

Technologies du traitement des effluents par méthanisation

R. Moletta

« Moletta Méthanisation »

(rédaction 2002)

rene.moletta@yahoo.fr

Document d'information générale - Diffusion référencée libre

(Pour plus d'informations, consulter l'ouvrage : " Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agro-alimentaires " R. Moletta coordonnateur, collection Tec Doc Lavoisier)

1. Caractéristiques générales des réacteurs biologiques anaérobies (digesteurs)

La technologie des réacteurs biologiques doit intégrer les caractéristiques des réactions microbiennes qu'il doit réaliser. Les principales caractéristiques que doit intégrer la technologie pour la mise en œuvre de la réaction microbienne en anaérobiose sont généralement :

- Une absence d'oxygène ;
- Une vitesse de croissance lente des micro-organismes ;
- Des températures et des concentrations de matière aussi homogènes que possible dans le digesteur (rarement de flux piston) ;
- Des conditions hydrodynamiques adaptées à la technologie employée (répartition de flux, vitesses ascensionnelles des liquides, conservation des floccs microbiens....) ;
- Une production de biogaz composé principalement de CH_4 CO_2 et parfois de H_2 .

Ceci conduit à des réacteurs :

- Fermés ;
- mettant en œuvre la rétention des microorganismes (décanteurs, fixation sur support...) ;
- agités par brassage mécanique ou recirculation de biogaz, ou homogénéisés par recirculation de liquide ;
- intégrant des systèmes de récupération de biogaz .

La technologie des digesteurs s'est basée sur deux stratégies différentes : les procédés en une étape ou en deux étapes. Ils sont représentés sur la figure 1.

Dans le digesteur à une étape, l'ensemble des transformations microbiennes de la figure 2 se font dans un seul réacteur. Par contre, dans le digesteur à deux étapes, le premier réacteur réalise principalement l'hydrolyse et l'acidogénèse dans la première phase et le second, l'acétogénèse et la méthanogénèse dans la seconde.

Lors du traitement des effluents, cette séparation des phases est obtenue en appliquant des temps de séjours courts (quelques heures à quelques dizaines d'heures) et des pH voisins de 6 dans le réacteur d'acidogénèse, ce qui ne permet pas aux bactéries

méthanogènes notamment acétoclastes de s'installer. Dans le second réacteur on applique des temps de séjour plus longs où l'on utilise des réacteurs à biomasse fixée.

Cette stratégie permet d'appliquer de plus fortes charges dans le second réacteur et d'avoir une plus grande stabilité. Par contre l'investissement est généralement plus important ce qui a conduit la mise en place de procédés de traitement des effluents à une étape généralement.

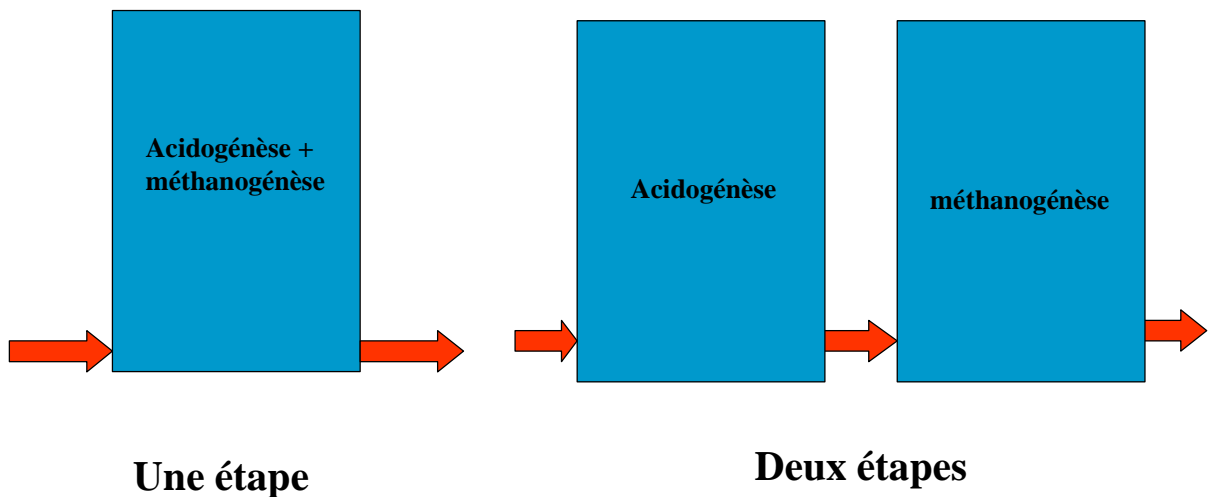


Figure 1 : Schéma de principe des digesteurs à une et deux étapes

La technologie à deux étapes peut être utilisée aussi pour méthaniser des déchets solides. Dans le réacteur d'acidogénèse on réalise une hydrolyse et une acidogénèse, ce qui liquéfie la matière organique solide et la transforme en AGV, et dans le second on a la méthanisation de ce "lixiviat".

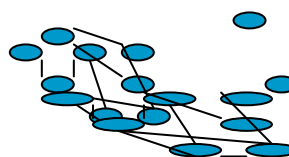
La technologie de la digestion anaérobie des effluents industriels notamment, a subi de grandes modifications ces vingt dernières années. Du digesteur mélangé, qui avait été utilisé au départ pour méthaniser des boues de station d'épuration, aux réacteurs à garnissage mobile actuel, la technologie a subi une évolution constante et pertinente pour s'adapter à de nombreux cas spécifiques.

Ceci a conduit à des évolutions dans la conception des réacteurs de méthanisation qui ont principalement porté d'une part, sur la rétention ou le recyclage des micro-organismes permettant ainsi la séparation des temps de séjour des liquides de celles des solides et d'autre part sur la maîtrise de l'hydraulique.

2. Procédés mettant en œuvre des micro-organismes libres .

Ces réacteurs ont été qualifiés de "première génération". Dans ces digesteurs, les micro-organismes se trouvent sous une forme libre ou en floc (figure 2).

Figure 2 : Microorganismes regroupés en floc



Ils sont rattachés les uns aux autres par des polysaccharides, des lectines...

Ils sont retenus dans le réacteur soit en maîtrisant l'hydrodynamique, soit récupérés par un décanteur externe puis recirculés en partie dans le volume réactionnel. Les schémas de principe de ces digesteurs sont reportés sur la figure 3.

