtenue avec le matériau testé seul. Cette comparaison permet d'évaluer si la présence d'un substrat facilement biodégradable (le biodéchet) accroît la biodégradabilité du matériau *via* une activité enzymatique plus importante, ou s'il existe un effet inhibiteur du matériau sur l'activité de la population microbienne associée à la digestion.

1.3 Essais de traction

Des essais de traction ont été réalisés sur les films plastiques selon la norme NF EN ISO 527-3 – « Détermination des propriétés en traction ; conditions d'essais pour films et feuilles », à l'aide d'une machine Insight de MTS (capteur 100N) utilisant une éprouvette de type 2 selon cette norme (rectangulaire) et respectant une vitesse d'essai de 500 mm/min. Ces essais ont été réalisés sur les films plastiques avant et après les tests BMP.

Tableau 6. Synthèse des résultats de production de méthane (mL CH₄/gMV) obtenue pour chaque échantillon testé à l'issue de 21 jours d'incubation

Séries BMP	Matériau	BMP matériau seul		BMP en co-digestion	
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
n 1	BD1-1	367	(15)	-	-
	PC1	28	(4)	44	(11)
	PC2	35	(0)	100	(5)
n 2	BD1-2	336	(32)	-	-
	PC3	78	(19)	88	(8)
	PC4	93	(3)	121	(22)
n 3	BD2-1	432	(14)	-	-
	PC5	-27	(15)	69	(11)
	PC6	-2	(3)	40	(17)
n 4	BD2-2	424	(12)	-	-
	PC7	136	(33)	85	(20)
	PC8	65	(7)	117	(5)
	PC9	-5	(13)	-68	(5)
	PC10	-17	(9)	-69	(4)
n 5	BD2-3	415	(11)	-	-
	Papier 1	313	(20)	319	(44)
	Papier 2	289	(16)	317	(72)
	Papier_P1	214	(3)	222	(45)
	Papier_P2	260	(3)	190	(12)

Note : BMP = Biochemical Methane Potential ; BD = BioDéchets ; PC = Plastique Compostable

2. Résultats et discussion

2.1 Essais BMP

Le tableau 6 regroupe l'intégralité des potentiels méthanogènes exprimés en mL(CH₄)/gMV obtenus à l'issue de 21 jours d'incubation.

2.1.1 Biodéchets

Les potentiels mesurés sur les deux biodéchets testés ont été conformes à ceux habituellement mesurés sur ce type de substrat, avec environ 350 mLCH₄/gMV pour le premier biodéchet (BD1) et aux alentours de 420 pour le second (BD2) (figure 3). La différence de potentiel entre les deux biodéchets peut être attribuée à la nature de leurs constituants qui n'a pas été scrupuleusement similaire (même composition globale mais nature exacte des produits constitutifs différente, i.e. marques différentes de pro-

