



Environnement et
Changement climatique Canada

Environment and
Climate Change Canada



2019

RAPPORT D'INVENTAIRE NATIONAL 1990–2017 : SOURCES ET PUIITS DE GAZ À EFFET DE SERRE AU CANADA

LA DÉCLARATION DU CANADA À LA CONVENTION-CADRE DES NATIONS UNIES SUR
LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

PARTIE 2

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Canada

Vedette principale au titre :

Rapport d'inventaire national 1990–2017 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada

Annuelle

1990/2019

Publ. par : Division des Inventaires et rapports sur les polluants

Autre édition disponible : National Inventory Report 1990–2017: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada

Fait suite à : Inventaire canadien des gaz à effet de serre.

Le sommaire de ce rapport est disponible sur le site Web Canada.ca au <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/emissions-gaz-effet-serre.html>

1. Gaz à effet de serre—Canada—Mesure—Périodiques
2. Méthane—Aspect de l'environnement—Canada—Périodiques
3. Oxyde azoteux—Aspect de l'environnement—Canada—Périodiques
4. Gaz carbonique—Aspect de l'environnement—Canada—Périodiques
5. Pollution—Canada—Mesure—Périodiques
- I. Canada. Environnement et Changement climatique Canada.
- II. Division des Inventaires et rapports sur les polluants.
- III. Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada.

N° de cat. : En81-4/1F-PDF

ISSN : 1910-7072

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada

Centre de renseignements à la population

12^e étage, édifice Fontaine

200, boulevard Sacré-Cœur

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 819-938-3860

Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)

Courriel : ec.enviroinfo.ec@canada.ca

Photos : © gettyimages.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2019

Also available in English

TABLE DES MATIÈRES

Abréviations communes et unités.....	vi
Liste de tableaux.....	viii
Liste de figures	xiv
Annexe 1	Catégories clés..... 1
	A1.1. Catégories clés—méthodologie..... 1
	A1.2. Tableaux des catégories clés..... 6
Annexe 2	Incertitude 10
	A2.1. Introduction 10
	A2.2. Interprétation de l'incertitude au sujet des estimations de l'inventaire 10
	A2.3. Évaluation de l'incertitude associée à l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre pour 2017..... 10
	A2.4. Améliorations prévues 11
Annexe 3	Méthodologies..... 22
	A3.1. Méthodologies et données employées pour estimer les émissions attribuables à la combustion de combustibles fossiles 22
	A3.2. Méthodologie pour les émissions fugitives attribuables à la production, à la transformation, au transport et à la distribution de combustibles fossiles 44
	A3.3. Méthodologie pour les procédés industriels et l'utilisation de produits 67
	A3.4. Méthodologie pour le secteur de l'Agriculture 79
	A3.5. Méthodologie relative à l'affectation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie 137
	A3.6. Méthodologie pour le secteur des déchets..... 192
Annexe 4	Comparaison des approches sectorielles et de référence et le bilan énergétique national 225
	A4.1. Comparaison entre la méthode de référence et la méthode sectorielle 226
	A4.2. Méthode de référence 227
	A4.3. Bilan énergétique national 227

Annexe 5	Évaluation de l'exhaustivité de l'inventaire	231
Annexe 6	Coefficients d'émission	244
	A6.1. Combustion des combustibles.....	244
	A6.2. Procédés industriels	250
	A6.3. Fabrication et utilisation d'autres produits	256
	A6.4. Agriculture	257
	A6.5. Affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie.....	266
	A6.6. Combustion de la biomasse	267
	A6.7. Déchets	268
Annexe 7	Ozone et précurseurs d'aérosols	271
Références	272

ABRÉVIATIONS COMMUNES ET UNITÉS

Abréviations

AQ	assurance de la qualité
ATCATF	affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie
BDEEC	Bulletin sur la disponibilité et l'écoulement d'énergie au Canada
CANSIM	principale base de données socio-économique de Statistique Canada
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
CE	coefficient d'émission
CEE-ONU	Commission économique des Nations Unies pour l'Europe
CFC	chlorofluorocarbure
COVNM	composés organiques volatils non méthaniques
CQ	contrôle de la qualité
DSM	déchets solides municipaux
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
HFC	hydrofluorocarbure
ICDE	Indicateurs canadiens de la durabilité de l'environnement
INRP	Inventaire national des rejets de polluants

LCPE 1999	Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999
OCED	Organisation de coopération et de développement économiques
PCA	Principaux contaminants atmosphériques
PDGES	Programme de déclaration des gaz à effet de serre
PFC	perfluorocarbure
PIB	produit intérieur brut
PIUP	Procédés industriels et utilisation des produits
PLR	produits ligneux récoltés
POP	polluant organique persistant
RIN	Rapport d'inventaire national
SACO	substance appauvrissant la couche d'ozone
SFC	Service canadien des forêts
S.O.	sans objet

Formules chimiques

Al	aluminium
Al ₂ O ₃	alumine
CaC ₂	carbure de calcium
CaCO ₃	carbonate de calcium; calcaire
CaMg(CO ₃) ₂	dolomite (appelé également CaCO ₃ MgCO ₃)
CaO	chaux; chaux vive; chaux calcinée
CF ₄	tétrafluorure de carbone
C ₂ F ₆	hexafluorure de carbone
CH ₃ OH	méthanol
CH ₄	méthane
C ₂ H ₆	éthane
C ₃ H ₈	propane
C ₄ H ₁₀	butane
C ₂ H ₄	éthylène

LISTE DE TABLEAUX

Tableau A1-1	Sommaire de l'analyse des catégories CUPR	3
Tableau A1-2	Sommaire de l'analyse des catégories clés, année d'inventaire 2017.....	4
Tableau A1-3	Catégories clés de 1990 selon l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF	6
Tableau A1-4	Catégories clés de 2017 selon l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF	7
Tableau A1-5	Catégories clés de 2017 selon l'évaluation de la tendance avec l'ATCATF	8
Tableau A1-6	Catégories clés de 2017 selon l'évaluation de la tendance sans l'ATCATF	9
Tableau A2-1	Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF	12
Tableau A2-2	Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF	17
Tableau A3-1	Références des données sur les activités utilisées par le modèle	26
Tableau A3-2	Méthodes d'estimation des émissions dans la catégorie Production d'électricité et de chaleur du secteur public	28
Tableau A3-3	Méthodes d'estimation des émissions dans les catégories Raffinage du pétrole, Fabrication de combustibles solides et Extraction de pétrole et de gaz	30
Tableau A3-4	Méthodes d'estimation des émissions pour la catégorie Industries manufacturières et construction.....	32
Tableau A3-5	Méthodes d'estimation des émissions dans la catégorie Autres secteurs	34
Tableau A3-6	Pénétration de la technologie—véhicules lourds à essence, véhicules lourds à moteur diesel, véhicules et camions légers à moteur diesel et motos	36
Tableau A3-7	Valeurs de normalisation pour l'essence, certaines années	39
Tableau A3-8	Valeurs de normalisation pour le carburant diesel, certaines années	39
Tableau A3-9	Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille	47
Tableau A3-10	Niveau 2/3—Coefficients des facteurs d'émission	49
Tableau A3-11	Niveau 2/3—Mines de charbon souterraines abandonnées, 2016	49
Tableau A3-12	Niveau 2—Valeurs par défaut du GIEC—% de mines gazeuses par intervalle de temps.....	49
Tableau A3-13	Répartition des émissions de l'inventaire du secteur du PGA selon les catégories d'émissions fugitives du CUPR	51
Tableau A3-14	Données sur les activités requises et leurs sources	53
Tableau A3-15	Données sur les activités utilisées pour extrapoler les émissions produites par le torchage par région et par année	54
Tableau A3-16	Données sur les activités utilisées pour extrapoler les émissions d'évacuation par région et par année	54
Tableau A3-17	Données sur les activités utilisées pour extrapoler les autres émissions fugitives par région pour toutes les années.....	55
Tableau A3-18	Données sur les activités des raffineries et leurs sources	59
Tableau A3-19	Liste des installations de l'industrie des SB/VPL comprises dans l'étude sur le bitume (ACPP, 2006)	61
Tableau A3-20	Liste des installations de l'industrie des SB/VLP comprises dans l'étude sur les sables bitumineux d'ECCC (ECCC, 2017)	62
Tableau A3-21	Fondement des estimations des émissions pour chaque installation de l'industrie des SB/VLP	63

Tableau A3-22	Données sur les activités requises pour le modèle des sables bitumineux.....	64
Tableau A3-23	Coefficients d'émission pour les puits de pétrole et de gaz abandonnés	65
Tableau A3-24	Données sur les activités requises pour les puits de pétrole et de gaz abandonnés	65
Tableau A3-25	Usines d'acier du Canada (2013)	69
Tableau A3-26	Catégories et sous-catégories d'utilisation des HFC au Canada	74
Tableau A3-27	Variables de substitution utilisées pour l'extrapolation des tendances pour les HFC	75
Tableau A3-28	Catégories d'animaux et sources de données sur les populations	82
Tableau A3-29	Modèle des étapes de production bovine	83
Tableau A3-30	Caractéristiques de la production laitière au Canada en 2001	84
Tableau A3-31	Production laitière moyenne de 1990 à 2017 à l'échelle provinciale	86
Tableau A3-32	Caractéristiques de la production bovine au Canada en 2001, selon diverses sources.....	88
Tableau A3-33	Indicateurs de changement du poids vif pour les sous-catégories de bovins.....	89
Tableau A3-34	Coefficients d'émission de CH ₄ pour la fermentation entérique—bovins—de 1990 à 2017.....	91
Tableau A3-35	Incertitudes sur les données d'entrée, sources d'incertitude et catégories spatiale et animale auxquelles l'incertitude est attribuée, pour les paramètres utilisés aux fins d'estimation des émissions de méthane résultant de la fermentation entérique	95
Tableau A3-36	Valeur moyenne des solides volatils présents dans le fumier des catégories d'animaux autres que les bovins en 2017 et intervalle de confiance connexe de 95 % exprimé en pourcentage de la moyenne	99
Tableau A3-37	Valeur moyenne des solides volatils présents dans le fumier de porc en 2017.....	99
Tableau A3-38	Énergie digestible approximative (ED) pour certaines sous-catégories d'animaux d'élevage et sources de données.....	100
Tableau A3-39	Matière sèche ingérée par certains animaux d'élevage	101
Tableau A3-40	Teneur en cendres des fumiers pour certains animaux d'élevage et sources de données.....	101
Tableau A3-41	Pourcentages de fumier traité par les systèmes de gestion des fumiers (SGF) pour le Canada (par catégorie d'animaux, d'après la répartition des populations en 2017)	103
Tableau A3-42	Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH ₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de bovins, de 1990 à 2017	104
Tableau A3-43	Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH ₄ de la gestion des fumiers pour les sous-catégories de bovins de 1990 à 2017	105
Tableau A3-44	Coefficients d'émission de CH ₄ pour la gestion des fumiers d'animaux autres que les bovins, 2017	105
Tableau A3-45	Incertitudes sur les données d'entrée, sources d'incertitude et catégories spatiale et animale auxquelles l'incertitude est attribuée, pour les paramètres utilisés aux fins d'estimation des émissions de méthane résultant de la gestion des fumiers.....	108
Tableau A3-46	Série chronologique des taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour les espèces bovines (kg de N/animal/année) ¹	111
Tableau A3-47	Série chronologique des taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour les porcs (kg de N/animal/année).....	112
Tableau A3-48	Taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour tous les autres animaux.....	113
Tableau A3-49	Pertes totales d'azote, de NH ₃ - et de NO _x -N, pour divers animaux d'élevage et systèmes de gestion des fumiers.....	114
Tableau A3-50	Pertes totales d'azote, NH ₃ - et de NO _x -N associées aux vaches laitières et aux systèmes de gestion du fumier.....	115
Tableau A3-51	Pertes totales d'azote, NH ₃ - et de NO _x -N associées aux systèmes de gestion du fumier de porcs	117

Tableau A3-52	Émissions d'oxyde nitreux attribuables à l'urine et au fumier de bœuf dans les pâturages de l'Ouest du Canada	121
Tableau A3-53	Coefficients pour le type de cultures, les engrais azotés inorganiques, la méthode d'épandage des engrais, les propriétés chimiques du sol et le climat élaborés par Bouwman <i>et al.</i> (2002b)	122
Tableau A3-54	Coefficients d'émission d'ammoniac pour les engrais azotés inorganiques appliqués aux cultures annuelles et pondérés en fonction du pH et de la CEC du sol pour chaque province	123
Tableau A3-55	Fraction de l'azote volatilisé (FRAC _{GASF}) sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale	128
Tableau A3-56	Fraction de l'azote volatilisé produit par les bovins laitiers sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale	130
Tableau A3-57	Fraction de l'azote volatilisé produit par les porcs sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale	130
Tableau A3-58	Fraction de l'azote volatilisé produit par les bovins laitiers sous forme d'ammoniac provenant de l'épandage dans les pâturages, les grands parcs et les enclos, en 2017, à l'échelle provinciale	131
Tableau A3-59	Paramètres d'incertitude utilisés dans le calcul des émissions de N ₂ O agricoles	132
Tableau A3-60	Brûlage des résidus de récolte selon les types de culture en 2006	134
Tableau A3-61	Brûlage des résidus de récolte par province, au Canada, pour les années 1991, 1996, 2001 et 2006	135
Tableau A3-62	Unités analytiques spatiales des forêts aménagées	138
Tableau A3-63	Réservoirs de carbone forestier selon le GIEC et le MBC-SFC3	139
Tableau A3-64	Principales sources d'informations et de données sur les forêts aménagées	143
Tableau A3-65	Plages d'incertitude pour le carbone des produits ligneux récoltés, par province et territoire du Canada	153
Tableau A3-66	Valeurs par défaut des paramètres utilisés dans l'analyse des PLR	157
Tableau A3-67	Densités du bois selon les produits	157
Tableau A3-68	Demi-vies (années) des produits ligneux récoltés utilisés	158
Tableau A3-69	Coefficients linéaires efficaces du carbone organique du sol pour le changement d'aménagement des terres (CAT)	167
Tableau A3-70	COS dans les terres forestières et agricoles de l'est et de l'ouest du Canada selon le Système d'information sur les sols du Canada (profondeur de sol de 0 à 30 cm)	177
Tableau A3-71	Paramètres et coefficients d'émission permettant d'estimer les émissions de CO ₂ -C résultant de l'extraction de tourbe	182
Tableau A3-72	Descriptions et paramètres du modèle de décomposition de premier ordre (DPO)	195
Tableau A3-73	Exportations canadiennes de déchets solides municipaux vers les États Unis (en tonnes)	196
Tableau A3-74	Déchets solides municipaux enfouis—1990–2017 (en tonnes)	197
Tableau A3-75	Valeurs (en %) du carbone organique dégradable (COD) pour les DSM, par province et territoire	198
Tableau A3-76	Estimation des valeurs de k relatives aux précipitations annuelles moyennes et aux sites d'enfouissement de DSM, par province et territoire	200
Tableau A3-77	Quantité de méthane produit par les DSM, captée, oxydée, brûlée par torchage et émise au Canada, de 1990 à 2017	201
Tableau A3-78	Quantité de déchets ligneux éliminés et enfouis au Canada (1990–2017)	203
Tableau A3-79	Déchets ligneux enfouis, par province (en tonnes)	204
Tableau A3-80	Quantité de méthane produite oxydée et émise par les sites d'enfouissement de déchets ligneux au Canada, de 1990 à 2017	205

Tableau A3-81	Quantité (en tonnes) de déchets organiques compostés par province, de 1990 à 2017, poids humide	206
Tableau A3-82	Estimation en tonnes de DSM incinérés par province, de 1990 à 2017	209
Tableau A3-83	Facteurs par défaut utilisés dans l'équation A3-93 pour déterminer les émissions de CO ₂ provenant des DSM incinérés	210
Tableau A3-84	Coefficients d'émission de CH ₄ pour les installations d'incinération de DSM	210
Tableau A3-85	Coefficients d'émission de N ₂ O par défaut pour les installations à incinération de DSM	211
Tableau A3-86	Sommaire national des émissions pour l'incinération de DSM	212
Tableau A3-87	Données sur les activités et les émissions attribuables à l'incinération de déchets dangereux, de 1990 à 2017	213
Tableau A3-88	Quantités estimatives de boues d'épuration incinérées, de 1990 à 2017	214
Tableau A3-89	Coefficients d'émission de CH ₄ pour Traitement et rejet des eaux usées	215
Tableau A3-90	Consommation canadienne de protéines, de 1990 à 2017	218
Tableau A4-1	Comparaison entre la méthode de référence rajustée et la méthode sectorielle pour le Canada	225
Tableau A4-2	Facteurs de conversion énergétique et coefficients d'émission applicables au Canada selon la méthode de référence	228
Tableau A5-1	Sommaire des sources et des puits de GES non estimés (NE)	231
Tableau A5-2	Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)	234
Tableau A6-1	Coefficients d'émission de CO ₂ pour le gaz naturel	244
Tableau A6-2	Coefficients d'émission de CH ₄ et de N ₂ O pour le gaz naturel	245
Tableau A6-3	Coefficients d'émission pour les liquides du gaz naturel	245
Tableau A6-4	Coefficients d'émission des produits pétroliers raffinés	246
Tableau A6-5	Coefficients d'émission de CO ₂ pour le coke de pétrole et le gaz de distillation	246
Tableau A6-6	Coefficients d'émission de N ₂ O pour le coke de pétrole	247
Tableau A6-7	Coefficients d'émission de CH ₄ pour le gaz de distillation (raffineries et autres)	247
Tableau A6-8	Coefficients d'émission de CO ₂ pour le charbon	248
Tableau A6-9	Coefficients d'émission de CO ₂ pour les produits du charbon	248
Tableau A6-10	Coefficients d'émission de CH ₄ et de N ₂ O pour le charbon	249
Tableau A6-11	Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille	249
Tableau A6-12	Coefficients d'émission pour les combustibles de remplacement	249
Tableau A6-13	Coefficients d'émission pour les sources de combustion mobiles du secteur de l'énergie	251
Tableau A6-14	Coefficients d'émission de dioxyde de carbone (CO ₂) pour les produits minéraux	252
Tableau A6-15	Coefficients d'émission pour la production d'ammoniac	253
Tableau A6-16	Coefficients d'émission de N ₂ O pour la production d'acide nitrique et d'acide adipique	253
Tableau A6-17	Coefficients d'émission pour les produits pétrochimiques	253
Tableau A6-18	Coefficients d'émission pour les sous produits de la production de composés fluorés	253
Tableau A6-19	Coefficients d'émission de CO ₂ pour l'industrie de la sidérurgie	254
Tableau A6-20	Teneur en carbone pour l'industrie de la sidérurgie	254
Tableau A6-21	Coefficients d'émission de niveau 1 pour la production d'aluminium	254
Tableau A6-23	Coefficients d'émission de CO ₂ pour l'utilisation des liquides du gaz naturel et de produits pétroliers à des fins non énergétiques	255
Tableau A6-22	Coefficients d'émission de CO ₂ pour l'utilisation des liquides du gaz naturel et de produits pétroliers à des fins non énergétiques	255

