

Appendice A

# Méthodes d'estimation, de mesure et de surveillance des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement

Environnement et Changement climatique Canada  
351, boulevard St-Joseph, 9<sup>e</sup> étage  
Gatineau (Québec) K1A 0H3  
902-426-5231

**SCS ENGINEERS**

01218229.00 | Le 8 février 2019

3117 Fite Circle, bureau 108  
Sacramento (Californie) 95628  
916-361-1297

## Table des matières

Section Page

<b>1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>1</b>
	Estimation des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement .....	1
	Sites d'enfouissement sans SCCG actif.....	1
	Modèles DPO (méthode A-1) .....	2
	Modèles non DPO sans collecte des gaz (méthode A-2) .....	4
	Sites d'enfouissement dotés d'un SCCG actif.....	5
	Modèles DPO avec collecte mesurée de gaz d'enfouissement (méthode A-3).....	5
	Modèles non DPO avec collecte des gaz d'enfouissement (méthode A-4) .....	6
	Récupération mesurée et efficacité de récupération estimée (méthode A-5).....	6
	État des méthodes canadiennes d'estimation des émissions.....	7
	Approche recommandée pour les sites d'enfouissement sans SCCG actif .....	8
	Approche recommandée pour les sites d'enfouissement avec un SCCG actif .....	8
	Mesure du méthane dans les sites d'enfouissement .....	9
	Prélèvements par chambre de flux (méthode B-1) .....	9
	Mesure du panache (méthode B-2) .....	10
	Mesure par micrométéorologie (méthode B-3) .....	10
	Modélisation de la dispersion atmosphérique (méthode B-4) .....	11
	Méthode recommandée pour mesurer les émissions dans les sites d'enfouissement...	12
	Surveillance du méthane dans les sites d'enfouissement .....	13
	Surveillance des émissions de surface (méthode C-1).....	13
	Imagerie au sol ou à basse altitude (méthode C-2) .....	14
	Imagerie par satellite et aérienne (méthode C-3) .....	15
	État de la surveillance au Canada.....	16
	Méthode recommandée pour la surveillance des sites d'enfouissement.....	16
	Documents de référence .....	17
	Règlements existants sur les méthodes d'EMS dans les sites d'enfouissement .....	18
	Liens relatifs aux modèles.....	18

## Tableaux

Tableau 1.	Paramètres critiques des modèles DPO.....	3
------------	---	---

Pièce jointe

Pièce jointe 1 Liste annotée des méthodes d'EMS

# 1 INTRODUCTION

La société SCS Engineers (la société SCS), sous la direction d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), a examiné les méthodes d'estimation, de mesure et de surveillance (EMS) des émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement. Certaines provinces canadiennes (p. ex., la Colombie-Britannique, l'Ontario et le Québec) ont des exigences relatives aux méthodes d'EMS dans les sites d'enfouissement, mais ces exigences ne sont pas normalisées à l'échelle nationale.

La société SCS avait pour mandat de recenser les techniques et les méthodes d'EMS utilisées dans le monde pour gérer le méthane dans les sites d'enfouissement, et d'évaluer la façon dont elles pourraient être utilisées au Canada.

Les pratiques d'EMS concernant les émissions de méthane dans les sites d'enfouissement, qui sont mentionnées dans la pièce jointe 1 de la société SCS, ont été jugées par cette dernière pertinentes aux fins de la présente étude. Le présent rapport analyse ces méthodes, explique pourquoi certaines d'entre elles ne devraient plus être prises en considération et dresse une courte liste des méthodes d'EMS qui pourraient s'appliquer aux émissions de méthane dans les sites d'enfouissement du Canada.

## ESTIMATION DES ÉMISSIONS DE MÉTHANE DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT

L'estimation des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement s'entend de la détection d'émissions de méthane dans les sites sans mesure directe de ces données. Il faut examiner les méthodes d'estimation du méthane dans les sites d'enfouissement séparément, selon que le site compte un système actif de collecte et de contrôle des gaz d'enfouissement (SCCG) ou non. Cette distinction s'impose, car les sites d'enfouissement sans SCCG n'ont généralement aucun moyen de mesurer le débit ou les émissions de gaz d'enfouissement, alors que ceux dotés d'un SCCG actif peuvent mesurer le débit et la teneur en méthane des gaz d'enfouissement recueillis. Cette mesure constitue un point de référence pouvant servir à déterminer la production et les émissions de méthane.

### Sites d'enfouissement sans SCCG actif

Les sites d'enfouissement sans SCCG actif n'ont généralement aucun moyen de vérifier la production ou l'émission de méthane, si ce n'est de prélever un échantillon. Les options pour les programmes d'échantillonnage sont abordées dans les sections sur la mesure et la surveillance des émissions de méthane.

La seule façon d'estimer les émissions de méthane provenant d'un site d'enfouissement sans SCCG actif, et donc sans moyen de mesurer la collecte ou l'émission de méthane, est de modéliser la production ou les émissions de méthane. La société SCS a recensé les méthodes de modélisation suivantes pour les sites d'enfouissement sans SCCG :

- Modèles de dégradation de premier ordre (modèles DPO) (méthode A-1)
- Modèles non DPO (méthode A-2)

## Modèles DPO (méthode A-1)

Les modèles DPO sont très répandus et constituent la méthode privilégiée pour estimer la production de méthane. Ils sont utilisés pour estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) des sites d'enfouissement par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis dans le cadre du programme de déclaration des gaz à effet de serre (PDGES), par le California Air Resources Board (CARB) dans le cadre de la Landfill Methane Control Measure (LMCM) et par le Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC). L'utilisation des modèles DPO pour déterminer la production de méthane dans les sites d'enfouissement remonte au moins à l'adoption des modèles Scholl Canyon, Sheldon Arleta et Palos Verdes, tous élaborés au milieu des années 1970.

Les modèles DPO ont l'avantage d'utiliser des intrants faciles à comprendre (p. ex., tonnage de déchets, taux de dégradation, potentiel de production de méthane) et de permettre aux utilisateurs d'adapter la complexité de la méthode de calcul à leurs besoins. Cette personnalisation était évidente dès le début de l'application des modèles DPO : le modèle Scholl Canyon ne comptait qu'une étape et un seul taux de dégradation, tandis que les modèles Sheldon Arleta et Palos Verdes comportaient de nombreuses étapes et taux de dégradation. Les modèles DPO constituent une méthode viable pour estimer les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement.

Les deux applications des modèles DPO les plus pertinentes sont celle du calcul des émissions de gaz d'enfouissement de l'EPA (LandGEM) et le modèle d'élimination des déchets solides du GIEC. La Californie utilise sa propre version du modèle du GIEC. Pour sa part, la Colombie-Britannique applique une version adaptée du modèle Scholl Canyon, semblable à LandGEM, mais avec des options de réglage plus précises en fonction du type de déchets et du taux de dégradation. Le modèle LandGEM découle du modèle Scholl Canyon et est utilisé couramment aux États-Unis à des fins de conformité réglementaire et de délivrance de permis. Le GIEC est un modèle DPO plus général qui peut s'appliquer partout dans le monde. Le Canada se sert de ce modèle pour établir les estimations qui figurent dans le Rapport d'inventaire national sur les émissions de méthane des sites municipaux d'enfouissement des déchets solides.

Les paramètres critiques pour l'application des modèles DPO sont le taux de dégradation des déchets ( $k$ ) et leur potentiel de production de méthane ( $L_0$  ou une combinaison d'autres facteurs qui sont en pratique équivalents à  $L_0$ ). La présente évaluation a retenu l'élément «  $L_0$  » comme paramètre pour déterminer la production possible d'émissions de méthane, en raison de sa simplicité et de sa brièveté. Les applications simples des modèles DPO établissent les valeurs  $k$  et  $L_0$  des déchets solides municipaux (DSM), tandis que les versions plus complexes (p. ex., le modèle du GIEC) appliquent des valeurs  $k$  et  $L_0$  distinctes pour chaque type de déchets. Le tableau 1 résume les valeurs  $k$  et  $L_0$  ou équivalentes utilisées dans certains modèles et documents.

Tableau 1. Paramètres critiques des modèles DPO

Source	Type de déchets	k (année <sup>-1</sup> )	L <sub>o</sub> (m <sup>3</sup> SCCG/Mg de déchets)
LandGEM	DSM	0,02-0,04	100
PDGES	DSM	0,02-0,57	101
	C et D	0,02-0,04	41
	Déchets inertes	0	0
	Aliments	0,06-0,185	76
	Produits de jardinage	0,05-0,1	101
	Papier	0,04-0,06	203
	Bois et paille	0,02-0,03	218
	Textiles	0,04-0,06	122
	Couches pour bébé	0,05-0,1	122
	Boues	0,06-0,185	0
	Déchets industriels	0,08-0,1	76
Californie (LMCM)	DSM	0,02-0,057	68-110
	Déchets biologiques	0,02-0,057	63
	Boues	0,02-0,057	25
GIEC	Aliments	0,1-0,2	76
	Produits de jardinage	0,06-0,1	101
	Papier	0,05-0,07	203
	Bois et paille	0,02-0,04	218
	Textiles	0,05-0,07	122
	Couches pour bébé	0,06-0,1	122
	Boues	0,1-0,2	25
	Déchets industriels	0,08-0,1	76

Après la détermination par un modèle DPO qu'il y a production de méthane, l'estimation des émissions de méthane consiste à déduire de la production de méthane oxydé dans le dépôt de couverture des sites d'enfouissement ou détruit dans les systèmes de destruction passive et tenir pour acquis que le reste est libéré dans l'atmosphère. L'EPA a utilisé par le passé un taux d'oxydation du méthane dans le dépôt de couverture des sites d'enfouissement de 10 %. Le groupe Solid Waste Industry for Climate Solutions (SWICS), qui regroupe des membres de l'industrie dont la société SCS, a collaboré avec des universitaires à la conception de meilleures méthodes pour estimer l'oxydation du méthane dans le dépôt de couverture des sites d'enfouissement, et a proposé d'appliquer des taux d'oxydation fondés sur le débit de méthane dans le dépôt de couverture (SWICS, 2009). L'EPA a par la suite adopté cette approche dans le cadre du PDGES. Le groupe SWICS avait aussi proposé de fonder le taux d'oxydation sur le matériau de couverture du site d'enfouissement, mais cette approche n'a pas été retenue par l'EPA.

