

## NRC Publications Archive Archives des publications du CNRC

### Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie: impact d'une étape d'hydrolyse en amont de la biométhanisation des boues secondaires

Frigon, Jean-Claude; Guiot, Serge; Roy, Caroline; Samson, Gilbert; Nguyen, Van Kiet

This publication could be one of several versions: author's original, accepted manuscript or the publisher's version. / La version de cette publication peut être l'une des suivantes : la version prépublication de l'auteur, la version acceptée du manuscrit ou la version de l'éditeur.

#### Publisher's version / Version de l'éditeur:

*Vecteur Environnement*, pp. 30-37, 2016-10

#### NRC Publications Archive Record / Notice des Archives des publications du CNRC :

<https://nrc-publications.canada.ca/eng/view/object/?id=02f4d6bf-71e6-40de-a970-85c0c561d4d2>

<https://publications-cnrc.canada.ca/fra/voir/objet/?id=02f4d6bf-71e6-40de-a970-85c0c561d4d2>

Access and use of this website and the material on it are subject to the Terms and Conditions set forth at

<https://nrc-publications.canada.ca/eng/copyright>

READ THESE TERMS AND CONDITIONS CAREFULLY BEFORE USING THIS WEBSITE.

L'accès à ce site Web et l'utilisation de son contenu sont assujettis aux conditions présentées dans le site

<https://publications-cnrc.canada.ca/fra/droits>

LISEZ CES CONDITIONS ATTENTIVEMENT AVANT D'UTILISER CE SITE WEB.

**Questions?** Contact the NRC Publications Archive team at

PublicationsArchive-ArchivesPublications@nrc-cnrc.gc.ca. If you wish to email the authors directly, please see the first page of the publication for their contact information.

**Vous avez des questions?** Nous pouvons vous aider. Pour communiquer directement avec un auteur, consultez la première page de la revue dans laquelle son article a été publié afin de trouver ses coordonnées. Si vous n'arrivez pas à les repérer, communiquez avec nous à PublicationsArchive-ArchivesPublications@nrc-cnrc.gc.ca.

## **Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie**

### **Impact d'une étape d'hydrolyse en amont de la biométhanisation des boues secondaires**

Par Jean-Claude Frigon, Gestionnaire de projets, Bio-ingénierie, Conseil national de recherche du Canada (CNRC)

Par Serge Guiot, Chef de groupe, Bio-ingénierie, Conseil national de recherches du Canada (CNRC)

Par Caroline Roy, Agent technique, Bio-ingénierie, Conseil national de recherches du Canada (CNRC)

Par Gilbert Samson, Secrétaire-trésorier, Régie de l'assainissement des eaux du bassin de La Prairie

Et par Van Kiet Nguyen, Spécialiste en traitement des eaux usées, Services EXP Inc.

La Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie traite les eaux usées de cinq villes de la Rive-Sud (Montréal), soit Candiac, Delson, La Prairie, Sainte-Catherine et Saint-Constant, pour un débit prévu de 65 000 m<sup>3</sup> par jour. Le traitement actuel se fait par un système conventionnel incluant un traitement biologique par boues aérées. Le Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques vise à réduire les quantités de matières organiques dirigées vers l'élimination, et plusieurs municipalités au Québec s'en sont prévalus ou sont en voie de le faire afin d'obtenir une aide financière pour réaliser leur projet. Ainsi, la Régie a reçu une aide du Programme et compte terminer en 2016 la construction d'une usine de biométhanisation pour le recyclage des boues secondaires produites sur le site. Le procédé inclut une cuve d'hydrolyse, installée en amont du méthaniseur, afin de prétraiter les boues pour en augmenter la digestibilité. Le Conseil national de recherches du Canada (CNRC) et la Régie ont monté un projet de collaboration en recherche et développement (R-D) afin de comparer les rendements en méthane attendus pour les boues non traitées et hydrolysées. De plus, puisque le procédé de la Régie comporte un équipement novateur, le CNRC a reproduit les conditions prévues d'opération en laboratoire afin de valider les performances et de proposer des ajustements, si nécessaire.

Les nouvelles installations de traitement de la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie, outre la section biométhanisation, comprendront plusieurs éléments tels que des dégrilleurs, des centrifugeuses afin de déshydrater les boues, un système de contrôle des odeurs et un séchoir à boues. La partie biométhanisation comprendra un hydrolyseur de 700 m<sup>3</sup> ainsi que deux digesteurs anaérobies de 3 445 m<sup>3</sup>. L'usine de biométhanisation recevra à terme 110 500 tonnes de boues humides annuellement pour une production estimée de 3 240 m<sup>3</sup> de méthane par jour, soit l'équivalent énergétique de 19 barils de pétrole quotidiennement. Cette énergie servira à sécher le digestat généré jusqu'à une siccité de 90 % afin de réduire au maximum les gaz à effet de serre associés au transport du digestat vers les terres agricoles ou au site d'enfouissement.

Le CNRC possède une expérience pratique de plus de 25 ans en digestion anaérobie, de l'échelle laboratoire à l'accompagnement de procédés industriels. Le laboratoire combine des expertises en microbiologie, chimie et en génie afin de s'assurer que tous les aspects de la biométhanisation sont pris en charge et ainsi maximiser les probabilités de succès du projet.