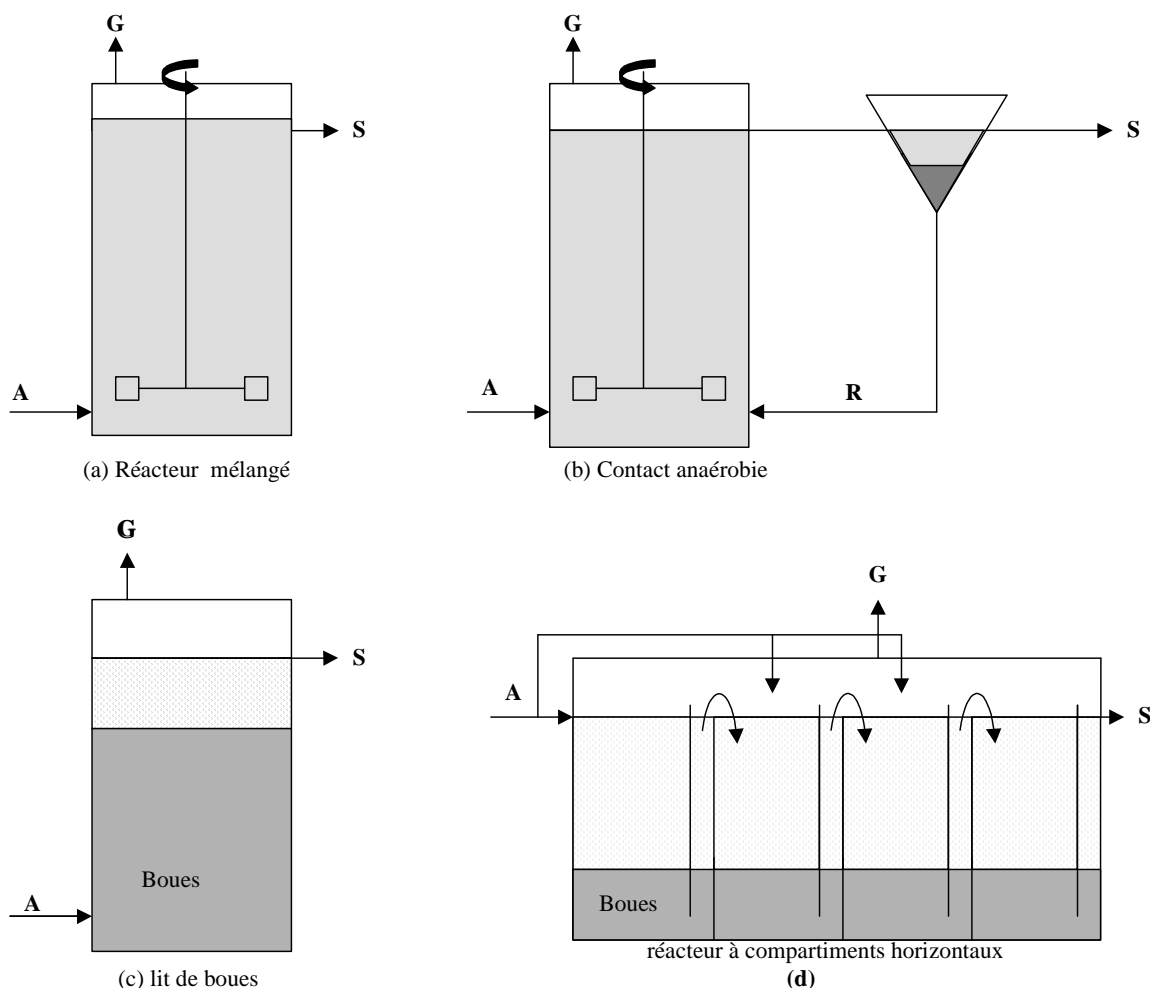


Figure 3 : Schéma de digesteurs mettant en œuvre des micro-organismes libres ou en flocs (A : Alimentation, G : Biogaz, R : Recirculation et S : Sortie de l'effluent)

1.1 Réacteur mélangé et le contact anaérobie

Les premiers digesteurs de ce type ont été conçus au départ, pour la digestion des boues aérobies de station d'épuration (figures 3 a et 3 b). L'unité de traitement comprend principalement un digesteur mélangé par des moyens mécaniques ou par une recirculation de biogaz. Afin d'augmenter le temps de séjour des micro-organismes, un décanteur placé après le digesteur permet (comme pour les systèmes de boues activées fonctionnant en continu) de recycler une partie des micro-organismes. Ce type de réacteur est bien adapté au traitement d'effluents chargés en matière en suspension.

1.2 Réacteur à lit de boues

Le digesteur à lit de boues consiste à faire passer l'effluent à traiter, à travers un lit de boues, au dessus duquel se forme une séparation boues/liquide. Le schéma de principe est représenté sur la figure 3 c. La vitesse ascensionnelle de l'eau est

relativement faible, de l'ordre du mètre à l'heure voire moins. Dans cette technologie, les microorganismes sont sous forme de floccs et la décantation se réalise dans le réacteur. La maîtrise de l'hydraulique est donc très importante pour maintenir une bonne rétention des boues. Ce réacteur à un fort caractère piston.

1.3 Réacteur à compartiments

Le principe consiste à faire passer l'effluent à traiter dans différents compartiments en série contenant des lits de boues anaérobies. Cette stratégie peut être mise en œuvre avec des compartiments distribués horizontalement (figure 3d) ou verticalement (figure 3e). L'alimentation peut être répartie dans plusieurs compartiments avec des proportions différentes.

Dans ce type de technologie et notamment pour le digesteur vertical à compartiments, nommé aussi "réacteur à plateau", on a non seulement des lits de boues mais aussi des granules qui se forment spontanément. Ce type de réacteur présente l'avantage de capter immédiatement l'hydrogène formé dans la phase acidogène évitant ainsi des inhibitions possibles de l'acétogénèse et de la méthanogénèse acétoclaste par cette molécule.

1.4 Le bassin de méthanisation.

Ce procédé extensif est un bassin couvert qui contient un lit de boues (figure 3 f). Le volume du réacteur peut faire plusieurs dizaines de milliers de m³. La température du système, qui n'est bien sûr pas régulée, conditionne l'activité microbienne et donc la charge à appliquer. Les IAA possèdent souvent des effluents chauds ou calories qui peuvent être facilement disponibles. Une bonne isolation du procédé permet de maintenir des températures acceptables pour avoir une bonne cinétique de la réaction biologique.

La mise en place d'un système de brassage séquentiel ou d'un garnissage à l'intérieur des lagunes anaérobies permet une répartition des micro-organismes dans toute la masse liquide. Le dispositif de couverture flottante des bassins permet de récupérer le biogaz produit et de s'affranchir des éventuels problèmes d'odeurs.

3. Procédés mettant en œuvre des micro-organismes formant un biofilm.

Dans les réacteurs mettant en œuvre la digestion anaérobie on trouve deux sortes de biofilms : ceux qui sont formés sur un support minéral ou organique, et les granules (figure 4).

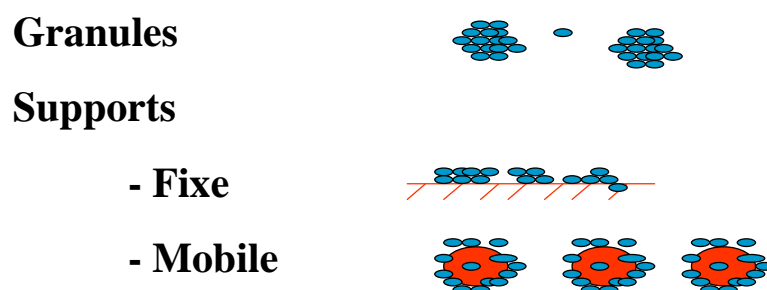


Figure 4 : stratégies d'utilisation des biofilms

Les micro-organismes ont la caractéristique de former spontanément, sous certaines conditions, des granules. C'est un mélange de micro-organismes qui s'agglomèrent pour former une bille de quelques dizaines de microns à plusieurs millimètres de diamètre. Ils créent donc un "film biologique" qui présente des caractéristiques de sédimentation supérieures aux cellules libres et aux floccs microbiens.

L'aptitude des micro-organismes à se fixer naturellement sur un support a été utilisée pour les maintenir à l'intérieur des réacteurs, permettant ainsi d'augmenter la quantité de biomasse active. Les supports utilisés peuvent être fixes ou bien mobiles. Ces systèmes de rétention permettent donc aussi de séparer le temps de séjour du liquide de celui des solides. On obtient ainsi des digesteurs avec des concentrations en biomasse élevée, avec des performances donc meilleures.