Tableau A6-24	Utilisation d'HFC comme substituts—coefficients d'émission à l'assemblage, en service et en fin de vie (%)	256
Tableau A6-25	Utilisation de PFC comme substituts—coefficients d'émission à l'assemblage, en service et en fin de vie (%)	257
Tableau A6-26	Coefficients d'émission pour l'utilisation de N ₂ O (comme anesthésique et comme agent propulseur)	257
Tableau A6-27	Coefficients d'émission pour l'utilisation d'urée dans les véhicules à RCS	257
Tableau A6-28	Coefficients d'émission de PFC pour les autres applications confinées	257
Tableau A6-29	Coefficients d'émission de CH ₄ pour la fermentation entérique chez les bovins, de 1990 à 2017	258
Tableau A6-30	Coefficients d'émission du méthane pour la fermentation entérique chez les espèces animales non bovines.....	259
Tableau A6-32	Facteurs de conversion en méthane (FCM) par catégorie animale et système de gestion des fumiers	259
Tableau A6-31	Potentiel de production maximale de méthane (B ₀) par catégorie animale	259
Tableau A6-33	Facteurs de conversion du méthane (FCM) pour les bovins laitiers et les porcs.....	260
Tableau A6-34	Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH ₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de bovins, de 1990 à 2017.....	260
Tableau A6-35	Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH ₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de porcs, de 1990 à 2017	261
Tableau A6-37	Coefficients d'émission (CE) pour les bovins laitiers et les porcs pour la perte d'azote (N) sous forme de N ₂ O-N par les systèmes de gestion des déchets animal	261
Tableau A6-38	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N ₂ O-N, par catégorie animale et par les systèmes de gestion des déchets animal.....	261
Tableau A6-36	Coefficients d'émission du CH ₄ pour la gestion des fumiers d'animaux autres que les bovins, 2017	261
Tableau A6-42	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N), sous forme de N ₂ O, pendant l'entreposage de fumier de bovins et de porcs	262
Tableau A6-43	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N ₂ O, pendant l'entreposage de fumier d'animaux autres que les bovins et les porcs, 2017	262
Tableau A6-41	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) de fumier de bovins et de porcs, sous forme de N ₂ O, attribuables à la volatilisation et au lessivage pendant l'entreposage	262
Tableau A6-42	Coefficients d'émission (CE) annuels pour les pertes d'azote (N) de fumier de bovins et de porcs, sous forme de NH ₃ , attribuables à la volatilisation pendant l'entreposage.....	263
Tableau A6-43	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N ₂ O, attribuables à la volatilisation et au lessivage pendant l'entreposage, 2017	263
Tableau A6-44	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH ₃ , attribuables à la volatilisation pendant l'entreposage, 2017	263
Tableau A6-45	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N ₂ O, attribuables au fumier de bovins produit dans les pâturages, les grands parcs et les enclos.....	264
Tableau A6-46	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N ₂ O, attribuables à la volatilisation et au lessivage du fumier produit dans les pâturages, les grands parcs et les enclos	264
Tableau A6-47	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH ₃ , attribuables à la volatilisation du fumier produit dans les pâturages, les grands parcs et les enclos	264
Tableau A6-48	Coefficients d'émission (CE) pour les résidus de culture, le fumier et les pertes d'azote (N) des engrais inorganiques, sous forme de N ₂ O, à la suite de l'épandage sur les sols agricoles	265

Tableau A6-49	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH_3 , attribuables aux sols agricoles.....	265
Tableau A6-50	Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N_2O , attribuables à la volatilisation et au lessivage du fumier épandu sur les sols agricoles	265
Tableau A6-51	Coefficient d'émission de N_2O pour la culture de sols organiques à latitude moyenne	265
Tableau A6-52	Fraction de l'azote volatilisé (FRACGASF) sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale	266
Tableau A6-53	Émissions indirectes de N_2O provenant des sols agricoles	266
Tableau A6-54	Émissions de CH_4 et de N_2O provenant de l'incinération des résidus agricoles dans les champs ...	266
Tableau A6-55	Émissions de CO_2 attribuables au chaulage et à l'application d'urée.....	266
Tableau A6-56	Coefficients d'émission pour la biomasse	267
Tableau A6-57	Coefficients d'émission pour la combustion des gaz d'enfouissement	268
Tableau A6-58	Coefficients d'émission pour le CH_4 provenant du traitement et du rejet des eaux usées.....	269
Tableau A6-59	Coefficient d'émission pour le N_2O provenant du traitement et du rejet des eaux usées.....	269
Tableau A6-60	Coefficients d'émission pour l'incinération des déchets	270
Tableau A6-61	Coefficient d'émission pour le traitement biologique des déchets solides	270

LISTE DE FIGURES

Figure A3-1	Schéma de la procédure d'estimation des émissions de GES.....	23
Figure A3-2	Pénétration de la technologie dans les véhicules et les camions légers à essence.....	36
Figure A3-3	Représentation graphique de la méthode du « calage ».....	56
Figure A3-4	Procédés de sidérurgie au Canada.....	69
Figure A3-5	Aperçu des principes méthodologiques et des niveaux du GIEC principalement utilisés pour les animaux d'élevage et la production agricole.....	80
Figure A3-6	Poids des carcasses de bovins non laitiers, d'après les données recueillies par l'ACCB et publiées par AAC.....	87
Figure A3-7	Masse animale type des porcs, par catégorie de poids.....	90
Figure A3-8	CEPT en fonction du rapport à long terme des précipitations sur l'évapotranspiration potentielle (P/EP), de 1971 à 2000.....	116
Figure A3-9	Ventes d'engrais azotés synthétiques au Canada, de 1990 à 2017.....	122
Figure A3-10	Détermination des valeurs de $FRAC_{LESSIVAGE}$ pour l'écodistrict.....	131
Figure A3-11	Réservoirs de carbone et transferts de carbone simulés au moyen du MBC-SFC3.....	140
Figure A3-12	Matrices des perturbations simulant les transferts de carbone attribuables à la coupe à blanc et la coupe de récupération applicables dans toutes les écozones, sauf celles de l'Alberta et du Québec.....	141
Figure A3-13	Arbre décisionnel pour le calcul de la superficie des forêts aménagées.....	142
Figure A3-14	Terres avec forêts aménagées et non aménagées au Canada.....	142
Figure A3-15	Arbre de décision pour séparer les émissions et les absorptions liées aux sources anthropiques et naturelles.....	146
Figure A3-16	Strates de conversion des forêts et secteurs d'échantillonnage.....	147
Figure A3-17	Grilles d'échantillonnage sur des images satellites de cartes de conversion des forêts.....	148
Figure A3-18	Procédure d'établissement d'une série chronologique cohérente des taux de conversion des forêts.....	149
Figure A3-19	Schéma simplifié du flux de carbone dans les produits ligneux récoltés.....	156
Figure A3-20	Méthode d'établissement des coefficients de carbone pour un changement d'aménagement des terres d'intérêt.....	162
Figure A3-21	Méthode d'établissement de fichiers de données d'entrée pour l'aménagement des terres utilisés par le modèle CENTURY afin d'estimer le coefficient de carbone pour un changement d'aménagement des terres d'intérêt.....	163
Figure A3-22	Carbone organique du sol (COS) pour une combinaison de cultures de base et le remplacement de cultures annuelles (blé) par une culture vivace (luzerne) et le remplacement du travail intensif (TI) par une culture sans labour (CSL), en fonction du modèle CENTURY pour un loam de Lethbridge.....	164
Figure A3-23	Fluctuations du COS dans le cadre de simulations avec remplacements par rapport à des simulations de la combinaison de cultures de base.....	164
Figure A3-24	Coefficients du carbone en fonction du temps.....	165

Figure A3–25	Méthode d'utilisation des coefficients de changement d'aménagement des terres pour estimer la variation du carbone sur de grandes superficies.....	168
Figure A3–26	Dynamique du COS simulée par le modèle CENTURY après la conversion de prairies en terres agricoles pour des sols tchernozémiqes bruns et brun foncé	174
Figure A3–27	COS simulé selon le modèle CENTURY après la conversion d'une forêt caducifoliée en terres cultivées	177
Figure A3–28	Courbe logarithmique rajustée en fonction des coefficients nationaux d'émission des réservoirs.....	185
Figure A3–29	Grilles d'échantillonnage et points d'échantillonnage ponctuel superposés à des photos aériennes géoréférencées.....	188
Figure A3–30	Emplacement des événements d'affectation des terres et de la prise d'échantillons de terrain de la biomasse aérienne dans le Nord du Canada	191
Figure A3–31	Représentation de la décomposition dans un site d'enfouissement selon le modèle Scholl Canyon.....	193
Figure A3–32	Arbre décisionnel permettant de recueillir, d'estimer et de déclarer les émissions de GES produites par les installations d'incinération de DSM	208
Figure A3–33	Pourcentage de la population desservie par type de technologie de traitement et par province	221
Figure A4–1	Schéma de circulation de l'énergie au Canada (BDEEC)	229
Figure A4–2	Source des données sur les combustibles fossiles et l'énergie	230

ANNEXE 1

CATÉGORIES CLÉS

A1.1. Catégories clés—méthodologie

La présente annexe décrit l'utilisation d'une analyse des catégories clés de niveau 1 du GIEC et des résultats aux fins du rapport d'inventaire du Canada. Les *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre* (GIEC, 2006) recommandent d'identifier les catégories clés d'émissions et d'absorptions. Il s'agit d'aider les organismes chargés des inventaires à structurer leurs efforts par priorité afin d'améliorer les estimations globales. Une catégorie clé se définit comme suit : « catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre directs d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions et des absorptions, de la tendance des émissions et des absorptions ou des incertitudes associées aux émissions et aux absorptions » (GIEC, 2006). Ce terme s'applique aux catégories de source et de puits.

Les bonnes pratiques exigent d'abord que l'on répartisse les inventaires en catégories permettant d'établir les sources clés et les puits, définis selon les lignes directrices suivantes :

- Les catégories du GIEC doivent être utilisées et les émissions doivent être exprimées en équivalent CO₂ d'après chaque potentiel de réchauffement planétaire (PRP) standard.
- Une catégorie doit être indiquée pour **chaque** gaz émis ou éliminé, étant donné que les méthodes, les coefficients d'émission et les incertitudes connexes diffèrent pour chacun.
- Les catégories utilisant les mêmes facteurs d'émission basés sur des hypothèses communes doivent être regroupées avant l'analyse.

A1.1. Catégories clés—méthodologie 1

A1.2. Tableaux des catégories clés 6

L'utilisation de l'approche quantitative de niveau 1 du GIEC permet de définir les catégories clés à partir de deux perspectives : leur contribution aux émissions totales et leur contribution aux tendances des émissions. L'évaluation du niveau vise à analyser la contribution de chaque catégorie d'émissions au total national (avec et sans l'affectation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie, ou ATCATF). L'analyse des tendances utilise la contribution relative de chaque catégorie au total des émissions nationales, mais elle attribue un poids plus important aux catégories dont la tendance relative s'écarte de la tendance générale (avec et sans l'ATCATF). Dans cette analyse, les tendances sont calculées comme les variations absolues entre l'année de référence et les plus récentes années d'inventaire.

La contribution en pourcentage des catégories pour les niveaux et les tendances est calculée, et les résultats obtenus sont placés par ordre descendant. On calcule le total cumulatif au moyen des deux méthodes. Un seuil cumulatif de contribution de 95 %, pour les évaluations des niveaux et des tendances, est une approximation raisonnable de l'incertitude de 90 % pour la méthode de niveau 1 (GIEC, 2006). Ce seuil a ainsi été employé dans la présente analyse comme limite supérieure afin de déterminer les catégories clés. Par conséquent, une fois les contributions des sources et des puits triées dans l'ordre décroissant d'importance, les plus grandes, prises ensemble, contribuent à 95 % du total cumulatif et sont considérées comme des sources ou des puits importants, sur le plan quantitatif.

Évaluation du niveau de contribution

Le niveau de contribution de chacune des sources ou de chacun des puits est déterminé à l'aide de l'équation A1-1, qui est conforme aux recommandations du GIEC (2006).

Équation A1-1 : pour l'évaluation du niveau des catégories de sources ou de puits :

$$L_{x,t} = \frac{|E_{x,t}|}{\sum_y |E_{y,t}|}$$

- $L_{x,t}$ = évaluation du niveau de la source ou du puits x au cours de la dernière année d'inventaire (année t).
- $|E_{x,t}|$ = valeur absolue de l'estimation des émissions ou des absorptions pour la catégorie de sources ou de puits x au cours de l'année t .
- $\sum_y |E_{y,t}|$ = contribution totale, qui est la somme des valeurs absolues des émissions et des absorptions au cours de l'année t calculée au moyen du niveau d'agrégation choisi par le pays pour l'analyse des catégories clés; étant donné que les émissions et les absorptions sont entrées avec le signe « + », la contribution totale (ou le niveau total) peut être supérieure aux émissions totales d'un pays moins les absorptions.

Évaluation de la tendance

La contribution de chacune des sources et de chacun des puits aux tendances est déterminée à l'aide des équations A1-2 et A1-3, conformément aux recommandations du GIEC (2006). Veuillez noter que l'Équation A1-3 s'applique seulement aux catégories de sources et de puits lorsque les émissions sont nulles pour l'année de référence.

Équation A1-2 : pour l'évaluation de la tendance des catégories de sources ou de puits :

$$T_{x,t} = L_{x,0} \cdot \left[\frac{(E_{x,t} - E_{x,0})}{|E_{x,0}|} - \frac{(\sum_y E_{y,t} - \sum_y E_{y,0})}{|\sum_y E_{y,0}|} \right]$$

- $T_{x,t}$ = évaluation de la tendance de la catégorie de source ou de puits x comparativement à l'année de référence (année 0).
- $L_{x,0}$ = évaluation du niveau de la catégorie de source ou de puits x au cours de l'année 0 (obtenue au moyen de l'Équation A1-1).
- $E_{x,t}$ and $E_{x,0}$ = valeurs réelles des estimations des catégories de sources ou de puits x au cours des années t et 0, respectivement.
- $\sum_y E_{y,t}$ and $\sum_y E_{y,0}$ = estimation de l'inventaire total pour les années t et 0, respectivement.

Équation A1-3 : pour l'évaluation de la tendance des catégories de sources et de puits en supposant que les émissions sont nulles pour l'année de référence :

$$T_{x,t} = \left| \frac{E_{x,t}}{\sum_y |E_{y,0}|} \right|$$

- $T_{x,t}$ = évaluation de la tendance de la catégorie de sources ou de puits x au cours de l'année t comparativement à l'année de référence (année 0)
- $E_{x,t}$ = valeurs réelles des estimations des catégories de sources ou de puits x au cours de l'année t .
- $\sum_y |E_{y,0}|$ = estimation de l'inventaire total pour l'année 0.

La détermination des catégories clés vise surtout à établir les meilleures pratiques pour dresser l'inventaire des gaz à effet de serre. Il est crucial de bien regrouper les catégories, non seulement pour tenir compte des sources et des puits réels, mais aussi pour appliquer un processus d'estimation uniforme. Dans cette analyse, les secteurs et les grandes catégories, comme l'utilisation de combustibles, les émissions fugitives, les procédés industriels, l'agriculture et les déchets sont conformes au CUPR. Ainsi, bien que les catégories du Cadre uniformisé de présentation des rapports (CUPR) de la CCNUCC fournissent une base pour déterminer les sources et les puits, un regroupement des sources et des puits a été fait à des fins d'analyse des catégories clés (Tableau A1-1). Au sein de ces catégories, le regroupement de sous-catégories se produit lorsque les estimations se fondent sur des bases communes en ce qui a trait aux coefficients d'émission et données sur les activités.

A1.1.1. Évaluation sommaire

Les catégories clés ont été évaluées, pour l'année d'inventaire 2017, en fonction de 2 critères : le niveau et la tendance. Pour l'année de référence, elles ont été évaluées d'après le niveau seulement.

Il y avait 33 catégories clés selon le niveau en 1990, alors qu'il y en a 42 en 2017 pour tous les critères combinés. Les résultats sont présentés au Tableau A1-2.

Tableau A1-1 **Sommaire de l'analyse des catégories CUPR**

Tableau des sources	Catégories agrégées du GIEC	Catégories incluses dans la catégorie agrégée du GIEC
1-A-1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	Production de chaleur et d'électricité du secteur public Industries de raffinage du pétrole Fabrication de combustibles solides et autres industries énergétiques
1-A-2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	Sidérurgie Métaux non ferreux Produits chimiques Pâtes, papier et imprimerie Non-métalliques minérales Autre
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	Véhicules lourds à moteur diesel Véhicules lourds à essence Camions légers à moteur diesel Véhicules légers à moteur diesel Camions légers à essence Véhicules légers à essence Motos Véhicules au gaz naturel Véhicules au propane Autobus urbain
1-A-4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	Commercial/institutionnel Résidentiel Agriculture/foresterie/ pêche
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	Pétrole Évacuation — Pétrole Torchage—Pétrole Évacuation—Combiné (partagé avec 1-B-2-(b+c)) Torchage—Combiné (partagé avec 1-B-2-(b+c))
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	Gaz naturel Évacuation—Gaz naturel Torchage—Gaz naturel Évacuation—Combiné (partagé avec 1-B-2-(a+c)) Torchage—Combiné (partagé avec 1-B-2-(a+c))
2-B-8	Production pétrochimique et de noir de carbone	Production de carbure Production de méthanol Production d'éthylène Production de dichlorure d'éthylène Production de noir de carbone Production de styrène
2-C-1	Sidérurgie	Production sidérurgique Production de fonte brute
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	Bovins Moutons Porcs Autres animaux d'élevage
3-B	Agriculture—Gestion des fumiers	Émissions de N ₂ O et NMVOC—Moutons Émissions de N ₂ O et NMVOC—Porcs Émissions de N ₂ O et NMVOC—Autres animaux d'élevage Émissions de N ₂ O et NMVOC—Émissions indirectes de N ₂ O
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	Engrais azotés Inorganiques Engrais azotés organiques Urine et déjections provenant d'animaux au pâturage Résidus de culture Minéralisation et Immobilisation associé aux pertes/gains de sols organiques. Travail des sols organiques
3-D-2	Agriculture—Émissions indirectes de N ₂ O dues aux sols gérés	Retombées atmosphériques Lessivage et ruissellement de l'azote
3-I	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	Chaulage Application d'urée Autres engrais azotés contenant du carbone
4-A-1		Terres forestières dont la vocation n'a pas changé Combustion de biomasse, terres forestières dont la vocation n'a pas changé
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	Terres converties en terres cultivées Émissions directes de dioxyde d'azote (N ₂ O) provenant de la minéralisation/immobilisation de l'azote (N) résultant d'un changement d'utilisation des sols ou de la gestion des sols minéraux Combustion de biomasse
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	Terres converties en terres humides Terres utilisées pour l'extraction de tourbe (*incluant uniquement les émissions associées aux terres converties pour l'extraction de tourbe) Combustion de biomasse, Terres converties en terres humides
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	Terres converties en zones de peuplement Combustion de biomasse, Zones de peuplement
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	Sites d'élimination des déchets solides municipaux Sites d'élimination des déchets de bois

Tableau A1-2 Sommaire de l'analyse des catégories clés, année d'inventaire 2017

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Catégories clés (1990 / 2017)			Critères 1990 / 2017			
						N: Niveau, T: Tendance			
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CH ₄	Non	/	Non				
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	N ₂ O	Non	/	Non				
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CH ₄	Non	/	Non				
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	N ₂ O	Non	/	Non				
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/		T
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	N ₂ O	Oui	/	Oui	N	/		T
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CH ₄	Non	/	Oui				T
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-3-e-i	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	
1-A-3-e-i	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-3-e-i	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-4-a	Combustion de combustibles—Commercial institutionnel/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	Non	/	Non				
1-A-4-a	Combustion de combustibles—Commercial institutionnel/Véhicules hors-route et autre machinerie	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-4-a	Combustion de combustibles—Commercial institutionnel/Véhicules hors-route et autre machinerie	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-4-b	Combustion de combustibles—Résidentiel/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	Non	/	Non				
1-A-4-b	Combustion de combustibles—Résidentiel/Véhicules hors-route et autre machinerie	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-4-b	Combustion de combustibles—Résidentiel/Véhicules hors-route et autre machinerie	N ₂ O	Non	/	Non				
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	CH ₄	Non	/	Non				
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	N ₂ O	Non	/	Non				
1-B-1-a	Émissions fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/		T
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	N ₂ O	Non	/	Non				
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	T
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/	N	
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	N ₂ O	Non	/	Non				
1-C-1	Transport et stockage du CO ₂ —Pipelines	CO ₂	Non	/	Non				
2-A-1	PIUP—Production de ciment	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N	
2-A-2	PIUP—Production de chaux	CO ₂	Non	/	Non				
2-A-3	PIUP—Production du verre	CO ₂	Non	/	Non				
2-A-4-b	PIUP—Autres utilisations de carbonate de sodium	CO ₂	Non	/	Non				
2-A-4-c	PIUP—Autres (utilisation de magnésite)	CO ₂	Non	/	Non				
2-A-4-d	PIUP—Autres (utilisation de calcaire et de dolomite)	CO ₂	Non	/	Non				
2-B-1	PIUP—Production d'ammoniac	CO ₂	Non	/	Non				
2-B-2	PIUP—Production d'acide nitrique	N ₂ O	Non	/	Non				
2-B-3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	Oui	/	Oui	N	/		T
2-B-7	PIUP—Production de soude	CO ₂	Non	/	Non				

Tableau A1-2 Sommaire de l'analyse des catégories clés, année d'inventaire 2017 (continué)