### **Méthodologie**

La première étape du projet consistait à vérifier l'impact de l'hydrolyse des boues sur leur potentiel en méthane. Le procédé de la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie prévoit une hydrolyse des boues à 55 °C durant 24 heures. Des temps d'hydrolyse de 36 et 48 heures ont également été évalués afin de vérifier une éventuelle amélioration des performances. Cette phase s'est déroulée exclusivement en bouteilles, en utilisant le protocole de potentiel biométhane du CNRC<sup>1</sup>. Les essais se sont effectués en conditions optimales avec ajout de vitamines, minéraux et d'un inoculum actif dans un ratio 2:1 avec les boues sur une base de solides volatils totaux (SVT). Les bouteilles étaient incubées à 37 °C et sous agitation. La production en biogaz et sa teneur en méthane étaient régulièrement mesurées jusqu'à la fin de la digestion (35 jours). La production endogène de méthane provenant de l'inoculum était soustraite de la production totale en utilisant des bouteilles contrôles ne renfermant que l'inoculum.

Par la suite, un montage à l'échelle laboratoire fut préparé afin d'imiter les principales composantes de l'usine en construction sur le site de la Régie. Un digesteur de 2 litres (L) fut utilisé comme cuve d'hydrolyse à 55 °C et sous agitation. Un digesteur de type continuellement mélangé de 10 L dont 6 L de volume utile furent assemblés afin de représenter et vérifier les performances du procédé tel que planifié à pleine échelle. Le digesteur fut inoculé avec 1 kilogramme (kg) de biomasse granulaire et 5 kg de biomasse provenant d'un digesteur traitant des boues secondaires municipales. Les boues secondaires furent transportées de la Régie vers le CNRC une fois par semaine et conservées à 4 °C jusqu'à utilisation. Ces boues, une fois hydrolysées durant 24 ou 48 heures, étaient alimentées au digesteur à raison de quatre fois par jour, et à un débit prévu pour obtenir un temps de rétention hydraulique (TRH) de 18 ou 19 jours dans le digesteur, soit 20 jours pour le procédé en entier, comme spécifié dans les devis du procédé pleine échelle.

Les paramètres d'opération faisant l'objet d'un suivi sur les boues et sur le digestat étaient les suivants : débit, solides totaux (matière sèche), SVT, pH, demande chimique en oxygène (DCO), acides gras volatils (AGV), ammonium. Également, la production de biogaz et le pourcentage des gaz (H<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>) étaient mesurés de 3 à 5 fois par semaine.

### **Variabilité des eaux usées et impact sur la caractérisation des boues**

Le réseau des égouts combinés desservant le territoire de la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie collecte les eaux usées domestiques, celles des industries, commerces et institutions, et les effluents prétraités de quatre établissements industriels. Les eaux parasites par infiltration et captage s'ajoutent à ceux-ci. Par temps sec, le débit moyen pompé et traité à la station est de 52 000 à 56 000 m<sup>3</sup>/jour. Par temps de fortes précipitations, le débit moyen pompé atteint les 85 000 m<sup>3</sup>/jour avec de fréquentes pointes au-delà de 100 000 m<sup>3</sup>/jour. De telles fluctuations hydrauliques entraînent un lessivage du réseau et des pointes de charge organique et autres composés lessivés. Des pics de charge en DCO sont effectivement enregistrés durant les premières heures suivant une période de fortes précipitations. Parfois, ces pics sont enregistrés par temps sec, probablement dus à des rejets d'autres sources que domestiques. Les fluctuations dans les caractéristiques des boues seront influencées par les charges globales déchargées quotidiennement dans le réseau et par les facteurs d'opération qui

permettent de se conformer aux objectifs environnementaux de rejet (OER) pour l'effluent final, tout en réussissant à transférer vers les boues les excédents de charges organiques polluantes.

Les boues secondaires produites sont alors à nouveau circulées dans la liqueur mixte et stabilisées au bout d'un temps de résidence hydraulique moyen (âge des boues) d'environ 5 jours. Toutefois, les données d'exploitation montrent que la purge des boues en excès ne peut être régulière et dépend souvent de l'état de fonctionnement des équipements en aval et du camionnage vers la disposition finale. Cette irrégularité peut occasionner des surcharges organiques non stabilisées dans les boues qui s'acheminent vers l'étape d'épaississement par aéroflottation à air dissous (DAF), là où se fait la collecte des boues épaissies pour la présente étude expérimentale.

Afin de représenter les conditions d'alimentation du procédé pleine échelle, les boues de la Régie furent concentrées sur place jusqu'à environ 5 % de matières sèches. Les variations décrites précédemment sur la nature des eaux usées ont également eu un impact sur la variabilité des boues produites. Le tableau 1 présente une partie des données recueillies lors de la collecte hebdomadaire des boues tout au long du projet. Les boues utilisées pour les essais d'hydrolyse avaient une siccité de 4,7 %, dont 4,1 % de solides organiques. Les AGV donnent une indication de la qualité des boues et de la présence de composés organiques encore en solution après le traitement des eaux usées. Idéalement, la concentration en AGV demeure faible, indiquant que les composés organiques des eaux usées ont été capturés par le traitement biologique et convertis en solides. C'est ce qui fut observé pour l'échantillon utilisé lors des essais en bouteilles.

## **TABLEAU 1**

### **Caractérisation des boues prélevées lors des différentes phases du projet**

Cependant, lors de la première phase d'opération en digesteur (R1), qui s'est déroulée en mars et avril 2016, les concentrations en AGV étaient élevées. De plus, il y avait une grande variabilité de la concentration en solides des boues alimentées au digesteur. Ces variations sont normales au printemps et présentes à toutes les stations d'épuration à la suite de la fonte des neiges, qui apporte un débit

d'eaux usées plus important accompagné de charges plus élevées. Ces variations étaient plus faibles lors de la deuxième phase en digesteur (R2), qui s'est déroulée de mai à août 2016 (voir tableau 1).