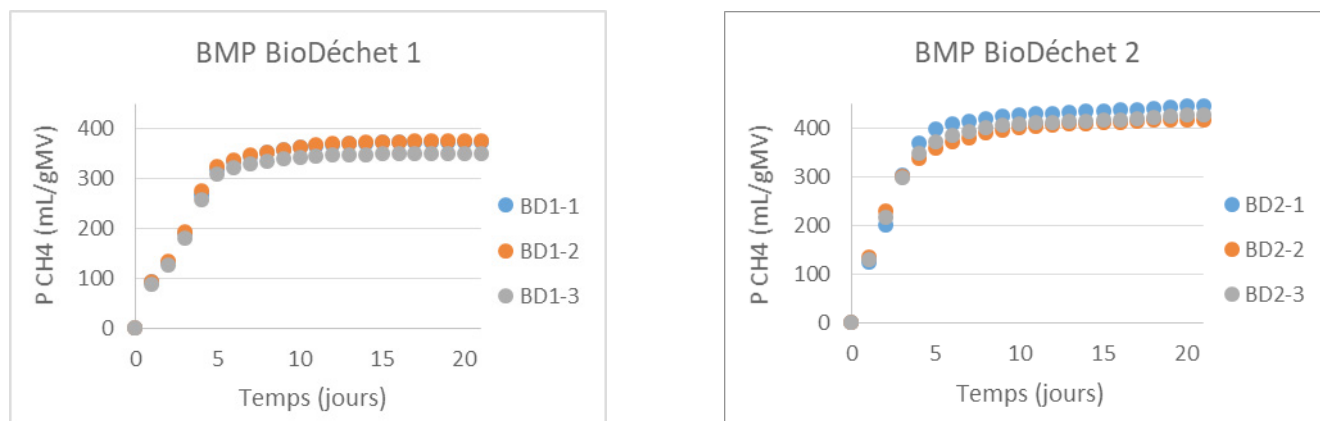


Figure 3. Production de méthane (P CH₄) des deux lots de biodéchets (BioDéchets 1 en haut, BioDéchets 2 en bas) utilisés comme matériau facilement biodégradable de référence

duits céréaliers, laitiers et viandes...). Par ailleurs, les cinétiques très rapides de production de méthane obtenues ont témoigné d'une excellente activité méthanogène des inocula utilisés, comme l'illustre à titre d'exemple la figure 3 pour les deux substrats (BD1 de la série n 1 à gauche et BD2 de la série n 3 à droite).

2.1.2 Plastiques compostables

Les potentiels méthanogènes mesurés sur les plastiques compostables sont disparates et globalement plutôt faibles : ils s'échelonnent de valeurs négatives à 136 mL(CH₄)/gMV, cette dernière valeur ayant été obtenue sur PC7, composé d'un mélange PBAT/PLA.

Des potentiels négatifs ont été obtenus pour 4 matériaux (-2 mL(CH₄)/gMV pour PC6, -5 mL(CH₄)/gMV pour PC9, -27 mL(CH₄)/gMV pour PC5 et -17 mL(CH₄)/gMV pour PC10). Les valeurs négatives s'expliquent par le traitement de données réalisé, qui consiste à soustraire la contribution de l'inoculum (obtenue sur le réacteur ne contenant que du digestat utilisé comme inoculum), comme cela est habituellement réalisé à l'issu d'essais BMP. Ce résultat révèle l'absence de biodégradabilité anaérobie de certains plastiques compostables, voire l'effet inhibiteur de certains d'entre eux (PC5 et PC10) mis en évidence par une production de l'inoculum significativement plus faible en présence de plastiques).

En condition de co-digestion avec du biodéchet, les plastiques compostables PC5 et PC6 ont présenté une biodégradabilité légèrement positive (69 et 40 mL(CH₄)/gMV obtenus respectivement après soustraction de la contribution de l'inoculum et du biodéchet). A contrario, la co-digestion des plastiques compostables PC9 et PC10 avec le biodéchet n'a pas permis de lever l'inhibition de ces matériaux : les potentiels calculés ont été significativement négatifs (environ -70 mL(CH₄)/gMV).

A titre de comparaison, le tableau 7 indique les potentiels méthanogènes moyens observés ici sur les matériaux composés d'un seul type de polymère au regard des potentiels théoriques calculés selon l'équation de Buswell et présentés précédemment dans le tableau 1.

Les potentiels les plus élevés, mesurés en co-digestion, ne représentent ainsi que 16 et 17 % du potentiel théorique, pour le PBAT et le PBS respectivement. Pour le PLA, seules des valeurs négatives ont été obtenues.

Tableau 7. Comparaison entre potentiels méthanogènes (mL (CH₄)/gMV) observés et potentiels théoriques selon Buswell pour les matériaux testés composés d'un seul type de polymère

Matériau	Polymère	BMP observé		BMP théorique
		seul	en co-digestion	
PC2	PBS	35	100	586
PC5	PBAT	-27	69	433
PC10	PLA	-17	-69	248

Les graphiques suivants illustrent, à titre d'exemple, les productions totales de méthane obtenues (à gauche) et les potentiels méthane calculés (à droite) pour PC5 incubé seul (figure 4) et en co-digestion avec le BD2 (figure 5).