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Catégories clés (1990 / 2017)			Critères 1990 / 2017		
						N: Niveau, T: Tendance		
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	T
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	CH ₄	Non	/	Non			
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	N ₂ O	Non	/	Non			
2-B-9-a	PIUP—Production de composés fluorés	HFCs	Non	/	Oui			T
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N, T
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CH ₄	Non	/	Non			
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	Non	/	Oui		N	, T
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	Oui	/	Oui	N	/	T
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	SF ₆	Non	/	Non			
2-C-4	PIUP—Production de magnésium	SF ₆	Non	/	Oui			T
2-C-7	PIUP—Autres (moulage de magnésium)	SF ₆	Non	/	Non			
2-D-1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N, T
2-E-1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	PFCs	Non	/	Non			
2-E-1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	SF ₆	Non	/	Non			
2-E-1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	NF ₃	Non	/	Non			
2-E-5	PIUP—Autres	PFCs	Non	/	Non			
2-F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	Non	/	Oui		N	, T
2-F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	PFCs	Non	/	Non			
2-G-1	PIUP—Équipement électrique	SF ₆	Non	/	Non			
2-G-2	PIUP—SF ₆ et PFC provenant des utilisations d'autres produits	PFCs	Non	/	Non			
2-G-3-a	PIUP—Applications médicales du N ₂ O	N ₂ O	Non	/	Non			
2-G-3-b	PIUP—Utilisation de N ₂ O comme agent propulseur	N ₂ O	Non	/	Non			
2-G-4	PIUP—Autres (utilisation d'urée dans les véhicules avec système de réduction sélective catalytique)	CO ₂	Non	/	Non			
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/	N, T
3-B	Agriculture—Gestion des fumiers	CH ₄	Non	/	Oui		N	
3-B	Agriculture—Gestion des fumiers	N ₂ O	Oui	/	Non	N		
3-B-5	Agriculture—Émissions indirectes de N ₂ O	N ₂ O	Non	/	Non			
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	Oui	/	Oui	N	/	N, T
3-D-2	Agriculture—Émissions indirectes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	Non	/	Oui		N	
3-F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	CH ₄	Non	/	Non			
3-F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	N ₂ O	Non	/	Non			
3-G-1	Agriculture—Calcaire CaCO ₃	CO ₂	Non	/	Non			
3-H	Agriculture—Application d'urée	CO ₂	Non	/	Non			
3-I	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	CO ₂	Non	/	Oui			T
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N, T
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CH ₄	Non	/	Non			
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	N ₂ O	Non	/	Non			
4-A-2	ATCATF—Terres converties en terres forestières	CO ₂	Non	/	Non			
4-B-1	ATCATF—Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	Non	/	Oui		N	, T
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	T
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	CH ₄	Non	/	Non			
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	N ₂ O	Non	/	Non			
4-D-1	ATCATF—Terres humides dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	Non	/	Oui			T
4-D-1	ATCATF—Terres humides dont la vocation n'a pas changé	CH ₄	Non	/	Non			
4-D-1	ATCATF—Terres humides dont la vocation n'a pas changé	N ₂ O	Non	/	Non			
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	T
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	CH ₄	Non	/	Non			
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	N ₂ O	Non	/	Non			
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CO ₂	Non	/	Non			
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N, T
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CH ₄	Non	/	Non			
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	N ₂ O	Non	/	Non			
4-C	ATCATF—Prairies	CH ₄	Non	/	Non			
4-C	ATCATF—Prairies	N ₂ O	Non	/	Non			
4-G	ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR)	CO ₂	Oui	/	Oui	N	/	N, T
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	CH ₄	Oui	/	Oui	N	/	N, T
5-B	Déchets—Traitement biologique des déchets solides	CH ₄	Non	/	Non			
5-B	Déchets—Traitement biologique des déchets solides	N ₂ O	Non	/	Non			
5-C-1	Déchets —Incinération et combustion à l'air libre	CO ₂	Non	/	Non			
5-C-1	Déchets —Incinération et combustion à l'air libre	N ₂ O	Non	/	Non			
5-C-1	Déchets —Incinération et combustion à l'air libre	CH ₄	Non	/	Non			
5-D-1	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	CH ₄	Non	/	Non			
5-D-1	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	N ₂ O	Non	/	Non			

Notes : N= Catégorie clé selon le niveau (pour une année donnée), T = Catégorie clé selon la tendance (entre l'année de référence et l'année en cours)

A1.2. Tableaux des catégories clés

Le Tableau A1-4 comprend les catégories clés de 2017 identifiées lors de l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF.

A1.2.1. Évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF

Le Tableau A1-3 comprend les catégories clés de 1990 identifiées lors de l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF.

Tableau A1-3 Catégories clés de 1990 selon l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Estimation des émissions de GES (kt d'éq. CO ₂)		Évaluation du niveau		Total cumulatif	
			Année de référence 1990	Année courante 2017	Sans l'ATCATF	Avec l'ATCATF	Sans l'ATCATF	Avec l'ATCATF
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	-213 115	-151 590	S.O.	0,220	S.O.	0,220
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CO ₂	144 465	199 400	0,240	0,149	0,240	0,369
4-G	ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR)	CO ₂	127 937	127 867	S.O.	0,132	S.O.	0,501
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CO ₂	80 532	140 900	0,134	0,083	0,374	0,584
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	0,116	0,072	0,489	0,655
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CO ₂	61 629	46 748	0,102	0,064	0,591	0,719
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	0,037	0,023	0,629	0,742
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	CH ₄	17 900	16 705	0,030	0,018	0,658	0,760
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CH ₄	17 620	19 995	0,029	0,018	0,688	0,779
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CH ₄	16 758	18 761	0,028	0,017	0,715	0,796
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CO ₂	15 449	4 680	0,026	0,016	0,741	0,812
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	14 205	20 905	0,024	0,015	0,765	0,826
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	0,017	0,011	0,782	0,837
2-B-3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	10 303	0	0,017	0,011	0,799	0,848
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 104	12 690	0,015	0,009	0,814	0,857
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	CO ₂	9 079	2 656	S.O.	0,009	S.O.	0,867
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 015	9 707	0,015	0,009	0,829	0,876
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	7 558	728	0,013	0,008	0,842	0,884
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	7 101	7 032	0,012	0,007	0,854	0,891
1-A-3-e-i	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CO ₂	6 685	7 554	0,011	0,007	0,865	0,898
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CO ₂	6 200	5 871	0,010	0,006	0,875	0,904
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CO ₂	6 175	5 226	0,010	0,006	0,885	0,911
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CO ₂	6 054	5 772	S.O.	0,006	S.O.	0,917
2-D-1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	0,010	0,006	0,895	0,923
2-A-1	PIUP—Production de ciment	CO ₂	5 756	6 752	0,010	0,006	0,904	0,929
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CO ₂	5 431	10 303	0,009	0,006	0,913	0,934
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	0,008	0,005	0,921	0,939
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CH ₄	4 684	3 217	0,008	0,005	0,929	0,944
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	CO ₂	3 817	322	S.O.	0,004	S.O.	0,948
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	N ₂ O	2 923	2 453	0,005	0,003	0,944	S.O.
1-B-1-a	Émissions fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	2 824	1 143	0,005	0,003	0,949	S.O.
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	CO ₂	3 125	2 262	0,005	0,003	0,934	S.O.
3-B	Agriculture—Gestion des fumiers	N ₂ O	3 070	3 400	0,005	0,003	0,939	S.O.

Note : S.O. = Sans objet

Tableau A1-4 Catégories clés de 2017 selon l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Estimation des émissions de GES (kt d'éq. CO ₂)		Évaluation du niveau		Total cumulatif	
			Année de référence 1990	Année courante 2017	Sans l'ATCATF	Avec l'ATCATF	Sans l'ATCATF	Avec l'ATCATF
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CO ₂	144 465	199 400	0,279	0,195	0,28	0,20
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	-213 115	-151 590	S.O.	0,149	S.O.	0,34
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CO ₂	80 532	140 900	0,197	0,138	0,48	0,48
4-G	ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR)	CO ₂	127 937	127 867	S.O.	0,125	S.O.	0,61
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	0,100	0,070	0,58	0,68
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CO ₂	61 629	46 748	0,065	0,046	0,64	0,72
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	0,034	0,024	0,67	0,75
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	14 205	20 905	0,029	0,020	0,70	0,77
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CH ₄	17 620	19 995	0,028	0,020	0,73	0,79
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CH ₄	16 758	18 761	0,026	0,018	0,76	0,81
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	CH ₄	17 900	16 705	0,023	0,016	0,78	0,82
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 104	12 690	0,018	0,012	0,80	0,83
2-F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	0	12 572	0,018	0,012	0,82	0,85
2-D-1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	0,015	0,010	0,83	0,86
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CO ₂	5 431	10 303	0,014	0,010	0,85	0,87
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 015	9 707	0,014	0,010	0,86	0,88
4-B-1	ATCATF—Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	-1 343	-9 639	S.O.	0,009	S.O.	0,89
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	0,013	0,009	0,87	0,90
1-A-3-e-i	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CO ₂	6 685	7 554	0,011	0,007	0,88	0,90
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	7 101	7 032	0,010	0,007	0,89	0,91
2-A-1	PIUP—Production de ciment	CO ₂	5 756	6 752	0,009	0,007	0,90	0,92
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CO ₂	6 200	5 871	0,008	0,006	0,91	0,92
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CO ₂	6 054	5 772	S.O.	0,006	S.O.	0,93
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	2 715	5 275	0,007	0,005	0,92	0,93
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CO ₂	6 175	5 226	0,007	0,005	0,93	0,94
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CO ₂	15 449	4 680	0,007	0,005	0,93	0,94
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	0,006	0,004	0,94	0,95
3-D-2	Agriculture—Émissions indirectes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	2 774	4 264	0,006	0,004	0,94	S.O.
3-B	Agriculture—Gestion des fumiers	CH ₄	2 453	3 852	0,005	0,004	0,95	S.O.

Note : S.O. = Sans objet

A1.2.2. Évaluation des tendances avec et sans l'ATCATF

Le Tableau A1-5 et le Tableau A1-6 montrent les catégories clés issues de l'évaluation du niveau avec et sans l'ATCATF, respectivement. Ils montrent aussi leur contribution à l'évaluation des tendances.

L'intégration du secteur de l'ATCATF ajoute de nouvelles catégories clés et modifie les contributions relatives et les tendances générales des catégories,

ce qui entraîne une redistribution de leur classement. Par exemple, une catégorie de l'ATCATF, Terres forestières dont la vocation n'a pas changé (CO₂), est classée comme le deuxième contributeur dans l'évaluation de la tendance.

L'évaluation de la tendance sans l'ATCATF définit 30 catégories clés, alors que la même analyse avec l'ATCATF en génère 34, dont sept dans le secteur de l'ATCATF.

Tableau A1-5 Catégories clés de 2017 selon l'évaluation de la tendance avec l'ATCATF

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Estimation des émissions de GES (kt d'éq. CO ₂)		Évaluation de la tendance	Contribution à la tendance	Total cumulatif
			Année de référence 1990	Année courante 2017			
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CO ₂	80 532	140 900	0,049	0,165	0,16
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CO ₂	144 465	199 400	0,032	0,109	0,27
4-A-1	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	-213 115	-151 590	0,028	0,093	0,37
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CO ₂	61 629	46 748	0,026	0,087	0,45
4-G	ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR)	CO ₂	127 937	127 867	0,022	0,073	0,53
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CO ₂	15 449	4 680	0,014	0,046	0,57
2-F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	0	12 572	0,013	0,044	0,62
2-B-3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	10 303	0	0,012	0,042	0,66
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	0,009	0,032	0,69
4-B-1	ATCATF—Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	-1 343	-9 639	0,009	0,030	0,72
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	7 558	728	0,008	0,028	0,75
4-B-2	ATCATF—Terres converties en terres cultivées	CO ₂	9 079	2 656	0,008	0,028	0,78
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	14 205	20 905	0,005	0,015	0,79
4-D-2	ATCATF—Terres converties en terres humides	CO ₂	3 817	322	0,004	0,014	0,81
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	CH ₄	17 900	16 705	0,004	0,014	0,82
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CO ₂	5 431	10 303	0,004	0,014	0,83
2-D-1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	0,004	0,013	0,85
2-C-4	PIUP—Production de magnésium	SF ₆	2 738	0	0,003	0,011	0,86
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	0,003	0,010	0,87
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CH ₄	4 684	3 217	0,002	0,008	0,88
1-B-1-a	Émissions fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	2 824	1 143	0,002	0,007	0,88
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	2 715	5 275	0,002	0,007	0,89
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/Autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 104	12 690	0,002	0,007	0,90
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CO ₂	6 175	5 226	0,002	0,007	0,90
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	0,002	0,006	0,91
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	CO ₂	3 125	2 262	0,001	0,005	0,92
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CO ₂	6 200	5 871	0,001	0,005	0,92
4-E-2	ATCATF—Terres converties en zones de peuplement	CO ₂	6 054	5 772	0,001	0,004	0,92
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	7 101	7 032	0,001	0,004	0,93
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	0,001	0,004	0,93
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CH ₄	1 235	290	0,001	0,004	0,94
2-B-9-a	PIUP—Production de composés fluorés	HFCs	971	0	0,001	0,004	0,94
3-I	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	CO ₂	1 191	2 511	0,001	0,004	0,94
4-D-1	ATCATF—Terres humides dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	1 492	2 805	0,001	0,004	0,95

Tableau A1-6 Catégories clés de 2017 selon l'évaluation de la tendance sans l'ATCATF

Tableau des sources	Catégorie de source du GIEC	Émissions directes de GES	Estimation des émissions de GES (kt d'éq. CO ₂)		Évaluation de la tendance	Contribution à la tendance	Total cumulatif
			Année de référence 1990	Année courante 2017			
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	CO ₂	80 532	140 900	0,075	0,209	0,21
1.A.1	Combustion de sources fixes—industries énergétiques	CO ₂	144 465	199 400	0,046	0,128	0,34
1.A.2	Combustion de sources fixes—Industrie manufacturière et construction	CO ₂	61 629	46 748	0,044	0,123	0,46
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CO ₂	15 449	4 680	0,023	0,063	0,52
2-F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	0	12 572	0,021	0,058	0,58
2-B-3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	10 303	0	0,020	0,057	0,64
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	0,018	0,051	0,69
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	7 558	728	0,014	0,038	0,73
5-A-1	Déchets—Décharge de déchets solides	CH ₄	17 900	16 705	0,008	0,021	0,75
3-D-1	Agriculture—Émissions directes de N ₂ O dues aux sols gérés	N ₂ O	14 205	20 905	0,007	0,019	0,77
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CO ₂	5 431	10 303	0,006	0,018	0,78
2-D-1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	0,006	0,017	0,80
2-C-4	PIUP—Production de magnésium	SF ₆	2 738	0	0,005	0,015	0,82
2-C-1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	0,005	0,014	0,83
1.A.4	Combustion de sources fixes—autres secteurs	CH ₄	4 684	3 217	0,004	0,011	0,84
3-A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	0,004	0,011	0,85
1-B-1-a	Émissions fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	2 824	1 143	0,004	0,010	0,86
1-B-2-(b+c)	Émissions fugitives—Gaz naturel	CO ₂	6 175	5 226	0,004	0,010	0,87
2-C-3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	2 715	5 275	0,003	0,009	0,88
1-A-2-g	Combustion de combustibles—Industrie manufacturière et construction/autre/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 104	12 690	0,003	0,009	0,89
1-A-3-c	Combustion de combustibles—Transport ferroviaire	CO ₂	6 200	5 871	0,002	0,007	0,90
2-B-8	PIUP—Production pétrochimique et de noir de carbone	CO ₂	3 125	2 262	0,002	0,007	0,90
1-A-3-a & 1-A-5-b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	7 101	7 032	0,002	0,007	0,91
1-A-3-d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	0,002	0,006	0,92
1-A-3-e-ii	Combustion de combustibles—Autres modes de transports (véhicules hors route)	CH ₄	1 235	290	0,002	0,005	0,92
1-B-2-(a+c)	Émissions fugitives—Pétrole	CH ₄	16 758	18 761	0,002	0,005	0,93
2-B-9-a	PIUP—Production de composés fluorés	HFCs	971	0	0,002	0,005	0,93
3-l	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	CO ₂	1 191	2 511	0,002	0,005	0,94
1-A-3-b	Combustion de combustibles—Transport routier	N ₂ O	2 923	2 453	0,002	0,005	0,94
1-A-4-c	Combustion de combustibles—Agriculture foresterie pêche/Véhicules hors-route et autre machinerie	CO ₂	9 015	9 707	0,002	0,005	0,95

INCERTITUDE

A2.1. Introduction

Toutes les Parties visées à l'annexe 1 de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques doivent indiquer le degré d'incertitude estimé associé aux estimations annuelles des émissions et aux tendances des émissions au fil du temps, dans leur rapport d'inventaire national respectif. L'analyse du degré d'incertitude aide à prioriser les améliorations à apporter aux prochains inventaires et à orienter les choix méthodologiques (GIEC, 2006).

Dans le présent rapport, le Canada a utilisé la méthode de propagation d'erreur (la méthode 1) pour combiner les degrés d'incertitude, de la façon décrite dans le volume 1 (chapitre 3) des *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. (GIEC, 2006), afin d'évaluer le degré d'incertitude des estimations des émissions pour 2017. On a combiné les estimations de l'incertitude en remplissant le tableau 3.3, selon les catégories de sources. Les estimations de l'incertitude se rattachant à chaque catégorie de sources ou de puits proviennent soit d'études antérieures (p. ex. une analyse de Monte-Carlo exhaustive (la méthode 2) réalisée en 2003–2004), soit elles ont été améliorées d'après les résultats de ces études, ou encore sont calculées indépendamment, comme c'est le cas des estimations pour les secteurs de l'agriculture (émissions de méthane et d'oxyde nitreux), de l'énergie (certaines catégories de combustion de combustibles et les émissions fugitives), des procédés industriels et de l'utilisation de produits et de l'affectation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie (ATCATF). Pour en savoir plus sur les degrés d'incertitude propres à chaque secteur, se reporter aux sections sur le degré d'incertitude des chapitres 3 à 7.

A2.2. Interprétation de l'incertitude au sujet des estimations de l'inventaire

Bien souvent, l'incertitude au sujet des estimations des GES est interprétée de façon erronée comme une mesure de l'exactitude ou de la fiabilité des estimations. En fait, l'exactitude (ou son contraire, le biais) ne peut être quantifiée qu'en mesurant combien elle s'éloigne de la vérité. L'estimation de l'incertitude pour les inventaires n'est pas conçue en tant que mesure de l'exactitude, mais, dans le contexte des inventaires nationaux, le processus visant à estimer l'incertitude vise en fait plutôt à quantifier la précision. Une incertitude élevée à propos de l'estimation d'une catégorie suggère que des mesures répétées pourraient difficilement concorder. De nombreux facteurs peuvent en être la cause, y compris une complète hétérogénéité temporelle et spatiale : la variabilité est une propriété inhérente à de nombreux systèmes, y compris la nature.

Selon les orientations générales du GIEC sur les pratiques exemplaires, l'information sur l'incertitude est avant toute chose « un moyen permettant d'établir des priorités dans les efforts nationaux visant à réduire les incertitudes dans les inventaires à l'avenir, et de guider les décisions portant sur les choix méthodologiques. » (GIEC, 2006 vol 1, chapitre 3). La mise en œuvre de bonnes pratiques de calcul des estimations permet de minimiser les biais et d'obtenir des estimations fiables de la meilleure manière possible.

A2.3. Évaluation de l'incertitude associée à l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre pour 2017

On a réalisé des analyses distinctes de l'ensemble de l'inventaire, d'une part en incluant le secteur ATCATF, et d'autre part en l'excluant. Les estimations des émissions nationales de 2017 excluant le secteur ATCATF, qui s'élèvent à 716 Mt d'éq. CO₂, se situent dans une plage d'incertitude de 699 à 733 Mt d'éq. CO₂ ($\pm 2\%$) (Tableau A2-1). Le secteur de l'énergie affiche le plus faible degré d'incertitude, à $\pm 2\%$, tandis que le secteur des déchets a le plus élevé, à $\pm 45\%$. Le degré d'incertitude des secteurs des procédés industriels et de l'utilisation de produits et de

l'agriculture est de $\pm 9\%$ et de $\pm 17\%$, respectivement. Voici les cinq catégories de sources d'émissions qui ont le plus contribué à l'incertitude à l'échelle nationale, lorsque le secteur ACATF n'était pas inclus :

- Agriculture—Sols agricoles directs, N_2O
- Déchets—Évacuation des déchets solides—SEDS non classés—Déchets ligneux, CH_4
- Agriculture—Fermentation entérique, CH_4
- Déchets—Évacuation des déchets solides—SEDS gérés, CH_4
- PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone, HFCs

Les estimations de 2017 des émissions à l'échelle nationale tenant compte des émissions et des absorptions du secteur ATCATF, qui s'élèvent à 692 Mt d'éq. CO_2 , se situent dans une plage d'incertitude variant de 628 à 756 Mt d'éq. CO_2 ($\pm 9\%$) (Tableau A2-2). Les cinq catégories qui ont la plus grande incidence sur le degré d'incertitude à l'échelle nationale sont les suivantes :

- ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé, CO_2
- ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR), CO_2
- Agriculture—Sols agricoles directs, N_2O
- Déchets—Évacuation des déchets solides—SEDS non classés—Déchets ligneux, CH_4
- Agriculture—Fermentation entérique, CH_4

Le calcul des incertitudes associées aux tendances inclut d'une part le secteur ATCATF, et d'autre part l'exclut. Le degré d'incertitude des tendances, abstraction faite du secteur ATCATF, s'est établi à 1 %. La hausse totale des émissions depuis 1990, qui s'élève à 114 Mt d'éq. CO_2 (+19 %), se situe dans une plage d'incertitude dont le minimum est +112 Mt d'éq. CO_2 et le maximum, +115 Mt d'éq. CO_2 (+18 % à +20 %). L'incertitude des tendances, en tenant compte du secteur ATCATF, était de 9 %.