### **Essais d'hydrolyse des boues en bouteilles**

L'impact du temps d'hydrolyse sur la production en méthane à partir des boues s'est effectué dans des bouteilles scellées de 500 millilitres (ml) avec un volume utile de 125 ml, comme décrit dans la section méthodologie. Quatre séries d'essais ont été démarrées et incubées durant 35 jours, avec des boues telles quelles, et hydrolysées durant 24, 36 et 48 heures. Une caractérisation au début et à la fin des essais a montré que les solides volatils en suspension (matière organique particulaire) ont diminué de 22, 27 et 29 % lors de l'hydrolyse des boues pendant 24, 36 ou 48 heures respectivement, ce qui a confirmé l'efficacité de l'hydrolyse pour la solubilisation des solides. Ces valeurs étaient d'ailleurs corroborées par des hausses considérables en demande chimique en oxygène soluble, qui sont passées de 0,05 g/L dans les boues brutes à 25 – 29 g/L après hydrolyse. La concentration en AGV a également montré une très forte hausse, passant de 28 mg/L à 5 320 – 7 660 mg/L après hydrolyse. Finalement, les temps croissants d'hydrolyse ont également augmenté la concentration en ammonium dans la fraction solubilisée des boues, de 15 à 1 800 – 2 600 mg/L.

Puisque les boues secondaires contiennent de fortes populations bactériennes actives, une réaction biologique est à prévoir dans l'hydrolyseur. Ainsi, la production en biogaz fut également mesurée durant les essais. Le principal gaz produit était le CO<sub>2</sub>, mais il y eut tout de même une production de méthane qui atteignit 0,21, 0,45 et 0,51 L TPN/L boues humides pour les temps d'hydrolyse de 24, 36 et 48 heures, respectivement. Cela indique donc la présence de populations méthanogènes actives dans les boues secondaires et qu'une production de méthane spontanée est à prévoir lors de l'hydrolyse des boues. Il convient donc de s'assurer que les biogaz produits lors de l'hydrolyse seront récupérés dans le design de l'usine.

Des essais de potentiel en méthane furent ensuite réalisés à partir des boues hydrolysées. La figure 1 présente les résultats obtenus à la fin des essais. La production nette finale en méthane atteignit 311 ±

7 L TPN/kg SVT pour un échantillon de boues non traitées, comparativement à  $366 \pm 15$ ,  $424 \pm 6$  et  $436 \pm 6$  L TPN/kg SVT pour les échantillons hydrolysés durant 24, 36 et 48 heures, respectivement. Il s'agit d'une augmentation de 18, 36 et 40 % du rendement en méthane. Ces valeurs indiquent donc une augmentation très significative de la biodégradabilité des SVT à la sortie de l'étape d'hydrolyse. Il est utile de rappeler ici que ces résultats proviennent d'essais effectués en conditions optimales et visaient surtout à comparer les temps d'hydrolyse entre eux, plutôt que d'obtenir une cible de rendement à atteindre lors d'une expérience en conditions réelles. Ces résultats soulignent également qu'un bilan de masse complet doit tenir compte de la biodégradation d'une partie de la matière organique durant l'hydrolyse, comme indiqué par la production de  $\text{CO}_2$  et, dans une moindre mesure, de méthane. Ainsi, lorsqu'on applique les résultats de production en méthane sur la quantité de SVT à l'entrée du procédé, en amont de l'hydrolyse, il y a toujours une augmentation de la production en méthane en fonction du temps d'hydrolyse, mais ce lien devient plus modeste, avec des augmentations de  $10 \pm 5$  %,  $15 \pm 3$  % et  $15 \pm 3$  %, compte tenu des pertes par minéralisation (production de  $\text{CO}_2$ ). L'addition du méthane produit lors de l'hydrolyse à celui produit lors de la digestion du substrat dans les essais de potentiel en biométhane (BMP) fait passer l'augmentation de la production totale de méthane de 10 à  $11 \pm 5$  % pour le traitement de 24 heures, et de 15 à  $19 \pm 3$  % pour les traitements de 36 et 48 heures par rapport à la boue non traitée. Ces résultats montrent également que le bénéfice acquis entre les temps 36 et 48 heures était faible. Ces premiers essais en bouteilles permettaient donc de suggérer un temps optimal d'hydrolyse des boues de 36 heures avant leur injection dans le digesteur anaérobie.

## **FIGURE 1**

Impact de différents temps d'hydrolyse des boues sur la production finale en méthane (essais en bouteilles)

### **Opération du procédé hydrolyse : biométhanisation en semi-continu (phase 1)**

La durée d'incubation pour l'hydrolyse des boues fut réglée à 48 heures lors de cette phase, pour des raisons de logistique et de préparation du substrat. Comme il a été déterminé lors de l'expérience précédente, il n'y avait pas de différence significative pour la solubilisation des boues ou la production en

méthane subséquente entre 36 et 48 heures. Puisque le temps de rétention hydraulique total devait atteindre 20 jours afin d'imiter les conditions à l'usine de biométhanisation prévue à la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie, celui du digesteur fut réglé à 18 jours. Le taux de charge organique (TCO) ainsi que la production en méthane obtenue sont présentés à la figure 2. Même si le TRH était fixé au départ, impliquant que la variabilité de l'alimentation en boues, notamment pour la concentration en solides organiques, apportait une variabilité de la charge appliquée au digesteur, cette dernière est demeurée relativement stable dès le 10<sup>e</sup> jour d'opération. La production en méthane augmenta rapidement pour atteindre 3.5 L TPN par jour.