Les modèles DPO sont reconnus pour leur inexactitude à estimer la production de méthane dans les sites d'enfouissement individuels, mais un examen des données recueillies par la société SCS dans le cadre du programme de déclaration des GES de l'EPA donne à penser que les données pourraient être plus précises lorsqu'elles sont agrégées à l'échelle nationale, comme pour un inventaire national. Pour chaque site, la quantité de méthane récupérée a excédé de deux fois et plus ce qu'avait prédit le modèle DPO à ce titre, et la société SCS croit que le modèle peut également surestimer la production de méthane dans les mêmes proportions pour les sites individuels. Dans son document intitulé « Compilation of Air Pollutant Emission Factors » (AP-42), l'EPA estime que les émissions de méthane prévues variaient de 38 à 492 % par rapport aux émissions réelles. Une caractérisation rigoureuse du flux de déchets à chaque site d'enfouissement pourrait réduire l'inexactitude, mais le niveau de caractérisation requis est plus fin que la pratique habituelle de l'industrie aux États-Unis ou au Canada. L'EPA et la Californie ont utilisé trois types de déchets aux fins des catégorisations de complexité intermédiaire, mais des types de déchets différents. L'EPA classe les déchets dans la catégorie des DSM, de la construction et démolition et des déchets inertes, tandis que la Californie utilise des DSM, des déchets biologiques et des boues. Le modèle du GIEC classe les déchets en huit catégories. La méthode de complexité intermédiaire qui consiste à utiliser un petit nombre de catégories (de 3 à 5) et des facteurs  $k$  et  $L_0$  découlant d'études nationales de caractérisation des déchets est la plus précise, en plus de ne pas accroître considérablement le fardeau imposé aux sites d'enfouissement pour la catégorisation des déchets. Les études de caractérisation des déchets devraient classer les types de déchets d'après les catégories du GIEC ou d'autres sources existantes pour les valeurs  $k$  et  $L_0$ .

La caractérisation des déchets pourrait être améliorée quelque peu à l'échelle régionale ou provinciale. Un bon exemple (CARB 2011) de ces améliorations est celui de la Californie qui a adopté le modèle du GIEC dans le cadre de son règlement sur les LMCM associé au projet de loi 32 (AB32) sur le changement climatique. Les données historiques de caractérisation des déchets de la Californie sont suffisamment rigoureuses pour que le modèle du GIEC compris dans le règlement du LMC utilise un potentiel de production de méthane qui varie d'une année à l'autre en fonction des études de caractérisation des déchets à l'échelle de l'État. Un modèle DPO généralisé (c.-à-d. les paramètres par défaut du GIEC ou de l'EPA) constituerait une méthode du GIEC de niveau II, alors qu'un modèle DPO dont les principaux paramètres ou mesures découlant des paramètres seraient établis à l'échelle nationale ou pour chaque pays représenterait une méthode de niveau III. Une méthode de niveau III est une méthode « validée de qualité supérieure ». Les principaux paramètres qui constituent une méthode de niveau III comprennent le taux de dégradation et le potentiel de production de méthane. Le Rapport d'inventaire national du Canada utilise ce type d'approche, alors que les différences temporelles dans la caractérisation des déchets servent à établir la fraction de carbone organique dégradable qui se décompose ( $COD_f$ ) (un des facteurs qui entrent dans le calcul des valeurs du paramètre  $L_0$ ) à quatre périodes différentes dans chaque province et territoire. Des valeurs  $k$  sont calculées pour chaque province et territoire.

Les modèles DPO peuvent servir à calculer la production de méthane pour les sites d'enfouissement de toutes les tailles. Le coût de la modélisation ne dépend pas de la taille du site d'enfouissement, de sorte que le coût relatif sera plus élevé pour les petits sites d'enfouissement. L'utilisation des modèles DPO peut coûter plusieurs centaines de dollars à un ou deux milliers de dollars. La société SCS ne prévoit pas d'obstacles logistiques liés à cette méthode. Toutefois, il est essentiel de comprendre l'incertitude inhérente aux modèles DPO.

## **Modèles non DPO sans collecte des gaz (méthode A-2)**

Il est assez rare d'utiliser des modèles non DPO pour déterminer les émissions de méthane dans les sites d'enfouissement. Le seul modèle non DPO qu'a pu trouver la société SCS et qui est encore en

cours d'élaboration est le California Landfill Methane Inventory Model (CALMIM), qui a été mis au point pour la Californie, avec l'appui de l'EPA. L'interface CALMIM est un modèle unidimensionnel de transport et d'oxydation pour le méthane des sites d'enfouissement. Les modèles non DPO peuvent servir à estimer les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement, mais exigent habituellement des intrants différents, comme la quantité de matière organique dans les matériaux du dépôt de couverture et des renseignements climatiques détaillés. L'interface CALMIM calcule les émissions de méthane en fonction de la modélisation du transport du méthane dans les matériaux du dépôt de couverture du site d'enfouissement et de l'oxydation du méthane dans ce même dépôt.

Elle a été mise au point à partir de sites d'enfouissement californiens, mais a été approuvée à l'échelle internationale comme méthode de déclaration potentielle pour le GIEC (Bogner et coll., 2011). Le GIEC a conclu que l'interface CALMIM constituait une méthode de détermination des émissions de méthane des sites d'enfouissement de niveau III.

L'utilisation d'un modèle non DPO pour calculer la production de méthane est appropriée pour les sites d'enfouissement de toutes les tailles. Le coût de la modélisation ne dépend pas de la taille du site d'enfouissement, de sorte que le coût relatif sera plus élevé pour les petits sites d'enfouissement. Les modèles non DPO exigent des données qui ne sont pas celles que les sites d'enfouissement conçoivent et tiennent à jour habituellement, et ils sont plus compliqués à utiliser, de sorte que leur coût d'utilisation pour estimer les émissions de méthane a tendance à être plus élevé que celui des modèles DPO. L'utilisation des modèles non DPO peut coûter un à deux milliers de dollars ou une à deux dizaines de milliers de dollars, selon la quantité de données supplémentaires recueillies. La société SCS ne prévoit pas d'obstacles logistiques liés à cette méthode. Toutefois, il faut tenir compte des données supplémentaires devant être recueillies.

## Sites d'enfouissement dotés d'un SCCG actif

Les sites d'enfouissement où l'on recueille activement des gaz d'enfouissement peuvent mesurer le débit du méthane et sa teneur dans les gaz d'enfouissement collectés. Ces données de mesure supplémentaires ouvrent les options suivantes pour les méthodes d'estimation des émissions de méthane optionnelles suivantes :

- Les modèles DPO avec collecte mesurée de gaz d'enfouissement (méthode A-3);
- Les modèles non DPO (méthode A-4);
- la collecte mesurée de gaz d'enfouissement avec une efficacité de collecte estimée (méthode A-5).

### **Modèles DPO avec collecte mesurée de gaz d'enfouissement (méthode A-3)**

Selon cette méthode, un modèle DPO sert à modéliser la production de méthane, et le méthane récupéré est déduit des émissions fugitives de méthane qui circulent dans le dépôt de couverture du site d'enfouissement. Les émissions provenant du méthane récupéré sont mesurées et calculées à l'aide d'un dispositif de combustion stationnaire ou d'un autre procédé (p. ex., un système d'absorption du carbone [SAC] ou de production de gaz naturel comprimé [GNC]). L'équation 1 représente la formule générale de calcul des émissions.

$$\text{Équation 1 : } \textit{Emissions} = (\textit{Gen} - \textit{Recovery}) \times (1 - \textit{Oxidation})$$

Le terme « Emissions » désigne la masse de méthane émise, « Gen » s'entend de la masse de méthane générée qui a été calculée par le modèle DPO, « Recovery » est le méthane récupéré par le

SCCG actif, et « oxydation » est la fraction de méthane oxydé dans le dépôt de couverture du site d'enfouissement.

Les modèles DPO avec récupération du méthane peuvent servir à estimer les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement. Le PDGES de l'EPA utilise cette méthode pour calculer les émissions de GES. La méthode d'inventaire des déchets solides du GIEC inclut cette méthode.

Étant donné que cette méthode d'estimation des émissions de méthane repose sur un modèle DPO pour estimer les émissions de méthane, elle hérite de l'exactitude, de l'incertitude et des contraintes des modèles DPO. L'inexactitude des modèles DPO est évidente lorsque le méthane récupéré dépasse la production de méthane modélisée. Il est toutefois plus difficile de constater l'inexactitude du modèle servant à prévoir la production de méthane parce qu'il n'y a pas d'écart évident (c.-à-d. le méthane récupéré excédant la production de méthane modélisée), mais on sait que le modèle surestime également la production de méthane pour des sites individuels.

Le coût de cette méthode est plus élevé que celui des modèles DPO uniquement à cause des coûts supplémentaires associés à la surveillance et au traitement des données sur la récupération du méthane. Cette méthode coûtera d'un à deux milliers de dollars à quelques milliers de dollars, selon le nombre d'emplacements de mesure du méthane et de dispositifs de destruction du méthane. La société SCS ne prévoit pas d'obstacles logistiques liés à cette méthode pour les installations qui comptent déjà un SCCG actif.

#### **Modèles non DPO avec collecte des gaz d'enfouissement (méthode A-4)**

Les modèles non DPO ont déjà fait l'objet des paragraphes précédents. La présence d'un SCCG actif peut restreindre l'utilisation de certains modèles non DPO pour estimer les émissions de méthane, mais l'interface CALMIM peut servir pour les sites dotés d'un SCCG. Cette interface permet aux utilisateurs de saisir la superficie du site d'enfouissement au moyen d'un SCCG actif, et de calculer les émissions de méthane en fonction de la zone couverte. Contrairement aux méthodes A-3 et A-5, l'interface CALMIM n'exige pas de renseignements sur la quantité de déchets déposés chaque année ni sur la quantité de méthane recueillie par le SCCG.