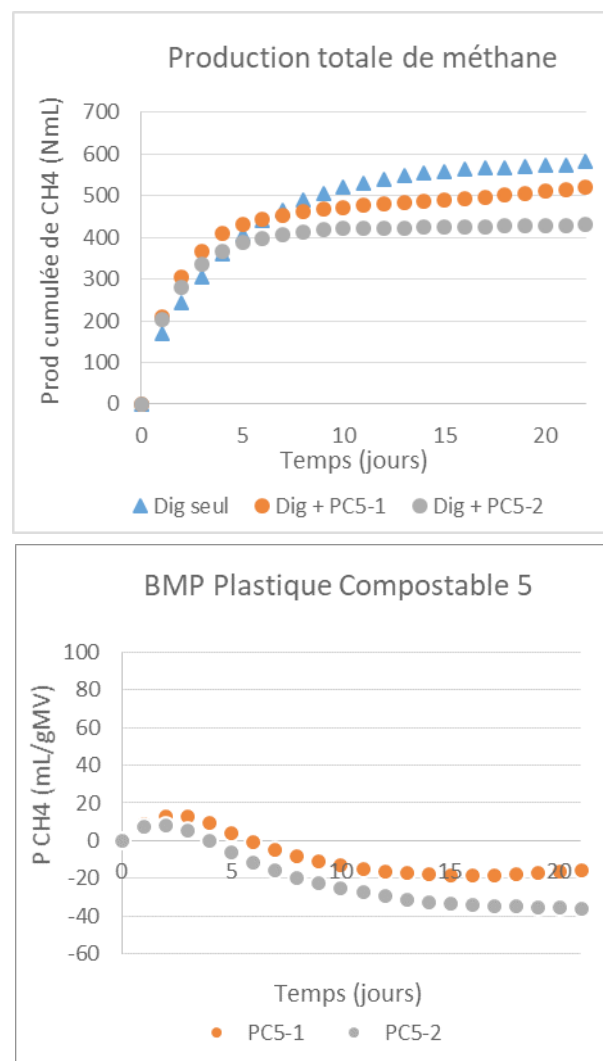


Figure 4. Exemple de productions totales de méthane des essais sur le Plastique Compostable 5 (PC5) comprenant l'inoculum (noté Dig, graphique du haut), et de calcul du BMP après soustraction de la contribution de l'inoculum (graphique du bas).

Pour PC5 incubé seul, il est ainsi remarquable que les productions de méthane observées aient été plus faibles que celle de l'inoculum seul, résultant dans un BMP calculé négatif. En co-digestion, le graphique du BMP (en bas à droite) met en évidence que la présence du plastique avec le biodéchets a induit une diminution de la cinétique de production de méthane dans l'intervalle 0-5 jours résultant en une production cumulée temporairement négative. Cette « phase de latence » n'est révélée que du fait du traitement