A2.4. Améliorations prévues

L'amélioration continue est l'un des principes sur lesquels le Canada se fonde pour élaborer son inventaire annuel des gaz à effet de serre. Les améliorations prévues à l'évaluation de l'incertitude s'inspireront certainement des méthodes et des bases de données des années précédentes, notamment des méthodes et données de simulation de Monte-Carlo utilisées en 2003–2004. Avant d'apporter de nouveaux changements et améliorations méthodologiques, on prend en compte leurs conséquences sur l'incertitude, constituant ainsi une base pour l'amélioration progressive et régulière de l'analyse des incertitudes. En outre, certains secteurs ont élaboré des plans d'amélioration de l'estimation du degré d'incertitude dans leur champ d'expertise respectif. Le chapitre 8 présente un résumé des améliorations prévues.

Tableau A2-1 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2017	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
	TOTALS		602 056	715 747	0,59	2,30	2,40	2,38	Hypothèse : les coefficients d'émission sont entièrement corrélés entre les années	Hypothèse : les coefficients d'émission sont entièrement corrélés entre les années	1,05
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	CO ₂	93 723	78 032	0,54	4,00	4,10	0,00	0,22	0,00	0,00
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	CH ₄	45	127	0,61	25,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	N ₂ O	515	490	0,50	140,00	140,00	0,00	0,03	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	CO ₂	17 300	18 198	1,20	11,00	11,00	0,00	0,04	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	CH ₄	11	9	0,98	170,00	170,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	N ₂ O	52	32	0,60	260,00	260,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	CO ₂	30 790	52 258	0,94	5,20	5,30	0,00	0,13	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	CH ₄	1 558	2 669	1,10	130,00	130,00	0,00	0,18	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	N ₂ O	195	306	1,10	530,00	530,00	0,00	0,06	0,00	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	CO ₂	64 280	97 660	2,70	3,90	4,20	0,00	0,14	0,01	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	CH ₄	61	84	2,70	22,00	22,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	N ₂ O	573	865	2,70	42,00	42,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	6 929	6 948	0,98	0,50	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CH ₄	11	6	0,71	430,00	430,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	N ₂ O	65	60	0,93	840,00	840,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	CO ₂	80 532	140 900	1,20	0,13	1,20	0,00	0,01	0,02	0,00

Tableau A2-1 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2017	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	CH ₄	308	231	1,00	110,00	110,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	N ₂ O	2 923	2 453	1,30	39,00	39,00	0,00	0,07	0,00	0,00
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	6 200	5 871	3,00	0,28	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CH ₄	9	8	3,20	150,00	150,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	N ₂ O	709	688	3,20	200,00	200,00	0,00	0,05	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	2,10	1,60	2,60	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CH ₄	11	10	2,10	35,00	35,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	N ₂ O	37	34	2,10	97,00	98,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	CO ₂	35 297	30 793	1,10	0,11	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	CH ₄	1 288	499	1,10	11,00	11,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	N ₂ O	118	420	1,70	74,00	74,00	0,00	0,03	0,00	0,00
1.A.5.b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	CO ₂	172	84	0,93	0,58	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.5.b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	CH ₄	0	0	0,74	350,00	350,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.5.b	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	N ₂ O	1	1	0,82	740,00	740,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CO ₂	6 685	7 554	1,00	1,10	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CH ₄	167	188	1,00	15,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	N ₂ O	54	60	0,98	490,00	490,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	2,00	1,70	2,20	0,00	0,03	0,00	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	CH ₄	4 684	3 217	5,70	16,00	16,00	0,00	0,06	0,00	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	N ₂ O	958	920	4,80	28,00	28,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.B.1.a	Sources fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	2 824	1 143	-	57,00	57,00	0,00	0,21	0,00	0,00
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	CO ₂	121	625	-	26,00	26,00	0,00	0,02	0,00	0,00

Tableau A2-1 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2017	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	CH ₄	17 977	17 072	-	23,00	23,00	0,00	0,16	0,00	0,00
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	N ₂ O	30	97	-	310,00	310,00	0,00	0,03	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation	CO ₂	6 995	8 782	-	22,00	22,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Torchage	CO ₂	4 490	6 122	-	7,00	7,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation et torchage	CH ₄	16 401	21 684	-	10,00	10,00	0,00	0,04	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation et torchage	N ₂ O	3	8	-	75,00	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.C	Transport et stockage du CO ₂	CO ₂	-	0	2,00	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.1	PIUP—Production de ciment	CO ₂	5 756	6 752	-	13,00	13,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.2	PIUP—Production de chaux	CO ₂	1 795	1 377	5,00	2,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.3	PIUP—Production du verre	CO ₂	166	49	-	10,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.b	PIUP—Autres utilisations du carbonate de sodium	CO ₂	100	51	-	6,10	6,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.c	PIUP—Autres (utilisation de magnésite)	CO ₂	147	116	7,80	2,10	8,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.d	PIUP—Autres (utilisation de calcaire et de dolomite)	CO ₂	449	165	-	34,00	34,00	0,00	0,02	0,00	0,00
2.B.1	PIUP—Production d'ammoniac	CO ₂	2 773	2 557	-	0,09	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.2	PIUP—Production d'acide nitrique	N ₂ O	973	935	-	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	10 303	0	-	11,00	11,00	0,00	0,22	0,00	0,00
2.B.7	PIUP—Production de soude	CO ₂	-	0	-	14,00	14,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	CO ₂	3 125	2 262	-	3,60	3,60	0,00	0,01	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	CH ₄	121	85	-	18,00	18,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	N ₂ O	15	11	-	8,20	8,20	0,00	0,10	0,00	0,00
2.B.9	PIUP—Production de composés fluorés	HFCs	971	0	-	50,00	50,00	0,00	0,03	0,00	0,00
2.C.1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	-	5,50	5,50	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.1	PIUP—Sidérurgie	CH ₄	2	2	1,00	410,00	410,00	0,00	0,02	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	2 715	5 275	-	7,10	7,10	0,00	0,12	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	7 558	728	-	9,10	9,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	SF ₆	56	8	-	3,30	3,30	0,00	0,02	0,00	0,00
2.C.4	PIUP—Production de magnésium	SF ₆	2 738	0	-	4,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.7	PIUP—Autres (moulage du magnésium)	SF ₆	225	254	-	4,00	4,00	0,00	0,12	0,00	0,00
2.D.1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	-	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	PFCs	0	2	-	23,00	23,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	SF ₆	4	2	-	45,00	45,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau A2-1 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2017	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertainitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des émissions nationales induite par l'incertainitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	NF ₃	0	0	-	300,00	300,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.5	PIUP—Autres	PFCs	-	0	-	23,00	23,00	0,00	0,75	0,00	0,00
2.F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	-	12 572	-	36,00	36,00	0,00	0,00	0,00	0,01
2.F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	PFCs	-	1	-	23,00	23,00	0,00	0,01	0,00	0,00
2.G.1	PIUP—Équipement électrique	SF ₆	202	144	-	32,00	32,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.G.2	PIUP—SF ₆ et PFC provenant des utilisations d'autres produits	PFCs	-	12	-	23,00	23,00	0,00	0,01	0,00	0,00
2.G.3.a	PIUP—Autres (applications médicales du N ₂ O)	N ₂ O	146	447	-	19,00	19,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.G.3.b	PIUP—Autres (utilisations de N ₂ O comme agent propulseur)	N ₂ O	26	82	-	19,00	19,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.G.4	PIUP—Autres (utilisation d'urée dans les véhicules à RCS)	CO ₂	-	29	-	50,00	50,00	0,00	0,05	0,00	0,00
	Agriculture—CH ₄ Total	CH ₄	24 970	28 106	1,40	19,00	20,00	0,01	0,08	0,00	0,00
3.A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	1,40	21,00	22,00	0,01	0,08	0,00	0,00
3.B.1	Agriculture—Gestion du fumier	CH ₄	2 453	3 852	1,40	32,00	32,00	0,00	0,05	0,00	0,00
	Agriculture—N ₂ O Total	N ₂ O	20 715	29 289	7,90	29,00	29,00	0,01	0,22	0,00	0,00
3.B.2	Agriculture—Gestion du fumier—Émissions directes	N ₂ O	3 070	3 400	1,40	44,00	51,00	0,00	0,02	0,00	0,00
3.B.2	Agriculture—Gestion du fumier—Émissions indirectes	N ₂ O	614	708	1,40	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3.D.1	Agriculture—Sols agricoles directs	N ₂ O	14 205	20 905	7,90	27,00	34,00	0,01	0,18	0,00	0,00
3.D.2	Agriculture—Sols agricoles indirectes	N ₂ O	2 774	4 264	7,90	75,00	100,00	0,00	0,12	0,00	0,00
3.F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	CH ₄	170	38	50,00	40,00	64,00	0,00	0,01	0,00	0,00
3.F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	N ₂ O	53	12	50,00	48,00	69,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Agriculture—CO ₂ Total	CO ₂	1 191	2 511	4,10	41,00	43,00	0,00	0,07	0,00	0,00
3.G.1	Agriculture—Calcaire CaCO ₃	CO ₂	385	253	30,00	50,00	58,00	0,00	0,02	0,00	0,00
3.H	Agriculture—Application d'urée	CO ₂	754	2 010	15,00	50,00	52,00	0,00	0,09	0,00	0,00
3.I	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	CO ₂	52	248	15,00	50,00	52,00	0,00	0,02	0,00	0,00
5.A.1	Évacuation des déchets solides—SEDS gérés	CH ₄	14 052	13 230	-	40,00	40,00	0,01	0,23	0,00	0,00
5.A.2	Évacuation des déchets solides—SEDS non classés—Déchets ligneux	CH ₄	3 847	3 474	-	190,00	190,00	0,01	0,35	0,00	0,00
5.B.1	Traitement biologique des déchets solides—Compostage	CH ₄	32	259	110,00	110,00	170,00	0,00	0,04	0,00	0,00
5.B.1	Traitement biologique des déchets solides—Compostage	N ₂ O	23	186	110,00	110,00	170,00	0,00	0,03	0,00	0,00
5.C.1.1.b.iii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Biogène—Boues d'égout	CH ₄	16	49	-	60,00	60,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau A2-1 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, sans le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2017	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
5.C.1.1.b.iii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Biogène—Boues d'égout	N ₂ O	19	60	5,00	110,00	110,00	0,00	0,01	0,00	0,00
5.C.1.2.a	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Déchets solides municipaux	CO ₂	47	13	-	85,00	85,00	0,00	0,01	0,00	0,00
5.C.1.2.a	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Déchets solides municipaux	N ₂ O	1	0	-	85,00	85,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.ii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	CO ₂	166	197	5,00	94,00	94,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.ii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	CH ₄	0	1	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	N ₂ O	95	113	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	CO ₂	2	2	5,00	30,00	30,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	CH ₄	0	0	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	N ₂ O	0	0	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.D	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	CH ₄	507	692	-	45,00	45,00	0,00	0,01	0,00	0,00
5.D	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	N ₂ O	346	483	-	65,00	65,00	0,00	0,01	0,00	0,00

Notes:

1. Dans le cas des catégories où les valeurs de l'incertitude relative au coefficient d'émission et aux données sur les activités ne sont pas précisées, les estimations de l'incertitude combinée sont fondées sur des analyses sectorielles de Monte-Carlo. Pour de plus amples renseignements sur les sources des données et des méthodes de calcul de l'incertitude (concernant les catégories du secteur de l'énergie, du secteur des procédés industriels et utilisation des produits, du secteur de l'agriculture et du secteur des déchets), veuillez consulter les sections sur l'incertitude des chapitres respectifs du rapport d'inventaire national. Dans le cas de l'agriculture, le facteur d'émission a été calculé à rebours à partir de l'analyse de l'incertitude de Monte Carlo réalisée pour le N₂O et le CH₄ séparément. Les contributions totales à l'incertitude sont la sommation de l'incertitude de l'analyse de Monte Carlo de N₂O et de CH₄ combiné aux erreurs de calculs de la propagation du CO₂.
2. 1.A.2.g.vii, 1.A.3.e.ii, 1.A.4.a.ii, 1.A.4.b.ii, 1.A.4.c.ii

Tableau A2-2 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2016	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
	TOTALS		533 815	692 025	0,61	9,20	9,20	9,19	Hypothèse : les coefficients d'émission sont entièrement corrélés entre les années	Hypothèse : les coefficients d'émission sont entièrement corrélés entre les années	8,59
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	CO ₂	93 723	78 032	0,54	4,00	4,10	0,00	0,33	0,00	0,00
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	CH ₄	45	127	0,61	25,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.1.a	Combustion de combustibles—Production d'électricité et de chaleur du secteur public	N ₂ O	515	490	0,50	140,00	140,00	0,00	0,05	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	CO ₂	17 300	18 198	1,20	11,00	11,00	0,00	0,09	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	CH ₄	11	9	0,98	170,00	170,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.1.b	Combustion de combustibles—Raffinage du pétrole	N ₂ O	52	32	0,60	260,00	260,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	CO ₂	30 790	52 258	0,94	5,20	5,30	0,00	0,12	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	CH ₄	1 558	2 669	1,10	130,00	130,00	0,00	0,16	0,00	0,00
1.A.1.c	Combustion de combustibles—Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie	N ₂ O	195	306	1,10	530,00	530,00	0,00	0,05	0,00	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	CO ₂	64 280	97 660	2,70	3,90	4,20	0,00	0,11	0,01	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	CH ₄	61	84	2,70	22,00	22,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2	Combustion de combustibles—Industries manufacturières et construction	N ₂ O	573	865	2,70	42,00	42,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	6 929	6 948	0,98	0,50	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CH ₄	11	6	0,71	430,00	430,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.3.a	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	N ₂ O	65	60	0,93	840,00	840,00	0,00	0,04	0,00	0,00
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	CO ₂	80 532	140 900	1,20	0,13	1,20	0,00	0,01	0,02	0,00
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	CH ₄	308	231	1,00	110,00	110,00	0,00	0,03	0,00	0,00
1.A.3.b	Combustion de combustibles—Transport routier (essence, diesel, gaz naturel, propane)	N ₂ O	2 923	2 453	1,30	39,00	39,00	0,00	0,10	0,00	0,00

Tableau A2-2 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2016	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertainitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertainitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CO ₂	6 200	5 871	3,00	0,28	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	CH ₄	9	8	3,20	150,00	150,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.c	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur	N ₂ O	709	688	3,20	200,00	200,00	0,00	0,08	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CO ₂	4 732	4 339	2,10	1,60	2,60	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	CH ₄	11	10	2,10	35,00	35,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.d	Combustion de combustibles—Transport maritime intérieur	N ₂ O	37	34	2,10	97,00	98,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	CO ₂	35 297	30 793	1,10	0,11	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	CH ₄	1 288	499	1,10	11,00	11,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.A.2-3-4 ²	Combustion de combustibles—Autres modes de transport (hors route)	N ₂ O	118	420	1,70	74,00	74,00	0,00	0,04	0,00	0,00
1.A.5.b.	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	CO ₂	172	84	0,93	0,58	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.5.b.	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	CH ₄	0	0	0,74	350,00	350,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.5.b.	Combustion de combustibles—Transport aérien intérieur/militaire	N ₂ O	1	1	0,82	740,00	740,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CO ₂	6 685	7 554	1,00	1,10	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	CH ₄	167	188	1,00	15,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.A.3.e	Combustion de combustibles—Transport par pipeline	N ₂ O	54	60	0,98	490,00	490,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	CO ₂	69 556	71 746	2,00	1,70	2,20	0,00	0,06	0,01	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	CH ₄	4 684	3 217	5,70	16,00	16,00	0,00	0,08	0,00	0,00
1.A.4	Combustion de combustibles—Autres secteurs	N ₂ O	958	920	4,80	28,00	28,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.B.1.a	Sources fugitives—Extraction et manutention du charbon	CH ₄	2 824	1 143	-	57,00	57,00	0,00	0,27	0,00	0,00
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	CO ₂	121	625	-	26,00	26,00	0,00	0,02	0,00	0,00
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	CH ₄	17 977	17 072	-	23,00	23,00	0,00	0,27	0,00	0,00
1.B.2.(a+b)	Sources fugitives—Pétrole et gaz naturel	N ₂ O	30	97	-	310,00	310,00	0,00	0,03	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation	CO ₂	6 995	8 782	-	22,00	22,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Torchage	CO ₂	4 490	6 122	-	7,00	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation et torchage	CH ₄	16 401	21 684	-	10,00	10,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1.B.2.c	Sources fugitives—Évacuation et torchage	N ₂ O	3	8	-	75,00	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau A2-2 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2016	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
1.C	Transport et stockage du CO ₂	CO ₂	-	0	2,00	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.1	PIUP—Production de ciment	CO ₂	5 756	6 752	-	13,00	13,00	0,00	0,02	0,00	0,00
2.A.2	PIUP—Production de chaux	CO ₂	1 795	1 377	5,00	2,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.3	PIUP—Production du verre	CO ₂	166	49	-	10,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.b	PIUP—Autres utilisations du carbonate de sodium	CO ₂	100	51	-	6,10	6,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.c	PIUP—Autres (utilisation de magnésite)	CO ₂	147	116	7,80	2,10	8,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.A.4.d	PIUP—Autres (utilisation de calcaire et de dolomite)	CO ₂	449	165	-	34,00	34,00	0,00	0,03	0,00	0,00
2.B.1	PIUP—Production d'ammoniac	CO ₂	2 773	2 557	-	0,09	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.2	PIUP—Production d'acide nitrique	N ₂ O	973	935	-	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.3	PIUP—Production d'acide adipique	N ₂ O	10 303	0	-	11,00	11,00	0,00	0,28	0,00	0,00
2.B.7	PIUP—Production de soude	CO ₂	-	0	-	14,00	14,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	CO ₂	3 125	2 262	-	3,60	3,60	0,00	0,01	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	CH ₄	121	85	-	18,00	18,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.B.8	PIUP—Production pétrochimique et production de noir de carbone	N ₂ O	15	11	-	8,20	8,20	0,00	0,12	0,00	0,00
2.B.9	PIUP—Production de composés fluorés	HFCs	971	0	-	50,00	50,00	0,00	0,04	0,00	0,00
2.C.1	PIUP—Sidérurgie	CO ₂	10 477	9 379	-	5,50	5,50	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.1	PIUP—Sidérurgie	CH ₄	2	2	1,00	410,00	410,00	0,00	0,02	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	CO ₂	2 715	5 275	-	7,10	7,10	0,00	0,15	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	PFCs	7 558	728	-	9,10	9,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.3	PIUP—Production d'aluminium	SF ₆	56	8	-	3,30	3,30	0,00	0,03	0,00	0,00
2.C.4	PIUP—Production de magnésium	SF ₆	2 738	0	-	4,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.C.7	PIUP—Autres (moulage du magnésium)	SF ₆	225	254	-	4,00	4,00	0,00	0,11	0,00	0,00
2.D.1	PIUP—Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	5 792	10 492	-	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	PFCs	0	2	-	23,00	23,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	SF ₆	4	2	-	45,00	45,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.1	PIUP—Circuit intégré ou semiconducteur	NF ₃	0	0	-	300,00	300,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.E.5	PIUP—Autres	PFCs	-	0	-	23,00	23,00	0,00	0,84	0,00	0,00
2.F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	HFCs	-	12 572	-	36,00	36,00	0,00	0,00	0,00	0,01
2.F	PIUP—Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone	PFCs	-	1	-	23,00	23,00	0,00	0,01	0,00	0,00
2.G.1	PIUP—Équipement électrique	SF ₆	202	144	-	32,00	32,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.G.2	PIUP—SF ₆ et PFC provenant des utilisations d'autres produits	PFCs	-	12	-	23,00	23,00	0,00	0,01	0,00	0,00
2.G.3.a	PIUP—Autres (applications médicales du N ₂ O)	N ₂ O	146	447	-	19,00	19,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau A2-2 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2016	Incertainité des données sur les activités ¹	Incertainité associée au coefficient d'émission ¹	Incertainité combinée	Incertainité combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainité des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainité des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainité induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
2.G.3.b	PIUP—Autres (utilisations de N ₂ O comme agent propulseur)	N ₂ O	26	82	-	19,00	19,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2.G.4	PIUP—Autres (utilisation d'urée dans les véhicules à RCS)	CO ₂	-	29	-	50,00	50,00	0,00	0,16	0,00	0,00
	Agriculture—CH ₄ Total	CH ₄	24 970	28 106	1,40	19,00	20,00	0,01	0,19	0,00	0,00
3.A	Agriculture—Fermentation entérique	CH ₄	22 347	24 216	1,40	21,00	22,00	0,01	0,19	0,00	0,00
3.B.1	Agriculture—Gestion du fumier	CH ₄	2 453	3 852	1,40	32,00	32,00	0,00	0,04	0,00	0,00
	Agriculture—N ₂ O Total	N ₂ O	20 715	29 289	7,90	29,00	29,00	0,02	0,13	0,00	0,00
3.B.2	Agriculture—Gestion du fumier—Émissions directes	N ₂ O	3 070	3 400	1,40	44,00	51,00	0,00	0,05	0,00	0,00
3.B.2	Agriculture—Gestion du fumier—Émissions indirectes	N ₂ O	614	708	1,40	100,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00
3.D.1	Agriculture—Sols agricoles directs	N ₂ O	14 205	20 905	7,90	27,00	34,00	0,01	0,13	0,00	0,00
3.D.2	Agriculture—Sols agricoles indirectes	N ₂ O	2 774	4 264	7,90	75,00	100,00	0,00	0,09	0,00	0,00
3.F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	CH ₄	170	38	50,00	40,00	64,00	0,00	0,01	0,00	0,00
3.F	Agriculture—Incinération des résidus agricoles dans les champs	N ₂ O	53	12	50,00	48,00	69,00	0,00	0,01	0,00	0,00
	Agriculture—CO ₂ Total	CO ₂	1 191	2 511	4,10	41,00	43,00	0,00	0,07	0,00	0,00
3.G.1	Agriculture—Calcaire CaCO ₃	CO ₂	385	253	30,00	50,00	58,00	0,00	0,02	0,00	0,00
3.H	Agriculture—Application d'urée	CO ₂	754	2 010	15,00	50,00	52,00	0,00	0,10	0,00	0,00
3.I	Agriculture—Autres engrais contenant du carbone	CO ₂	52	248	15,00	50,00	52,00	0,00	0,02	0,00	0,00
4.A	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CO ₂	(213 115)	(151 590)	-	35,00	35,00	0,60	8,31	0,00	0,69
4.A	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	CH ₄	411	368	-	120,00	120,00	0,00	0,04	0,00	0,00
4.A	ATCATF—Terres forestières dont la vocation n'a pas changé	N ₂ O	194	181	-	130,00	130,00	0,00	0,02	0,00	0,00
4.A	ATCATF—Terres converties en terres forestières	CO ₂	(1 069)	(390)	-	100,00	100,00	0,00	0,19	0,00	0,00
4.B	ATCATF—Terres cultivées	CO ₂	(1 237)	(11 165)	-	22,00	22,00	0,00	0,40	0,00	0,00
4.B	ATCATF—Terres cultivées	N ₂ O	14	10	-	40,00	40,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4.C	ATCATF—Prairies	CH ₄	0	1	-	64,00	64,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4.C	ATCATF—Prairies	N ₂ O	0	0	-	69,00	69,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4.D	ATCATF—Terres humides	CO ₂	2 498	1 976	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
4.D	ATCATF—Terres humides	CH ₄	6	14	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
4.D	ATCATF—Terres humides	N ₂ O	2	4	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
4.E	ATCATF—Zones de peuplement	CO ₂	(2 350)	(2 391)	-	21,00	21,00	0,00	0,03	0,00	0,00
4.F	ATCATF—Conversion de terres forestières	CO ₂	17 790	11 086	-	14,00	14,00	0,00	0,32	0,00	0,00
4.F	ATCATF—Conversion de terres forestières	CH ₄	452	202	-	20,00	20,00	0,00	0,01	0,00	0,00
4.F	ATCATF—Conversion de terres forestières	N ₂ O	225	105	-	19,00	19,00	0,00	0,01	0,00	0,00
4.G.	ATCATF—Produits ligneux récoltés (PLR)	CO ₂	127 937	127 867	-	24,00	24,00	0,19	1,68	0,00	0,03
5.A.1	Évacuation des déchets solides—SEDS gérés	CH ₄	14 052	13 230	-	40,00	40,00	0,01	0,37	0,00	0,00
5.A.2	Évacuation des déchets solides—SEDS non classés—Déchets ligneux	CH ₄	3 847	3 474	-	190,00	190,00	0,01	0,54	0,00	0,00