#### **Récupération mesurée et efficacité de récupération estimée (méthode A-5)**

Cette méthode permet de mesurer la récupération du méthane, d'estimer la fraction de récupération du méthane (efficacité de la collecte) et de calculer la production de méthane en fonction de ces éléments. L'écart entre la production de méthane calculée et le méthane récupéré serait attribuable au méthane qui circule à la surface du site d'enfouissement, à son oxydation et aux émissions qu'il libère dans l'atmosphère. Les émissions provenant du méthane récupéré sont mesurées par un appareil de combustion stationnaire ou un autre procédé. L'équation 2 représente la formule générale de calcul des émissions.

$$\text{Équation 2 : } \textit{Emissions} = \left( \frac{\textit{Recovery}}{\textit{Collection eff}} - \textit{Recovery} \right) \times (1 - \textit{Oxidation})$$

Le terme « Emissions » désigne la masse de méthane émise; « Recovery » est le méthane mesuré récupéré par le SCCG actif; « Effet de collecte » s'entend de l'efficacité de collecte estimée du SCCG; et « Oxydation » est la fraction de méthane oxydé dans le dépôt de couverture du site d'enfouissement.

La mesure de la récupération du méthane et l'estimation de l'efficacité de la collecte constituent un moyen approprié d'estimer les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement. Cette

méthode d'estimation du méthane a été mise au point par Solid Waste Industry for Climate Solutions (SWICS), un groupe de l'industrie dont fait partie la société SCS, qui a collaboré avec des universitaires à l'élaboration de la méthode et des estimations de l'efficacité de la collecte (SWICS, 2009). Le PDGES de l'EPA utilise également une version modifiée de la méthode du groupe SWICS.

L'efficacité de la collecte est difficile à mesurer directement, et l'incertitude ou l'exactitude de cette méthode est associée à l'incertitude de ce facteur. Par le passé, l'EPA estimait que les sites d'enfouissement avec récupération de gaz recueillaient 75 % du méthane produit. Le PDGES utilise la superficie par type de dépôt de couverture pour estimer l'efficacité de la collecte. Le groupe SWICS et l'EPA ont utilisé le type de dépôt de couverture du site d'enfouissement (p. ex., quotidien, intermédiaire et final) pour déterminer l'efficacité de la collecte dans chaque site. Chaque type de dépôt de couverture comporte une efficacité de collecte propre, et l'efficacité de la collecte pour l'ensemble de l'installation correspond à la moyenne pondérée en fonction de la superficie de ces diverses efficacités de collecte. Le groupe SWICS recommande également de tenir compte des résultats de la surveillance, de l'examen technique de l'intégralité du SCCG et d'autres données propres au site lors de l'évaluation de l'efficacité de la collecte pour chaque type ou zone du dépôt de couverture. Toutefois, l'EPA n'a pas intégré cette fonction dans le PDGES.

Pour obtenir des données propres au site sans estimer l'efficacité de collecte, il faut mesurer les émissions de méthane, ce qui est abordé dans la section suivante.

L'utilisation d'un taux d'efficacité de collecte fixe ou par défaut devrait être évitée parce qu'elle pourrait constituer une incitation perverse à réduire la récupération et la destruction du méthane. Dans ce cas, la récupération moindre du méthane entraînerait une réduction de la production de méthane calculée et des émissions calculées, alors que les émissions réelles de méthane seraient plus élevées parce que la production réelle de méthane demeurerait la même (voir l'équation 1).

Le coût de cette méthode est semblable à celui d'un modèle DPO avec collecte mesurée de méthane. Cette méthode coûtera d'un à deux milliers de dollars à quelques milliers de dollars, selon le nombre d'emplacements de mesure du méthane et de dispositifs de destruction du méthane. La société SCS ne prévoit pas d'obstacles logistiques liés à cette méthode pour les installations qui comptent déjà un SCCG actif.

## État des méthodes canadiennes d'estimation des émissions

Même si aucun règlement n'exige l'estimation des émissions de méthane, les sites d'enfouissement pourraient vouloir modéliser la production de méthane dans le cadre d'un programme visant à contrôler la migration des gaz hors site, à réduire les odeurs émises ou à récupérer l'énergie. D'après son expérience, la société SCS et les autres experts consultés jugent que la méthode LandGEM constitue l'approche la plus courante pour modéliser la production de méthane, parfois avec l'utilisation d'un taux de dégradation et de valeurs possibles de production de méthane de nature provinciale. Certains modèles DPO plus complexes, comme celui de la Colombie-Britannique ou du GIEC, sont parfois utilisés, mais moins souvent.

Le Landfill Gas Management Regulation de la Colombie-Britannique exige que les sites d'enfouissement qui, depuis 2008, contiennent 100 000 mégagrammes ou plus de DSM ou qui reçoivent 10 000 mégagrammes ou plus de DSM au cours d'une année civile préparent une évaluation de la production de gaz d'enfouissement. Les directives existantes sur les procédures d'évaluation de la production de gaz dans les sites d'enfouissement (Landfill Gas Generation Assessment Procedure Guidelines) exigent d'effectuer cette évaluation à l'aide du modèle Scholl Canyon et donnent des indications des valeurs à utiliser par défaut pour plusieurs paramètres. Un

outil d'estimation de la production de gaz d'enfouissement (tableur Microsoft Excel) est à la disposition des propriétaires de sites d'enfouissement pour les aider dans cette analyse.

## Approche recommandée pour les sites d'enfouissement sans SCCG actif

Pour les sites d'enfouissement sans SCCG, la société SCS recommande l'utilisation d'un modèle DPO dérivé du modèle du GIEC avec des paramètres  $k$  et  $L_0$  adaptés à la région, comme l'a fait la Californie avec le modèle du GIEC ou la Colombie-Britannique avec le modèle Scholl Canyon (méthode A-1). Il serait possible de déterminer des valeurs régionales  $k$  et  $L_0$  à partir des données de caractérisation des déchets qui répartissent le flux de déchets dans des catégories pour lesquelles des valeurs  $k$  et  $L_0$  ont été établies (p. ex., catégories du GIEC). Des méthodes d'essai de pompage pourraient établir les valeurs  $k$  pour chaque site, comme les essais de niveau 3 des New Source Performance Standards (NSPS) de l'EPA. Le modèle devrait utiliser des intrants plus descriptifs que ceux du modèle de la Colombie-Britannique. Autrement dit, les intrants sur le type de déchets devraient être descriptifs (p. ex., déchets solides municipaux, déchets biologiques, déchets alimentaires, déchets inertes) contrairement aux intrants utilisés dans le modèle de la Colombie-Britannique (p. ex., déchets relativement inertes, modérément décomposables, décomposables), afin qu'il soit plus facile d'utiliser directement les données recueillies dans le cadre d'études de caractérisation des déchets.

Il est préférable d'employer un modèle DPO au lieu d'un modèle non DPO parce que le premier prédit la production de gaz d'enfouissement et fournit ainsi des données utiles non seulement pour l'estimation des émissions de méthane des sites d'enfouissement, mais aussi pour assurer la cohérence avec les pratiques industrielles et internationales. De plus, ces options ont tendance à être moins coûteuses que d'autres et peuvent être peaufinées assez facilement au fil du temps. Toutefois, la recherche sur les modèles non DPO se poursuit, et ces méthodes pourraient être beaucoup plus acceptées avec le temps.

## Approche recommandée pour les sites d'enfouissement avec un SCCG actif

Pour les sites d'enfouissement dotés d'un SCCG, la société SCS recommande l'utilisation de la récupération mesurée de méthane avec une efficacité de collecte estimée (méthode A-2). La méthode devrait comporter obligatoirement une estimation propre au site de l'efficacité de la collecte, surtout si les estimations des émissions de méthane ont des conséquences financières (p. ex., taxe sur le carbone, programme de plafonnement et d'échange). Autant le groupe SWICS que l'EPA fondent l'estimation de l'efficacité de la collecte sur les types de dépôts de couverture utilisés (p. ex., quotidien, intermédiaire et final) au site d'enfouissement, ainsi qu'à la portée du SCCG.

Il serait acceptable de permettre un plus grand jugement technique pour chaque site si l'estimation des émissions de méthane servait à des fins d'information ou d'inventaire (p. ex., version du groupe SWICS). Un système plus rigide se justifierait lorsque l'estimation des émissions de méthane est liée à un programme financier, afin d'éviter de compromettre ce système financier et de promouvoir l'uniformité entre les sites d'enfouissement dans le cadre d'un programme de réglementation (p. ex., version de l'EPA).

## MESURE DU MÉTHANE DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT

La mesure du méthane dans les sites d'enfouissement désigne la mesure directe des émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement. La société SCS a recensé quatre catégories de mesures du méthane dans la liste annotée précédente. Toutes ces méthodes de mesure sont beaucoup plus coûteuses que les méthodes d'estimation des émissions de méthane en raison de l'énorme travail sur le terrain et de la grande quantité de matériel et d'analyses qu'elles exigent. Les catégories mentionnées précédemment sont les suivantes :

- les prélèvements par chambre de flux (méthode B-1);
- la mesure du panache (méthode B-2);
- la mesure par micrométéorologie (méthode B-3);
- la modélisation de la dispersion (méthode B-4).

### Prélèvements par chambre de flux (méthode B-1)

Les prélèvements par chambre de flux consistent à échantillonner le flux de méthane (émissions massiques par zone) à la surface du site d'enfouissement à l'aide de chambres de flux. Les chambres de flux sont de petites (généralement d'environ un mètre carré) chambres à moitié ouvertes (une coupole en général) qui sont placées sur la surface échantillonnée. Les emplacements des prélèvements sont très petits par rapport à la superficie d'un site d'enfouissement même petit, de sorte que les prélèvements par chambre de flux doivent comprendre une méthode d'étalonnage des résultats à l'ensemble du site.