Outre la production en biogaz, les acides gras volatils représentent un indicateur important de suivi et de contrôle d'un digesteur anaérobie. Leur accumulation à la sortie du digesteur peut indiquer une surcharge organique et/ou une inhibition des populations bactériennes les plus sensibles, soit les acétogènes et les méthanogènes. La Figure 2 montre que la concentration en AGV demeure sous les 0,2 g/L durant les premières semaines d'opération, témoignant d'une bonne dégradation des boues alimentées au digesteur. Cependant, il y a un déclin de la production en méthane à partir de la troisième semaine d'opération, ainsi qu'une hausse subite des acides dès le jour 32. Un arrêt de l'alimentation durant trois jours suivis d'une reprise de charge à 50 % de la charge initiale ne permet pas au digesteur de reprendre une digestion efficace, tel qu'illustré par une augmentation immédiate des AGV (Figure 2). Un second arrêt du digesteur durant une semaine au jour 48 afin de permettre une dégradation complète de la matière organique dans le digesteur et des acides gras volatils en particulier, ne permet toujours pas une reprise de la performance observée au début de l'essai. En effet, les AGV augmentent dès la reprise de l'alimentation. Il semble donc que les populations bactériennes dans le digesteur sont inhibées, du moins les bactéries acétogènes, responsables de la dégradation des composés organiques solubles simples en AGV, ainsi que les méthanogènes acétoclastes, responsables de la conversion de l'acétate en méthane. La décision fut donc prise de terminer l'expérience et d'examiner les causes possibles d'inhibition du procédé.

## **FIGURE 2**

## Suivi de la performance du digesteur lors des essais en semi-continu de la phase 1 (hydrolyse des boues durant 48 heures)

L'analyse des anions à quelques reprises dans le digestat durant l'opération du digesteur révéla des concentrations assez importantes en chlorures (749 mg/L) et phosphates (955 mg/L) provenant probablement de l'oxydation de produits de nettoyage et de savons. Ces produits initiaux libérant les anions pourraient avoir eu un impact toxique sur les populations bactériennes. Également, malgré l'absence de nitrates dans le digestat, de faibles concentrations en nitrite furent mesurées, soit 31 mg/L. Bien que cette concentration semble faible, les nitrites sont en fait des inhibiteurs puissants de la méthanogénèse, à des concentrations aussi faibles que 17 mg/L<sup>2</sup>. De plus, la concentration en ammonium était également assez élevée (2 347 mg/L), suffisante également pour provoquer une inhibition partielle des méthanogènes acétoclastes<sup>3</sup>. Il faut considérer que ces concentrations dans le digestat ne tiennent pas compte de la réduction de ces composés durant la digestion, et donc de concentrations potentiellement supérieures à l'intérieur du digesteur.

Finalement, le prétraitement par hydrolyse fut également réévalué. En effet, les procédés typiques de digestion anaérobie des boues municipales alimentent les digesteurs directement avec les boues. Un des bénéfices potentiels de cette procédure est de faire entrer dans le digesteur des populations bactériennes actives contenues dans les boues, c'est-à-dire de réinoculer quotidiennement le digesteur. De fait, les essais préliminaires d'hydrolyse des boues ont bien montré une activité spontanée de biodégradation, et même de méthanogénèse. Cependant, il est possible qu'une température de 55 °C modifie le consortium bactérien présent dans les boues, et que celui-ci ne convienne plus lors de son ajout dans le digesteur à 37 °C. Il n'y aurait donc pas de réinoculation du digesteur.

Les performances du digesteur lors de la courte période où la digestion était optimale sont résumées au tableau 2. La concentration en matière sèche et en solides volatils de l'alimentation était relativement stable, à 4,7 et 3,9 %, respectivement. L'élimination des SVT atteignit 46 % pour une production spécifique en méthane de 354 L TPN/kg SVT. Ces résultats ne peuvent cependant être utilisés comme base de référence pour la performance attendue du procédé, car le système n'était pas stable.

## **TABLEAU 2**

### **Caractérisation du digestat et bilan des performances pour les digesteurs des phases 1 et 2**

#### **Opération d'un procédé hydrolyse suivi d'un digesteur en semi-continu (phase 2)**

Un second digesteur anaérobie fut démarré avec un protocole d'opération modifié en fonction des résultats obtenus lors du premier essai. Ainsi, l'alimentation du digesteur fut réglée de façon à recevoir 80 % de boues hydrolysées et 20 % de boues non traitées sur une base massique. L'objectif ici était de préserver une partie des populations bactériennes présentes dans les boues et ne résistant pas à une température de 55 °C. Cette modification est possible puisque l'hydrolyse des boues prévue à la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie ne se fait pas dans un but d'hygiénisation, mais plutôt de biodégradation préliminaire des boues en vue d'obtenir un meilleur rendement en méthane. Également, le temps d'hydrolyse des boues fut réduit à 24 heures, soit le temps initialement prévu dans les devis de l'installation pleine échelle. Le digesteur fut de nouveau inoculé avec 5 kg de digestat provenant d'un digesteur anaérobie traitant des boues municipales, d'une source différente de celle ayant servi à inoculer le premier digesteur, et de 1 kg de boues granulaires. L'activité spécifique de cet inoculum fut mesurée afin de confirmer la présence d'une forte population méthanogène active. Puisque le temps d'hydrolyse fut fixé à 24 heures, le temps de rétention hydraulique du digesteur fut ajusté à 19 jours.