Tableau A2-2 Évaluation du degré d'incertitude et des tendances de l'incertitude, avec le secteur ATCATF (continué)

	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année 2016	Incertainitude des données sur les activités ¹	Incertainitude associée au coefficient d'émission ¹	Incertainitude combinée	Incertainitude combinée en % des émissions TOTALES de 2017	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude associée au coefficient d'émission	Incertainitude des tendances des émissions nationales induite par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude induite dans les tendances des émissions nationales totales
			kt d'éq. CO ₂	kt d'éq. CO ₂	%	%	%	%	%	%	%
5.B.1	Traitement biologique des déchets solides—Compostage	CH ₄	32	259	110,00	110,00	170,00	0,00	0,04	0,00	0,00
5.B.1	Traitement biologique des déchets solides—Compostage	N ₂ O	23	186	110,00	110,00	170,00	0,00	0,03	0,00	0,00
5.C.1.1.b.iii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Biogène—Boues d'égout	CH ₄	16	49	-	60,00	60,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.1.b.iii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Biogène—Boues d'égout	N ₂ O	19	60	5,00	110,00	110,00	0,00	0,01	0,00	0,00
5.C.1.2.a	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Déchets solides municipaux	CO ₂	47	13	-	85,00	85,00	0,00	0,01	0,00	0,00
5.C.1.2.a	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Déchets solides municipaux	N ₂ O	1	0	-	85,00	85,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.ii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	CO ₂	166	197	5,00	94,00	94,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.ii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	CH ₄	0	1	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.ii	Incinération et combustion à l'air libre de déchets—Incinération des déchets—Non-biogène—Autres—Substances dangereuses	N ₂ O	95	113	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	CO ₂	2	2	5,00	30,00	30,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	CH ₄	0	0	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.C.1.2.b.iii	Incinération et brûlage de déchets à ciel ouvert—Incinérations de déchets—Non-Biogène—Autres—Déchets cliniques	N ₂ O	0	0	5,00	110,00	110,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.D	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	CH ₄	507	692	-	45,00	45,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5.D	Déchets—Traitement et rejet des eaux usées	N ₂ O	346	483	-	65,00	65,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Notes:

- Dans le cas des catégories où les valeurs de l'incertitude relative au coefficient d'émission et aux données sur les activités ne sont pas précisées, les estimations de l'incertitude combinée sont fondées sur des analyses sectorielles de Monte-Carlo. Pour de plus amples renseignements sur les sources des données et des méthodes de calcul de l'incertitude (concernant les catégories du secteur de l'énergie, du secteur des procédés industriels et utilisation des produits, du secteur de l'agriculture et du secteur des déchets), veuillez consulter les sections sur l'incertitude des chapitres respectifs du rapport d'inventaire national. Dans le cas de l'agriculture, le facteur d'émission a été calculé à rebours à partir de l'analyse de l'incertitude de Monte Carlo réalisée pour le N₂O et le CH₄ séparément. Les contributions totales à l'incertitude sont la sommation de l'incertitude de l'analyse de Monte Carlo de N₂O et de CH₄ combiné aux erreurs de calculs de la propagation du CO₂.
- 1.A.2.g.vii, 1.A.3.e.ii, 1.A.4.a.ii, 1.A.4.b.ii, 1.A.4.c.ii

ANNEXE 3

MÉTHODOLOGIES

A3.1. Méthodologies et données employées pour estimer les émissions attribuables à la combustion de combustibles fossiles

La présente annexe donne un aperçu de la méthodologie, des données sur les activités et des coefficients d'émission utilisés pour estimer les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄) et d'oxyde de diazote (N₂O) issues de l'utilisation de combustibles dans le secteur de l'énergie. Des précisions d'ordre méthodologique et une description des améliorations apportées à la méthode générale se trouvent par ailleurs à la section A3.1.4.1 pour les sources de combustion fixes et à la section A3.1.4.2 pour les transports.

A3.1.1. Méthodologie

En général, on utilise une méthode descendante conforme à l'approche sectorielle de niveau 2 et de niveau 3 des *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée 1996* (GIEC, 2006) pour estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) attribuables à la combustion à partir des coefficients d'émission propres au pays et de la quantité de combustibles consommés au sein de la catégorie de sources. Comme l'illustre l'Équation A3–1, on multiplie la quantité de combustible déclarée à l'échelle nationale ou provinciale pour chaque catégorie de sources par un coefficient d'émission donné. Il est question des améliorations et des variantes apportées à la méthode générale d'estimation des émissions de combustion dans les sections de l'annexe portant sur la combustion fixe et les transports (sections A3.1.4.1 et A3.1.4.2, respectivement). Ces améliorations visent à mieux évaluer et répartir les émissions associées à chaque catégorie de sources lorsqu'on dispose de

A3.1. Méthodologies et données employées pour estimer les émissions attribuables à la combustion de combustibles fossiles 20

A3.2. Méthodologie pour les émissions fugitives attribuables à la production, à la transformation, au transport et à la distribution de combustibles fossiles 42

A3.3. Méthodologie pour les procédés industriels et l'utilisation de produits 65

A3.4. Méthodologie pour le secteur de l'Agriculture 83

A3.5. Méthodologie relative à l'affectation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie 141

A3.6. Méthodologie pour le secteur des déchets 202

précisions ou de paramètres supplémentaires. Par ailleurs, des questions méthodologiques particulières sont présentées dans le chapitre du rapport consacré à l'énergie (chapitre 3).

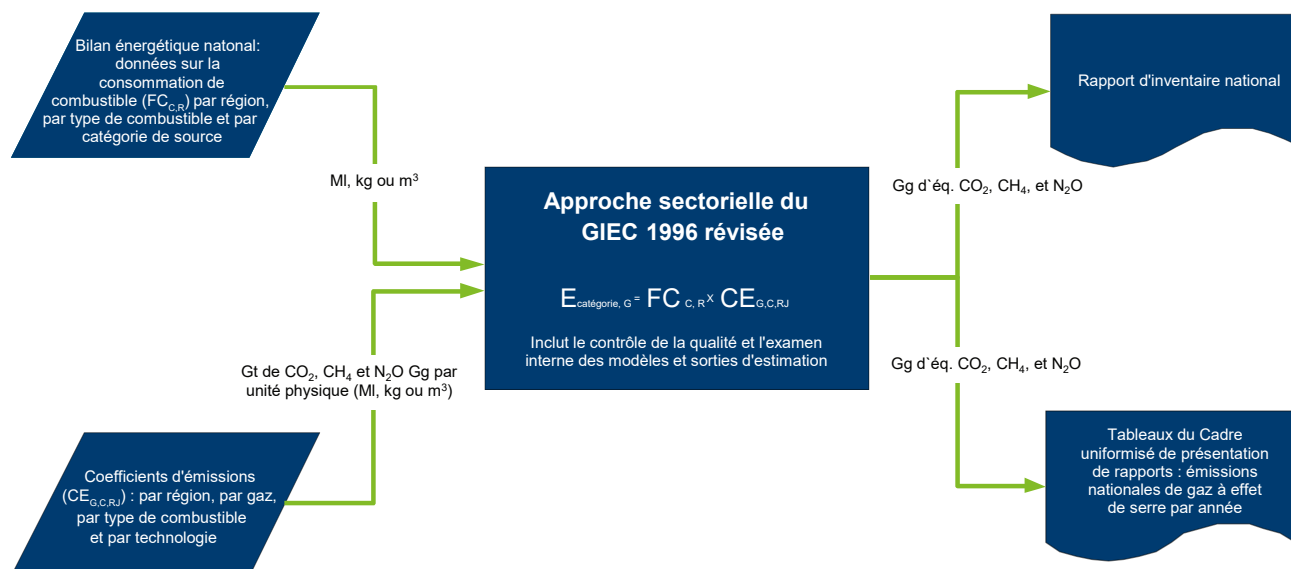
Équation A3–1 : Équation générale de calcul des émissions de combustion

$$E_{\text{Catégorie},G} = CC_{F,R} \times CE_{G,F,R,T}$$

$E_{\text{Catégorie},G}$	=	émissions de gaz à effet de serre par catégorie de sources et par GES (CO ₂ , CH ₄ ou N ₂ O)
$CC_{F,R}$	=	quantité de combustible consommé (en unités physiques comme le kilo, le litre ou le m ³), par type de combustibles (c.-à-d. le gaz naturel, le charbon subbitumineux, le kérosène, etc.) et par région
$CE_{G,F,R,T}$	=	coefficient d'émission propre au pays (en unités physiques) par GES, par type de combustible, par région (quand l'information est disponible) et par technologie (pour les coefficients d'émission des autres gaz que le CO ₂)

On utilise surtout des bases relationnelles avec les modèles de calcul des sources de combustion fixes et des transports pour traiter les données sur les activités et les coefficients d'émission établis au degré de précision national et provincial afin d'estimer les émissions de GES (Figure A3–1). Le bilan

Figure A3-1 Schéma de la procédure d'estimation des émissions de GES



énergétique national est calculé par Statistique Canada à l'aide de données exprimées en unités physiques fournies par les secteurs de la production et de la consommation. C'est pourquoi les unités physiques présentées par Statistique Canada sont considérées comme étant les plus précises pour produire les estimations des émissions. Les coefficients d'émission propres au pays sont exprimés en unités physiques afin de réduire au minimum le nombre de facteurs de conversion supplémentaires requis et ainsi limiter l'incertitude associée à l'estimation. Afin de réduire encore davantage cette incertitude, lorsqu'on disposait de coefficients d'émission plus précis à l'échelle régionale, on a utilisé ces données régionales de préférence aux valeurs nationales (p. ex. pour les coefficients d'émission de charbon et de gaz naturel, on peut ainsi tenir compte de la teneur en carbone variable dans diverses régions). Les différences relatives aux technologies de combustion sont prises en compte par les coefficients d'émission des gaz autres que le CO₂.

A3.1.2. Données sur les activités—Statistique Canada

Le *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* (BDEEC) (Statistique Canada, 1990–) constitue la principale source de données sur les combustibles et l'énergie utilisée pour estimer les

émissions issues de la combustion. Le BDEEC utilise des méthodes descendantes et ascendantes pour évaluer l'offre et la demande en matière d'énergie au Canada. La production canadienne de combustibles est comparée à l'utilisation de combustibles en fonction de grandes catégories comme les importations-exportations, la consommation par le producteur, le secteur industriel, le secteur résidentiel, etc. Les données sur l'utilisation industrielle d'énergie sont ventilées selon les différentes branches d'activité correspondant aux codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). Pour le moment, les données sur l'énergie utilisée par l'industrie pour produire de l'électricité ou de la vapeur (producteurs autonomes) sont saisies par le BDEEC sur deux lignes différentes (l'une pour l'électricité et l'autre pour la vapeur), mais ne sont pas divisées davantage selon les sous-catégories industrielles. Avant 2003, ces lignes étaient proportionnellement attribuées aux secteurs appropriés d'après les quantités déclarées aux fins de l'*Enquête annuelle sur la consommation industrielle d'énergie* (CIE) (Statistique Canada, 2013). Après 2003, la ligne de l'électricité (des producteurs autonomes) est réattribuée directement au secteur voulu selon les quantités par secteur dans l'enquête sur la *Consommation de combustibles de centrales thermiques d'énergie électrique* (CCCTEE) (Statistique Canada, 2013). Ceci découle d'un autre changement, survenu dans la ligne Électricité—par l'industrie du BDEEC, qui, à partir de 2003, a

été remplacée directement par des données de l'enquête CCCTEE. Cette amélioration a été mise en œuvre par Statistique Canada pour accroître la transparence et l'exactitude de l'information sur le sous-secteur, puisque le combustible utilisé pour produire de l'électricité est plus complet et de meilleure qualité. La ligne Vapeur reste attribuée à l'aide de la méthode de fractionnement et des données de l'enquête CIE.

Bien que le BDEEC fournisse également des données sur la consommation de combustibles à l'échelle provinciale, ces données ne sont pas aussi précises qu'à l'échelle nationale. Statistique Canada recueille habituellement les données du Bulletin au moyen d'un certain nombre d'enquêtes qui s'adressent aux fournisseurs d'énergie, aux ministères provinciaux responsables de l'énergie et à certains utilisateurs de l'énergie. La précision des données sur les utilisateurs sectoriels finaux est moindre que celle sur l'offre totale d'énergie. Par conséquent, les estimations totales d'émissions pour le Canada sont connues avec plus de certitude que celles provenant de catégories spécifiques. Depuis 1995, Statistique Canada recueille des données sur la consommation énergétique auprès d'utilisateurs finaux, au moyen de l'*Enquête annuelle sur la consommation industrielle d'énergie*. Cette approche ascendante d'estimation de la consommation industrielle fournit de l'information plus précise par secteur. On trouvera à l'annexe 4 des précisions sur l'élaboration de l'ensemble de données du BDEEC et de la CIE, notamment sur les activités de Statistique Canada en matière de contrôle et d'assurance de la qualité. Des enquêtes de secteurs particuliers, comme l'*Enquête annuelle sur la consommation de combustible des centrales thermiques d'énergie électrique* (CCCTEE), servent également à la vérification des tendances sectorielles et de l'attribution des émissions.

Les modèles de combustion et de transport utilisent la quantité de combustibles fossiles consommée en unités physiques plutôt qu'en unités énergétiques, étant donné que c'est sous cette forme que les installations déclarent leurs données à Statistique Canada conformément à la *Loi sur la statistique*. Les quantités d'énergie fossile consommées sont également présentées en unités de pouvoir calorifique supérieur; on estime cependant que ces valeurs sont moins précises étant donné que Statistique Canada a utilisé des facteurs de conversion énergétique

constants propres à chaque type de combustible (un facteur pour 1990 à 1997 et un autre facteur de 1998 à aujourd'hui) sans prendre en compte les changements d'une année à l'autre, spécialement pour les combustibles variables comme le charbon et le gaz combustible des raffineries (gaz de distillation), sauf pour le gaz naturel. Ces facteurs de conversion énergétiques sont appliqués pour l'inscription des quantités de combustibles dans les tableaux du CUPR, et les valeurs nationales pondérées ont été déterminées aux fins du calcul de la méthode de référence. (voir le tableau A4-2 pour en savoir plus). La seule exception est le combustible résiduaire, dont les données fournies par l'Association canadienne du ciment ne sont présentées qu'en unités énergétiques. Statistique Canada et Environnement et Changement climatique Canada ont lancé un programme pluriannuel dans le but de faciliter le suivi et la mise à jour des facteurs de conversion énergétique; voir la section sur les améliorations prévues, au chapitre 3, pour en savoir plus.

Les sources de données autres que Statistique Canada utilisées pour les modèles de calcul des émissions attribuables à la combustion ou au transport sont indiquées dans les discussions sur les méthodes particulières employées, comme l'information sur les quantités de gaz d'enfouissement, la consommation de combustible résiduaire et le parc de véhicules (sections A3.1.4.1 et A3.1.4.2).

A3.1.3. Coefficients d'émission et d'oxydation pour la combustion de combustibles

On trouvera à l'annexe 6 une description des coefficients d'émission utilisés pour estimer les émissions au moyen des modèles actuels de combustion de combustibles fossiles. Les coefficients ci-dessous s'appliquent en général :

Gaz naturel : les coefficients d'émission pour le CO₂ varient selon la source de gaz naturel et selon qu'il s'agit de gaz naturel marchand ou non marchand (gaz naturel brut pour consommation sur place par des producteurs de gaz naturel). Les coefficients d'émission sont donc attribués à différentes provinces selon la source et la qualité du gaz naturel. Les coefficients d'émission pour le CH₄ et le N₂O varient selon la technologie de combustion.