L'EPA a mis au point une méthode qui fixe le nombre de prélèvements nécessaires et de l'emplacement de ceux-ci (Radian, 1986), mais le nombre requis pour un site d'enfouissement même petit n'est pas pratique. Un site de dix (10) acres (4 hectares) nécessiterait 37 emplacements de prélèvement, plusieurs jours de travail sur le terrain, des dizaines de milliers de dollars en frais d'analyse et des jours de travail pour préparer la déclaration des émissions. Il faudrait beaucoup plus de prélèvements pour les grands sites, et les coûts seraient proportionnellement plus élevés.

D'autres options de prélèvement ont été proposées et mises au point, dont une stratégie qui jumelle la surveillance des émissions de surface aux prélèvements par chambre de flux. Cette méthode a été élaborée par Thomas Card de Environmental Management Consulting.

Pour se conformer aux règlements, les sites d'enfouissement ne sont pas tenus d'utiliser ni la méthode de l'EPA ni les méthodes de rechange. Ces méthodes servent habituellement à démontrer l'existence d'émissions provenant d'une installation à des fins de recherches universitaires ou non réglementaires.

Le nombre de prélèvements exigés par l'EPA dans son guide de prélèvement par chambre de flux vise à obtenir un niveau de confiance de 95 % que le taux de flux à l'ensemble du site se situe à moins de 20 % du taux de flux réel. Les chambres de flux peuvent être utilisées dans la plupart des sites d'enfouissement. Étant donné que les prélèvements exigent d'avoir accès à de vastes zones du site d'enfouissement, il peut être impossible dans certains sites d'effectuer des prélèvements sur une grande superficie pour des raisons de sécurité. Les prélèvements par chambre de flux ne devraient pas avoir lieu peu de temps après des précipitations ou lorsque le sol est recouvert de neige; ainsi, la période permettant les prélèvements sera restreinte pour de nombreux sites d'enfouissement.

L'exécution de prélèvements par chambre de flux coûtera quelques dizaines de milliers de dollars à plusieurs dizaines de milliers de dollars s'ils sont jumelés à la surveillance des émissions de surface. Le coût d'un seul prélèvement par chambre de flux au moyen de la méthode statistique de l'EPA pourra varier entre une ou deux centaines de milliers de dollars et quelques centaines de milliers de dollars.

## Mesure du panache (méthode B-2)

La mesure optique du panache a recours à un capteur optique au sol pour mesurer le panache de méthane provenant d'un site d'enfouissement. Ces mesures du panache servent ensuite à calculer le taux d'émissions de méthane d'un site d'enfouissement. Il n'existe actuellement aucune méthode normalisée de détection optique. L'EPA a publié un document sur la méthode de prélèvement de recharge 10 (OTM 10), mais celle-ci a graduellement été abandonnée et n'est plus jugée pratique ou suffisamment précise pour être utilisée régulièrement. L'EPA ne recommande pas l'application de cette méthode à l'heure actuelle sur les sites qu'elle réglemente, mais elle a récemment exigé une surveillance au moyen de la technique de covariance des tourbillons pour les sites spécialement réglementés.

En raison du coût élevé (c.-à-d. plusieurs dizaines de milliers de dollars, voire quelques centaines de milliers de dollars), des connaissances spécialisées nécessaires pour appliquer cette technique, du degré de certitude inconnu, de la mise au point d'autres méthodes (p. ex., la covariance des tourbillons), de la piètre uniformité et répétabilité des résultats des études réalisées jusqu'à maintenant et des conditions de fonctionnement restrictives, les méthodes à base de détection optique au sol n'ont plus la cote, et la société SCS ne recommande pas de s'attarder davantage aux méthodes de mesure du panache.

## Mesure par micrométéorologie (méthode B-3)

D'autres méthodes de détection optique calculent la taille d'un panache au moyen de mesures de la teneur en méthane prélevé sur un nombre moindre de parcours au lieu d'utiliser de nombreux parcours. Le présent examen portera principalement sur la covariance des tourbillons qui constitue la méthode de mesure par micrométéorologie la plus courante. La plupart de ces résultats pourraient également être appliqués à d'autres méthodes micrométéorologiques, y compris celles de l'accumulation des tourbillons et de Bowen. Ces méthodes ressemblent à la covariance des tourbillons et reposent sur des capteurs semblables tout en présentant des avantages et désavantages similaires. Le présent rapport aborde la covariance des tourbillons parce que cette technique est bien comprise et que des logiciels commerciaux de surveillance sont disponibles.

Ces méthodes calculent le flux de méthane à partir d'une source grâce à la teneur en méthane mesurée entre des points fixes. Un laser infrarouge sert à mesurer la teneur en méthane atmosphérique. Les mesures micrométéorologiques sont généralement supérieures aux mesures du panache parce que certaines pièces d'équipement peuvent demeurer en place et assurer une surveillance régulière pendant de longues périodes. Il existe de nombreux logiciels concurrents qui peuvent calculer le flux à l'aide de la covariance des tourbillons.

Cette technique a beaucoup d'autres applications, notamment pour la surveillance du flux d'oxygène benthique dans l'océan, la surveillance du flux de dioxyde de carbone atmosphérique et la micrométéorologie. Les principes de la covariance des tourbillons ont été définis dans les années 1950, mais l'inexistence du matériel et des logiciels nécessaires en restreignait l'application. Les progrès réalisés récemment en matière de coût et de capacité des anémomètres à

ultrasons et des capteurs de gaz, et sur le plan de la puissance computationnelle, ont mené à une utilisation plus répandue de l'anémomètre au cours des dix dernières années.

Aucun règlement n'exige l'utilisation de la covariance des tourbillons, mais la société SCS connaît une installation qui est tenue d'utiliser cette technique pour mesurer les émissions de méthane en vertu de son permis de recherches. De même, aucun organisme de réglementation n'impose une méthode normalisée de covariance des tourbillons. La covariance des tourbillons est principalement employée aux fins de recherches universitaires.

Elle comporte d'importantes exigences en matière de saisie et de gestion des données et bénéficie d'un stockage plus robuste et moins coûteux, ainsi que d'une couverture cellulaire plus large pour la transmission des données. Il s'agit probablement de la méthode de mesure la plus précise dans la plupart des circonstances, qu'a examinée la société SCS. La covariance des tourbillons comporte des limites techniques sur le plan de l'alimentation électrique et du transfert de données. De plus, elle n'est pas aussi efficace pendant les fortes précipitations, sans compter que la rosée, la neige et le gel peuvent interférer avec les mesures. Pour ces raisons, la covariance des tourbillons convient mieux aux sites arides ayant accès à une source d'alimentation électrique et à une couverture cellulaire, même si elle peut être utilisée dans les climats plus humides. Dans le cas des sites sans alimentation électrique ni couverture cellulaire, il est possible d'avoir recours à une alimentation par piles et à la collecte manuelle des données. Certains progiciels de covariance des tourbillons nécessitent un étalonnage fréquent (parfois quotidien). Les connaissances et les compétences requises pour concevoir et mettre en œuvre un programme de surveillance de la covariance des tourbillons ne sont pas chose courante chez les spécialistes des sites d'enfouissement, mais de nombreuses grandes sociétés d'experts-conseils en environnement et en génie comptent des groupes de surveillance qui possèdent ces connaissances et compétences. Cette méthode peut coûter une à deux centaines de milliers de dollars par site, voire quelques centaines de milliers de dollars.

## Modélisation de la dispersion atmosphérique (méthode B-4)

Les méthodes de calcul des émissions par dispersion atmosphérique se servent de données sur la teneur en méthane et de données météorologiques ponctuelles, prélevées sur le terrain, pour mesurer les émissions de méthane provenant du site d'enfouissement à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique comme le modèle réglementaire AERMOD de l'American Meteorological Society (AMS)/EPA ou le CalPUFF. Il n'existe aucune méthode normalisée pour mesurer le méthane sur le terrain. La méthode retenue est parfois celle du calcul de la teneur en méthane provenant des émissions de surface (Huitric et Kong, 2006) ou la mesure du panache (Goldsmith et coll., 2012).

Comme c'est le cas pour les méthodes B-2 et B-3, cette méthode exige de recueillir des données météorologiques exhaustives en même temps que des données sur la teneur en méthane. Il est très coûteux de recueillir à la fois des données de surveillance du méthane et des données météorologiques connexes si celles-ci ne sont pas déjà recueillies à d'autres fins; de plus, l'utilisation des données de surveillance du méthane provenant d'un seul prélèvement ne reflète que les émissions de méthane à cette occasion. La surveillance continue (p. ex., la mesure du panache ou des capteurs stationnaires) exige un matériel complexe et comporte un bon nombre d'exigences similaires à la méthode B-3, notamment celles relatives à l'alimentation électrique et à la gestion des données.

Aucun règlement d'aucune administration n'exige d'établir les taux d'émission à partir de modèles de dispersion atmosphérique, bien que la Californie ait associé la conformité réglementaire à cet élément. Il n'existe pas de méthode normalisée de modélisation inversée, même s'il y a eu certaines

propositions à cet effet (Huitric et Kong, 2006). Les méthodes de dispersion atmosphérique produisent généralement des résultats exacts, mais les modèles réglementaires ont tendance à surestimer les répercussions, ce qui pourrait entraîner des prévisions inférieures des émissions. Elles ont également tendance à être inexactes lorsqu'il s'agit de modéliser les répercussions très près des zones sources, comme les sites d'enfouissement. Cette méthode n'est limitée que par les contraintes de la méthode de surveillance utilisée pour mesurer le méthane. Le coût de modélisation de la dispersion atmosphérique peut varier de plusieurs dizaines de milliers de dollars à une ou deux centaines de milliers de dollars par prélèvement. Les coûts de prélèvement seront probablement proportionnels à la taille du site d'enfouissement.

## Méthode recommandée pour mesurer les émissions dans les sites d'enfouissement

La méthode la plus répandue pour mesurer le flux des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement est celle des prélèvements par chambre de flux. Elle devrait donc servir de méthode pour confirmer les données sur les émissions de méthane. La société SCS recommande également d'effectuer un dépistage préliminaire des émissions de surface afin de réduire le nombre de lieux de prélèvement nécessaires. Elle est aussi d'avis que la covariance des tourbillons et les méthodes micrométéorologiques similaires sont très prometteuses pour mesurer les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement, mais qu'elles ne sont pas encore au point, notamment sur le plan de la rentabilité. La technologie a été validée dans d'autres applications. Les problèmes qui restent à régler afin de pouvoir avoir recours davantage à la covariance des tourbillons pour mesurer le méthane dans les sites d'enfouissement sont le coût et la mise au point de progiciels de surveillance que peuvent utiliser des utilisateurs moins spécialisés.