1.5 Caractéristiques des supports

Les réacteurs à supports non mobiles ont été qualifiés de "seconde génération". Les supports utilisés sont des minéraux (caillou, brique...) ou des plastiques moulés, "Flocors®", "annaux Rachig®", "Cloisonyle®"...). Ils peuvent être disposés en vrac dans le réacteur c'est le cas du "Flocor®" ou bien être orienté comme pour "Cloisonyle®". Des schémas de garnissage utilisés comme support fixe et orienté sont représentés sur la figure 5. Si le premier peut avoir 3 à 4 cm de diamètre et 4 à 5 cm de longueur, et le second a un diamètre de 11 cm environ et des longueurs de 6 mètres.

Le garnissage en vrac consiste à remplir le digesteur avec ces supports qui se positionnent de manière aléatoire. Des espaces sans garnissage en bas comme en haut du réacteur sont prévus.

Le garnissage orienté consiste en une disposition coordonnée des surfaces de fixation du biofilm, comme par exemple un faisceau du tuyau sur lequel va se fixer le biofilm (cas du "Cloisonyle®") et au travers desquels passeront l'effluent à traiter. La distance entre les surfaces opposées est tellement grande (un à plusieurs centimètres) que les risques de colmatage par le développement du biofilm sont pratiquement nuls. Par contre les surfaces spécifiques mises en jeu sont légèrement plus faibles.

Ces garnissages sont caractérisés par leurs coefficients de vide et leurs surfaces spécifiques.

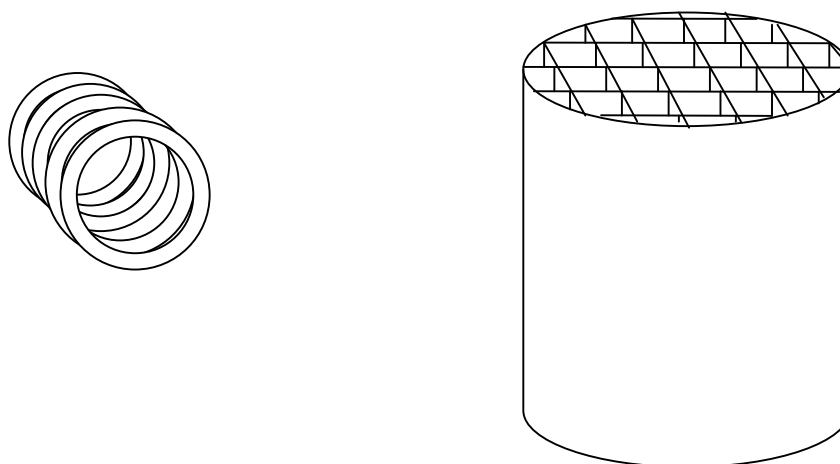


Figure 5 : exemple de garnissage utilisable comme support fixe de micro-organismes (a) Flocor®, (b) "Cloisonyle®"

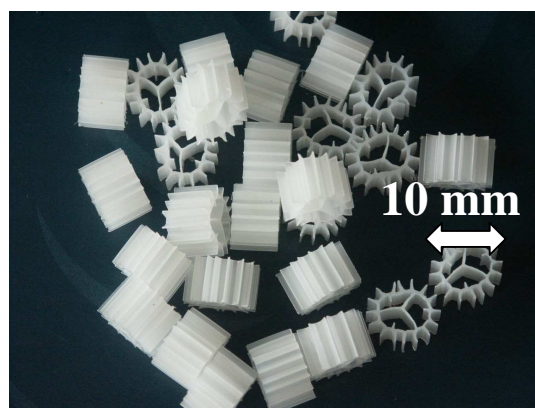
Les réacteurs à supports mobiles ont été qualifiés de “troisième génération”. Les supports utilisés sont de forme particulière, minérale ou en plastique de quelques dizaines de microns à quelques millimètres. Ils sont mis en mouvement (fluidisés ou turbulés) dans le réacteur. Ils sont caractérisés par leurs surfaces spécifiques et leurs densités. La surface mise en œuvre des supports utilisés va dépendre du taux de remplissage du digesteur avec ces matériaux.

Le taux d’expansion du lit donc des caractéristiques hydrauliques appliquées, vont conditionner le volume réactionnel du réacteur.

L’état de surface est relativement important pour la fixation des micro-organismes. Sur une surface microscopiquement rugueuse, les micro-organismes se fixeront plus facilement que sur une surface lisse. La figure 6 représente le “Bioflow 30” de chez Raushert®. Il a un diamètre et une longueur de 30 mm et peut être utilisé en support fixe ou mobile. Le Bioflow 9 de cette société est représenté sur la figure 7.



Figure 6 : Bioflow 30 de chez Raushert® avant et après formation du biofilm.



Bioflow 9 - densité 0,9

Figure 7 : Bioflow 9 de chez Raushert® utilisés en supports mobiles.



Figure 8 : Installation d'un réacteur biologique avec des " Pompons chinois "

Les " pompoms chinois " (figure 8) sont des plaques de plastique perforées d'une dizaine de centimètres de diamètres sur lesquels sont fixés des fils synthétiques. Si la surface spécifique est importante au début de l'installation (quelque milliers de m^2 par m^3 installés), elle diminue vite car les groupes de fils sont pris dans une masse de biofilm pour former des " boules de microorganismes ". Ce pompons sont installés dans 80 % des réacteurs biologiques à supports en Chine !

Les surfaces spécifiques des différents types de garnissages fixes ou mobiles, sont reportées sur le tableau 1.

Type de réacteur	nature du support		Taille cm	Surface spécifique m ² .m ⁻³	Porosité (vide) ~ % du vol.	Densité réelle kg.m ⁻³
L I T	V R A C	Gravier	0,6 – 3,5	100	40	2,5
		Galets	4	100	42	2,5
		Anneaux céramiques	Ø 2,2, L 2,5 Ø 9 cm	49 114	83 95	-
		Anneaux plastiques “ FLOCOR ® ”	Ø 3 L 3	230	95	50 – 70
		“ PALL® ”	Ø 9	102	95	-
		Bioflow 30	Ø 3 x L 3	320	-	0,9 à 1,1
		Mousse polyuréthane	pores 0,25	-	95	40
F I X E	O R D O N N E	Tubes (drains)	Ø 2,5 cm	70 – 143	-	
		Bloc BF Goodrich “ Vinyl Core®”	120	125	-	
		Bloc “ Koro Z ®”		98 – 138	95	
		Polypropylène perforé	Ø 9 cm	89	95	
		Cloisonyl®				
LIT FLUIDISE OU LIT TURBULE		Charbon activé	-	-	60	-
		Sable	01 – 0,3	2 500 – 4 000	40	-
		Hollowsphère®	5.10 ⁻³ -3 10 ⁻²	20 000	40	0,7

Tableau 1 : exemple des caractéristiques physique de supports utilisé pour former des biofilms.

La formation de biofilm conduit à une évolution des caractéristiques physiques des particules colonisées.

Leur densité apparente varie en fonction de la taille du biofilm. C'est une caractéristique importante pour les lits fluidisés et les lits turbulés

La figure 9 montre l'influence du rapport largeur du biofilm sur le diamètre de la particule, sur la densité apparente pour différent type de support. Il est bien évident que plus ce rapport augmente et plus on tend vers la densité du biofilm qui est de 1,05.

