



NRC Publications Archive Archives des publications du CNRC

Digestion anaérobie de boues municipales : opération d'une unité mobile

Lacasse, David; Frigon, Jean-Claude; Guiot, Serge R.

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, 43, March 2, pp. 58-62, 2010

NRC Publications Record / Notice d'Archives des publications de CNRC:

<https://nrc-publications.canada.ca/eng/view/object/?id=b4df843f-60ff-4ace-bcda-fde06547d539>

<https://publications-cnrc.canada.ca/fra/voir/objet/?id=b4df843f-60ff-4ace-bcda-fde06547d539>

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.





Salle des procédés de l'unité mobile

DIGESTION ANAÉROBIE DE BOUES MUNICIPALES OPÉRATION D'UNE UNITÉ PILOTE MOBILE

David Lacasse, ing., Ph. D., chargé de projet, Jean-Claude Frigon, M. Sc., chargé de projet, et Serge R. Guiot, D. Sc., chef de groupe, Groupe de bioingénierie de l'environnement, Institut de recherche en biotechnologie, Conseil national de recherches du Canada

Introduction

La digestion anaérobie (DA), aussi appelée biométhanisation, est un procédé par lequel la matière organique est convertie en biogaz (mélange composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone) à l'aide de microorganismes travaillant en absence d'oxygène. Au Québec, il n'y aurait pas plus d'une douzaine de digesteurs en activité. Par comparaison, à l'heure actuelle, il y a environ 3 500 unités de DA en Allemagne (Moletta et Verstraete, 2008) qui sont utilisées pour traiter les effluents industriels (ex. : brasseries, laiteries), de même que les biosolides municipaux ou les déchets agricoles. Au début de l'année 2009, l'Institut de recherche en biotechnologie du Conseil national de recherches du Canada (IRB-CNRC) s'est doté, grâce au soutien du Réseau canadien d'innovation dans la biomasse (RCIB), d'une unité pilote mobile de digestion anaérobie. La raison d'être de

cette unité pilote est de promouvoir la DA en tant que moyen efficace pour réduire la charge organique des effluents industriels ainsi que des biosolides et matières résiduelles d'origine municipale, agricole ou industrielle, auquel s'ajoute l'avantage de produire un gaz combustible, le méthane.

Les boues des usines de traitement des eaux usées municipales, en raison de leur forte charge organique, constituent une matière se prêtant bien à la DA. Dans le cadre d'un projet de collaboration entre la Ville de Laval et l'IRB-CNRC, l'unité pilote mobile de DA a été utilisée sur le site de la station La Pinière afin de quantifier, à l'échelle pilote, la capacité d'un procédé de DA à :

1. réduire la quantité de solides organiques contenue dans les boues primaires d'une usine de traitement des eaux usées (La Pinière);
2. produire du méthane à partir des solides décomposés.

Les tests ont eu lieu sur une période de six mois, d'avril à septembre 2009. Voici une description du procédé et des méthodes expérimentales, suivie d'une présentation des résultats obtenus lors de l'opération du procédé en régime établi et d'une projection de ces résultats à l'échelle de la station La Pinière.

Procédé et méthodes expérimentales

Au premier jour d'opération, 1 400 litres d'inoculum (consortium granulaire à 5 % de solides provenant d'un digesteur industriel) ont été ajoutés dans le digesteur d'une capacité de 2,4 m³ situé dans l'unité pilote mobile. Il s'agit d'un digesteur de type CSTR (*continuous-stirred tank reactor*) fréquemment utilisé en DA. Tout au long du projet, le digesteur a été opéré en condition mésophile, c'est-à-dire à une température de 35 degrés Celsius maintenue grâce à

un système de circulation d'eau chaude en boucle fermée. Vingt-quatre heures après l'inoculation, 500 litres de boues primaires de l'usine La Pinière ont été ajoutés dans le digesteur, suivis de 500 litres une semaine plus tard, portant le volume contenu dans le digesteur à 2,4 m³.