## SURVEILLANCE DU MÉTHANE DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT

La surveillance du méthane dans les sites d'enfouissement consiste à mesurer directement les émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement de façon continue ou récurrente, sans les quantifier. Les catégories décrites brièvement ci-dessous sont les suivantes :

- la surveillance des émissions de surface (méthode C-1);
- l'imagerie au sol ou à basse altitude (méthode C-2);
- l'imagerie par satellite et aérienne (méthode C-3).

### Surveillance des émissions de surface (méthode C-1)

La surveillance des émissions de surface consiste à utiliser un détecteur portatif de méthane près de la surface du site d'enfouissement et à traverser tout le site pour mesurer les teneurs en méthane immédiatement au-dessus du site comme tel.

L'EPA exige l'exécution d'une surveillance des émissions de surface pour la plupart des sites d'enfouissement générant plus de 50 mégagrammes par année de composés organiques non méthaniques (CONM), ce qui passera à 34 mégagrammes par année avec le nouveau règlement. Lorsque la surveillance révèle que le méthane dépasse les seuils d'intervention, le site d'enfouissement doit prendre des mesures pour réduire les émissions de méthane. La Californie a également des exigences en matière de surveillance des émissions de surface pour les sites d'enfouissement dotés d'un SCCG actif, plus strictes que celles de l'EPA. L'Ontario et la Colombie-Britannique n'exigent pas la surveillance des émissions de surface. Le Québec est la seule province qui oblige les sites d'enfouissement dotés de systèmes de collecte des gaz d'enfouissement en exploitation (généralement des sites d'enfouissement d'une capacité supérieure à 1 500 000 m<sup>3</sup> ou qui reçoivent plus de 50 000 tonnes de déchets par année) à effectuer une surveillance des émissions de surface.

Il est possible de modifier le niveau de surveillance des émissions de surface et le coût pour les sites en changeant l'espacement entre les parcours, en effectuant une surveillance des émissions à la fois intégrée et instantanée, en vérifiant les pénétrations de surface, en modifiant la fréquence des activités de surveillance et en rajustant les seuils de surveillance du méthane qui obligent les sites d'enfouissement à prendre des mesures correctives. À l'heure actuelle, l'EPA exige que les activités de surveillance des émissions de surface instantanée soient réalisées tous les trimestres, qu'elles s'effectuent sur des parcours en serpentins espacés de 30 mètres à la surface des sites d'enfouissement et que ces derniers prennent des mesures correctives lorsqu'une teneur instantanée en méthane de 500 parties par million en volume (ppmv) est détectée. À titre de comparaison, l'État de la Californie exige une surveillance des émissions de surface instantanée et intégrée tous les trimestres avec des parcours espacés de 7,6 mètres (25 pieds), et oblige les sites d'enfouissement à prendre des mesures correctives à 500 ppmv de méthane instantané ou à 25 ppmv de méthane intégré (teneur moyenne dans une zone de 50 000 pieds carrés [4 645 mètres carrés]). Enfin, les exigences en cette matière peuvent exiger la surveillance de caractéristiques ou d'emplacements précis. Par exemple, les nouvelles exigences de l'EPA obligent les installations à surveiller toutes les pénétrations de surface, ce qui comprend les têtes de puits, les événements et les poteaux permanents. La réglementation californienne exige déjà une surveillance de la pénétration. Au Québec, il faut effectuer une surveillance des émissions de surface au moins trois fois par année, soit au printemps, à l'été et à l'automne. Cette fréquence peut être ramenée à une fois par année pour les zones ayant un dépôt de couverture final si les résultats de deux années de surveillance des émissions de surface ne dépassent pas le seuil de 500 ppmv à quelque endroit que ce soit.

Il en coûte trois fois plus pour répondre aux exigences de la Californie qu'à celles de l'EPA. Le Québec exige que les teneurs en méthane instantané de surface demeurent inférieures à 500 ppmv, mais ne précise pas de fréquence ni d'espacement entre les parcours. Le règlement de l'EPA (40 Code of Federal Regulations [CFR], partie 60, section XXX) ou celui de la Californie (California Code of Regulations [CCR] chapitre 17, article 4, paragraphe 6) décrivent en détail les exigences en matière de surveillance. Les exercices de surveillance des émissions de surface peuvent aider les sites puisqu'ils révèlent les fuites dans le dépôt de couverture et augmentent la récupération des gaz d'enfouissement aux fins du recouvrement d'énergie.

Le coût de la surveillance des émissions de surface pour les petits sites (moins de 50 acres [20 hectares]) est fonction de la mobilisation, du matériel et de la production de rapports plutôt que de la taille du site. Il coûte beaucoup plus cher par segment d'effectuer une surveillance des émissions de surface dans les petits sites que dans les grands. Pour les grands sites, les coûts sont davantage fonction de la taille du site. Les coûts varient de quelques milliers de dollars à une ou deux dizaines de milliers de dollars par contrôle.

L'efficacité de la surveillance dépend de l'espacement des parcours de surveillance. Plus les parcours sont rapprochés, moins il y a de risque de passer à côté de petites zones où les taux d'émissions de méthane sont élevés. Le fait de prendre des mesures d'atténuation à des seuils de surveillance plus bas réduira également les émissions de méthane. Toutefois, le resserrement de l'espacement entre les parcours est étroitement lié au coût de la surveillance. Une surveillance plus efficace entraînera une augmentation des coûts. Comme il a été mentionné, l'EPA exige un espacement de 30 mètres entre les parcours, alors que cette distance est de 7,6 mètres en Californie où le coût de la surveillance est environ trois fois plus élevé. La différence de coût est attribuable en grande partie, mais pas en totalité, aux exigences en matière d'espacement entre les parcours.

La surveillance des émissions de surface peut être effectuée dans la plupart des sites d'enfouissement. Les conditions météorologiques en limitent l'efficacité. Cette surveillance ne peut pas être exécutée sur des sites enneigés et ne devrait pas l'être immédiatement après des précipitations. La Californie exige que la surveillance soit effectuée lorsque les vents sont inférieurs à cinq (5) miles à l'heure en moyenne, et le nouveau règlement de l'EPA prévoit l'utilisation d'un pare-vent lorsque les vents sont supérieurs à quatre (4) miles à l'heure en moyenne. Les installations qui prévoient avoir de la difficulté à effectuer la surveillance dans ces conditions météorologiques peuvent demander aux organismes de réglementation de réaliser la surveillance dans d'autres conditions, et tout règlement imposant la surveillance des émissions de surface devrait faire de même.

## Imagerie au sol ou à basse altitude (méthode C-2)

Les caméras infrarouges (IR) sont capables de capter des fréquences que l'œil humain ne peut pas détecter, mais dans lesquelles le méthane est visible. Ces types de caméras sont déjà déployés par l'industrie pétrolière et gazière pour détecter les fuites dans les pipelines et d'autres infrastructures pétrolières et gazières. Ces caméras ne sont pas utilisées couramment dans le secteur des déchets solides, et il y a des défis particuliers à relever avant qu'elles ne soient adoptées à grande échelle. Toutefois, la capacité de la technologie a été confirmée en principe par son utilisation généralisée dans l'industrie pétrolière et gazière.

Dans le cas des sites d'enfouissement, le personnel pourrait utiliser des caméras infrarouges pour dépister les grands points d'émission de méthane à la surface du site d'enfouissement ou dans le cadre du SCCG du site d'enfouissement. Les caméras infrarouges installées sur des drones pourraient surveiller les sites d'enfouissement éloignés ou des portions d'un site d'enfouissement auquel on ne peut accéder en toute sécurité afin de réaliser une surveillance des émissions de surface. Toutefois, lorsqu'elles détectent des émissions de méthane élevées, elles ne peuvent cerner la source des émissions de méthane et le personnel peut être obligé de chercher la source avec du matériel de surveillance des émissions de surface.

En plus des caméras infrarouges, d'autres technologies optiques, comme l'imagerie hyperspectrale et l'imagerie thermique, peuvent être utilisées dans les sites d'enfouissement. Il s'agit à l'heure actuelle d'applications de créneau qui ne servent pas à la surveillance du méthane, mais qui pourraient s'appliquer à l'avenir aux programmes de surveillance. L'examen s'attardera à l'imagerie infrarouge, car son utilisation a été démontrée dans d'autres domaines.

Les caméras infrarouges servent à assurer la conformité aux règlements de l'EPA en matière de détection et de réparation des fuites dans l'industrie pétrolière et gazière. Les caractéristiques des sources d'émissions dans l'industrie pétrolière et gazière ne sont pas les mêmes que celles d'un site d'enfouissement. Les fuites de méthane provenant des installations pétrolières et gazières ont tendance à être des points chauds localisés comme des raccords et des trous dans le matériel. Bien que les fissures dans le dépôt de couverture puissent entraîner des points chauds localisés, les émissions de méthane dans les sites d'enfouissement ont tendance à être lentes, mais étendues sur une grande superficie.

Les caméras infrarouges peuvent être montées sur un support, tenues à la main ou installées sur un drone. Grâce à cette polyvalence, la plupart des sites devraient pouvoir trouver une application de surveillance par caméra infrarouge convenant au site. Les coûts associés au matériel et à la surveillance peuvent s'établir à plusieurs milliers de dollars à quelques dizaines de milliers de dollars par contrôle.

L'imagerie par infrarouge devrait réussir, dans une moyenne ou grande mesure, à déceler les zones locales d'émissions élevées de méthane et pouvoir avec une efficacité modérée caractériser les émissions à l'ensemble du site. L'imagerie peut produire une vue d'ensemble du site relativement rapidement, et il est peu probable qu'elle rate les points chauds localisés que la surveillance des émissions de surface pourrait manquer. Au fil des progrès technologiques, les technologies IR peuvent détecter et quantifier avec précision les fuites à faible teneur, d'une manière de plus en plus rentable.