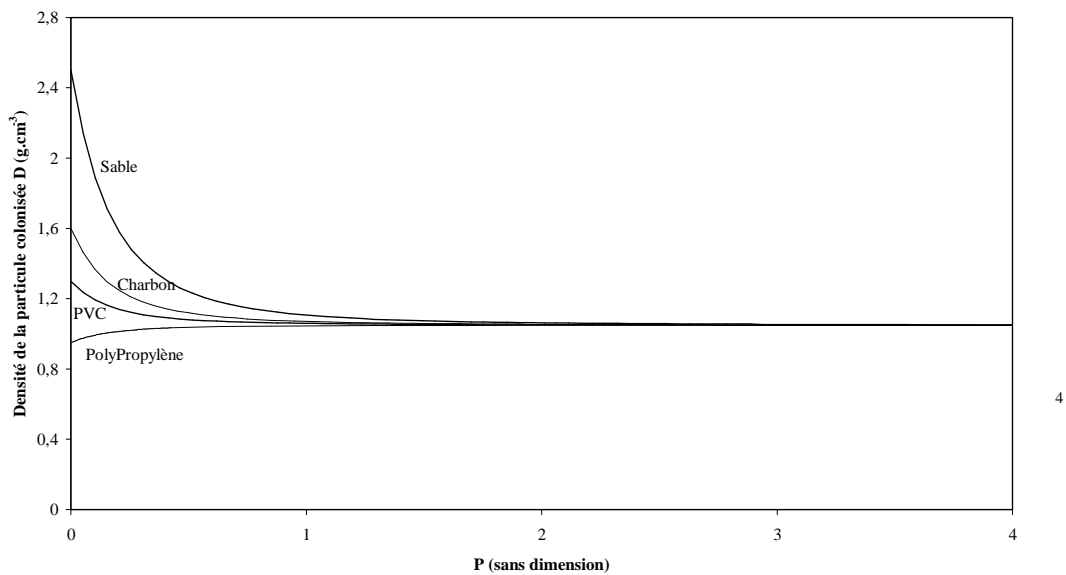


Figure 9 : Variation de la densité de la particule colonisée (D) en fonction du rapport de la largeur du biofilm sur le diamètre de la particule (P) pour différents type de support.

1.6 Les digesteurs mettant en œuvre des biofilms

Les schémas de principe des réacteurs anaérobies mettant en œuvre des biofilms sont reportés sur la figure 10.

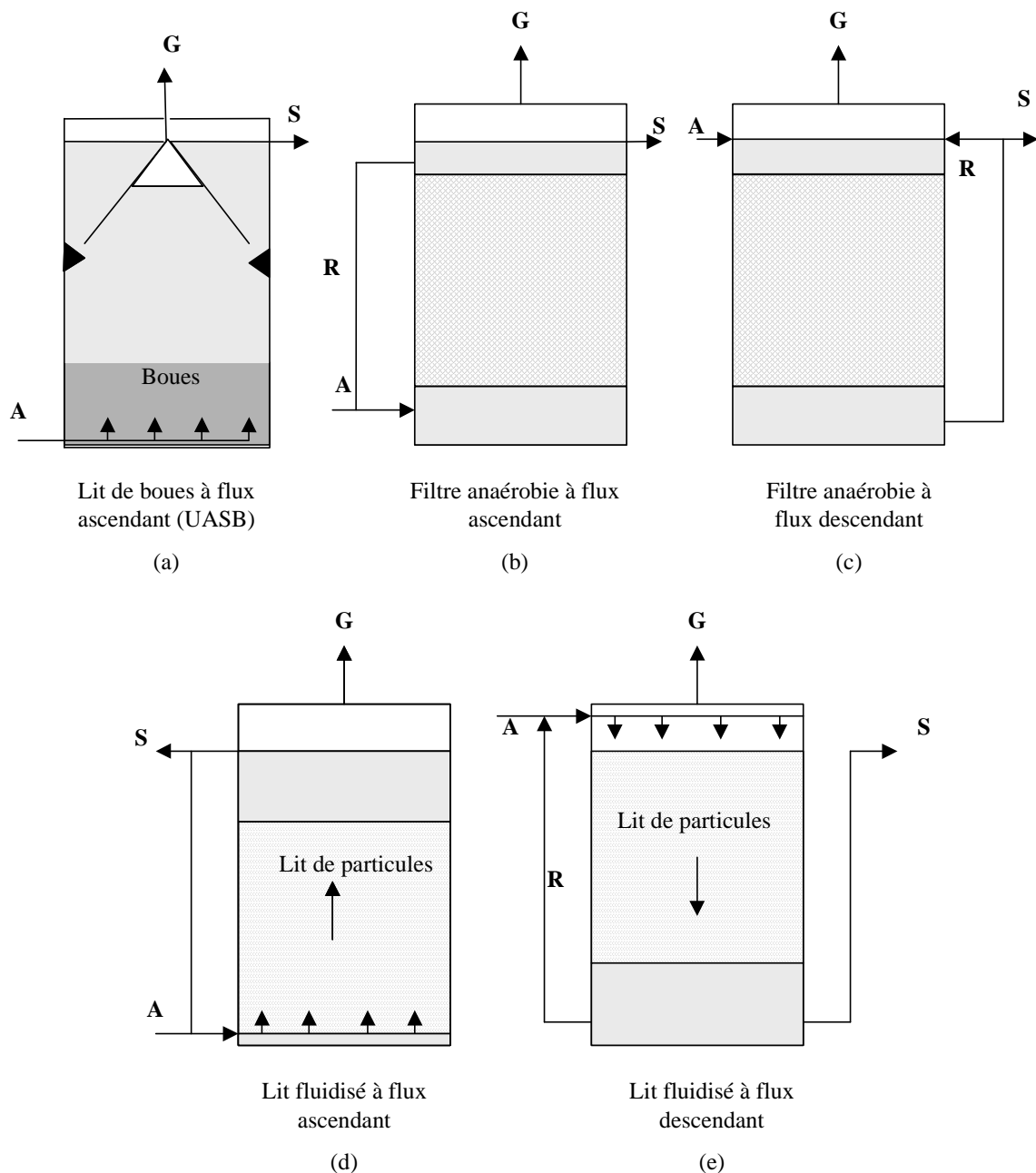


Figure 10 : Schéma de principe des réacteur mettant en œuvre des biofilm fixés sur support

1.6.1 Réacteur UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket)

Cette technologie est basée sur la formation de granules (figure 10 a). L'effluent est réparti sur le bas du réacteur et traverse un lit de boues constitué en partie par des floccs de micro-organismes mais surtout par ces granules.

En haut du réacteur, système de piégeage du biogaz qui permet la réalisation d'un décanteur intégré retenant les granules et les floccs qui seraient entraînés. La vitesse ascensionnelle du liquide est inférieure à 1 m.h^{-1} souvent voisine de $0,7 \text{ m.h}^{-1}$. Cette technologie, très rustique, a été installée dans de nombreux pays.

1.6.2 Le filtre anaérobie

Le filtre anaérobie est réalisé avec un support fixe, réparti en vrac dans le réacteur ou bien orienté. Ce support est colonisé par les biofilms. Il est traversé par

l'effluent à traiter en flux ascendant (figure 10 b) ou descendant (figure 10 c). L'effluent est donc distribué soit sur le bas, soit sur le haut du réacteur, et traverse ensuite le garnissage.