Au 14^e jour d'opération, le digesteur a commencé à être alimenté en continu. Un volume égal au volume ajouté est retiré du digesteur afin de maintenir un volume constant à l'intérieur de celui-ci. La charge organique volumique du digesteur (C_v) est définie comme le produit du débit d'alimentation (Q) et de la concentration de solides volatils totaux (SVT) dans l'alimentation, divisé par le volume du digesteur (V_D), c'est-à-dire $C_v = Q \cdot \text{SVT} \cdot V_D^{-1}$. Le ratio $V_D \cdot Q^{-1}$ est le temps de rétention hydraulique (TRH). Le volume du digesteur étant constant à 2,4 m³, la charge volumique est uniquement dépendante du débit d'alimentation et des solides qu'il

contient. La concentration de SVT dans les boues de la station La Pinière étant de l'ordre de 32 kg·m⁻³ (3,2 %), un débit de 0,05 m³ (50 litres) par jour, par exemple, résulte en une C_v de 0,67 kg SVT·m⁻³·j⁻¹.

Du 14^e au 57^e jour d'opération, nous avons graduellement augmenté la C_v au digesteur pour passer de 0,67 à 2,5 kg SVT·m⁻³·j⁻¹. Durant cette montée en charge, différentes analyses ont été effectuées trois fois par semaine sur des échantillons prélevés dans l'effluent liquide du digesteur afin de s'assurer qu'il réagissait bien suite aux incréments de C_v . L'une de ces analyses, soit la concentration en acides gras volatils (AGV), est particulièrement révélatrice, car elle donne une bonne idée de l'état de santé des méthanogènes, ces microorganismes chargés de convertir en méthane les produits de l'hydrolyse et de la fermentation acidogénique des solides que sont les AGV. Ainsi, une concentration élevée d'AGV à la sortie du

digesteur peut signifier une surcharge de travail pour les méthanogènes et une indication qu'il serait peut-être souhaitable de réduire la C_v du digesteur. De plus, les AGV étant des composés acides, leur accumulation dans le digesteur aura pour effet de faire baisser le pH, ce qui serait nuisible aux méthanogènes, moins confortables lorsque le pH de leur milieu se situe en-deçà d'environ 6,5. Le pH est donc un autre bon indicateur de l'état de santé d'un digesteur. La performance du digesteur évaluée sur la base de trois analyses importantes, à savoir la C_v , la concentration d'AGV en sortie et le volume de biogaz produit, est présentée à la section suivante.