### Imagerie par satellite et aérienne (méthode C-3)

Cette méthode de surveillance est semblable à la méthode C-2 en ce sens qu'elle utilise l'imagerie pour détecter le méthane à l'extérieur de la plage visible. Toutefois, elle s'applique à une échelle différente. La méthode de surveillance du méthane C-2 utilise des caméras au sol ou à basse altitude (drone) pour repérer les points chauds en matière de méthane, mais l'imagerie par satellite ou aérienne utilise l'imagerie en haute altitude ou en orbite pour obtenir une image globale des émissions de méthane provenant d'un site d'enfouissement.

Il a été démontré que les caméras aériennes et orbitales pouvaient capter d'importants panaches de méthane, notamment dans la fuite du canyon Aliso de SoCal Gas. De même, l'imagerie à distance pourrait servir à produire une image des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement, et plusieurs études du sud de la Californie ont permis de voir les émissions de méthane provenant de

grands sites d'enfouissement. Toutefois, la distance de l'imagerie nuirait considérablement à cerner avec précision l'emplacement des émissions de méthane ou des points chauds. À l'heure actuelle, cette imagerie à distance ne fournit pas d'estimation quantitative des émissions ou des teneurs en méthane, mais des recherches et la mise au point de méthodologies ont été entreprises pour établir des mesures quantitatives.

La société SCS a déterminé que le coût et le matériel requis pour ce type de surveillance ne sont pas pratiques et que la méthode ne devrait pas être utilisée pour la surveillance des sites individuels. Il est peu probable d'atteindre l'efficacité de la méthode C-2 pour la surveillance des sites individuels, mais elle réussit de façon limitée à surveiller les rejets importants ou les émissions régionales de méthane à des fins de recherche.

## État de la surveillance au Canada

En général, il n'y a pas de surveillance des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement canadiens. Seul le Québec possède des normes sur la surveillance des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement, mais la réglementation ne décrit pas les méthodes ni les exigences en la matière. La surveillance est effectuée principalement de façon ponctuelle, d'après la recommandation d'un expert-conseil. Selon l'expérience de la société SCS et des consultations auprès d'autres experts des sites d'enfouissement qui travaillent au Canada, les procédures de surveillance des émissions de méthane s'inspirent des méthodes de l'EPA. L'imagerie au sol ou à haute altitude n'est pas pratique courante au Canada.

## Méthode recommandée pour la surveillance des sites d'enfouissement

La société SCS croit que la surveillance des émissions de surface constitue une stratégie qui a fait ses preuves pour les sites d'enfouissement. Les exigences à cet égard peuvent être adaptées pour assurer un système rentable en modifiant l'espacement entre les parcours de surveillance et les seuils de déclenchement de mesures correctives. Si seuls les seuils de surveillance des émissions de surface dans les sites d'enfouissement sont précisés, les sites d'enfouissement individuels pourraient alors fixer la fréquence nécessaire pour éviter que les émissions dépassent les exigences réglementaires ou les objectifs opérationnels.

La société SCS croit également que l'imagerie IR est une technologie prometteuse qui se jumelle bien à la surveillance des émissions de surface. L'application de cette technologie aux sites d'enfouissement n'a pas été aussi convaincante que la surveillance des émissions de surface, mais elle devrait être vue comme une option ou un complément à cette dernière. L'imagerie infrarouge a le potentiel de repérer rapidement les points chauds d'émissions de méthane dans les sites d'enfouissement que la surveillance des émissions de méthane pourrait ne pas déceler, tandis que cette dernière a la capacité de quantifier avec précision la teneur en méthane de ces points chauds. Prises ensemble, ces méthodes pourraient donner de bons résultats, mais leurs coûts combinés pourraient les rendre prohibitives pour de nombreux sites individuels.

## DOCUMENTS DE RÉFÉRENCE

Bogner, Spokas et Corcoran, 2011. A Site-Specific Process-Based Model for Landfill CH<sub>4</sub> Emissions Inclusive of Seasonal Soil microclimate and CH<sub>4</sub> oxidation. (disponible à [https://www.researchgate.net/publication/252994983\\_A\\_field-validated\\_model\\_for\\_landfill\\_methane\\_emissions\\_inclusive\\_of\\_seasonal\\_methane\\_oxidation](https://www.researchgate.net/publication/252994983_A_field-validated_model_for_landfill_methane_emissions_inclusive_of_seasonal_methane_oxidation))

Goldsmith, Chanton, Abichou, Swan, Green et Hater, 2012. Methane Emissions from 20 Landfills Across the United States Using Vertical Radial Plume Mapping. (disponible à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22442934>)

Huitric, R. et Kong, D., 2006. Measuring Landfill Gas Collection Efficiencies Using Surface Methane Concentrations, 29th Landfill Gas Symposium de la Solid Waste Association of North America (SWANA), St. Petersburg (Floride), 2006. (disponible à <https://pdfs.semanticscholar.org/0992/1c2fcf87a7eec88750669a0dfaf31de41ab8.pdf>)

GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, chapitre 3 – Élimination des déchets solides. (disponible à <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>)

National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) Evaluation of the EPA-Recommended Approach to Predicting Air Emissions from Pulp and Paper Industry Landfills. (disponible à [https://digitalcommons.calpoly.edu/cenv\\_fac/48/](https://digitalcommons.calpoly.edu/cenv_fac/48/))

Radian Corp., 1986. Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber. User's Guide. (disponible à [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_Report.cfm?Lab=ORD&dirEntryID=51253](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=ORD&dirEntryID=51253))

SWICS, 2007 Current MSW Industry Position and State-of-the-Practice on LFG Collection Efficiency, Methane oxidation, and Carbon Sequestration in Landfills. (disponible à <https://www.scsengineers.com/scs-white-papers/current-msw-industry-position-and-and-state-of-the-practice-on-lfg-collection-efficiency-methane-oxidation-and-carbon-sequestration-in-landfills-presented-to-solid-waste-industry-for-climate-solu/>)

SWICS, 2009. Current MSW Industry Position and State-of-the-Practice on LFG Collection Efficiency, Methane Oxidation, and Carbon Sequestration in Landfills version 2.2. (disponible à <https://www.scsengineers.com/scs-white-papers/current-msw-industry-position-and-state-of-the-practice-on-lfg-collection-efficiency-methane-oxidation-and-carbon-sequestration-in-landfills-prepared-for-solid-waste-industry-for-climate-solution/>)

SWICS, 2012. SWICS 2.2 Methane Oxidation Addendum 2012.

U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards, 1998. Municipal Solid Waste Landfills. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I : Stationary Point and Area Sources. (disponible à <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/index.html>)

## RÈGLEMENTS EXISTANTS SUR LES MÉTHODES D'EMS DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT

Methane Emissions from Municipal Solid Waste Landfills, California Air Resources Board. Chapitre 17 CCR article 4, section 6, paragraphes 95460 à 95476 (disponible à <https://www.arb.ca.gov/cc/landfills/landfills.htm>)

Mandatory Greenhouse Gas Reporting. Code of Federal Regulations, partie 98, chapitre 40, 2016. (disponible à <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=804afd617304d31dddef3df1c0a2591b&mc=true&node=sp40.23.98.hh&rgn=div6>)

Standards of Performance for Municipal Solid Waste Landfills, U.S. EPA. 40 CFR, partie 60, section WWW. (disponible à <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=804afd617304d31dddef3df1c0a2591b&mc=true&node=sp40.8.60.www&rgn=div6>)

Standards of Performance for Municipal Solid Waste Landfills that began Construction, Reconstruction, or Modification after July 17, 2014, U.S. EPA. 40 CFR, partie 60, section XXX. (disponible à <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=804afd617304d31dddef3df1c0a2591b&mc=true&node=sp40.8.60.xxx&rgn=div6>)

*Landfill Gas Management Regulation* Statuts of BC (SBC) 2008 c. 20. (disponible à <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/waste-anagement/garbage/landfills>)

Règlements généraux sur la gestion des déchets, Ontario. Règlement 232, Règlement 347. (disponible à <https://www.ontario.ca/laws/regulation/980232> et <https://www.ontario.ca/laws/regulation/900347>)

Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, Québec. Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2, art. 19. (disponible à <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2019/>)

## LIENS RELATIFS AUX MODÈLES

Modèle de prélèvement des gaz d'enfouissement de la Colombie-Britannique ([https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/waste-anagement/garbage/sites\\_d'enfouissement](https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/waste-anagement/garbage/sites_d'enfouissement))

Modèle de système d'élimination des déchets du GIEC (<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>)

Méthode LandGEM (<https://www.epa.gov/catc/clean-air-technology-center-products#software>)

California Landfill Gas Tool (<https://www.arb.ca.gov/cc/landfills/landfills.htm>)

Interface CALMIM (<https://www.ars.usda.gov/research/software/download/?softwareid=300>)