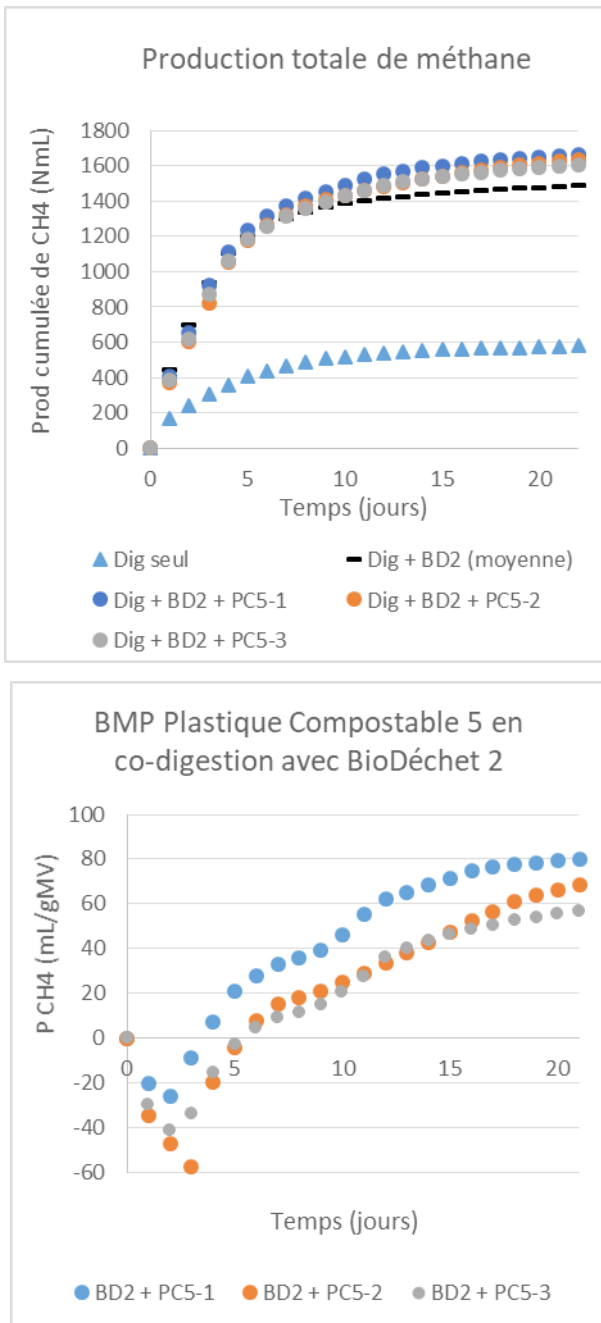


Figure 5. Exemple de production totale de méthane des essais sur le Plastique Compostable 5 (PC5) en co-digestion avec le Biodéchets 2 (BD2) comprenant l'inoculum (noté Dig, graphique du haut), et de calcul du BMP après soustraction de la contribution de l'inoculum (graphique du bas).

des données consistant à soustraire les contributions de l'inoculum et du biodéchets. Ce phénomène a été observé pour tous les plastiques testés en co-digestion et présentant un potentiel positif.

2.1.3 Sacs en papier

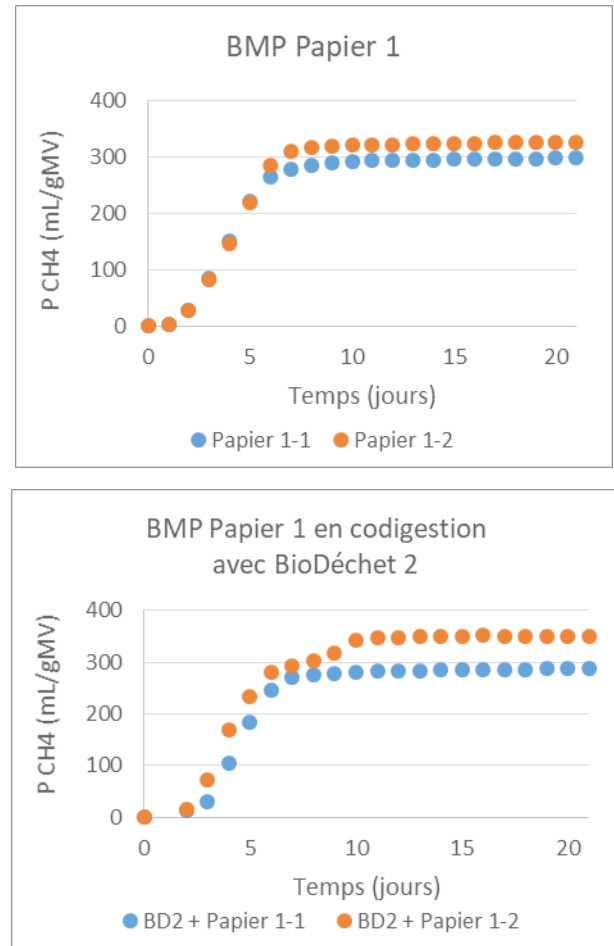


Figure 6. Exemple de potentiel méthane des sacs en papier (Papier 1) incubés seul (graphique du haut) et en co-digestion avec les biodéchets (BioDéchets 2, BD2) (graphique du bas).