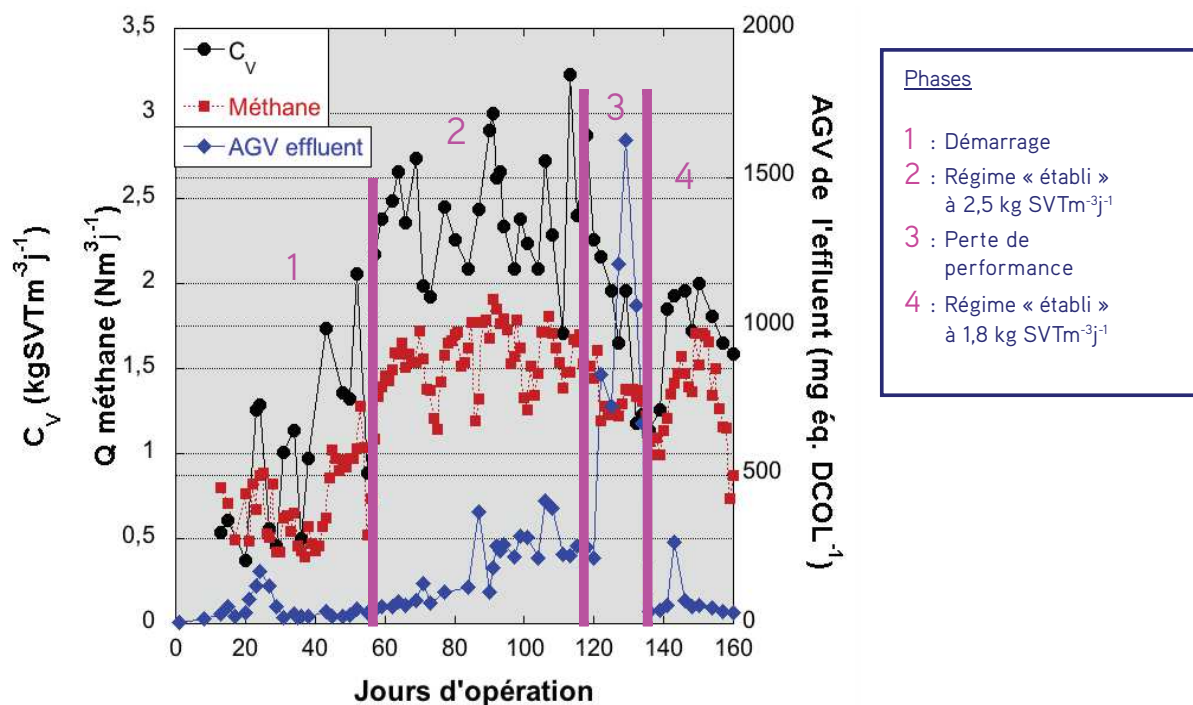
Résultats

La figure 1 (voir p. 60) montre les valeurs de C_v , la concentration d'AGV en sortie et le volume de biogaz produit en fonction des jours d'opération du digesteur. Pour faciliter l'interprétation des résultats, l'opération

Vue extérieure de l'unité mobile



Figure 1 : Performance du digesteur



a été divisée en quatre phases, soit : 1. le démarrage; 2. le régime établi à 2,5 kg SVT·m⁻³·j⁻¹, pour un TRH de 12,8 jours; 3. la perte de performance; et 4. le régime établi à 1,8 kg SVT·m⁻³·j⁻¹, pour un TRH de 17,8 jours. Nous concentrons d'abord notre attention sur la phase 2, car durant cette période comprise entre la 57^e et 119^e journée d'opération, le digesteur a été opéré sous une C_v stable, c'est-à-dire qu'elle était maintenue autour d'une valeur moyenne de 2,5 kg SVT·m⁻³·j⁻¹ (voir les cercles noirs sur la figure 1), en dépit du fait que des fluctuations localisées du contenu de SVT dans les boues entraînaient des fluctuations dans la C_v . Celle-ci a été contrôlée en ajustant le débit d'alimentation. La production quotidienne moyenne de méthane s'est maintenue durant cette période à une valeur de $1,58 \pm 0,18 \text{ Nm}^3$ (le N devant m³ signifie à température et pression normales), pour une production spécifique de $0,43 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ SVT dégradé}$. On note cependant une faible croissance dans la concentration d'AGV à la sortie du réacteur entre le jour 57 (46 mg d'équivalent de demande chimique en oxygène [éq.] DCO·L⁻¹) et le jour 90 (187 mg éq. DCO·L⁻¹). À ce moment, la concentration

des AGV passe soudainement à environ 270 mg éq. DCO·L⁻¹, une valeur qui demeurera à peu près constante jusqu'au 119^e jour, où l'on observe une augmentation rapide avec une valeur maximale de 1 625 mg éq. DCO·L⁻¹ atteinte au jour 129. Cet accroissement indique une perte de performance du digesteur probablement causée par une surcharge, ou encore un stress subi par les méthanogènes, comme la présence d'un composé toxique dans l'alimentation ou la chute de température du digesteur. Une analyse plus approfondie des résultats pour la phase 2 permet de croire que l'hypothèse de la surcharge est la plus probable. Le tableau 1 montre les résultats de performance pour la phase 2 qui est divisée en trois périodes. Nous avons déjà mis en évidence une période où la concentration d'AGV à la sortie était plutôt faible (jours 57 à 90), avec une moyenne de 107 mg éq. DCO·L⁻¹, et une autre où la concentration d'AGV était plus élevée (jours 91 à 119), à 270 mg éq. DCO·L⁻¹ en moyenne. On constate que le TRH pour la deuxième période ([AGV] élevée) est de 1,3 jour plus court que le TRH de la première période ([AGV] faible), bien que les C_v soient les mêmes. C'est possible