Produits pétroliers raffinés (PPR) : Les coefficients d'émission varient selon le type de combustible et la technologie de combustion (pour le CH₄ et le N₂O).

Charbon : Les coefficients d'émissions de CO₂ diffèrent selon les propriétés du charbon, la province où il est utilisé, et son origine (charbon canadien ou étranger). Les coefficients d'émission pour le CH₄ et le N₂O varient selon la technologie de combustion.

Les valeurs d'oxydation par défaut établies par le GIEC sont utilisées pour tous les combustibles, sauf pour le charbon pour lequel des coefficients d'oxydation propres au pays ont été appliqués au niveau provincial. Voir la section sur les recalculs, au chapitre 3 et à l'annexe 6, pour en savoir plus sur les coefficients d'oxydation du charbon.

A3.1.3.1. Coefficients d'émission pour le CO₂

Les émissions de CO₂ attribuables à l'usage de combustibles dépendent de la quantité de combustible brûlée, de sa teneur en carbone ainsi que du coefficient d'oxydation appliqué. Le calcul relatif aux coefficients d'émission de CO₂ est présenté à l'annexe 6 dans *Fossil Fuel and Derivative Factors* (McCann, 2000), *Updated Coal Emission, Energy Conversion and Oxidation Factors* (ECCC, 2017a) et *Updated CO₂ Emission Factors for Gasoline and Diesel Fuel* (ECCC, 2017b). Les propriétés des combustibles, telles que la teneur en carbone, la densité et le pouvoir calorifique, ont été déterminées selon des normes d'essais industriels approuvées de l'American Society for Testing and Material (ASTM) et de l'Office des normes générales du Canada (ONGC). On tient compte, dans une certaine mesure, à la fois des hydrocarbures et des particules formés pendant la combustion, mais les émissions de CO figurent dans les estimations d'émissions de CO₂. On présume que le CO de l'atmosphère subit une oxydation complète pour se transformer en CO₂, peu après la combustion (c'est-à-dire de 5 à 20 semaines après le rejet).

Le coefficient d'émission applicable aux combustibles résiduels est fondé sur la teneur énergétique, puisque les données fournies par l'Association canadienne du ciment (ACC) sont exprimées en unités énergétiques. Les facteurs employés pour évaluer les émissions diffèrent selon le type de combustible utilisé et, dans le cas des émissions de N₂O et de CH₄, selon la technologie de combustion utilisée.

A3.1.3.2. Coefficients d'émission pour les GES autres que le CO₂

Les coefficients d'émission correspondant à tous les GES autres que le CO₂ et provenant d'activités de combustion varient plus ou moins selon :

- le type de combustible;
- la technologie;
- les conditions d'utilisation;
- l'entretien et l'âge de la technologie.

Pendant la combustion des combustibles à base de carbone, une faible partie demeure non oxydée sous forme de CH₄. Des recherches supplémentaires s'imposent pour mieux établir les coefficients d'émission de CH₄ dans le cas de nombreux procédés de combustion. Les facteurs applicables à l'ensemble sont élaborés d'après des fractionnements typiques de la technologie et les coefficients d'émission disponibles pour le secteur.

Pendant la combustion, une partie de l'azote du combustible et de l'air s'oxyde en N₂O. La production de N₂O dépend de la température de combustion et de la technologie antipollution utilisée. Des recherches supplémentaires seront nécessaires pour mieux établir les coefficients d'émission de N₂O relatifs à de nombreux procédés de combustion. Les facteurs applicables à l'ensemble sont élaborés d'après les technologies typiques et les coefficients d'émission disponibles dans chaque cas. Ceux des gaz autres que le CO₂ présentés dans cet inventaire figurent à l'annexe 6.

A3.1.3.3. Biomasse

Conformément aux exigences de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC), les émissions de CO₂ issues des biocombustibles (y compris les gaz d'enfouissement) ne sont pas incluses dans le total du secteur de l'énergie. Les émissions de CO₂ issues de la combustion de la biomasse sont plutôt comptabilisées dans le secteur de l'affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (ATCATF) sous forme de perte de stocks de biomasse (forêts). Le CO₂ produit par la combustion de la biomasse à des fins énergétiques n'est indiqué qu'à titre informatif dans une note figurant dans les tableaux du Cadre uniformisé de présentation des rapports (CUPR) de la CCNUCC. Les émissions de CH₄ et de N₂O provenant

de la combustion de la biomasse sont déclarées dans le secteur de l'énergie, selon les sous-catégories appropriées, et incluses dans les totaux établis pour l'inventaire.

A3.1.4. Méthodologie pour la combustion de sources fixes et le transport

A3.1.4.1. Combustion de sources fixes

La méthodologie employée pour estimer les émissions de GES produites par la combustion de sources fixes est conforme à la méthode sectorielle de niveau 2 du GIEC et aux directives sur les coefficients d'émission propres aux pays présentées dans les *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (GIEC, 2006). La méthodologie en ce qui concerne les émissions de SF₆ issues des systèmes de transport de l'électricité est présentée à l'annexe 3.3, dans la partie sur le secteur des procédés industriels et utilisation des produits.

Les émissions sont calculées à partir des données sur les activités déclarées à l'échelon national, sauf lorsqu'on dispose de coefficients d'émission à l'échelon des provinces ou territoires. À ce moment, les émissions provinciales-territoriales sont alors additionnées pour donner le total national.

Les émissions sont estimées uniquement au moyen de l'Équation A3-1.

On trouvera à titre de référence au Tableau A3-1 les sources des données sur les activités utilisées pour calculer les émissions avec le modèle de combustion des sources fixes. Les données sont fournies à Environnement et Changement climatique Canada sous forme électronique et peuvent différer légèrement de celles publiées par Statistique Canada, dont les valeurs sont arrondies.

La complexité du modèle de combustion fixe tient en grande partie à la difficulté de réaffecter les données présentées dans le BDEEC annuel de manière à respecter les exigences relatives aux catégories du GIEC et les tableaux de déclaration du CUPR de la CCNUCC. De plus, conformément aux Lignes directrices 2006 du GIEC, tous les types de combustibles ont été ventilés selon les groupes de combustible du CUPR (solides, liquides, gazeux, biomasse et autres). Voir le tableau A4-2 à l'annexe 4.

Tableau A3-1 Références des données sur les activités utilisées par le modèle

Statistique Canada—Division de la fabrication, de la construction et de l'énergie, *Bulletin sur la disponibilité et écoulement de l'énergie au Canada* (BDEEC). Rapport annuel, n° 57-003-X au catalogue.

Données pour le combustible résiduaire—D'après le CIEEDAC (2013). Base de données du CIEEDAC sur les indicateurs d'énergie, de production et d'intensité pour l'industrie canadienne. Code 327310—Fabrication du ciment du SCIAN. Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC). D'après les données recueillies par l'Association canadienne du ciment dans le cadre du World Business Council for Sustainable Development (WBCSD, 2005). Protocole d'inventaire des émissions de CO₂ dans le cadre de la Cement Sustainability Initiative, v.2.0.

Consommation de bois de chauffage résidentiel—Environnement Canada. 2014. *Residential Fuelwood Consumption in Canada*. Rapport non publié. Préparé par K. Tracey, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada.

Utilisation du gaz d'enfouissement—Rapport d'inventaire national (RIN) d'Environnement et Changement climatique Canada, section A3.6 : Méthodologie pour le secteur des déchets.

Répartition des données : Production combinée de chaleur et d'électricité

Les données d'activité, selon les combustibles utilisés par les services publics, sont actuellement regroupées dans deux lignes du sommaire dans le BDEEC (lignes concernant l'Électricité—services publics et la Production de vapeur), qui représentent les installations de production d'électricité et de production combinée de chaleur et d'électricité. En outre, les déchets de bois et les liqueurs résiduares utilisés par les services publics sont attribués dans le tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*.

Étant donné que les données saisies à la ligne Électricité—services publics (ligne 10 du BDEEC) sont celles de l'enquête sur la Consommation de combustibles des centrales thermiques d'énergie électrique (CCCTEE), la réattribution utilisait les fractions établies selon les quantités déclarées par la sous-catégorie de la production d'électricité dans l'enquête sur la CCCTEE. Les données sur la consommation de combustible, par combustible et par province, déclarées dans cette enquête ainsi que la liste des installations de production combinée de chaleur et d'électricité (liste dressée par Environnement et Changement climatique Canada) sont utilisées pour établir la fraction d'utilisation totale de combustible de la production combinée de chaleur et d'électricité. Ces fractions sont ensuite combinées aux données de la ligne 10 du BDEEC pour déterminer quelle partie des données de cette ligne devrait être réattribuée à la production combinée

de chaleur et d'électricité. Le reste est attribué à la production d'électricité.

La répartition des données pour les déchets de bois et liqueurs résiduelles est décrite ci-après.

Répartition des données : Électricité—Industrie

Les données sur les activités, en termes de combustible utilisé par l'industrie (y compris le secteur du raffinage du pétrole) pour produire de l'électricité ou de la vapeur, sont actuellement regroupées en deux lignes du sommaire dans le BDEEC (ligne Électricité—par l'industrie, et ligne Production de vapeur).

De plus, les données sur les déchets de bois et les liquides résiduels utilisés par l'industrie sont attribuées au tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*.

Étant donné que les données saisies à la ligne Électricité—Industrie (ligne 11 du BDEEC) sont celles de l'enquête sur la Consommation de combustibles de centrales thermiques d'énergie électrique (CCCTEE) :

- La réattribution des valeurs de la ligne 11 du BDEEC, de 1998 jusqu'à nos jours, utilisait les fractions établies selon les quantités déclarées par la sous-catégorie de la production d'électricité dans l'enquête sur la CCCTEE. Les données sur la consommation de combustible, par combustible et par province, déclarées par l'industrie dans cette enquête pour la production d'électricité servent à établir la fraction de l'utilisation totale de combustible de chacune des industries. Ces fractions sont ensuite combinées aux données de la ligne 11 du BDEEC pour déterminer quelle partie des données de cette ligne devrait être réattribuée à une industrie en particulier. Cette partie est ajoutée aux données sur les activités déjà déclarées par l'industrie.
- La réattribution des valeurs de la ligne 11 du BDEEC, de 1990 à 1997, utilisait les fractions établies selon les quantités déclarées par la sous-catégorie de la production d'électricité dans l'enquête de la CIE, puisqu'il n'y a pas de données de l'enquête sur la CCCTEE avant 1998. Les données sur la consommation de combustible, par combustible et par province, déclarées par l'industrie dans l'enquête de la CIE pour la production d'électricité servent à établir la fraction de l'utilisation totale de combustible de chacune des industries. Ces fractions sont

ensuite combinées aux données de la ligne 11 du BDEEC pour déterminer quelle partie des données de cette ligne devrait être réattribuée à une industrie en particulière. Cette partie est ajoutée aux données sur les activités déjà déclarées par l'industrie. Comme il n'existait aucune donnée de la CIE avant 1995, on a utilisé les fractions de 1995 pour la période de 1990 à 1995.

Étant donné que les données saisies à la ligne Production de vapeur (ligne 14 du BDEEC) sont celles de la CIE, la technique utilisée pour réattribuer les valeurs de la ligne 11 du BDEEC entre 1990 et 1997 est aussi appliquée à celles de la ligne 14 (pour toutes les années) en utilisant les données de la CIE représentant la production de vapeur par les installations faisant partie de la sous-catégorie de production d'électricité.

La répartition des données pour les déchets de bois et liqueurs résiduelles est décrite ci-après.

Répartition des données : Déchets solides de bois

Les données sur les activités, en termes de déchets de bois et de liqueurs résiduelles, sont actuellement regroupées dans un tableau sommaire du BDEEC (tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*).

Les données saisies au tableau 10 du BDEEC sont celles de l'enquête de la CIE. La technique utilisée pour réattribuer les valeurs de la ligne 11 du BDEEC entre 1990 et 1997 est aussi appliquée aux valeurs du tableau 10 (pour toutes les années) en utilisant les données de la CIE représentant la consommation de déchets de bois et de liqueurs résiduelles par les installations faisant partie de la sous-catégorie de production d'électricité.

A3.1.4.1.1. Production d'électricité et de chaleur du secteur public (catégorie 1.A.1.a du CUPR)

La sous-catégorie de la production d'électricité et de chaleur du secteur public inclut : 1.A.1.a.i—Production d'électricité; 1.A.1.a.ii—Production combinée de chaleur et d'électricité; 1.A.1.iii—Installations thermiques. Cette sous-catégorie devrait inclure toutes les émissions des grands producteurs (auparavant désignés sous le nom de services publics) d'électricité, de chaleur

et d'électricité combinées et les installations thermiques. Les émissions des producteurs autonomes sont attribuées à leurs sous-catégories industrielles respectives.

Les données sur les activités dans cette sous-catégorie sont saisies dans deux lignes du BDEEC (une pour l'électricité et l'autre pour la vapeur); cependant, il s'agit de lignes du sommaire et les données ne sont pas réparties selon la production d'électricité, la production combinée de chaleur et d'électricité et les installations thermiques. De plus, des données sur les activités, en termes de déchets de bois et de liquides résiduels, sont actuellement agrégées à un tableau sommaire dans le BDEEC (tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*). Les données agrégées doivent être réattribuées à la sous-catégorie dans laquelle le combustible est utilisé. À cette fin, on utilise les méthodes décrites en détail à la section A3.1.4.1.

Les émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O sont estimées en appliquant l'Équation A3-1 aux données sur les activités et aux coefficients d'émission propres à chaque type de combustibles. Comme nous l'avons déjà mentionné, afin d'accroître la précision du calcul des émissions de GES, on applique des coefficients d'émission régionaux aux données provinciales et territoriales de cette nature, lorsqu'ils sont disponibles.

Dans ce secteur, des coefficients d'émissions du charbon et du gaz naturel ont été formulés sur une base régionale. Pour les autres types de combustibles, les coefficients d'émission sont appliqués aux données déclarées à l'échelle nationale.

Le Tableau A3-2 présente un résumé de la méthode utilisée pour la catégorie Production d'électricité et de chaleur du secteur public du CUPR.

A3.1.4.1.2. Raffinage du pétrole (catégorie 1.A.1.b du CUPR) et Fabrication de combustibles solides et autres industries énergétiques (catégorie 1.A.1.c du CUPR)

Pour satisfaire aux exigences de déclaration de la CCNUCC, les données sur les activités de la catégorie Transformation de combustibles solides et autres industries de l'énergie ont été réattribuées à deux sous-catégories distinctes du GIEC, qui englobent toutes deux les émissions associées à la combustion des combustibles produits aux installations (p. ex. combustion de charbon à une mine de charbon ou de gaz naturel à une installation pétrolière ou gazière). Les émissions de combustion qui soutiennent la production de charbon sont attribuées à 1.A.1.c.i—Transformation des combustibles solides, tandis que les émissions de combustion qui soutiennent la production de pétrole brut et de gaz naturel et la valorisation

Tableau A3-2 Méthodes d'estimation des émissions dans la catégorie Production d'électricité et de chaleur du secteur public

Catégorie de source du CUPR ¹	Type de combustible ²	Source de données		
		Publication ²	Tableau	Ligne
1.A.1.a.i Production d'électricité	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par services ³ Production de vapeur ³
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³	
1.A.1.a.ii Production combinée d'électricité et de chaleur	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par services ³ Production de vapeur ³
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³	
1.A.1.a.iii Installations thermiques	I			
Notes :				
1. Les catégories du CUPR indiquées sont les sous-catégories les plus petites dont on estime les émissions.				
2. Les références des publications sont fournies au tableau A.3-1.				
3. Une partie de cette source de données est attribuée à cette catégorie de source du CUPR avant le calcul des émissions.				
I : inexistant				

du bitume des sables bitumineux sont attribuées à 1.A.1.c.ii—Extraction de pétrole et de gaz.

La méthode employée pour estimer les émissions de ces sous-catégories consiste à appliquer l'Équation A3-1 à l'échelle nationale et à soustraire les émissions associées au torchage du total des émissions de GES pour le raffinage du pétrole et l'extraction de pétrole et de gaz. Les données sur l'utilisation des combustibles présentées dans le BDEEC incluent les volumes de combustibles brûlés par torchage; toutefois, les émissions attribuables au torchage sont calculées et déclarées séparément dans la catégorie des émissions fugitives. Les données sur la consommation de combustibles, la teneur énergétique et les émissions associées au torchage sont soustraites afin d'éviter la double comptabilisation des émissions, et ces dernières sont réassignées à la catégorie 1.B.2 des émissions fugitives.

Pour déterminer les données sur les activités associées à la sous-catégorie du raffinage du pétrole, il faut attribuer ailleurs certaines des données déclarées dans le BDEEC. Tous les produits pétroliers raffinés déclarés en tant que consommation par les producteurs (autoconsommation) sont attribués à la sous-catégorie du raffinage du pétrole, sauf dans les provinces où il n'y a pas de raffineries; ces produits pétroliers raffinés consommés par les producteurs sont alors attribués à l'extraction de pétrole et de gaz. Les quantités matérielles de gaz de pétrole liquéfiés (GPL) déclarées dans le BDEEC en tant que consommation par les producteurs sont divisées entre le gaz propane et le gaz butane en fonction des données énergétiques déclarées dans le BDEEC.

Le calcul des émissions associées aux combustibles énumérés ci-dessous se fait en additionnant les données sur les activités déclarées sous les rubriques raffinage du pétrole et consommation par les producteurs, et en appliquant l'Équation A3-1 au :

- coke de pétrole;
- gaz de distillation;
- kérosène;
- mazout léger;
- mazout lourd;
- butane;
- propane.

En outre, les données sur les activités, en termes de combustible utilisé par l'industrie pour produire de l'électricité ou de la vapeur, sont actuellement

agrégées à deux lignes du sommaire dans le BDEEC (ligne 11—Électricité—par l'industrie, et ligne 14—Production de vapeur). Les données regroupées doivent être réattribuées à l'industrie dans laquelle le combustible est utilisé. À cette fin, on utilise une des deux méthodes discutées à la section A3.1.4.1.

En raison d'un manque de ventilation par industrie, dans la rubrique autoconsommation du BDEEC, la sous-catégorie de la fabrication de combustibles solides et autres industries énergétiques n'inclut pas les émissions liées aux carburants utilisés à des fins de transport indiqués ci-dessous; ces émissions sont déclarées dans la sous-catégorie du raffinage du pétrole. De manière générale, les émissions provenant de la combustion de carburants de transport dans la sous-catégorie du raffinage du pétrole sont calculées en utilisant les données sur les activités déclarées dans le BDEEC sous la rubrique autoconsommation et l'Équation A3-1.

- essence;
- carburant diesel.

On utilise les coefficients d'émission par défaut du GIEC, basés sur le pouvoir calorifique du combustible, pour calculer les émissions de N_2O issues du coke de pétrole et de l'essence à moteur. Le pouvoir calorifique supérieur (PCS) du coke de pétrole, indiqué dans le BDEEC, peut changer selon l'année. Ainsi, le coefficient d'émission du coke de pétrole issu de la valorisation du bitume naturel et du raffinage du pétrole brut change sur une base annuelle. C'est le Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC, 2012) qui établit et publie les données à partir desquelles sont formulés les coefficients de conversion entre le PCS et le pouvoir calorifique inférieur (PCI), un élément essentiel pour établir les coefficients d'émission annuels.

Pour calculer les émissions de GES de la sous-catégorie Transformation des combustibles solides et autres industries de l'énergie, on a utilisé les données déclarées dans le BDEEC pour les combustibles suivants déclarés en tant que consommation par les producteurs (autoconsommation) dans le BDEEC dans l'Équation A3-1 :

- gaz naturel;
- charbon;
- propane;
- butane.

La rubrique autoconsommation dans le BDEEC inclut le coke de pétrole, le gaz de distillation et le diesel utilisés par les raffineries et par l'industrie de raffinage du bitume brut. Le tableau 11, *Données estimées complémentaires de gaz de distillation, de diesel, de coke de pétrole et de pétrole brut* du BDEEC, présente de l'information sur la proportion de combustible consommé par l'industrie du raffinage du pétrole brut. On se sert de ces renseignements pour attribuer les quantités pertinentes de coke de pétrole et de gaz de distillation à la sous-catégorie de l'extraction de pétrole et de gaz (catégorie 1.A.1.c.ii du CUPR). Le diesel déclaré en tant que consommation par les producteurs (autoconsommation) est utilisé par les camions servant à l'extraction de sables bitumineux et est redistribué dans la catégorie des transports hors route (voir la section A3.1.4.2.1).

Comme mentionné dans la section A3.1.4.1.1, les émissions provenant de la combustion de charbon sont estimées à l'échelon des provinces et territoires avant d'être regroupées pour l'ensemble du pays.