Les 4 sacs en papier testés ont présenté des potentiels méthanogènes compris entre 214 et 313 mL(CH₄)/gMV, la valeur la plus faible ayant été obtenue sur un des matériaux paraffinés. Ces résultats sont conformes à ceux attendus pour ce type de matière, similaire à un produit en papier carton ou papier journal, dont le potentiel méthanogène est relativement faible par rapport à un produit en cellulose pure (théorique de 415 mL(CH₄)/gMV). Ce résultat s'explique par la teneur accrue en lignocellulose des sacs en papier. Les potentiels déterminés en condition de co-digestion ont été relativement proches de ceux obtenus sur matériau seul, témoignant d'un comportement stable et sans synergie des 4 types de sacs en papier selon les 2 conditions de digestion anaérobie testées. La figure 6 illustre à titre d'exemple les potentiels méthano-

gènes obtenus pour le Papier I (en duplicat), incubé seul et en co-digestion avec les biodéchets.

2.2 Aspect visuel post incubation

A l'issue des tests de méthanisation mésophile en batch de 21 jours, l'appréciation visuelle appuyée par un relevé photographique, a permis de constater et de confirmer qu'aucun des 10 plastiques compostables testés ne s'est complètement fragmenté (figure 7) : les bandelettes de films plastiques ainsi que le plastique rigide sont restés intègres.

De légères fissurations sont observées dans les matériaux testés. Le changement structural majeur observable est un enroulement des extrémités de chaque bandelette. Les films plastiques ont communément pris une coloration brunâtre

due à l'adsorption de molécules organiques entre les chaînes de polymères. Le plastique compostable en PLA cristallisé (cPLA) a conservé sa coloration d'origine. Contrairement aux 10 plastiques compostables testés, les 4 types de sacs en papier testés selon des conditions expérimentales identiques, ne sont plus visibles dans le digestat post-incubation.

2.3 Essais de traction

L'enroulement des extrémités des bandelettes a rendu la réalisation de tests de caractérisation physiques et chimiques difficilement applicables à tous les plastiques compostables testés. Néanmoins, les tests de traction ont permis de constater qu'à l'issue du processus de méthanisation mésophile, les films plastiques étaient majoritairement plus cassants (tableau 8). L'essai