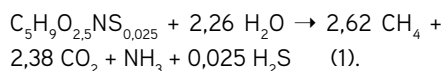
que les microorganismes méthanogènes et/ou acétogènes (qui convertissent les AGV plus longs, comme le propionate ou le butyrate) aient été cinétiquement limités dans leur activité à un TRH inférieur, d'où une concentration d'AGV accrue en sortie.

Pour les sept derniers jours de la phase 2, c'est-à-dire juste avant la perte de performance du digesteur, la valeur moyenne de la C_v se situait à 2,9 kg SVT·m⁻³·j⁻¹, soit 16 % au-dessus de la valeur de 2,5 souhaitée. Nous définissons donc une troisième période pour la phase 2, entre les jours 113 et 119, que nous appelons période de surcharge. Comme on peut le constater au tableau 1, cette surcharge n'a pas eu d'impact immédiat au niveau de la concentration des AGV à la sortie. Il n'y avait donc pas de signe permettant de prévoir la perte de performance du digesteur. Quant au rendement en méthane (Y_{CH_4}), défini comme le volume de méthane produit par masse de solides volatils dégradés, il a chuté de près de 30 %, passant de 0,46 à $0,33 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot (\text{kg SVT dégradé})^{-1}$. Il ne faut cependant pas voir un signe de détresse du digesteur. Lorsque la concentration des

SVT augmente subitement à l'entrée, leur concentration en sortie demeurera presque inchangée en raison de l'effet de dilution dans le digesteur (nous alimentons environ 200 litres par jour dans un digesteur de 2,4 m³). Donc, sur une courte période, la quantité de solides dégradés, calculée à partir des données ponctuelles provenant de l'entrée et de la sortie, apparaîtra plus élevée qu'elle ne l'est en réalité. Par conséquent, le rendement en méthane apparaîtra plus faible. Cette explication vaut également pour le pourcentage de réduction de solides, et c'est pourquoi cette valeur est plus élevée pendant la période de surcharge.

En réponse à la montée en flèche des AGV à la sortie, signal indiquant un problème, la C_v a immédiatement été réduite à environ 1,2 kg SVT·m⁻³·j⁻¹. La concentration des AGV à la sortie est ensuite retombée très rapidement (voir figure 1). Ceci révèle la robustesse du consortium bactérien, c'est-à-dire sa capacité à se remettre d'un dérèglement des conditions d'opération, pour autant que celles-ci retrouvent des valeurs normales dans un délai raisonnable. Une fois le digesteur de nouveau sous contrôle, nous avons été en mesure d'augmenter la charge à 1,8 kg SVT·m⁻³·j⁻¹ (phase 4 sur la figure 1), qui a été maintenue pour le reste du projet. La concentration d'AGV à la sortie est demeurée à une valeur très basse (environ 35 mg éq. DCO·L⁻¹) pendant cette phase, à l'exception d'un petit soubresaut au 143^e jour d'opération, après que nous ayons subitement augmenté la charge de 1,2 à 1,8 kg SVT·m⁻³·j⁻¹. La digestion s'est encore une fois rapidement ajustée.

L'épisode de surcharge lors de la phase 2 s'est révélé très informatif. En plus de démontrer la robustesse du consortium bactérien, il a permis de déterminer la limite de charge applicable au digesteur. Ainsi, le traitement des boues primaires de la station La Pinière à l'aide d'un digesteur de type CSTR en conditions mésophiles peut être fait à une charge organique maximale avoisinant 2,5 kg SVT·m⁻³·j⁻¹, avec un TRH de 12-13 jours. Il s'agit là de conditions opératoires qui laissent toutefois très peu de marge de manœuvre pour faire face aux fluctuations du contenu de solides dans l'alimentation. Dans ces conditions, on peut s'attendre à une efficacité de réduction des SVT de 58 %, ce qui se compare très bien aux valeurs normalement attendues en digestion anaérobie conventionnelle (sans prétraitement) de ce genre de substrat : 40 à 60 % maximum (Malina, 1992), avec un rendement en méthane de 0,46 Nm³·(kg SVT dégradé)⁻¹, ce qui correspond pratiquement au maximum possible qui est de 0,48 Nm³·(kg SVT dégradé)⁻¹ si on se base sur la formule élémentaire moyenne de la biomasse et la stœchiométrie de sa conversion anaérobie (Roels, 1983) :