Afin d'éviter la double comptabilisation, les émissions dues au torchage sont soustraites du total pour cette sous-catégorie et redistribuées dans les tableaux pertinents des émissions fugitives (1.B.2). Les émissions issues du torchage établies par le modèle d'émissions fugitives du raffinage du pétrole sont soustraites de la catégorie Raffinage du pétrole (1.A.1.b) tandis que toutes les autres émissions attribuables au torchage sont soustraites des émissions de la catégorie Extraction de pétrole et de gaz (1.A.1.c.ii) et redistribuées à la catégorie pertinente des émissions fugitives (dans la catégorie 1.B.2). Voir la section A3.2.2.6 pour une description plus détaillée.

Le Tableau A3-3 présente un résumé de la méthode utilisée pour cette catégorie du CUPR.

A3.1.4.1.3. Industries manufacturières et construction (catégorie 1.A.2 du CUPR)

La catégorie des industries manufacturières et de la construction inclut plusieurs catégories industrielles. Les données sur les activités indiquées dans le BDEEC sont déclarées pour les grandes catégories d'activité

Tableau A3-3 Méthodes d'estimation des émissions dans les catégories Raffinage du pétrole, Fabrication de combustibles solides et Extraction de pétrole et de gaz

Catégorie de source du CUPR ¹	Type de combustible ²	Source de données		
		Publication ³	Tableau	Ligne
1.A.1.b Raffinage du pétrole	Combustibles solides	S.O.		
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³
			11 – Données estimées complémentaires de gaz de distillation, de diesel, de coke de pétrole et de pétrole brut	S.O.
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Raffinage du pétrole
1.A.1.c.i Fabrication de combustibles solides	Biomasse	S.O.		
	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Autoconsommation
	Combustibles liquides	S.O.		
	Combustibles gazeux	S.O.		
1.A.1.c.ii Extraction de pétrole et de gaz	Biomasse	S.O.		
	Combustibles solides	S.O.		
	Combustibles liquides	BDEEC	1 – Produits pétroliers raffinés 6 – Détails des liquides de gaz naturel	Énergie électrique par industries ³ Autoconsommation
			11 – Données estimées complémentaires de gaz de distillation, de diesel, de coke de pétrole et de pétrole brut	S.O.
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire	Énergie électrique par industries ³ Autoconsommation
	Biomasse	S.O.		

Notes :

1. Les catégories du CUPR indiquées sont les sous-catégories les plus petites dont on estime les émissions.
2. Les références des publications sont fournies au tableau A.3-1.
3. Une partie de cette source de données est attribuée à cette catégorie de source du CUPR avant le calcul des émissions.

économique et industrielle de consommation de combustibles, mais elles n'incluent pas le combustible utilisé par l'industrie pour produire de l'électricité ou de la vapeur. Ces données sont indiquées à deux lignes différentes du sommaire dans le BDEEC (l'une pour l'électricité et l'autre pour la vapeur), lesquelles ne sont pas ventilées par sous-secteurs industriels. De plus, des données sur les activités, en termes de déchets de bois et de liqueurs résiduelles, sont actuellement agrégées à un tableau sommaire dans le BDEEC (tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*). Les données agrégées doivent être réattribuées à l'industrie dans laquelle le combustible est utilisé. À cette fin, on utilise les méthodes décrites en détail à la section A3.1.4.1.

Les émissions sont calculées pour les catégories suivantes :

- Exploitation minière;
- Sidérurgie;
- Métaux non ferreux;
- Produits chimiques;
- Papier, pâte à papier et imprimerie;
- Minerais non métalliques;
- Construction;
- Autres industries manufacturières (y compris Transformation des aliments, boissons et tabac).

Les émissions de GES de la catégorie Industries manufacturières et de la construction sont calculées en appliquant l'Équation A3-1 aux données sur les activités qui sont publiées dans le BDEEC et aux coefficients d'émission propres à chaque type de combustibles sur une base nationale. Les émissions attribuables au charbon sont traitées conformément aux indications de la section A3.1.4.1.1. Les émissions issues des combustibles utilisés comme matières premières sont déclarées dans le secteur des procédés industriels, alors que celles générées par l'utilisation de carburants de transport (p. ex. diesel et essence) sont réattribuées dans la catégorie Transports.

Toutes les émissions attribuables à l'utilisation de coke métallurgique par l'industrie sidérurgique pour la réduction des oxydes de fer du minerai dans les hauts-fourneaux ont été attribuées au secteur des procédés industriels.

Les émissions de CO₂ issues de la combustion de biomasse sont déclarées, mais pas incluses dans les

totaux nationaux, alors que les émissions de CH₄ et de N₂O sont à la fois déclarées et incluses dans les totaux. La consommation industrielle de biomasse et des liqueurs résiduelles est déclarée dans le BDEEC, mais certaines données sont limitées. Les données du BDEEC pour Terre-Neuve-et-Labrador et la Nouvelle-Écosse ont été combinées. Des données recueillies au niveau des installations sont utilisées pour réattribuer cette consommation à la Nouvelle-Écosse. En 2010, Environnement Canada a examiné les données disponibles sur la teneur en humidité des déchets ligneux et a conclu que, pour les besoins du Rapport d'inventaire national (RIN), les données sur les activités concernant les déchets ligneux solides seraient déclarées à l'état humide et que la teneur moyenne en eau est de 50 %.

L'autre catégorie de fabrication comprend également les émissions de GES associées à la combustion de déchets à des fins énergétiques. Une partie des déchets est considérée comme biogène, de sorte que les émissions de CO₂ associées à la combustion de cette partie sont déclarées, mais non incluses dans le total national. Les émissions de CO₂ associées à la combustion de la partie non biogène ainsi que les émissions totales de CH₄ et de N₂O sont incluses dans le total national.

Les émissions de CO₂ attribuables à la combustion de combustible résiduel dans l'industrie du ciment sont calculées à partir des données fournies par l'ACC et déclarées par le CIEEDAC (2013) en unités énergétiques. Le Tableau A3-4 présente un résumé de la méthode utilisée pour cette catégorie du CUPR.

A3.1.4.1.4. Autres secteurs (catégorie 1.A.4 du CUPR)

La catégorie Autres secteurs comprend trois sous-catégories : commercial et institutionnel, résidentiel et agriculture/foresterie/pêches. On calcule les émissions de GES associées à cette catégorie (à l'exception des émissions de la combustion de bois de chauffage résidentiel) en appliquant l'Équation A3-1 aux données sur les activités déclarées dans le BDEEC et aux coefficients d'émission propres à chaque type de combustibles établis à l'échelle nationale.

Les données sur les activités utilisées dans le calcul des émissions de GES de la combustion de bois de chauffage résidentiel sont fondées sur une estimation de l'utilisation de combustible, déterminée à la lumière de l'étude

Tableau A3-4 Méthodes d'estimation des émissions pour la catégorie Industries manufacturières et construction

Catégorie de source du CUPR ¹	Type de combustible ²	Source de données			
		Publication ³	Tableau	Ligne	
1.A.2.a. Sidérurgie	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Fabrication de fer et acier	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
1.A.2.b. Métaux non ferreux	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Fabrication d'aluminium et métaux non ferreux	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
1.A.2.c. Produits chimiques	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Fabrication de produits chimiques et engrais	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
1.A.2.d. Pâtes, papier et imprimerie	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Fabrication de pâtes et papiers	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
1.A.2.e. Transformation des aliments, boissons et tabac	Les émissions de cette sous-catégorie sont comprises dans 1.A.2.f.iv. – Autres industries manufacturières.				
1.A.2.f. Minerais non métalliques	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Ciment	
			Données sur le combustible résiduaire du Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC)		
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Ciment	
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
1.A.2.g.iii Exploitation minière	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Total de l'extraction minière, de pétrole et de gaz	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	S.O.		
1.A.2.g.v Construction	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Construction	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Biomasse	BDEEC	S.O.		
1.A.2.g.viii.1 Autres industries manufacturières	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³ Autres industries manufacturières	
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés		
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel		
	Autres combustibles fossiles	RIN	Tableau A3-86 : Sommaire national des émissions produites par l'incinération des DSM ⁴		
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³		
		RIN	Tableau A3-86 : Sommaire national des émissions produites par l'incinération des DSM ⁴		

Notes :

1. Les catégories du CUPR indiquées sont les sous-catégories les plus petites dont on estime les émissions.
2. Les références des publications sont fournies au tableau A.3-1.
3. Une partie de cette source de données est attribuée à cette catégorie de source du CUPR avant le calcul des émissions.
4. La partie non biogène de l'incinération des DSM est incluse dans Autres combustibles fossiles et la partie biogène est ajoutée à la biomasse.

d'Environnement Canada intitulée *Residential Fuelwood Consumption in Canada* (Environnement Canada, 2014). Les données sur la consommation de bois de chauffage ont été obtenues dans le cadre d'une enquête menée sur l'utilisation du bois de chauffage résidentiel pour les années 1996, 2006 et 2012 (Réalités canadiennes, 1997; TNS, 2006; TNS, 2012). Ces données ont été recueillies par province et regroupées selon six grandes catégories d'appareils :

1. foyers;
2. foyers encastrables;
3. poêles à bois;
4. chaudières à bois;
5. poêles à granules;
6. autres appareils.

Certains de ces types d'appareils ont été subdivisés selon qu'ils font appel à une technologie évoluée (catalytique ou non catalytique) ou classique (avec ou sans portes vitrées, hermétiques ou non hermétiques).

Les enquêtes ont également recueilli des données sur le type de bois utilisé par province. Comme les données sur la consommation de bois de chauffage ont été obtenues en volume, on a déterminé une valeur de densité moyenne par province, en se basant sur la proportion relative des différents types de bois employés et sur les densités correspondantes. Les densités de bois proviennent de diverses études canadiennes sur les densités de bois (Alemdag, 1984; Gonzalez, 1990; Jessome, 2000).

La masse de bois de chauffage consommée pour les autres années a été extrapolée selon le nombre de maisons dans chaque province qui ont utilisé une source de chauffage principale ou d'appoint au bois (Statistique Canada, 1997, 2009) durant les années d'enquête. Les émissions de GES ont été calculées en multipliant la quantité de bois brûlé dans chaque appareil par un coefficient d'émission approprié.

Les émissions de CO₂ provenant de la combustion de biomasse dans la catégorie Résidentiel sont déclarées, mais pas incluses dans le total national; celles de CH₄ et de N₂O le sont cependant.

La catégorie Commercial inclut les émissions de GES associées à la combustion de gaz d'enfouissement. Le gaz d'enfouissement étant considéré comme

un biocarburant, les émissions de CO₂ issues de la combustion sont déclarées, mais elles ne sont pas incluses dans le total national; celles de CH₄ et de N₂O le sont cependant.

La catégorie Commercial comprend également les émissions de GES associées à la combustion de déchets à des fins énergétiques. Une partie des déchets est considérée comme biogène, de sorte que les émissions de CO₂ associées à la combustion de cette partie sont déclarées, mais non incluses dans le total national. Les émissions de CO₂ associées à la combustion de la partie non biogène, ainsi que les émissions totales de CH₄ et de N₂O sont incluses.

En outre, les données sur les activités, en termes de combustible utilisé par l'industrie (y compris la sous-catégorie Commercial/institutionnel) pour produire de l'électricité, sont actuellement agrégées à une ligne du sommaire dans le BDEEC (ligne 11—Électricité—par l'industrie). Des données sur les activités, en termes de déchets de bois et de liqueurs résiduelles, sont actuellement agrégées à un tableau sommaire dans le BDEEC (tableau 10—*Consommation de déchets de bois et de lessive de pâte épuisée pour la production d'énergie*). Les données agrégées doivent être réattribuées à la sous-catégorie dans laquelle le combustible est utilisé. À cette fin, on utilise les méthodes décrites en détail à la section A3.1.4.1.

La catégorie agriculture/foresterie/pêches (catégorie 1.A.4.c du CUPR) inclut seulement les émissions des sources fixes des industries agricoles et forestières. Les émissions proviennent de l'exploitation de la machinerie sur place et du chauffage des installations et sont estimées à partir des données sur l'utilisation de combustibles par l'agriculture et la foresterie déclarées dans le BDEEC. Les émissions issues des pêches sont déclarées soit dans la catégorie Transports soit dans la catégorie Autres industries manufacturières (c.-à-d. la transformation des aliments). Les émissions des sources mobiles qui se rattachent à cette catégorie ne sont pas ventilées et sont toutes incluses dans la sous-catégorie du transport hors route ou du transport maritime de la catégorie des transports.

Le Tableau A3-5 présente un résumé de la méthode utilisée pour cette catégorie du CUPR.

Tableau A3-5 Méthodes d'estimation des émissions dans la catégorie Autres secteurs

Catégorie de source du CUPR ¹	Type de combustible ²	Source de données		
		Publication ³	Tableau	Ligne
1.A.4.a.i Commercial et institutionnel—combustion fixe	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Commerces et autres institutions Administrations publiques
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	
	Autres combustibles fossiles	RIN	Tableau A3-86 : Sommaire national des émissions produites par l'incinération de DSM ⁴	
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³	
		RIN	Tableau A3-86 : Sommaire national des émissions produites par l'incinération de DSM ⁴	
		NIR	Tableau A3-77 : Quantité de méthane produit par les DSM, captée, oxydée, brûlée par torchage et émise au Canada, de 1990 à 2017	
1.A.4.b.i Résidentiel—Combustion fixe	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Résidentiel
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	Résidentiel
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	Résidentiel
	Biomasse	Estimation fondée sur le modèle de consommation résidentielle de bois de chauffage d'Environnement Canada		
1.A.4.c.i Agriculture/foresterie/pêche—Combustion fixe	Combustibles solides	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire Détails sur le charbon (non publié)	Énergie électrique par industries ³ Production de vapeur ³
	Combustibles liquides	BDEEC	3 – Produits pétroliers raffinés	Foresterie et exploitation forestière et activités de soutien à la foresterie
	Combustibles gazeux	BDEEC	1 – Énergie primaire et secondaire 6 – Détails des liquides de gaz naturel	Agriculture
	Biomasse	BDEEC	10 – Déchets de bois et de lessive de pâte épuisée, consommation totale ³	

Notes :

1. Les catégories du CUPR indiquées sont les sous-catégories les plus petites dont on estime les émissions.

2. Les références des publications sont fournies au tableau A.3-1.

3. Une partie de cette source de données est attribuée à cette catégorie de source du CUPR avant le calcul des émissions.

4. La partie non biogène de l'incinération des DSM est incluse dans Autres combustibles fossiles et la partie biogène est ajoutée à la biomasse.

A3.1.4.2. Transport (catégorie 1.A.3 du CUPR)

Les émissions de GES du sous-secteur des transports sont réparties en six catégories :

- transport aérien intérieur;
- transport routier;
- transport ferroviaire;
- transport maritime intérieur;
- autres transports (transport par pipeline);
- autres transports (hors route).

Les estimations sont établies à l'échelle des provinces et territoires, puis elles sont regroupées à l'échelle nationale. Les émissions issues de la combustion de carburant par le secteur des transports sont calculées au moyen de diverses variantes de l'Équation A3-1.

Les émissions de CO₂ dépendent surtout du type et des caractéristiques du carburant utilisé, alors que celles de N₂O et de CH₄ sont imputables au type de carburant et aux technologies antipollution utilisées. On trouvera à l'annexe 6 la liste complète des coefficients d'émission liés aux transports accompagnés de leurs références.

En ce qui concerne les catégories Transports routiers et Autres transports (hors route), le Canada utilise le modèle des émissions des véhicules à moteur (MOVES), MOVES version 2014, mis au point par l'EPA des États-Unis et une version modifiée du modèle NONROAD de l'EPA, le NONROAD2012c. Ces mises à niveau ont eu lieu principalement pour correspondre aux changements réglementaires pertinents au parc de véhicules canadien, qui sont harmonisés à ceux des États-Unis, pour aligner les estimations de GES sur celles publiées dans l'*Inventaire des émissions de polluants atmosphériques* et l'*Inventaire de carbone*.

noir du Canada et pour créer un inventaire ascendant pour les émissions hors route en se servant des données sur l'équipement et des données opérationnelles. Un autre avantage du modèle NONROAD est qu'on peut attribuer des émissions à des sous-secteurs économiques additionnels en se fondant sur l'équipement. Par conséquent, dans le système de classification du CUPR, certaines émissions qui ont été antérieurement déclarées dans les catégories 1.A.3 ont été réattribuées aux catégories 1.A.2 et 1.A.4. Le modèle des émissions de gaz à effet de serre de l'aviation du Canada (MEGES) est utilisé pour calculer les émissions de l'aviation. Les émissions des transports ferroviaire et maritime sont fondées sur le combustible déclaré dans le BDEEC. Les émissions de combustion provenant du transport par pipeline sont estimées séparément.

A3.1.4.2.1. Transports routiers (catégorie 1.A.3.b.i-v du CUPR) et Autres transports (hors route) (catégories 1.A.2.g.vii, 1.A.3.e.ii, 1.A.4.a.ii, 1.A.4.b.ii et 1.A.4.c.ii du CUPR)

Les émissions de GES attribuables au transport routier et aux autres transports (hors route) sont calculées au moyen d'une méthode de niveau 3 détaillée du GIEC. Puisque ces deux sous-catégories sont collectivement standardisées pour le combustible disponible tel que déclaré dans le BDEEC, une méthode combinée pour ces deux sous-catégories est décrite ci-dessous.

Étape 1—Données sur les activités sur route : parcs de véhicules, pénétration de la technologie, durée de vie utile des catalyseurs, taux d'accumulation de kilométrage, taux de consommation du carburant et biocarburants

Parcs de véhicules

Les véhicules sont répartis en différentes classes en fonction du type de carburant utilisé, du type de carrosserie (voiture ou camion) et du poids nominal brut du véhicule (PNBV). Le PNBV est le poids maximal autorisé d'un véhicule routier pleinement chargé, et comprend le poids du véhicule, avec le carburant, les passagers, la cargaison, et d'autres objets divers, y compris les accessoires en option.

Deux bases de données distinctes servent à dresser le profil détaillé du parc automobile. Les données sur les parcs de véhicules et de camions légers pour les périodes 1990–2002 et 2005–2015 proviennent du *Recensement des véhicules en service au Canada* (CVIOC), qui est effectué par la firme DesRosiers Automotive Consultants Inc. Celles pour la période 2003–2004 proviennent de l'*Enquête sur les véhicules au Canada* (EVC) de Statistique Canada. Les données sur les parcs de véhicules lourds ont été obtenues de la firme R.L. Polk & Co. pour les périodes 1994–2002 et 2005–2015. Celles pour la période de 2003–2004 proviennent de l'EVC de Statistique Canada et celles pour la période 1990–1993 ont été estimées à partir des tendances antérieures observées. Les données sur le parc automobile pour 2016 et 2017 ont été estimées à partir des données sur les taux de mise à la ferraille et de croissance¹. Les véhicules légers (voitures, VUS, etc.) ont un PNBV inférieur ou égal à 3 900 kg, et les véhicules lourds un PNBV supérieur à 3 900 kg².

Les données sur les parcs de motocyclettes pour 1990–2013 ont été établies à partir des données d'immatriculations annuelles des véhicules automobiles routiers de Statistique Canada (CANSIM, tableaux 405-0001 et 405-0004). Le nombre de motocyclettes par année a ensuite été stratifié selon les années modèles au moyen de la répartition par âge publiée dans l'*Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks* (U.S. EPA, 2015). Les données sur les parcs de motocyclettes pour la période de 2014–2017 ont été estimées à partir des données sur les taux de mise à la ferraille et de croissance.

Pénétration de la technologie

Pour tenir compte des effets qu'ont les technologies antipollution sur les taux d'émissions de CH₄ et de N₂O, on a estimé le nombre de véhicules en service équipés de convertisseurs catalytiques et d'autres

¹ Les taux de mise à la ferraille pour toutes les classes de véhicules (y compris les motocyclettes) ont été établis à partir des tendances historiques des parcs de véhicules. Les taux de croissance pour les parcs de véhicules légers et de motocyclettes sont établis au moyen du simulateur Motor Vehicle Emission Simulator de l'EPA des États-Unis (MOVES2014, 2014). La firme Power Systems Research Inc. a fourni les taux de croissance pour toutes les autres classes.