Le taux de charge organique et le méthane produit fluctuèrent de façon assez importante les deux premières semaines d'opération, puis se stabilisèrent durant les trois semaines suivantes (figure 3). Durant cette période, le taux de charge organique était de  $1,6 \pm 0,2$  gSVT/L pour une production en méthane de  $2,8 \pm 0,2$  L TPN/jour (tableau 2), tandis que la concentration en AGV demeura faible ( $242 \pm 96$  mg/L). Le rendement spécifique en méthane pour cette période fut de 295 L TPN/kg SVT. Ce rendement était près de ce qui fut brièvement obtenu lors du premier essai décrit précédemment, et se compare avantageusement à ce qui peut s'obtenir en condition réelle de biométhanisation uniquement de boues secondaires en excès, 160 L TPN/kg SVT<sup>4</sup>.

### FIGURE 3

Suivi de la performance du digesteur lors des essais en semi-continu de la phase 2 (hydrolyse des boues durant 24 heures)

Une baisse progressive du méthane produit semble coïncider avec l'ajout d'un nouvel échantillon de boues à compter du jour 39. Une accumulation d'AGV est observable en parallèle. Malgré une baisse de la charge organique appliquée durant les jours suivants, les performances ne se rétablissent pas (figure 3). Une production en méthane sous les 1,5 L TPN/jour combinée à une concentration en AGV supérieure à 1,5 g/L força la prise de mesures de compensation pour récupérer l'activité du digesteur. Dans un premier temps, l'agitation fut considérablement réduite dans le digesteur afin de concentrer les solides au fond du digesteur (incluant les micro-organismes) et un apport rapide en eau fut mis en place dans le but de diluer les composés solubles potentiellement inhibiteurs, incluant les AGV et l'ammonium. Puis, une réinoculation partielle du digesteur fut effectuée avec 1 kg de biomasse granulaire. Il est à noter que ces deux mesures sont réellement appliquées sur des procédés pleine échelle qui subissent une baisse marquée de performance.

Les causes possibles de la baisse marquée de performance du procédé furent étudiées. Contrairement à l'épisode précédent où, entre autres, des nitrites furent mesurés à la sortie du digesteur, il n'y en avait pas dans ce cas-ci. La concentration en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) était cependant très élevée. La progression de la concentration en ammonium dans le digestat est présentée à la figure 4. Durant les 5 premières semaines d'opération, l'ammonium passe d'environ 1 200 mg/L à 2 500 mg/L. C'est une augmentation très rapide, et bien que la digestion anaérobie puisse demeurer fonctionnelle à de telles concentrations, une inhibition de la population méthanogène du digesteur peut survenir dès 2 000 mg/L. L'impact négatif de fortes concentrations en ammonium sur la digestion des boues municipales est bien documenté dans la littérature, bien que la concentration à laquelle il y a une inhibition complète du procédé varie énormément<sup>5</sup>. Il est cependant bien établi que les méthanogènes produisant le méthane à partir de l'acétate y sont particulièrement sensibles et que leur inhibition peut être partielle, donnant une

impression de stabilité à des digesteurs qui en fait fonctionnent avec des performances mitigées et de faibles rendements en méthane. En particulier, bien que l'ammonium lui-même peut s'avérer toxique dès une concentration de 2 000 mg/L, l'ammoniac, c'est-à-dire la forme non ionisée de l'ammonium, est toxique à des concentrations inférieures à 100 mg/L<sup>3</sup>. Les deux composés se retrouvent dans la fraction liquide du digesteur en équilibre en fonction de la température et du pH. La concentration en ammonium atteignait plus de 100 mg/L dès le jour 20 d'opération (figure 4). Il est donc probable que la baisse de rendement du digesteur vers le jour 39 ait été causée par l'atteinte d'un seuil inhibiteur dans la concentration en ammoniac.

#### **FIGURE 4**

##### **Concentration en ammonium et ammoniac dans le digestat**

Comme le pH du digesteur présentait une tendance naturelle à augmenter (effet tampon du couple CO<sub>2</sub> – carbonates; présence de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, absence d'AGV), une consigne de contrôle supplémentaire fut appliquée dès le jour 62 d'opération et lors des deux derniers mois d'opération du digesteur. Cette consigne consistait à maintenir le pH en dessous de 7,3 à la sortie du digesteur. Ainsi, l'ammoniac demeurerait sous les seuils d'inhibition. En effet, pour une même concentration de 2 000 mg/L en ammonium, le fait de baisser le pH de 7,7 (sans contrôle) à 7,3 ferait passer la concentration en ammoniac de 121 mg/L (toxicité importante) à 55 mg/L (sous le seuil d'inhibition)<sup>6</sup>.

#### **Stabilisation de l'opération du procédé hydrolyse : biométhanisation**

L'opération du digesteur s'est effectuée de façon stable et efficace pour les 9 semaines d'opération où fut appliquée la consigne de contrôle de pH (figure 3). Aucune accumulation d'AGV ne fut observée. La concentration en solides des boues reçues hebdomadairement durant cette période est demeurée stable aussi bien pour l'alimentation avec 34,3 ± 2,9 gSVT/L que pour le digestat (23,1 ± 0,5 gSVT/L). Le taux de charge organique était plus élevé à 1,80 ± 0,21 gSVT/L.jour pour une production de méthane de 2,9 ± 0,4 L TPN jour (tableau 2). La production spécifique en méthane était comparable à ce qui avait été

observé au début de l'essai, avec 279 L TPN/kg SVT. Il semble donc que l'ajout de la consigne de contrôle de pH fut bénéfique.