Projection de performance à pleine échelle

La station d'épuration La Pinière, qui dessert environ 272 000 habitants, a une production moyenne journalière de boues en excès de 25 tonnes sèches avec un contenu en solides volatils de 70 %, c'est-à-dire une production de 18 tonnes de SVT par jour.

Avec une efficacité de dégradation de 58 %, c'est une réduction de plus de 10 tonnes de SVT par jour. Convertis en biogaz, avec un rendement de 0,46 Nm³ CH₄·(kg SVT dégradés)⁻¹, cela représente un potentiel en biogaz de 7 800 Nm³ par jour ou 4 670 Nm³ CH₄ par jour (ou 1,7 million Nm³ CH₄ par an). Comme substitut au gaz naturel, cela représente un potentiel de 162 GJ par jour. Si le biogaz est converti en électricité, avec un rendement énergétique de 30 %, cela fait une production de 13 460 kWh par jour ou de 4,9 GWh par an (soit une centrale d'une capacité de 0,56 MW).

La production actuelle de gaz à effet de serre (GES) à la station La Pinière est estimée à 1,02 tonne d'équivalent CO₂ (éq. CO₂) par tonne sèche de boue traitée (SYLVIS, 2009). En partant de la formule élémentaire de la biomasse et de la stœchiométrie de sa transformation en CH₄ et CO₂ (équation 1), on peut estimer la génération de CO₂ biogénique par digestion anaérobie à 0,85 tonne par tonne sèche dégradée. Si, pour être précis, on ajoute les tonnes éq. CO₂ liées à la consommation électrique et au chauffage du digesteur, soit respectivement 0,3 et 40 kWh·m⁻³ de boue (Power et Murphy, 2009; Mosey, 1979), ce qui donne 0,01 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de biomasse avec un facteur d'émission de 9,1 x 10⁻⁶ tonne éq. CO₂·(kWh)⁻¹ au Québec (L2I Financial Solutions, 2008), la génération de GES devient au total 0,86 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de biomasse dégradée anaérobiquement, ou encore 0,35 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de boue alimentée au digesteur. En considérant que le résidu non digéré (soit 42 % des 70 % de SVT plus

Tableau 1 : Performance du digesteur pour la phase 2 (valeurs moyennes par période)

PÉRIODE (JOURS)	DESCRIPTION	C _v (KG SVT·M ⁻³ ·J ⁻¹)	TRH (JOURS)	Q _{CH₄} (NM ³ ·J ⁻¹)	RÉDUCTION SVT (%)	EFFLUENT [AGV] (MG·L ⁻¹)	Y _{CH₄} (M ³ CH ₄ PAR KG SVT DÉG.)
57-90	[AGV] faible	2,6 ± 0,4	13,5	1,51 ± 0,18	56 ± 4	107 ± 89	0,43
91-112	[AGV] élevée	2,5 ± 0,5	12,2	1,61 ± 0,18	58 ± 5	271 ± 65	0,46
113-119	Surcharge	2,9 ± 0,4	13,9	1,58 ± 0,09	67 ± 6	250 ± 16	0,33