Lors de l'utilisation de garnissage vrac, pour éviter les chemins préférentiels qui peuvent se créer à la longue, une remise en suspension de l'ensemble du garnissage est généralement nécessaire. Ceci peut être réalisé par une recirculation du biogaz qui met en fluidisation momentanément les supports.

Afin de faire travailler l'ensemble du réacteur de manière la plus homogène possible, un recyclage de l'effluent peut être effectué.

1.6.3 Le lit fluidisé

Ce réacteur à biomasse fixé présente la particularité d'avoir un support particulaire qui est mis en fluidisation par un courant de liquide ascendant, pour des supports qui ont une densité supérieure à un (figure 10d), ou descendant pour des densités de support inférieures (figure 10 e). sur ces particules se développent le biofilm. Les systèmes industriels actuels ne sont réalisés qu'avec des flux ascendants, ceux à flux descendants commencent à voir le jour.

Ce type de réacteur permet d'obtenir de très forte concentration en micro-organismes (30 à 40 g.l⁻¹) et peut donc accepter les charges volumiques les plus élevées.

Compte tenu des temps de séjour qui peuvent être très courts, une acidification préalable peut être nécessaire pour certains substrats (réacteur à deux étapes).

Pour assurer la fluidisation du matériau, il faut maintenir une vitesse de 5 à 10 m.h⁻¹ ce qui demande un recyclage de l'effluent (voir plus si la densité du support est très élevée.). Un séparateur triphasique en sortie permet de récupérer le matériau qui pourrait être entraîné et de le recycler au moyen d'une pompe. Les caractéristiques des supports vont donc conditionner les condition hydrodynamiques appliquées.

Les principaux avantages du procédé sont l'absence de risque de colmatage, le faible encombrement, des surfaces spécifiques importantes, et donc des charges organiques appliquées très importantes.

1.6.4 Le réacteur à recirculation interne

Ce type de réacteur utilise la production de biogaz pour agiter le milieu (figure 10 f). Dans le compartiment (1) les boues anaérobies méthanisent la matière organique et le biogaz collecté entraîne, dans une canalisation, le mélange boues-liquide-biogaz. Ce dernier est séparé en haut du réacteur (compartiment 3) et le mélange, liquide plus boues, redescend. Ceci conduit une agitation naturelle du système. Le liquide passe de la chambre (1) à la chambre (2) plus calme (car peu de biogaz est formé) qui retient les boues dans le digesteur. Le peu de biogaz formé ici est récupéré, et le liquide passe dans la chambre (4) qui joue le rôle de décanteur.

1.6.5 Les lits turbulés

Le lit turbulé est un réacteur à garnissage mobile (de densité inférieure à 1) qui est mis en mouvement par une recirculation de biogaz (compartiment 1). L'introduction de biogaz diminue la densité apparente du liquide au-dessus de son introduction et crée des turbulences. En dessous de l'introduction du biogaz, le support colonisé se trouve dans

une zone (2) où la densité du liquide lui est supérieure et retient donc la particule colonisée dans le fût réactionnel. Cette partie joue aussi le rôle de décanteur.

Ce système permet de mettre en mouvement un support particulière sans avoir à introduire un liquide pas toujours facile à répartir de manière homogène sur de grandes surfaces. Ce système encore au stade pilote industriel est intéressant car il permet non seulement d'avoir des surfaces d'échanges importantes ($20\,000\text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ de support) mais d'intégrer dans le réacteur un décanteur.

1.7 Autres

De nombreux autres types de réacteur mettant en œuvre des biofilms bactériens ont vu le jour. À titre d'exemple, le réacteur dit "hybride" (figure 10 h) est composé d'une partie basse avec un lit de boues et en partie haute avec un filtre anaérobie à support fixe. D'autres directement issus de la technique aérobie ont été adaptés comme le filtre rotatif qui est en réalité un "bio-disque" formé de plaques mises en rotation dans l'effluent à traiter en milieu anaérobie.

1.8 Couplage avec un réacteur aérobie.

Comme cela avait été indiqué auparavant, la technique anaérobie est avant tout considérée comme un processus permettant d'abattre la plus grosse partie de la pollution. En effet, même après 95 ~ % d'épuration sur un effluent d'I.A.A. à $10\text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ de DCO, il reste néanmoins $500\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de DCO ce qui ne permet pas le rejet direct dans le milieu naturel. C'est pourquoi un traitement anaérobie est souvent suivi d'un traitement aérobie.

Ce couplage avec un traitement aérobie peut être exploité de manière intelligente pour traiter aussi l'azote de l'effluent car la quasi-totalité de l'azote entrant se retrouve sous la forme d'azote ammoniacal. Les normes de rejet en ammoniacque sont généralement très faibles (inférieures à $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) par contre celles en azote oxydé (nitrate principalement) sont nettement plus élevées (plusieurs dizaines de $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

La dénitrification biologique se passe en deux étapes : une étape de nitrification réalisée en aérobiose par un consortium de bactéries autotrophes et une étape de dénitrification anoxique réalisée par des bactéries hétérotrophes anaérobies, facultatives ou pas. Les intermédiaires métaboliques de ces deux étapes sont décrits ci-dessous :

1.9 Nitrification

Dans les eaux usées, l'azote est souvent sous forme ammoniacale. La dénitrification biologique consiste en deux étapes. Une étape de nitrification réalisée par des bactéries autotrophe en aérobiose puis une étape de dénitrification réalisée en anoxie par une réaction hétérotrophe nécessitant donc une source organique de carbone et d'énergie. Ces deux étapes sont résumés sur la figure 11.

La finition aérobie réalisée en sortie du digesteur permet la nitrification de l'azote mais aussi la finition du traitement de la DCO et permet d'atteindre des valeurs compatibles avec un rejet dans le milieu naturel. Par contre si une fraction de la sortie liquide de cette phase est mélangée avec l'alimentation et introduite dans le digesteur, on peut réaliser la dénitrification de l'eau usée à traiter dans le réacteur de méthanisation..

Nitrification



aérobiose - bactéries autotrophes

Dénitrification



Anoxie- bactéries hétérotrophes

Figures 11 : Nitrification et dénitrification biologique.

Le schéma de principe du couplage méthanisation dénitrification est représenté figure 12.