Il faut souligner que le taux de charge organique appliqué au digesteur est très élevé lorsque comparé à la littérature, où il oscille généralement autour de 1 g SVT/L.jour<sup>4</sup>. De plus, le temps de rétention hydraulique total du procédé est de 20 jours, ce qui se trouve dans la limite inférieure des TRH pour des digesteurs de ce type. C'est donc dire que le procédé fonctionne aux limites opérationnelles pour la digestion anaérobie de boues secondaires. Cela renforce l'importance d'un suivi minutieux des paramètres d'opération du procédé. Lorsque le rendement en méthane est comparé à la dégradation des solides organiques pour les trois bilans de masse présentés au tableau 2, il y a un écart entre les valeurs attendues et obtenues. En effet, la valeur théorique pour la minéralisation complète des boues activées se chiffre à 500 L TPN/g SVT, en considérant une équivalence de 1,42 g DCO/g SVT et une production théorique de 350 ml CH<sub>4</sub> TPN/g DCO dégradée<sup>7</sup>. Le méthane produit durant l'hydrolyse et la digestion anaérobie était quantifié à partir d'un gazomètre très précis et fiable. Il semblerait donc que les concentrations en solides volatils étaient surestimées au niveau du digestat. En effet, le taux de dégradation des SVT s'établirait en théorie à 59 et 56 % pour les deux périodes de l'essai en utilisant les productions en méthane. Ces valeurs sont supérieures à ce qui est normalement attendu lors de la biométhanisation de boues secondaires durant 20 jours (environ 46 %) <sup>8</sup>. L'étape d'hydrolyse en amont de la biométhanisation a donc permis une meilleure biodégradation des boues.

## **Conclusion**

La municipalité de la Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie et le CNRC (programme Bioénergie) ont collaboré afin de mener à bien une évaluation de l'impact d'une étape d'hydrolyse en amont de la biométhanisation des boues secondaires, tel qu'il est prévu à l'usine de taille réelle en cours de construction sur le site. Les essais en bouteilles, puis en digesteurs de laboratoire, se sont avérés utiles afin de résoudre les difficultés inhérentes au démarrage d'un nouveau projet. L'investissement effectué à cette échelle a permis d'anticiper les défis rencontrés et de réduire les risques associés à l'opération du procédé pleine échelle.

Les fluctuations de débit significatives couplées à des variations importantes dans la nature et la concentration en matière organique des eaux usées entrant à l'usine d'épuration ont un impact important sur la nature des boues secondaires en excès. Cette étude a démontré que la biométhanisation de ces boues peut se faire de façon efficace à l'aide d'un suivi et d'un contrôle précis du procédé. En effet, une approche critique de l'opération du procédé doublée d'une bonne compréhension des réactions chimiques et microbiennes ont permis d'établir de bonnes conditions pour l'opération de l'hydrolyseur et du digesteur, en utilisant les mêmes conditions que celles prévues au devis (boues épaissies à 5 % de matières sèches, hydrolyse à 55 °C durant 24 heures, digestion anaérobie durant 19 jours).

Quelques recommandations découlant de ce projet pourraient certainement s'appliquer à des projets similaires. Par exemple, il est déconseillé de procéder au démarrage des opérations de biométhanisation au printemps (mars-avril) lorsque les fluctuations dans le débit et la composition des eaux usées peuvent se répercuter sur les boues secondaires à recycler. En effet, bien que des milliers d'installations de digestion anaérobie de boues municipales soient en activité à travers le monde, il n'y a pas de recette unique et chaque projet devrait faire l'objet d'une étude spécifique avec les substrats réels afin de réduire les risques associés au démarrage de l'installation et de permettre une biométhanisation optimale du substrat. La pertinence d'une étude expérimentale en laboratoire (ou pilote) fut démontrée dans le cas de la mise en application du procédé de la Régie, soit une hydrolyse préliminaire des boues avant leur alimentation dans un digesteur anaérobie.

### **Remerciements**

Les auteurs aimeraient remercier M. Charles-David Dubé pour la conduite des essais en bouteilles et M. Alain Corriveau pour la réalisation des analyses d'acides gras volatils cations et anions. Les auteurs désirent également saluer la collaboration de Mme Punita Mehta à la rédaction.

### **Références**

1. Frigon J.-C., Mehta P. and S.R. Guiot. « Impact of mechanical, chemical and enzymatic pre-treatments on the methane yield from the anaerobic digestion of switchgrass ». *Biomass and Bioenergy*, 2012a; 36(1):1-11.
2. Tugtas A.E. and S.G. Pavlostathis. « Inhibitory effects of nitrogen oxides on a mixed methanogenic culture ». *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 96(3): 444-455.
3. Hashimoto A.G. « Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes ». *Agricultural Wastes*, 1986, 17: 241-261.
4. Bolzonella D., P. Pavan, P. Battistoni and F. Cecchi. « Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process ». *Process Biochemistry*, 2004, 40: 1453-1460.
5. Speece R.E. (2005). *Anaerobic biotechnology and odor/corrosion control*. Chapter 17: Toxicity response. Archae Press. Nashville, USA, 584 p.
6. En ligne : <http://www.hbuehrer.ch/Rechner/Ammonia.html> Extrait le 5 septembre 2016.
7. Angelidaki I. and W. Sanders. « Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants ». *Reviews in environmental Science and Biotechnology*, 2004, 3: 117-129.
8. Speece R.E. (2005). *Anaerobic biotechnology and odor/corrosion control*. Chapter 2: Municipal sludge digestion. Archae Press. Nashville, USA, 584 p.