Pièce jointe 1 –  
Liste annotée des méthodes d'EMS

Nombre	Catégorie générale	Applications particulières	Avantages	Inconvénients	Plage de coûts (en dollars canadiens)
Méthode d'estimation des émissions A-1	Modèles DPO	Modèle du GIEC	Divers niveaux de raffinement	Utilisation limitée des données du site	Coût : de plusieurs centaines à un ou deux milliers de dollars
		Méthode LandGEM/AP-42	Utilisation possible et intrants simplifiés	Possibilité que les résultats propres à un site ne soient pas représentatifs de sites particuliers	
		Modèle CARB et de recensement des GES de la Californie	Résultats agrégés généralement exacts	Recours nécessaire à des données historiques qui pourraient ne pas offrir la qualité souhaitée	
		PDGES de l'EPA Équation HH-1	Application possible avec un tableur	Conformité obligatoire des conditions du site aux hypothèses du modèle	
		Recensement des GES de l'EPA	Possibilité de modifier le modèle pour tenir compte de la collecte de gaz (voir la méthode 3)	Lien avec les données de caractérisation des déchets	
		Modèle Scholl Canyon			
Méthode d'estimation des émissions A-2	Mesure de la collecte des gaz d'enfouissement et estimation de l'efficacité de la collecte	PDGES de l'EPA Équation HH-8	Utilisation de certaines données propres au site	Application réservée aux sites qui recueillent des gaz d'enfouissement	Coût : d'un à deux milliers de dollars à quelques milliers de dollars
		Méthodologie du groupe SWICS	Collecte de la plupart des données requises déjà effectuée par les sites qui prélèvent des données sur les gaz d'enfouissement	Possibilité de favoriser de mauvaises pratiques de collecte de gaz par l'adoption de modèles rigides	
		Recensement des GES de l'EPA			
Méthode d'estimation des émissions A-3	Modèles DPO avec collecte mesurée des gaz d'enfouissement	PDGES de l'EPA Équation HH-6	Utilisation de certaines données propres au site	Modification de la méthode 1 pour les sites effectuant la collecte des gaz d'enfouissement, avec tous les inconvénients qui s'y rattachent	Coût : d'un à deux milliers de dollars à quelques milliers de dollars
		Recensement des GES de la Californie	Collecte de la plupart des données requises déjà effectuée par les sites qui prélèvent des données sur les gaz d'enfouissement		
		Recensement des GES de l'EPA			
Méthode d'estimation des émissions A-4	Modèles non DPO	Interface CALMIM	Approche de rechange lorsque les modèles DPO donnent des résultats déraisonnables	Application non généralisée	Coût : d'un à deux milliers de dollars à quelques milliers de dollars
			Application possible et intrants limités	Recours possible à des données qui ne sont généralement pas recueillies par un site d'enfouissement (p. ex., paramètres du sol, données climatiques)	
				Utilisation limitée des données du site	
				Incompatibilité des hypothèses avec la méthode 1, qui est plus largement acceptée	
Méthode de mesure du méthane B-1	Prélèvements par chambre de flux	Méthode d'isolation du flux de l'EPA	Mesure directe des taux d'émission	Nécessité d'extrapoler les données prélevées sur une petite zone à une grande superficie d'enfouissement	Coût : de dizaines de milliers de dollars à des centaines de milliers de dollars
				Coûteux	
				Aucune adoption ou examen officiels par les règlements des révisions apportées à la méthode de l'EPA	
				Simple aperçu des émissions au moment de la mesure	
Méthode de mesure du méthane B-2	Mesure du panache	Méthode OTM 10 de l'EPA	Mesure directe des émissions	Extrêmement coûteux	Coût : des centaines de milliers de dollars par contrôle
				Conditions météorologiques obligatoirement calmes	
				Simple aperçu des émissions au moment de la mesure	
				Possibilité que la surveillance stationnaire ne convienne pas aux sites de sources dynamiques	
				Compétences spécialisées requises	

Nombre	Catégorie générale	Applications particulières	Avantages	Inconvénients	Plage de coûts (en dollars canadiens)
Méthode de mesure du méthane B-3	Mesure des parcours fixes	Covariance des tourbillons	Mesure directe des émissions	Simple aperçu des émissions au moment de la mesure	Coût : des centaines de milliers de dollars par site
			Progiciels en vente libre de plus en plus disponibles	Extrêmement coûteux	
				Possibilité que la surveillance stationnaire ne convienne pas aux sites de sources dynamiques	
				Compétences spécialisées requises	
Méthode de mesure du méthane B-4	Options de modélisation de la dispersion	Réservée aux recherches	Adaptation de méthodes susceptibles d'être utilisées dans l'industrie des déchets solides	Simple aperçu des émissions au moment de la mesure	Coût : de plusieurs dizaines de milliers de dollars à une ou deux centaines de milliers de dollars par contrôle
				Recours à la précision du modèle de dispersion atmosphérique	
				Nécessité d'avoir des données météorologiques représentatives	
				Coûteux	
Méthode de surveillance du méthane C-1	Surveillance des émissions de surface	NSPS pour les sites d'enfouissement	Nombreux éléments servant à assurer une surveillance rigoureuse (p. ex., la fréquence, l'espacement entre les parcours, une méthode intégrée et non ponctuelle et des seuils en matière de teneur)	Impossibilité de couvrir en pratique tout le site d'enfouissement	Coût : de quelques milliers de dollars à une ou deux dizaines de milliers de dollars par contrôle.
		LMR de Californie	Intégration possible avec des exigences de réduction de la teneur en méthane	Obligation d'effectuer une surveillance continue pour en garantir l'efficacité	
			Utilisation bien répandue qui a fait ses preuves	Application déficiente pour les petits sites	
Méthode de surveillance du méthane C-2	Imagerie au sol ou à basse altitude	Détecteur infrarouge à balayage frontal	Possibilité d'effectuer la surveillance à distance	Impossibilité de préciser la source des émissions de méthane	Coût : de plusieurs milliers de dollars à une ou deux dizaines de milliers de dollars par contrôle
		Imagerie hyperspectrale	Aperçu rapide des secteurs surveillés	Exécution possible d'une recherche supplémentaire pour trouver et colmater les fuites	
			Pratique démontrée dans les champs pétroliers et gaziers		
			Plusieurs applications possibles		
Méthode de surveillance du méthane C-3	Imagerie par satellite et aérienne	Images du canyon Aliso	Aperçu des émissions du site	Application non prouvée pour les petites sources	Coût : de dizaines de milliers de dollars à des centaines de milliers de dollars
		Sites d'enfouissement dans la région de Los Angeles	Recensement des points chauds seulement	Impossibilité de localiser les sources de fuite	
				Impossibilité de quantifier les émissions ou les teneurs en méthane	
				Coûteux	
				Interférences possibles avec d'autres sources de méthane à proximité	
		Nécessité de coordination avec les sources d'imagerie par satellite et aérienne			

Remarque : Applications spécifiques additionnelles. Applications générales disponibles

AP-42 – US EPA Compilation of Air Emissions Factors (en anglais seulement)

C et T – Plafonnement et échange

EPA – Environmental Protection Agency des États-Unis

FLIR – Détecteur infrarouge à balayage frontal

GIEC – Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat

GES – Gaz à effet de serre

IR – Infrarouge

LandGEM – Modèle d'émissions de gaz d'enfouissement

LMR – Règle sur le méthane d'enfouissement

OTM – Autre méthode de prélèvement

PDGES – Programme de déclaration des émissions de gaz à effet de serre

ppmv – Parties par million en volume

SCCG – Système de collecte et de contrôle des gaz d'enfouissement

SEM – Surveillance des émissions de surface

SWICS – Solid Waste Industry for Climate Solutions

## **MÉTHODES D'ESTIMATION DU MÉTHANE**

### **Méthode d'estimation du méthane A-1 – Modèles de dégradation de premier ordre (DPO)**

Cette méthode utilise un modèle DPO pour calculer la production de méthane à partir des déchets déposés dans un site d'enfouissement. Tous les modèles ayant recours à cette méthodologie exigent de tenir compte de la masse de déchets au fil du temps, en général une fois par année, et des paramètres de dégradation fondés sur le type de déchets et/ou le climat. Le modèle LandGEM (LandGEM) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis est l'un des plus simples modèles de calcul des émissions de gaz d'enfouissement et exige seulement la saisie de la masse par année et le taux de dégradation. Il a été élaboré à partir de modèles DPO antérieurs, comme le modèle Scholl Canyon, dont l'utilisation n'est plus très répandue. Le modèle du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) comporte un niveau plus complexe d'intrants, y compris la caractérisation des intrants de déchets par année dans huit (8) catégories. Les versions les plus complexes des modèles DPO utilisent des paramètres de dégradation spécifiques chaque année, mais cette pratique n'est pas couramment utilisée ou intégrée dans la plupart des tableurs existants.

### **Méthode d'estimation du méthane A-2 – Collecte mesurée des gaz d'enfouissement et efficacité de la collecte estimée**

Cette méthode mesure la quantité de méthane dans les gaz d'enfouissement recueillis et estime l'efficacité de la collecte du SCCG d'un site d'enfouissement afin de calculer les émissions de méthane provenant du site en question. Cette dépendance à l'égard de la mesure du méthane recueilli signifie que cette méthode ne peut être mise en œuvre dans des sites sans SCCG.

L'efficacité de la collecte pour un site peut être estimée de diverses façons, notamment en supposant une efficacité de collecte fixe pour tous les sites dotés d'un SCCG, en déterminant l'efficacité de la collecte en fonction du type de dépôt de couverture du site d'enfouissement et en faisant des estimations techniques de l'efficacité de la collecte. Les méthodes qui tiennent compte du jugement professionnel peuvent inciter à surestimer l'efficacité de la collecte, surtout si celle-ci est associée à un programme de plafonnement et d'échange (C et T). Les méthodes utilisant une efficacité de collecte fixe (p. ex., 75 % pour tous les sites d'enfouissement dotés d'un SCCG) peuvent fournir une incitation perverse à déclarer des émissions inférieures à l'égard des gaz d'enfouissement recueillis.

Une grande partie des données requises par cette méthode sont habituellement recueillies dans des sites d'enfouissement dotés d'un SCCG, mais les sites peuvent nécessiter une surveillance supplémentaire pour améliorer la qualité des données ou pour prouver que cette qualité est suffisante ou que les données sont représentatives.

Le coût de mise en œuvre reflète les frais associés à certaines activités supplémentaires de surveillance des gaz d'enfouissement recueillis et au calcul des émissions.

### **Méthode d'estimation du méthane A-3 – Modèles de la dégradation de premier ordre (DPO) avec collecte mesurée de gaz d'enfouissement**

Cette méthode mesure la quantité de méthane des gaz d'enfouissement recueillis et modélise la production de méthane pour calculer les émissions de méthane provenant du site d'enfouissement. La modélisation de la production de méthane se fait habituellement à l'aide d'un modèle DPO, comme la méthode d'estimation du méthane 1. La collecte mesurée de méthane est déduite de la production de méthane modélisée, et l'écart devrait correspondre au méthane libéré dans l'atmosphère.

Une grande partie des données requises par cette méthode sont habituellement recueillies dans des sites d'enfouissement dotés d'un SCCG, mais les sites peuvent nécessiter une surveillance supplémentaire pour améliorer la qualité des données ou pour prouver que cette qualité est suffisante ou que les données sont représentatives.