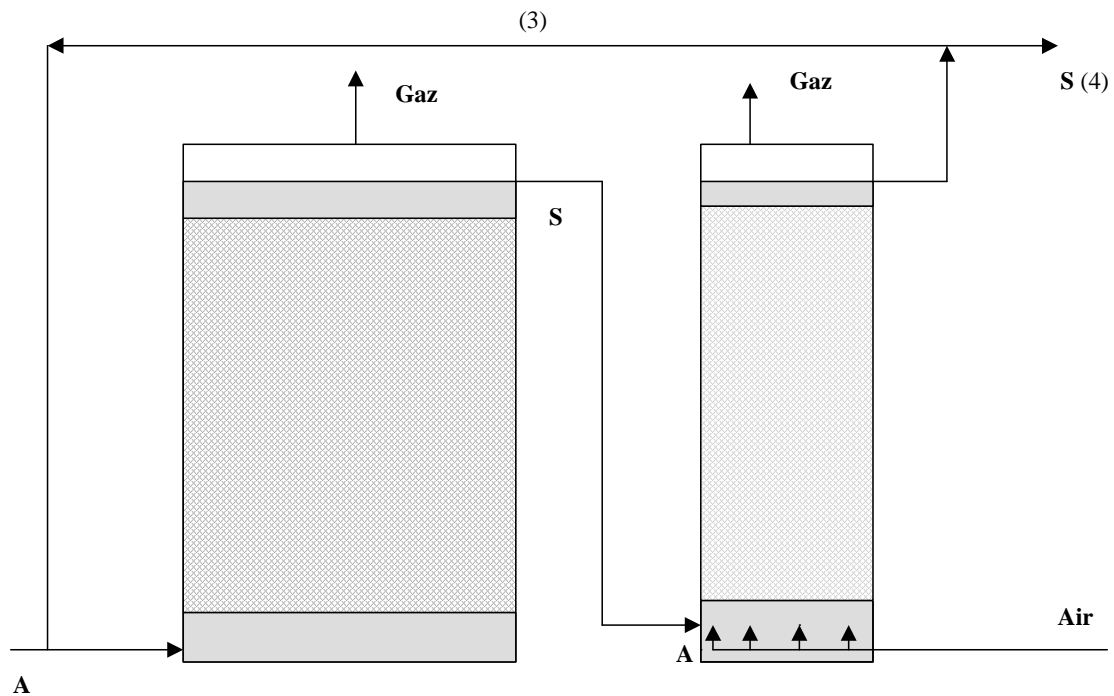


Figure 12 : Couplage de la méthanisation et de la dénitrification.

Dans cette stratégie, la sortie du digesteur (1) est envoyé dans un réacteur aérobique (2) qui réalise la finition du traitement de la DCO et de la nitrification de l'azote ammoniacal en nitrite et surtout nitrate. Une fraction (4) de la sortie de ce réacteur est évacuée et l'autre est recyclée dans le digesteur qui en utilisant la source de carbone de l'alimentation réalisera la dénitrification. Ceci permet de traiter l'azote de l'effluent qui se retrouvera sous forme de N_2 avec le biogaz.

4. Les bases de choix et de dimensionnement des digesteurs anaérobies

5.1 Choix de la technologie

5.1.1. Les caractéristiques de l'effluent

Le choix de la technologie appliquée va dépendre avant tout des caractéristiques de l'effluent à traiter. Des effluents chargés en matière et en suspension risqueront de poser des problèmes de colmatage si l'on utilise des filtres anaérobies à garnissage vrac. Pour ce type d'effluent, le plus souvent c'est le contact anaérobie qui est le mieux adapté ou parfois le lit fluidisé.

Certains effluents faiblement chargés en DCO vont conduire à des temps de séjour courts et il sera donc préférable d'utiliser des technologies mettant en œuvre des biofilms sur support fixe ou mobile, plutôt que des lits de boues ou des réacteurs mélangés. En effet le biogaz formé et la vitesse du liquide dans le réacteur peuvent entraîner lors des faibles temps de séjours un lessivage des boues.

5.1.2. Le niveau de technologie demandé

Chaque concept de réacteur peut être traité de manière plus ou moins rustique dans sa réalisation pratique. Bien que l'expérience montre que certaines technologies sont principalement appliquées dans des pays développés et d'autres dans des Pays en Voie de Développement (PVD), la forte diffusion de l'UASB dans le monde montre qu'une technologie peut être adaptée dans les deux cas.

La différence se situe plutôt sur le matériel de contrôle utilisé qui peut demander une maintenance plus ou moins complexe ce qui est plus facilement réalisable dans des pays développés que dans les PVD.

5.1.3. La situation climatique du pays

Nous avons vu précédemment que la température est un facteur important pour avoir une bonne cinétique de transformation de la pollution organique dans les digesteurs. Dans le pays chaud la température de l'eau reste toujours à des valeurs relativement élevées tout au long de l'année et permet ainsi l'application de technologies extensives ce qui est plus difficilement réalisable dans les pays tempérés. Dans les industries agro-alimentaires nous avons vu que les effluents sont souvent chauds et permettent ainsi l'application de ces technologies.

5.2. Base de dimensionnement

Le dimensionnement des digesteurs peut se faire sur des considérations de charges organiques appliquées, de concentrations en boues (micro-organismes actifs), ou hydraulique suivant le réacteur utilisé.

Un facteur très important qui intervient est la nature de l'effluent à traiter et principalement son degré de biodégradabilité. Les dimensionnements sont largement basés sur les connaissances acquises entre le couple technologie du digesteur et la nature de l'effluent à traiter.

De manière générale les charges que l'on peut appliquer varient de 1 à 40 kg de DCO . m⁻³ (de réacteur).j⁻¹ . Les faibles charges sont souvent pour les systèmes extensifs et les fortes charges pour des procédés à lits fluidisés par exemple traitant des effluents facilement biodégradables tel que ceux de brasserie de réacteur.

5.3. Le démarrage des installations

La stratégie des démarrages des installations consiste à introduire un inoculum le plus adapté possible (issu si possible de digesteurs traitant le même type d'effluent) et de réaliser une pression de sélection en apportant l'effluent à traiter.

Une autre stratégie consiste à apporter une grande variabilité de source d'inoculum donnant ainsi une bio-diversité initiale très importante et d'apporter la pression de sélection par l'introduction de l'effluent à traiter.

Dans les deux cas, seuls les micro-organismes qui trouveront un substrat adéquat dans l'effluent à traiter ou un intermédiaire métabolique se développeront.

Un ensemencement des réacteurs anaérobies est toujours souhaitable afin d'avoir un démarrage plus rapide de l'installation. Parfois, dans le cas des eaux usées urbaines et des lisiers on peut démarrer par un auto ensemencement.

La quantité de boues inoculée doit être la plus forte possible (10 à 20 ~ %) du volume total.

Plusieurs stratégies de mise en oeuvre peuvent être considérées:

- Avec expansion du volume réactionnel (fed batch). Dans cette approche, après introduction de l'inoculum l'effluent est introduit et dégradé. Le volume du réacteur augmente et lorsqu'il est plein, on passe en fermentation continue.
- Culture continue en cellules libres,
- Dans cette approche, le réacteur est inoculé et la culture continue est lancée dès le démarrage.
- Culture continue sur support fixe ou mobile.
- Après introduction de l'inoculum la charge est augmentée graduellement en fonction de l'avancement de l'activité microbienne souhaitée. Un recyclage interne de l'effluent permet une homogénéisation des liquides qui facilite le démarrage .

L'augmentation de la charge doit se faire en surveillant les indicateurs de stabilité de fonctionnement de la population microbienne décrite ci-dessous. Une augmentation très lente de la charge peut conduire à des temps de démarrage très longs. Un démarrage trop rapide peut conduire à une acidification du réacteur.

Au début, la charge volumique doit être faible pour éviter un départ en acidogénèse puis, elle peut être augmentée progressivement tout en maintenant le pH voisin de 7 et la concentration en AGV faible est inférieure à 1 g.l⁻¹ environ. Une surveillance de l'alcalinité (qui doit rester au-dessus de 1 g.l⁻¹) peut être un bon élément d'aide à la décision pour l'augmentation de la charge.

Un autre moyen très fin de suivi d'un démarrage consiste à faire des bilans matière et de ne rajouter de l'effluent que lorsque la DCO introduite se retrouve (au rendement fixé) sous forme de méthane dans le biogaz.