## TABLEAU 1

Caractérisation des boues prélevées lors des différentes phases du projet

Phase	pH	ST (g/L)	STV (g/L)	AGV (mg/L)
Bouteilles	6,5	47,0	41,0	26
R1	6,25 ± 0,17	25,3 – 61,0 (47,2)	20,6 – 49,1 (37,6)	240 – 986
R2				
Jours 0-56	6,10 ± 0,12	34,6 – 53,8 (44,4)	28,0 – 44,0 (35,5)	139 – 327
Jours 57-116	6,21 ± 0,08	38,4 – 53,2 (43,6)	29,6 – 40,6 (34,3)	210 – 597

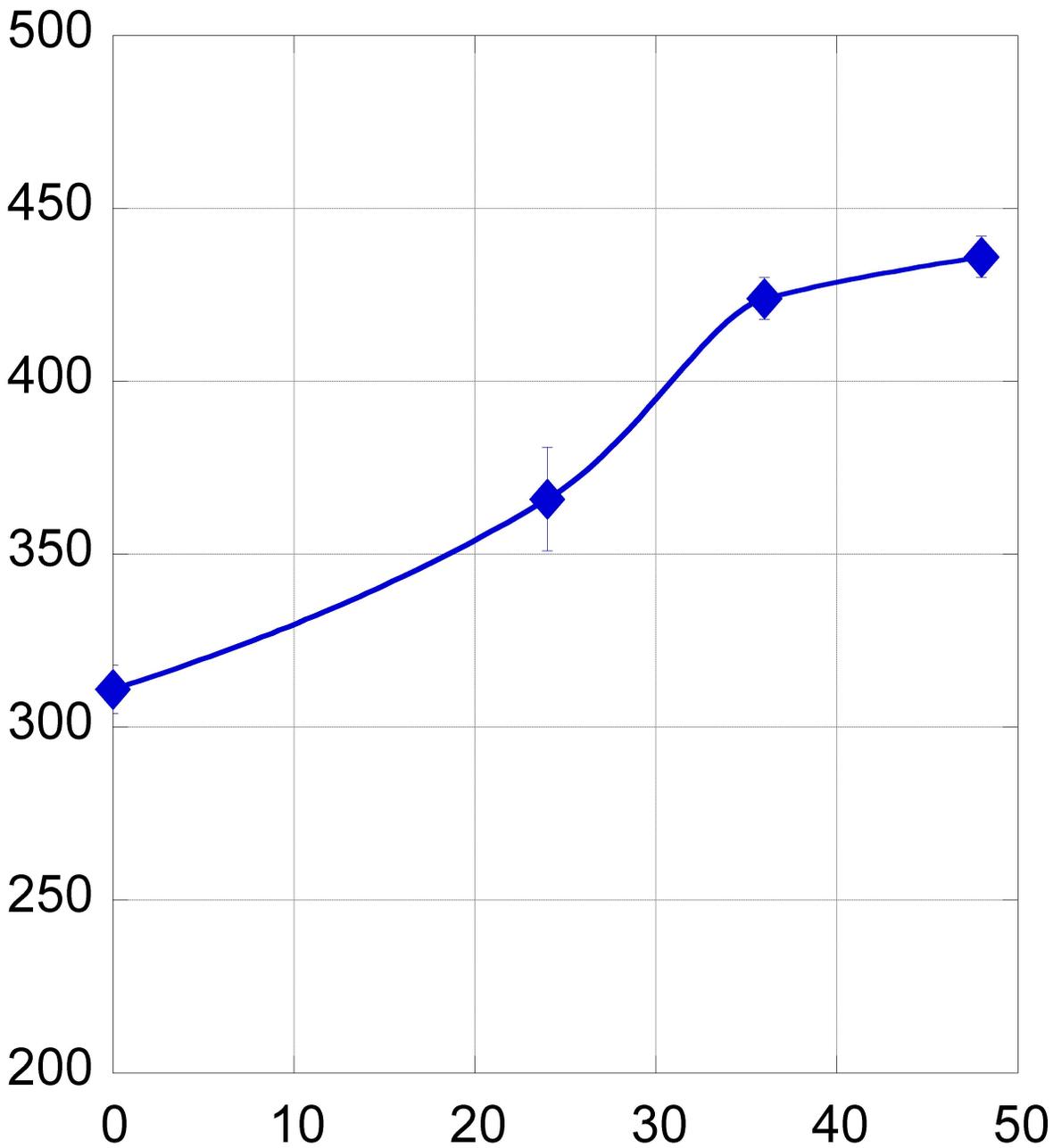
Note : ST (solides totaux), SVT (solides volatils totaux), DCOs (demande chimique en oxygène soluble), AGV (acides gras volatils : acétate, propionate, butyrate).