La précision de cette méthode est limitée par l'exactitude du modèle DPO, et les cas où le méthane recueilli dépasse la production de méthane modélisée font ressortir les limites du modèle DPO.

### **Méthode d'estimation du méthane A-4 – Modélisation sans dégradation de premier ordre (non DPO)**

La modélisation DPO constitue la méthode normalisée de modélisation des émissions de méthane provenant des sites d'enfouissement, mais d'autres modèles ont été proposés. Ces pratiques ne sont pas très répandues aux fins de la réglementation et des inventaires et elles sont généralement considérées comme des modèles de recherche. Le plus important de ces modèles est le California Landfill Methane Inventory Model (CALMIM), qui est destiné à la Californie, mais qui est soutenu par l'EPA.

## **MÉTHODES DE MESURE DU MÉTHANE**

### **Méthode de mesure du méthane B-1 – Prélèvements par chambre de flux**

Cette méthode nécessite le prélèvement du flux (taux d'émissions par zone) en surface des sites d'enfouissement. Le dispositif de prélèvement pour la mesure du flux est petit (généralement un mètre carré), de sorte qu'il est impossible de faire des prélèvements sur toute la superficie d'un site d'enfouissement et qu'il faudrait utiliser des méthodes d'échantillonnage. L'EPA a élaboré une méthode d'échantillonnage du flux applicable aux sites d'enfouissement, mais le nombre de prélèvements requis, même pour les petits sites d'enfouissement, n'est pas pratique.

Des parties intéressées ont mis au point d'autres méthodes de dépistage et de sélection des échantillons afin de réduire le nombre de prélèvements requis et de maintenir le nombre d'échantillons. Ces méthodes de rechange exigent habituellement l'utilisation d'un dispositif portatif pour mesurer la teneur en méthane au-dessus de la surface du site d'enfouissement.

Le coût de cette méthode tient compte du nombre réduit de prélèvements, contrairement à la méthode de l'EPA.

### **Méthode de mesure du méthane B-2 – Méthodes de mesure du panache**

La mesure optique du panache a recours à un capteur optique au sol pour mesurer le panache de méthane provenant d'un site d'enfouissement. Ces mesures du panache servent ensuite à calculer le taux d'émissions de méthane d'un site d'enfouissement. Il n'existe actuellement aucune méthode normalisée de détection optique. L'EPA a publié un document sur la méthode de prélèvement de rechange 10 (OTM 10), mais celle-ci a graduellement été abandonnée et n'est plus jugée pratique ou suffisamment précise pour être utilisée régulièrement.

Ces méthodes nécessitent des configurations complexes des capteurs, y compris des capteurs, une surveillance météorologique et des logiciels. En raison du coût élevé, des connaissances spécialisées requises pour les appliquer et des conditions d'exploitation restrictives, les méthodes par capteurs optiques au sol ont perdu toute popularité.

### **Méthode de mesure du méthane B-3 – Autres méthodes de mesure par capteurs optiques**

D'autres méthodes de mesure par capteurs optiques déterminent la taille d'un panache en calculant la teneur en méthane le long de quelques parcours et non de nombreux parcours. La

covariance des tourbillons est la méthode la plus courante. Ces méthodes calculent le flux de méthane à partir d'une source grâce à la teneur en méthane mesurée entre des points fixes.

Tout comme les méthodes de mesure du panache, la covariance des tourbillons et d'autres méthodes de mesure par capteurs optiques nécessitent un matériel imposant. La méthode nécessite de mesurer la teneur en méthane, de tenir compte de la météo et d'effectuer un traitement informatique intensif. Ces méthodes ne sont pas utilisées couramment, mais leur popularité croissante a mené à une plus grande disponibilité de produits commerciaux.

### **Méthode de mesure du méthane B-4 – Modélisation de la dispersion atmosphérique**

Les méthodes de calcul des émissions dues à la dispersion atmosphérique utilisent la mesure sur le terrain des données relatives à la teneur en méthane et des données météorologiques contemporaines pour calculer les émissions de méthane provenant du site d'enfouissement à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique comme le modèle réglementaire de l'American Meteorological Society (AMS) et de l'EPA (AERMOD). Il n'existe pas de méthode normalisée pour mesurer le méthane sur le terrain, mais ces mesures ont été obtenues par l'utilisation de capteurs optiques et une surveillance des émissions de surface modifiée, à l'aide d'un appareil portatif.

Comme les méthodes de mesure du méthane 2 et 3, cette méthode nécessite également la collecte de données météorologiques exhaustives qui doivent être recueillies parallèlement aux données sur les teneurs en méthane. Contrairement aux méthodes 2 et 3, les compétences requises pour la méthode en cause sont plus susceptibles d'exister déjà dans l'industrie des déchets solides.

Une fois les mesures sur le terrain obtenues, le modèle de dispersion est appliqué, et des calculs sont effectués pour établir le taux d'émissions qui aurait donné lieu à la teneur mesurée.

## **MÉTHODES DE SURVEILLANCE DU MÉTHANE**

### **Méthode de surveillance du méthane C-1 – Surveillance des émissions de surface**

La surveillance des émissions de surface consiste à utiliser un détecteur portatif de méthane près de la surface du site d'enfouissement et à traverser tout le site pour mesurer les teneurs en méthane immédiatement au-dessus du site. L'EPA exige l'exécution d'une surveillance des émissions de surface pour la plupart des sites d'enfouissement générant plus de 50 mégagrammes par année de composés organiques non méthaniques (CONM), ce qui passera à 34 mégagrammes par année avec le nouveau règlement. Lorsque la surveillance révèle que le méthane dépasse les seuils d'intervention, le site d'enfouissement doit prendre des mesures pour réduire les émissions de méthane.

Le niveau de surveillance appliqué avec la méthode de surveillance des émissions de surface peut être modifié en rajustant l'espacement entre les parcours, en exigeant une surveillance à la fois intégrée et instantanée, en obligeant la surveillance des pénétrations de la surface des sites d'enfouissement, en rajustant la fréquence de surveillance et les seuils qui nécessitent une intervention dans les sites d'enfouissement. À l'heure actuelle, l'EPA exige que la surveillance des émissions de surface instantanée soit effectuée chaque trimestre, que les parcours soient espacés de 30 mètres et que les sites d'enfouissement prennent des mesures lorsqu'une teneur instantanée en méthane de 500 parties par million en volume (ppmv) est détectée. À titre de comparaison, l'État de la Californie exige une surveillance des émissions de surface instantanée et intégrée tous les trimestres avec un espacement de 7,6 mètres (25 pieds) et exige des mesures correctives à 500 ppmv de méthane instantané ou à 25 ppmv de méthane intégré. Il en coûte trois fois plus pour répondre aux exigences de la Californie qu'à celles de l'EPA. Le Québec exige que les teneurs en méthane instantané de surface demeurent inférieures à 500 ppmv, mais ne précise pas de fréquence ni d'espacement entre les parcours.

Le coût de la surveillance des émissions de surface pour les petits sites (moins de 50 acres [20 hectares]) est fonction de la mobilisation, du matériel et de la production de rapports plutôt que par la taille du site. Il coûte beaucoup plus cher par segment d'effectuer une surveillance des émissions de surface dans les petits sites que dans les grands.

### **Méthode de surveillance du méthane C-2 – Imagerie au sol ou à basse altitude**

Les caméras infrarouges (IR) sont capables de saisir des fréquences que l'œil humain ne peut pas détecter, mais dans lesquelles le méthane est visible. Ces types de caméras sont déjà déployés par l'industrie pétrolière et gazière pour détecter les fuites dans les pipelines et d'autres infrastructures pétrolières et gazières. Elles ne sont pas utilisées couramment dans l'industrie des déchets solides, et il y a des défis particuliers à relever avant qu'elles ne soient adoptées à grande échelle, mais la technologie fonctionne en principe.

Dans le cas des sites d'enfouissement, le personnel pourrait utiliser des caméras infrarouges pour dépister les grands points d'émission de méthane à la surface du site d'enfouissement ou dans le cadre du SCCG du site d'enfouissement. Les caméras infrarouges installées sur des drones pourraient surveiller les sites d'enfouissement éloignés ou des portions d'un site d'enfouissement auxquelles on ne peut accéder en toute sécurité afin de réaliser une surveillance des émissions de surface. Toutefois, lorsque des émissions de méthane élevées sont décelées, les caméras infrarouges ne sont pas efficaces pour cerner la source des émissions de méthane, et le personnel peut être appelé à chercher la source à l'aide du matériel de surveillance des émissions de surface.

En plus des caméras infrarouges, d'autres technologies optiques, comme l'imagerie hyperspectrale et l'imagerie thermique, peuvent être utilisées dans les sites d'enfouissement. Il s'agit à l'heure actuelle d'applications de créneau qui ne servent pas à la surveillance du méthane, mais qui pourraient s'appliquer à l'avenir aux programmes de surveillance.

### **Méthode de surveillance du méthane C-3 – Imagerie par satellite ou aérienne**

Cette méthode de surveillance est semblable à la méthode de surveillance du méthane C-2 en ce sens qu'elle utilise l'imagerie de l'extérieur de la plage visible pour détecter le méthane, mais elle est appliquée à une échelle différente. La méthode de surveillance du méthane C-2 utilise des caméras au sol ou à basse altitude (drone) pour repérer les points chauds en matière de méthane, mais l'imagerie par satellite ou aérienne utilise l'imagerie en haute altitude ou en orbite pour obtenir une image globale des émissions de méthane provenant d'un site d'enfouissement.

Il a été démontré que les caméras aériennes et orbitales pouvaient capter d'importants panaches de méthane, notamment dans la fuite du canyon Aliso de SoCal Gas. Une technique d'imagerie semblable à distance pourrait être utilisée pour obtenir une image des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement. Toutefois, la distance de l'imagerie nuirait considérablement à cerner avec précision l'emplacement des émissions de méthane ou des points chauds. À l'heure actuelle, cette imagerie à distance ne fournit pas d'estimation quantitative des émissions ou des teneurs en méthane, mais des recherches et la mise au point de méthodologies ont été entreprises pour établir des mesures quantitatives.