Pour les réacteurs à cellules fixées sur un support, le démarrage doit conduire à la fixation du biofilm sur le support. Ceci va dépendre du type de support utilisé, de ses caractéristiques physico-chimiques, des conditions hydrodynamique imposées.

Lors des traitements anaérobies, la synthèse de micro-organismes est faible et de l'ordre de 0,05 à 0,1 kg MV. kg⁻¹ DBO₅ éliminée.

Les activités des IAA ont parfois la caractéristique d'être saisonnier et le redémarrage de la station d'épuration doit donc être effectué en début de campagne. Ceci n'est généralement pas un problème car les digesteurs anaérobies peuvent atteindre

leur charge nominale en moins d'une semaine après plusieurs mois d'arrêt de l'installation.

5.4. stabilité des digesteurs

Tout d'abord il faut noter que les systèmes " stables " lors de la mise en œuvre de cultures microbiennes n'existent pas réellement. La notion de stabilité est une appréciation qui dépend du niveau d'observation choisi. Dans tous les systèmes biologiques des fluctuations interviennent , que cela soit au niveau des populations en qualité et /ou en quantité ou sur les vitesses de production et/ ou de consommation des substrats et des intermédiaires métaboliques.

Les systèmes microbiologiques ont à traiter des eaux usées chargées en matière organique ou minérale qui sont variables dans leur caractéristiques (comme au niveau de la quantité de DCO, la nature des molécules qui la compose, son débit...). Ils subissent donc des fluctuations des populations microbiennes tant en quantité qu'en qualité.

La vitesse limitante conditionne la vitesse globale de transformation. et le flux matière entrant doit être adapté aux capacités réactionnelles du système.

Dans la méthanisation d'effluents des IAA, la vitesse limitante est souvent la méthanogénèse à partir de l'acétate. Il faut donc ajuster la quantité de pollution entrante à la capacité de transformation de la vitesse limitante.

Les causes d'une instabilité de la réaction biologique peut être variée.

Elles peuvent être dues à un changement brutal des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent à traiter, ou des à des modifications des paramètres de fonctionnement du digesteur (variation de température, arrêt d'une pompe de recirculation, de mélange....). Ces variations peuvent conduire à des réponses cinétiques différentes en fonction du type de micro-organisme de la chaîne trophique et entraîner des modifications de concentration des molécules intermédiaires dans le milieu.

La conséquence de tout cela, est qu'il en résulte une introduction trop importante de matière organique par rapport aux capacités réactionnelles

Un début de déstabilisation du digesteur peut être indiqué par :

- une alcalinité trop basse (inférieur à 1g.l^{-1} d'équivalent bicarbonate)
- une augmentation des concentrations en AGV (ce qui se traduira par une augmentation de la DCO soluble de sortie)
- une baisse du pH,
- une diminution de la teneur en CH_4 avec une augmentation de celle du CO_2 et de l' H_2 dans le biogaz,
- une perte anormale de biomasse microbienne

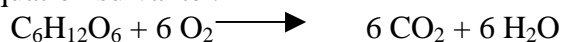
L'expérience acquise dans ces domaines permet des fonctionnements très stables des digesteurs.

6. Le Biogaz

6.1. Production théorique.

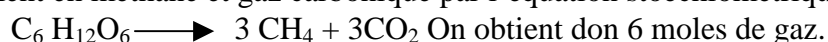
On peut évaluer la quantité théorique de biogaz formée lors de la méthanisation.

Si l'on considère que la DCO d'une molécule de glucose, peut être calculée à partir de l'équation suivante :



On a 180 g de glucose qui sont théoriquement oxydés par 192 g d'oxygène. Ceci conduit à une valeur de 192 g de DCO.

Si l'on néglige la biomasse formée, une molécule de glucose est transformée théoriquement en méthane et gaz carbonique par l'équation stoéchiométrique suivante :



En appliquant la loi des gaz parfaits (1), on peut calculer le volume de biogaz produit.

$$P \times V = n \times R \times T \quad (1)$$

Avec :

P : pression du gaz en atm

V : volume du gaz à cette pression

n : nombre de mole de gaz

R : constante des gaz parfaits (0,082 l.atm⁻¹)

T ; température du gaz en degrés K

A 25 degrés C et 1 atm, les 6 molécules de gaz auront un volume de 146,61 litres, donc pour 1 g de DCO consommée, on aura 0,7636 l de gaz avec 50 ~% de CH₄ et 50 ~ % de CO₂.

En réalité on a toujours un écart à la théorie, la quantité de biogaz récupérée est donc moindre, et ceci pour plusieurs raisons :

- Le CO₂ produit, se trouve sous plusieurs formes dissoutes CO₂d, HCO₃⁻, H₂CO₃, CO₃⁻. La proportion de chacune d'elles varient en fonction des conditions physico-chimiques (pH, salinité, température, type d'effluent.....).

La composition du biogaz est généralement de 60 ~ % en CH₄ et de 40 ~ % en CO₂. Ces valeurs peuvent varier de +- 10 ~ % (voir parfois plus) en fonction des conditions de mise en œuvre. Un digesteur fonctionnant à pH basique aura très facilement des teneurs en CH₄ plus élevées qu'habituellement. Il en est de même pour les digesteurs à très faibles temps de séjour qui élimineront via sa sortie, une grande quantité de CO₂ sous différentes formes.

6.2. Facteurs modifiant ses caractéristiques du biogaz

Les variations des caractéristiques du biogaz (débit et composition) sont principalement dues aux variations dans les conditions opératoires du digesteur.

Une baisse du débit peut faire suite à une diminution du débit ou de la DCO de l'alimentation, à une acidification du digesteur, à une modification de la nature de la DCO entrante (une plus forte proportion de DCO dure par exemple). Une augmentation du débit fait généralement suite aux conditions inverses.

La modification dans la composition du biogaz est généralement due aux même types de perturbation. Un début de déstabilisation du digesteur peut se traduire

par une baisse de la quantité de méthane et une augmentation de la quantité d'hydrogène et de gaz carbonique. Une augmentation du pH dans le réacteur piégera plus de CO₂ sous ses différentes formes et donc diminuera sa concentration dans le biogaz.

6.3. traitement du biogaz

Le biogaz produit dans les digesteurs contient principalement du méthane et du gaz carbonique. Il peut contenir aussi d'autres composés gazeux en fonction du type d'effluent traité. Ces composés sont : H₂S, H₂, NH₃, CO, et bien sûr, le biogaz est saturé en eau. Parfois une production de mousse dans le digesteur nécessite son piégeage. Son utilisation nécessite parfois une purification.

Cela peut nécessiter un traitement pour retirer des molécules qui pouvaient créer des problèmes (eau ou H₂S pour éviter la corrosion) ou enlever les molécules présentes qui n'apportent rien à sa valorisation avant stockage (comme le CO₂).

Les techniques de traitements utilisées dépendent de la molécule à éliminer. Ce sont des techniques physico-chimiques principalement.

- Pour éliminer l'eau on applique des techniques de condensations pour piéger les gouttelettes ou de séchage la vapeur d'eau (refroidissement et piégeage de l'eau, adsorption sur des produits de type silica-gel, séchage au glycol.
- L'hydrogène sulfuré peut être retiré du biogaz ou alors on peut prévenir sa formation.

Pour cela on dispose de méthodes biologiques ou physico-chimiques.