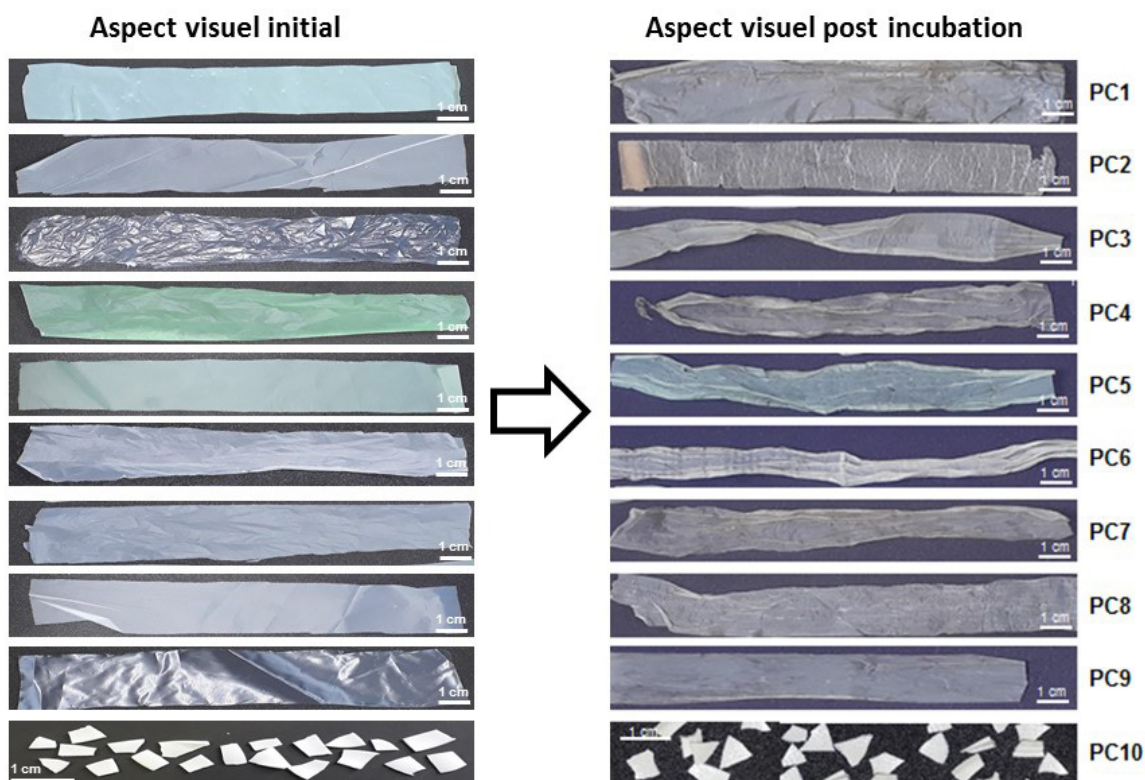


Figure 7. Photographies de l'aspect visuel initial et post incubation de chaque plastique compostable (PC1-10) testé

Tableau 8. Impact du processus de méthanisation mésophile sur le taux d'allongement à la rupture des films plastiques compostables testés. (T0, avant incubation ; T21, post incubation)

Echantillons	Allongement à la rupture (%)		
	T0	T21	Variation (%)
PC1	105	18	-83
PC2	454	23	-95
PC3	355	137	-61
PC4	25	±15	-39
PC5	224	104	-54
PC6	76	30	-61
PC7	171	153	-10
PC8	158	171	8

de traction sur le plastique compostable PC9 n'a pas pu être réalisé suite à un problème technique sur l'équipement d'essai.

Les résultats issus des essais de traction démontrent donc que les plastiques compostables sont fragilisés après 21 jours d'incubation à 37°C, en présence de digestat et en absence d'oxygène. Cela confirme les dires de certains producteurs de plastiques compostables (discussions privées) selon lesquels leurs matériaux ne sont pas dégradés mais sont fragilisés lors de la méthanisation, ce qui faciliterait leur dégradation au cours du compostage du digestat. Cependant, nombreux sont les sites qui valorisent directement leur digestat, sans étape de compostage, et pour lesquels la présence de tels résidus est problématique.

Conclusions

La présente étude s'est intéressée à la biodégradabilité anaérobie des polymères plastiques compostables les plus commercialement répandus à ce jour. Les résultats montrent que les plastiques compostables testés ont des biodégradabilités anaérobies faibles, voire nulles pour certains d'entre eux. Certains plastiques compostables semblent même présenter des effets inhibiteurs sur la digestion. Cependant, ne connaissant pas les compositions exactes des matières testées (mélange de polymères, additifs et charges), il n'a pas été possible d'identifier les composés susceptibles de provoquer une altération ou une inhibition de la méthanogenèse. L'inspection visuelle des résidus en fin d'expérience a confirmé que tous les plastiques testés avaient conservés leur intégrité physique à l'issue de 21 jours de digestion mésophile. Les tests de traction réalisés sur les plastiques testés avant et après incubation ont révélé que la méthanisation en régime mésophile engendre une fragilisation structurelle mesurable.

Comparativement, les sacs en papier testés ont présenté une biodégradabilité satisfaisante, plus élevée que celle des plastiques compostables, et conforme aux attentes compte tenu de leur nature lignocellulosique.