la fraction non volatile) soit traité de la même façon qu'actuellement (c'est-à-dire séchage et incinération), cela ajoute une source de 0,60 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de boue (0,59 tonne sèche x 1,02), pour un total de 0,95 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de boue alimentée au digesteur. Il s'agit donc d'une différence de 0,07 tonne éq. CO₂ par rapport au procédé actuel. Par contre, il faut considérer que le méthane produit par DA est réintroduit comme combustible dans le procédé de séchage des boues. On remplace alors une source de carbone fossile par du carbone renouvelable. Selon la stœchiométrie de la réaction de combustion du méthane, 2 kg de CO₂ sont produits pour chaque Nm³ de méthane brûlé. Les 1,7 million Nm³ de biométhane générés annuellement par DA produiraient donc 3 400 tonnes éq. CO₂ renouvelable par an, ou encore 0,37 tonne éq. CO₂ par tonne sèche

de boue alimentée à l'usine. En résumé, l'insertion de la DA dans la chaîne actuelle de traitement des boues de la station La Pinière apportera une réduction totale de GES totalisant 0,44 tonne éq. CO₂ par tonne sèche de boue à traiter, ce qui représente un potentiel de réduction de GES de 4 000 tonnes éq. CO₂ par année.

Remerciements

Cette étude a été rendue possible grâce à la collaboration de monsieur André Giroux, du Service de l'environnement de la Ville de Laval, de messieurs Michel Joly et Raymond Dolphin, responsables à la station La Pinière, ainsi que du personnel technique de l'IRB, soit mesdames Frédérique Lebrun, Caroline Roy et Mélissa Filiatrault, et messieurs Jérôme Breton, Guido Santoyo et Yong Dae Jeong.

Références

L2I Financial Solutions. (2008). *Energy efficiency measures for GHG Emission Reductions Project*. Rapport préparé pour l'Office municipal d'habitation de Montréal (OMHM), Montréal, Québec, Canada, 20 novembre 2008 (www.ghgregistries.ca/files/projects/prj_8209_824.pdf).

Malina, J.F.J. (1992). « Anaerobic sludge digestion », in: *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Malina, J.F.J. and Pohland, F.G. (édit.), p. 167-212, Technomic Publishing Co, Lancaster, PA.

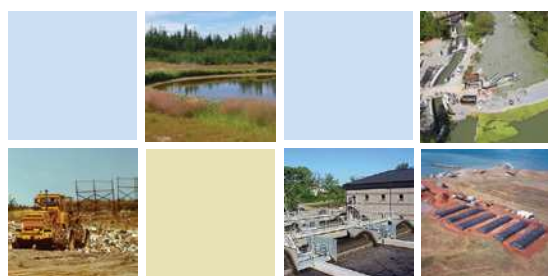
Moletta, R. et W. Verstraete. (2008). « La méthanisation dans la problématique énergétique et environnementale », in: *La méthanisation*, Éditions Lavoisier, Paris, p. 3-8.

Mosey, F.E. (1979). *Sewage Treatment Using Anaerobic Digestion*. Proc. 1st International Symposium on Anaerobic Digestion, Cardiff, Wales. D.A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes (édit.). London : Applied Science Publishers, 1980.

Power N.M. et J.D. Murphy. (2009). « Which is the preferable transport fuel on a greenhouse gas basis; biomethane or ethanol? », *Biomass and Bioenergy*, 33(10), p. 1403-1412.

Roels, J.A. (1983). *Energetics and kinetics in biotechnology*, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, 330 p.

SYLVIS. (2009). *The biosolids emissions assessment model (BEAM): A method for determining greenhouse gas emissions from Canadian biosolids management practices*. Rapport final (PN 1432) préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba, Canada. Juillet 2009 (www.ccme.ca/assets/pdf/beam_final_report_1432.pdf). ■



Votre guichet unique
de services en environnement

DESSAU

INGÉNIERIE

BÂTIMENTS | DÉVELOPPEMENT URBAIN | ENVIRONNEMENT
ÉNERGIE | TÉLÉCOMMUNICATIONS ET SÉCURITÉ | TRANSPORTS

URBANISME ET ARCHITECTURE DE PAYSAGE

GESTION DE PROJET ET CONSTRUCTION

GÉOTECHNIQUE ET MATÉRIAUX

EXPLOITATION

DESSAU.COM