**TABLEAU 2**

Caractérisation du digestat et bilan des performances pour les digesteurs des phases 1 et 2

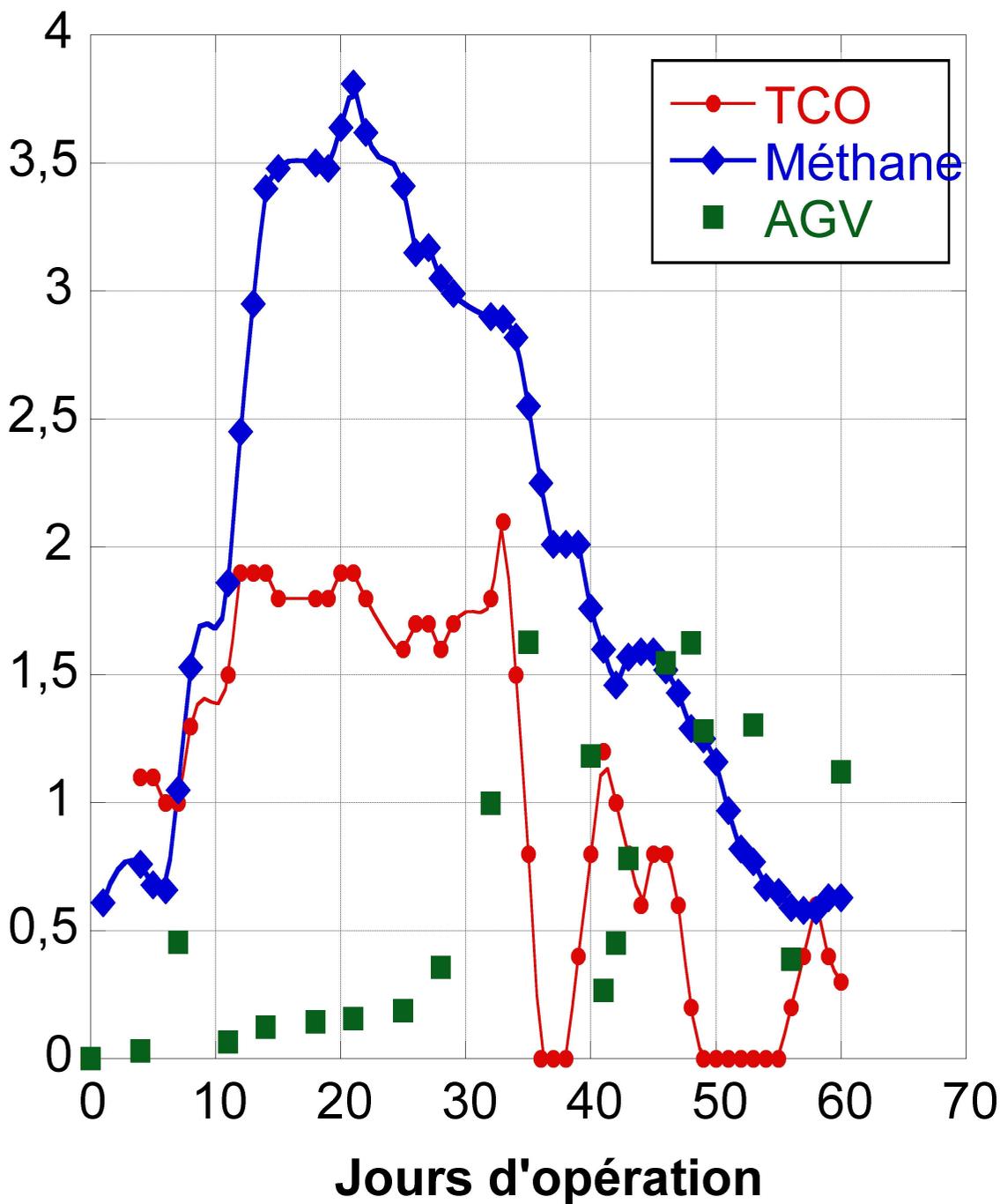
Paramètres	Digesteur P1	Digesteur P2a	Digesteur P2b
	Hydrolyse 48 h	Hydrolyse 24 h – 80 %	Hydrolyse 24 h – 80 %
	Jours 21-26	Jours 20-37	Jours 57-116
ST alimentation (g/L)	47,1 ± 4,0	43,5 ± 5,5	44,7 ± 4,7
SVT alimentation (g/L)	38,6 ± 3,5	34,9 ± 4,5	34,3 ± 2,9
pH	7,15 ± 0,02	7,74 ± 0,03	7,03 ± 0,10
ST (g/L)	31,0 ± 0,3	31,8 ± 0,8	33,9 ± 0,9
STV (g/L)	19,5 ± 0,1	21,0 ± 0,4	23,1 ± 0,5
DCOs (mg/L)	2992	2729 ± 100	2726 ± 295
AGV (mg/L)	172 ± 21	242 ± 96	117 ± 83
TCO (gDCO/ L <sub>rx</sub> .jour)	1,9 ± 0,3	1,6 ± 0,2	1,80 ± 0,21
Rendement méthane (L TPN/jour)	3,5 ± 0,5	2,8 ± 0,2	2,9 ± 0,4
Production spécifique (L CH <sub>4</sub> TPN/kg SVT)	354	295	279
Élimination SVT (%)	46 ± 2	39 ± 1	31 ± 5

**Production en méthane  
(L TPN / kg SVT)**



**Temps d'hydrolyse des boues (h)**

Taux de charge organique (TCO) (gSV/L.j)  
Production de méthane (L/j)  
Acides gras volatils (AGV) (gDCOéq/L)



Taux de charge organique (TCO) (gSV/L.j)  
Production de méthane (L/j)  
Acides gras volatils (AGV) (gDCOéq/L)