Conséquences et perspectives

Les plastiques compostables testés ici en digestion anaérobie mésophile ne se dégradent donc que partiellement et voire pas du tout pour certains. La persistance de leur intégrité physique pourrait par ailleurs poser des problèmes mécaniques par leur accumulation dans les réacteurs infiniment mélangés, ainsi que la génération de (micro)plastiques dans les digestats. A la vue de ces résultats, il semble préférable de soustraire les plastiques compostables par prétraitement du gisement entrant dans les filières de valorisation organique par méthanisation mésophile, au même titre que les plastiques conventionnels. En outre, du fait de leur étirabilité supérieure à celle des

plastiques conventionnels, les sacs en plastiques compostables riches en amidon pourraient avoir un impact mécanique particulier sur les équipements dédiés au déconditionnement de la fraction organique des déchets, notamment par le bourrage des vis d'entraînement.

D'après la bibliographie, la température est un facteur clé qui régit la dégradation effective des plastiques compostables (Batori, 2018). En conséquence, il serait pertinent de tester l'effet d'un prétraitement d'hygiénisation conventionnelle (70°C pendant 1 h) avant la mise en œuvre d'une méthanisation mésophile classique et de vérifier sa faisabilité technique via les procédés industriels existants, qui ne sont *a priori* pas adaptés à la présence de matières plastiques. L'effet d'un régime de méthanisation thermophile (55°C) mériterait également d'être étudié, bien que sa faisabilité sur biodéchets alimentaires purs soit limitée étant donné l'effet de la température sur la concentration en azote ammoniacal sous forme de NH_3 qui s'avère la forme tout particulièrement toxique vis-à-vis de la méthanogenèse (Jiang *et al.*, 2019). Aussi, il serait pertinent d'étudier le devenir des plastiques compostables sur des mélanges biodéchets alimentaires/déchets verts (pour lesquels les teneurs en azote ammoniacal atteintes en digestion sont moindres) soumis à un régime de méthanisation thermophile en voie sèche. Les procédés de méthanisation en voie sèche par flux piston ou batch (garage) sont effectivement plus tolérants à la présence d'impuretés de par leur plus faible accumulation au sein du réacteur. Il resterait nécessaire de vérifier la biodégradation effective des plastiques compostables par une digestion de ce type ainsi qu'à l'issue du compostage des digestats générés, afin de garantir la qualité des composts produits. En effet, la durée de compostage après méthanisation en voie sèche étant courte (2 à 4 semaines), la dégradation des plastiques compostables risque de ne pas être effective et d'induire une accumulation de morceaux de plastiques compostables et de microplastiques dans le compost et le refus de criblage, provoquant des difficultés opérationnelles et impactant la qualité des composts.

Références bibliographiques

- ADEME (2017). Etude technico-économique de la collecte séparée des biodéchets.
- ANSES (2009). Etude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 (INCA 2). Rapport, Afssa. <https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER-Ra-INCA2.pdf>
- Bastioli Catia (1998). Properties and applications of Mater-Bi starch-based materials. *Polymer Degradation Stability*, 59(1-3), pp. 263-272.
- Bátori Veronika, Akesson Dan, Zamani Akram, Taherzadeh Mohammad J., Sárvári Horváth Ilona (2018). Anaerobic degradation of bioplastics: A

review. *Waste Management*, 80, pp. 406-413. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.040>

Buswell A.M., Mueller H.F. (1952). Mechanism of methane fermentation. *Industrial and Engineering Chemistry*, 44(3), pp. 550-552. <https://doi.org/10.1021/ie50507a033>

European bioplastics (2017). Bioplastics market data. <https://www.european-bioplastics.org/market/>

Jiang Ying, McAdam Ewan, Zhang Yue, Heaven Sonia, Banks Charles, Longhurst Philp (2019). Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 32(100899). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100899>

JORF (2008). Directive-cadre 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives. Loi 2010-788 du 12/07/10 Article 204, Décret Min. Env. 2011-828 du 11/07/2011, Arrêté Min. Env. du 12/07/11, Circulaire Min. Env. du 10/01/12.