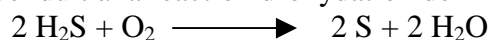
Parmi ces dernières nous noterons l'absorption sur des particules d'oxyde de fer (réaction a) qui seront régénérées par l'oxygène (réaction b), l'absorption dans des liquides (solution de soude diluée, solution de chlorure de fer), ou l'utilisation de techniques séparatives comme les membranes et les tamis moléculaires.



Les techniques biologiques réalisent la réaction :



Un apport maîtrisé d'oxygène dans un réacteur biologique qui traite le biogaz conduit à la réaction d'oxydation de l'H₂S suivante :



Avec cette approche on peut diminuer la teneur en H₂S jusqu'à de valeur de 20 à 100 ppm et obtenir des rendements d'élimination de 80 à 99~ %.

Pour prévenir la formation d'H₂S on peut ajouter dans le réacteur du chlorure de fer. Ceci se fait principalement dans des réacteurs traitant des déchets solides.

- Le gaz carbonique peut être séparé par adsorption à haute pression sur des lits de charbon actifs régénérés ensuite, par des techniques membranaires, ou d'absorption physiques (dans l'eau ou le méthanol), ou chimiques (solutions alcalines).

6.4. valorisation du biogaz

Le méthane qui est un gaz à effet de serre, qui a un impact 10 fois supérieur à celui du CO₂. Il doit donc être brûlé avant rejet dans l'atmosphère. Nous avons vu dans la figure 1 que 1 m³ de méthane était l'équivalent de 1 litre de mazout ou 9,7 kW.h⁻¹ d'électricité. D'une manière générale le biogaz n'est pas stocké et est utilisé en ligne

En général, le biogaz produit par la méthanisation d'eaux usées industrielles est valorisé par combustion dans des chaudières qui génèrent de la vapeur. Cette source peut représenter un pourcentage important de l'énergie nécessaire sur le site (jusqu'à plusieurs dizaine de pour-cent de l'énergie utilisée sur le site). Il peut être aussi utilisé pour réchauffer l'installation de méthanisation. Pour des raisons de sécurité, une torchère complète l'installation.

Certaines usines le valorisent en faisant tourner des moteurs couplés à des générateurs d'électricité qui est soit utilisé sur place soit revendu à EDF.

Cette utilisation via des moteurs à explosion liée à des générateurs électriques peut être couplé à la récupération de la chaleur produite via le liquide de refroidissement.

Le biogaz peut être utilisé après purification et compression comme carburant pour véhicules de flottes captives, ou être réinjecté dans le réseau de gaz de ville.

7. Performances des digesteurs anaérobies.

Les performances des digesteurs anaérobies dépendent des caractéristiques de l'effluent traité mais aussi du type de digesteur utilisé. D'une manière générale les rendements d'épuration peuvent varier de 60 à 98 ~ % sur la DCOs. Malgré tout, la quantité résiduelle de pollution reste souvent trop importante pour un rejet direct dans le milieu naturel et nécessite donc une finition aérobie. Le tableau 2 indique les charges et les temps de séjour que l'on peut attendre des différentes technologies.

digesteur	Charge appliquée (kg de DCO.m ⁻³ de réacteur .J ⁻¹)	Temps de séjour hydraulique (J ⁻¹)
Contact anaérobie	1 à 5,5	5 à 10
Filtre anaérobie	5 à 15	1 à 5
Hybride	10 à 20	1 à 4
Lit fluidisé	20 à 40	0,2 à 1
UASB	5 à 20	0,5 à 2
à compartiments verticaux	9 à 15	2 à 3
A recirculation interne	20 à 40	0,2 à 1
Lagune anaérobie	0,1 à 1	10 à 60

Tableau 2 : Eléments de comparaison des charges appliquées pour différents types de réacteur de méthanisation.

Bibliographie :

- Austermann-Haun U., Seyfried C.F., Rosenwinkel K.H, (1997) UASB-reactor in the fruit juice industry, in Proc.8th International Conf. on Anaerobic Digestion, **1**, 413-420
- El-Mamoudi R. , Frignon J.C., Safi B.F., Guiot S.R., (1996) Etude du réacteur anaérobie à plateaux multiples (MPAR) à l'échelle laboratoire et industrielle In

Proc. Journée industrielle sur la digestion anaérobie 17-19 juin 1996 Narbonne France , 42-48

- Godon J.J., Zumstein E., Dabert P., Habouzit F., Moletta R., (1997), Molecular microbial diversity of an anaerobic digester as determined by small-subunit rDNA sequence analysis, *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**, (7), 2802-2813
- Guiot S.R., Safi B., Frignon J.C., Mercier P., Mulligan C.; Tremblay, R., (1995) Performances of a full-scale novel multiplate anaerobic reactor treating cheese whey effluent. *Biotech. Bioeng.*, **45**, 398-405
- Hawkes F.R., Guwy A.J., Rozzi A.G., Hawkes D.L. (1993) A new instrument for on-line measurement of bicarbonate alkalinity, *Wat. Res.*, **27**, (1), 167-170
- Leclerc M., Delbes C., Moletta R., Godon J.J., (2000), Single Strand Conformation Polymorphism monitoring of 16S rDNA Archaea during start-up of an anaerobic digester. Soumis pour publication FEMS letters.
- Moletta R., Escoffier Y, Ehlinger F., Coudert J.P., Leyris J.P., (1994), One-line automatic control system for monitoring an anaerobic fluidized-bed reactor : response to organic overload, *Wat. Sci. Tech.*, **30**, (12), 11-20
- Steyer J.P., Buffiere P., Rolland D., Moletta R. (1999) Advanced control of anaerobic digestion processes through disturbances monitoring, *Wat. Res.*, **33**, (9), 2059-2068
- Voegel F., Sensesbrenner J.J., Saget Y.; Boulenger P., Boostma G., Bgroot Kormelinck (1996) Utilisation de réacteurs à double étage IC-UASB pour l'optimisation technico-économique des stations d'épuration des eaux usées industrielles - exemple de la brasserie Kronembourg à Obernai, In Proc. Journée Industrielles sur la Digestion Anaérobie, 17 au 19 juin 1996, Narbonne France.
- Wolfe R.S., An historical Overview of Methanogenesis. In Ferry J.G., (1993). *Methanogenesis, Ecology, Physiology, Biochemistry, and Genetics*, Chapman and Hall New York. London, ISBN 0-412-03531-6, 1-32

Bibliographie générale

- Journées Nationales sur la digestion anaérobie, 12 et 13 décembre 1991, Hôtel de Ville Narbonne, éditeur R. Moletta LBE INRA de Narbonne.
- R. Moletta, (1993), La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand, Biofutur, **Janvier**, 16-25.
- Journées industrielles sur la digestion anaérobie, 17-19 juin 1996, Narbonne France, Editeur R. Moletta, LBE INRA de Narbonne.
- Advanced Wastewater Treatment : Nutrient Removal and Anaerobic Processes, IAWQ International conference 23-25 September 1996, Amsterdam The Netherlands, Water Science & Technology, **35**, (10), 1997, A. Mulder ed..
- Anaerobic Digestion VIII., 8th International conference on anaerobic digestion, May 25-29, 1997, Sendai Japan, Water Science & Technology, **36**, (6-7), 1997, T Noike, A. Tilche and K. Hanaki ed..
- Waste Water Anaerobic Treatment, 5th Latin-American Workshop-Seminar, October 27-30 1998, Vina del Mare Chile, Water Science & Technology **40**, (8), 1999, R. Chamy, A. Tilche and G. Ruiz ed..