JORF. (2016). Journal Officiel de la République Française n° 297 du 22 décembre 2016, Texte n° 211.

Ministère de la Transition écologique et solidaire. (2018). Biodéchets. <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/biodechets#e1>

Silva Thilini, Dubey Brajesh (2007). Contribution of biodegradable plastics to global methane production. <https://www.etsu.edu/cph/eh/documents/poster-silva-dubey-bioplastic-poster1.pdf>

Yagi Hisaaki, Ninomiya Fumi, Funabashi Masahiro, Kunioka Masao (2014). Mesophilic anaerobic biodegradation test and analysis of eubacteria and archaea involved in anaerobic biodegradation of four specified biodegradable polyesters. *Polymer Degradation and Stability*, 110, pp. 278-283. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2014.08.031>

Zhang Wei, Heaven Sonia, Banks Charles J. (2018). Degradation of some EN13432 compliant plastics in simulated mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Polymer Degradation and Stability*, 147, pp. 76-88. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2017.11.005>

Normes et réglementations

AFNOR. Produits biosourcés - Vocabulaire. NF EN 16575. Paris : AFNOR, 2014, 15 p.

AFNOR. Plastiques - Teneur biosourcée - Partie 2 : détermination de la teneur en carbone biosourcé. ISO 16620-2. Paris : AFNOR, 2019, 22 p.

AFNOR. Produits biosourcés - Teneur biosourcée - Partie 1 : détermination de la teneur biosourcée par une analyse au radiocarbone et une analyse élémentaire - Produits biosourcés - Détermination de la teneur biosourcée par une analyse au radiocarbone et une analyse élémentaire. NF EN 16785-1. Paris : AFNOR, 2016, 29 p.

AFNOR. Emballage - Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation - Programme d'essai et critères d'évaluation de l'acceptation finale des emballages. NF EN 13432. Paris : AFNOR, 2000, 27 p.

AFNOR. Plastiques - Spécifications pour les plastiques aptes au compostage domestique. NF T51-800. Paris : AFNOR, 2015, 25 p.

AFNOR. Emballage - Évaluation de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux d'emballage dans des conditions contrôlées de compostage - Méthode par analyse du dioxyde de carbone libéré. NF EN 14046. Paris : AFNOR, 2003, 28 p.

AFNOR. Plastiques - Évaluation de la biodégradabilité anaérobie ultime des matériaux plastiques en milieu aqueux - Méthode par détermination de la production de biogaz. NF EN ISO 14853. Paris : AFNOR, 2017, 43 p.

AFNOR. Évaluation de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques en milieu aqueux - Méthode par détermination de la demande en oxygène dans un respiromètre fermé. NF EN ISO 14851. Paris : AFNOR, 2004, 35 p.

AFNOR. Évaluation de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques en milieu aqueux - Méthode par analyse du dioxyde de carbone libéré. NF EN ISO 14852. Paris : AFNOR, 2018, 31 p.

AFNOR. Évaluation de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques dans des conditions contrôlées de compostage - Méthode par analyse du dioxyde de carbone libéré - Partie 1 : méthode générale. NF EN ISO 14855-1. Paris : AFNOR, 2013, 34 p.

AFNOR. Détermination de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques dans des conditions contrôlées de compostage - Méthode par analyse du dioxyde de carbone libéré - Partie 2 : mesurage gravimétrique du dioxyde de carbone libéré lors d'un essai de laboratoire - Détermination de la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques dans des conditions contrôlées de compostage - Méthode par analyse du dioxyde de carbone libéré - Partie 2 : Mesurage gravimétrique du dioxyde de carbone libéré lors d'un essai de laboratoire. NF EN ISO 14855-2. Paris : AFNOR, 2018, 46 p.

AFNOR. Plastiques - Évaluation de la biodégradation anaérobie ultime dans des conditions de digestion anaérobie à teneur élevée en solides - Méthode par analyse du biogaz libéré. NF EN ISO 15985. Paris : AFNOR, 2017, 20 p.

ASTM D6400-12, Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2012.