² Les firmes DesRosiers et Polk ont fourni les données sur les parcs de véhicules légers et lourds pour la période 2005–2015 dans un format différent de celui des ensembles de données reçus précédemment; de plus, les données pour cette période découlent d'algorithmes d'identification de véhicules actualisés. Par conséquent, lorsque les ensembles de données pour 1990–2004 ont été fusionnés à l'ensemble pour 2005–2015, il y a eu des variations discrètes dans certaines classes entre 2004 et 2005. Les classes touchées ont été celles des camions légers (PNBV inférieur ou égal à 3 900 kg) et des véhicules lourds de classes 2b et 3 (PNBV supérieur à 3 901 kg, mais inférieur à 6 351 kg). Étant donné que l'on considère que les nouveaux ensembles de données établis à l'aide d'algorithmes actualisés sont plus représentatifs, on a appliqué les rapports entre les classes de camions légers et les véhicules lourds de classes 2b et 3 des nouvelles données aux ensembles de données antérieurs tout en conservant les données générales sur les parcs de véhicules de l'ensemble de données antérieur.

dispositifs antipollution. La Figure A3-2 illustre les divers pourcentages de pénétration des technologies novatrices dans les nouveaux véhicules et camions légers à essence au cours des années modèles successives. La pénétration relative de la technologie antipollution dans les véhicules lourds à essence, les véhicules lourds à moteur diesel, les véhicules légers à moteur diesel, les camions légers à moteur diesel et les motos est présentée en détail au Tableau A3-6 (U.S. EPA, 2017).

Durée de vie utile des convertisseurs catalytiques

Avec le temps, les convertisseurs catalytiques s'usent, ce qui se répercute sur les émissions d'échappement. On a appliqué le taux de détérioration établi à partir de l'information provenant des spécialistes de l'industrie, au type de convertisseurs présents dans les véhicules et camions légers à essence munis de cette technologie. Pour modéliser l'effet de la détérioration, le pourcentage de véhicules dont les convertisseurs sont détériorés est attribué au groupe sans catalyseur. Pour les provinces dotées de programmes d'inspection et de maintenance (I/M), à savoir l'Ontario et la Colombie-Britannique, la durée de vie utile des convertisseurs n'est pas appliquée aux technologies de niveau 0, de niveau 1, ni de niveau 2, étant donné que ces dispositifs antipollution font l'objet d'une inspection et sont réparés ou remplacés s'il y a lieu.

Taux de consommation de carburant

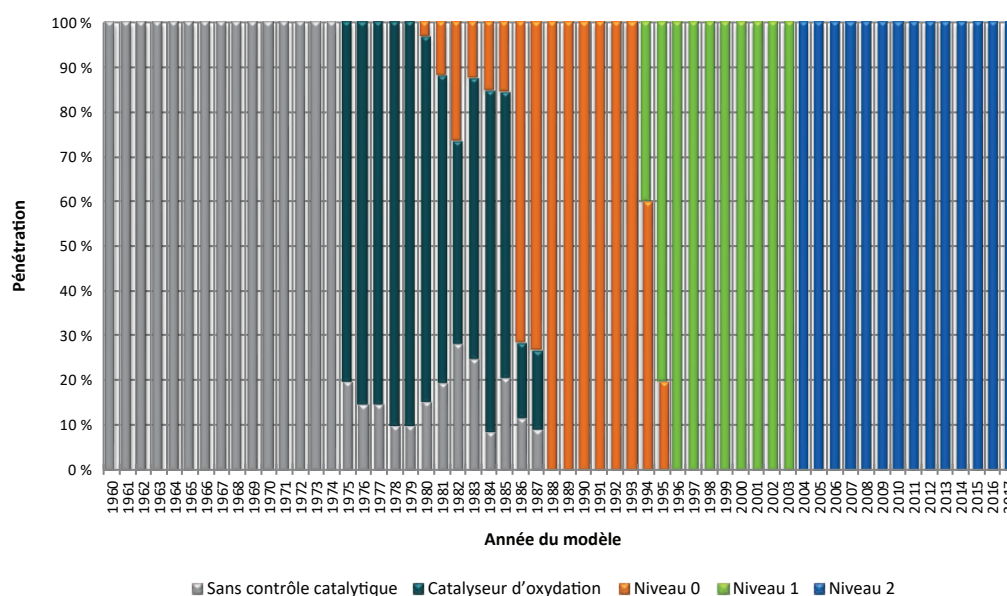
Avec l'adoption du modèle MOVES2014, les taux de consommation de carburant sont désormais incorporés dans le modèle sous la forme de taux d'énergie en kJ/s. Ces taux varient, car ils prennent en compte un éventail de paramètres par défaut ou de données d'utilisateurs, comme la classe de véhicule et

Tableau A3-6 Pénétration de la technologie—véhicules lourds à essence, véhicules lourds à moteur diesel, véhicules et camions légers à moteur diesel et motos

Technologie antipollution	Années modèles
Véhicules lourds à essence	
Sans dispositif	1960–1984
Dispositif non catalytique	1985–1995
Catalyseur à trois voies	1996–2017
Véhicules lourds à moteur diesel	
Sans dispositif	1960–1982
Réduction modérée	1983–1995
Dispositifs perfectionnés	1996–2017
Véhicules/camions légers à moteur diesel	
Sans dispositif	1960–1982
Réduction modérée	1983–1995
Dispositifs perfectionnés	1996–2003
Niveau 2	2004–2017
Motos	
Sans dispositif	1960–1995
Dispositif non catalytique	1996–2017

Note : Dans le rapport de 2019, les données ont été extrapolées à l'année civile 2017.

Figure A3-2 Pénétration de la technologie dans les véhicules et les camions légers à essence



l'année modèle, la vitesse, le type de chaussée et le mode opérationnel. Comme les marchés canadiens et américains sont quasiment identiques en raison de la réglementation, on est d'avis que les taux d'énergie de MOVES sont représentatifs de la consommation de carburant des véhicules canadiens. MOVES tient également compte de certains facteurs liés à la réglementation plus récente sur le rendement du carburant, comme le *Règlement sur les émissions des véhicules routiers et de leurs moteurs* pour les véhicules légers et le *Règlement sur les émissions de gaz à effet de serre des véhicules lourds et de leurs moteurs* pour les véhicules lourds. Le site de l'EPA contient des renseignements supplémentaires sur les taux d'énergie de MOVES pour les véhicules légers et lourds, à l'adresse : <https://www.epa.gov/moves/moves-technical-reports>.

Pour ce rapport, le Canada utilise seulement la fonction d'attribution de l'énergie de MOVES. Les extrants dans MOVES sont fondés sur l'énergie, et les coefficients d'émission actuels du Canada sont établis sur la base du volume de carburant. Les données sur l'énergie de MOVES sont donc converties en volume de carburant au moyen des facteurs de conversion énergétique indiqués dans *Updated CO₂ Emission Factors for Gasoline and Diesel Fuel* (ECCC, 2017b), et en tenant compte de l'utilisation de biocarburants (voir ci-dessous). Le modèle MOVES calcule la production d'énergie en se fondant sur un pouvoir calorifique inférieur. Le Canada prévoit examiner les coefficients d'émissions de GES dans MOVES en vue de potentiellement les utiliser dans un prochain rapport.

Taux d'accumulation de kilométrage

Les taux d'accumulation de kilométrage (TAK) sont une mesure du kilométrage annuel moyen effectué par un véhicule d'un âge donné et d'une classe particulière. On estime les TAK des véhicules et des camions légers à partir des résultats d'une étude portant sur l'écart observé entre les lectures d'odomètres de ce type de véhicules, prises lors des essais d'inspection et d'entretien successifs effectués en Ontario et en Colombie-Britannique (Stewart Brown Associates, 2013). Comme toutes les provinces ne disposent pas de programme d'inspection et d'entretien, les données sur les TAK de l'Ontario sont utilisées pour les provinces et les territoires du Canada, à l'exception de la Colombie-Britannique où l'on applique directement les estimations des TAK de la province.

Biocarburants

Selon la méthode précédente, les quantités d'éthanol et de biodiesel étaient prises en compte sur la base du volume en utilisant les données fournies par Ressources naturelles Canada. Par opposition, il faut saisir dans le modèle MOVES la teneur en biocarburant sur la base de la teneur relative (pourcentage), ainsi qu'un éventail d'autres caractéristiques du carburant, comme la pression de vapeur, la teneur en soufre et la teneur en benzène. Ces paramètres ont été calculés par Environnement et Changement climatique Canada à partir de l'information recueillie en vertu du *Règlement sur les carburants renouvelables*, des renseignements extraits des rapports sur la teneur en soufre des combustibles liquides et provenant de sources connexes. Toutefois, les volumes de biocarburants sont recalculés en tant que production, de sorte que les émissions puissent être estimées avec l'Équation A3-1 et en utilisant les coefficients d'émissions appropriés du tableau A6-12.

ÉTAPE 2 : CALCUL DE LA CONSOMMATION DE CARBURANT PAR LES VÉHICULES ROUTIERS

Au moyen des données recueillies à l'étape 1, on estime la consommation de carburant des véhicules routiers en convertissant en litres de carburant les données sur l'énergie issues du modèle MOVES2014. Ce calcul constitue le premier calcul « ascendant » de la consommation de carburant à prendre en compte dans le processus de normalisation du carburant décrit ci-dessous. Les véhicules routiers sont regroupés en huit catégories principales :

- Véhicules légers à essence;
- Camions légers à essence;
- Véhicules lourds à essence;
- Motocyclettes;
- Véhicules légers à moteur diesel;
- Camions légers à moteur diesel;
- Camions lourds à moteur diesel;
- Véhicules au propane et au gaz naturel.

ÉTAPE 3 : AUTRES TRANSPORTS (HORS ROUTE) (CATÉGORIE 1.A.3.E.II DU CUPR)

Les émissions de GES pour le transport hors route sont calculées à l'aide de NONROAD2012c, une version plus récente et adaptée au Canada du modèle NONROAD2008 mis au point par l'EPA. Les intrants principaux du modèle sont des données sur

l'équipement, la puissance nominale moyenne, le facteur de charge et l'activité (en heures/année). De plus, au nombre des modifications apportées par le Canada au modèle NONROAD, on compte la répartition selon l'âge de l'équipement en tant que paramètre défini par l'utilisateur, qui n'est pas dans le modèle américain, ainsi qu'un code unique pour l'équipement des sables bitumineux, et des capacités additionnelles pour les carburants renouvelables. Les résultats obtenus à l'aide du modèle NONROAD sont exprimés sur la base du volume de carburant, auquel on applique l'Équation A3-1 avec les coefficients d'émissions du tableau A6-12.

Les données sur les activités utilisées dans le modèle sont largement dérivées des données de Power Systems Research (PSR). PSR est un fournisseur de données indépendant qui tient à jour PartsLink, une base de données complète contenant aussi l'équipement hors route utilisé au Canada. Une étude importante menée par PSR en 2011 forme la base des données d'entrée sur les activités, qui comprennent des paramètres tels que le nombre d'équipements à moteur, la répartition selon l'âge, la cylindrée des moteurs, le facteur de charge et les heures d'utilisation pour les années 1990 à 2017. Lorsque c'était possible, le paramètre des heures d'utilisation fourni par PSR a été remplacé par des données propres au Canada recueillies dans les marchés de la revente. À titre d'exemple, les données sur les activités tirées de près de 2 000 annonces de motoneiges usagées ont été utilisées pour obtenir des données sur les heures d'utilisation distinctes selon le temps moteur (ECCC, 2018a). De plus, la méthodologie qui a servi à estimer les parcs d'équipement de construction pour l'exploitation minière des sables bitumineux a été remplacée par une base de données sur l'équipement minier fournie par The Parker Bay Company (ECCC, 2018b). Les paramètres par défaut du modèle NONROAD utilisés étaient entre autres la détérioration. Des mises à jour de l'ensemble de données de 2011 ont eu lieu en 2012 et 2013. Au contraire de MOVES, dont les extrants sont basés sur l'énergie, le modèle NONROAD calcule la consommation de carburant en se basant sur le volume, qu'il met ensuite à l'échelle vers le haut ou vers le bas lors de l'étape de normalisation (l'étape 4), après que les biocarburants ont été pris en compte.

Un des grands avantages du modèle NONROAD est sa capacité à attribuer des émissions à des secteurs distincts sur la base de l'équipement. Les secteurs

primaires du modèle NONROAD sont l'agriculture, le secteur aéroportuaire (équipement), le secteur commercial, la construction et l'exploitation minière, le secteur industriel, le secteur résidentiel, la foresterie, les chemins de fer (équipement) et l'équipement de loisirs. Lorsqu'il y a lieu, les émissions provenant de ces secteurs sont déclarées dans le secteur approprié du CUPR.

ÉTAPE 4 : NORMALISATION

Dans le but d'atténuer certaines incertitudes associées aux calculs ascendants distincts des estimations relatives aux véhicules routiers et hors route, les estimations de la consommation de carburant pour ces deux sous-secteurs sont combinées et opposées à des données descendantes sur la quantité de carburant disponible. La source de données pour l'estimation descendante de la quantité de carburant disponible à laquelle l'estimation ascendante de la consommation de carburant doit être comparée est le BDEEC (Statistique Canada, 1990-).

Statistique Canada a précisé que l'éthanol était inclus dans les volumes d'essence figurant dans le BDEEC. Les volumes estimés d'éthanol ont donc été retirés des volumes d'essence déclarés. Par conséquent, pour comparer les volumes totaux d'essence du BDEEC à ceux du CUPR, on doit se rappeler qu'il faut additionner les volumes d'essence et d'éthanol du CUPR pour obtenir des valeurs égales à celles du BDEEC. Dans le cas du carburant diesel, c'est le contraire; le BDEEC ne contenant aucune donnée sur le biodiesel, les volumes de carburant diesel du CUPR seront égaux à ceux du BDEEC.

À l'étape 4, les estimations ascendantes de la consommation de carburant pour les véhicules routiers et hors route sont regroupées sur la base du carburant au niveau provincial/territorial, et le volume total de carburant est mis à l'échelle pour correspondre à la quantité de carburant disponible indiquée dans le BDEEC. À l'échelle provinciale, les estimations descendantes et ascendantes de la consommation d'essence diffèrent légèrement, mais, sur le plan national, on constate une forte corrélation entre les deux estimations. Veuillez vous référer au Tableau A3-7 et au Tableau A3-8 pour les facteurs de normalisation calculés au niveau national, pour l'essence et le diesel, respectivement.

Tableau A3-7 Valeurs de normalisation pour l'essence, certaines années

		1990	2005	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Données brutes	Estimation ascendante de la consommation de carburant des véhicules routiers (mL)	37 113	40 653	46 260	46 898	48 301	49 418	50 529	50 340	50 203
	Estimation ascendante de la consommation de carburant des véhicules hors route (mL)	7 463	3 189	3 229	3 084	3 158	3 463	3 531	3 335	3 458
	Estimation ascendante de la consommation totale de carburant (mL)	44 576	43 842	49 489	49 982	51 459	52 881	54 060	53 675	53 661
	Estimation ascendante de la portion de véhicules routiers (%)	83	93	93	94	94	93	93	94	94
	Estimation ascendante de la portion de véhicules hors route (%)	17	7	7	6	6	7	7	6	6
Cibles	Estimation descendante de la quantité totale de carburant disponible (mL)	33 943	40 850	42 978	43 082	44 263	43 437	44 422	46 058	45 465
	Facteur de mise à l'échelle	76	93	87	86	86	82	82	86	85
Mises à l'échelle	Estimation finale du carburant des véhicules routiers (mL)	28 260	37 878	40 173	40 424	41 546	40 593	41 521	43 196	42 535
	Estimation finale du carburant des véhicules hors route (mL)	5 683	2 972	2 805	2 658	2 717	2 844	2 901	2 861	2 930
	Somme de l'estimation finale de la consommation de carburant des véhicules routiers et hors route (mL)	33 943	40 850	42 978	43 082	44 263	43 437	44 422	46 058	45 465

Tableau A3-8 Valeurs de normalisation pour le carburant diesel, certaines années

		1990	2005	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Données brutes	Estimation ascendante de la consommation de carburant des véhicules routiers (mL)	5 324	14 638	17 748	18 794	18 974	19 489	19 344	20 196	21 105
	Estimation ascendante de la consommation de carburant des véhicules hors route (mL)	9 404	10 322	9 953	9 342	9 278	9 254	9 851	9 892	10 594
	Estimation ascendante de la consommation totale de carburant (mL)	14 728	24 960	27 701	28 135	28 252	28 743	29 195	30 089	31 699
	Estimation ascendante de la portion de véhicules routiers (%)	36	59	64	67	67	68	66	67	67
	Estimation ascendante de la portion de véhicules hors route (%)	64	41	36	33	33	32	34	33	33
Cibles	Estimation descendante de la quantité totale de carburant disponible (mL)	13 188	22 766	27 265	26 899	27 613	27 475	27 462	26 186	26 657
	Facteur de mise à l'échelle	90	91	98	96	98	96	94	87	84
Mises à l'échelle	Estimation finale du carburant des véhicules routiers (mL)	4 768	13 351	17 468	17 968	18 545	18 629	18 196	17 577	17 748
	Estimation finale du carburant des véhicules hors route (mL)	8 421	9 414	9 796	8 931	9 068	8 846	9 267	8 609	8 909
	Somme de l'estimation finale de la consommation de carburant des véhicules routiers et hors route (mL)	13 188	22 766	27 265	26 899	27 613	27 475	27 462	26 186	26 657

ÉTAPE 5 : CALCUL DES ÉMISSIONS

Une fois que l'attribution finale du carburant est finie pour toutes les classes de véhicules et tous les types d'équipement, on calcule les émissions au moyen de l'Équation A3-1 avec les coefficients d'émission indiqués au tableau A6-12.

A3.1.4.2.2. Transport aérien intérieur (catégorie 1.A.3.a du CUPR)

Les émissions de GES de la catégorie du transport aérien intérieur sont calculées au moyen d'une variante de la méthode de niveau 3 du GIEC. On

désigne le modèle de l'aviation par l'acronyme MEGESA pour modèle des émissions de gaz à effet de serre de l'aviation.

Cette catégorie comprend toutes les émissions de GES issues du transport aérien intérieur (commercial, privé, agricole, etc.). Conformément aux Lignes directrices de 2006 du GIEC et en raison de l'utilisation de la méthode de niveau 3, les émissions du transport aérien militaire sont déclarées dans la catégorie Autres—Sources mobiles (catégorie 1.A.5.b du CUPR). Les émissions des carburants utilisés dans les aéroports pour le transport au sol (qui sont déclarées dans la catégorie Autres transports [hors route]) ainsi que les

émissions de combustion attribuables aux sources fixes dans les aéroports sont exclues. Les émissions liées aux vols internationaux relèvent de la catégorie « Soutes » et ne sont pas incluses dans les totaux nationaux, mais elles sont estimées et déclarées séparément dans la catégorie Soutes internationales.

Il faut être prudent lorsqu'on compare les estimations des émissions de cette catégorie à celles fournies par d'autres institutions, telles que l'Agence internationale de l'énergie (AIE). Les estimations de l'AIE sont notamment très différentes de celles du CUPR en ce qui a trait aux émissions (combustibles de soute) nationales et internationales associées au carburéacteur. La méthode de niveau 3 utilisée par le modèle des émissions de gaz à effet de serre de l'aviation (MEGES) aux fins du RIN permet d'effectuer une distinction détaillée par vol entre les mouvements d'aéronefs nationaux et internationaux selon l'origine et la destination du vol. Les valeurs de la consommation de carburant (réparties entre les secteurs intérieur et international) déclarées par le Canada à l'AIE présument que tout le carburant vendu aux transporteurs canadiens est destiné à des vols intérieurs, et que tout le carburant vendu à des transporteurs étrangers est destiné à des vols internationaux, ce qui sous-estime considérablement la quantité d'émissions attribuables au carburant de soute, puisque de nombreux transporteurs canadiens effectuent des vols internationaux. Les exigences de déclaration de ces deux rapports (CCNUCC, AIE) n'étant pas harmonisées, les valeurs déclarées ne le seront pas non plus.

Étape 1 : Données sur les activités : mouvements d'aéronefs, longueur de la trajectoire de vol, coordonnées des aéroports, caractéristiques de la consommation d'essence d'aviation, cartographie aérienne représentative, rendement des émissions des aéronefs

MOUVEMENTS D'AÉRONEFS

Les données sur les mouvements d'aéronefs (AMS, 2018) utilisées par le MEGESA sont les données fournies par les tours de contrôle à NAV CANADA (fournisseur des services de circulation aérienne civile au Canada) pour chaque vol depuis novembre 1996 et par Transports Canada (TC) avant novembre 1996. Ces données sont traitées par Statistique Canada (STC) et redistribuées à NAV CANADA et à Transports

Canada. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) obtient cette information directement de Statistique Canada, de même que des données sur les mouvements d'aéronefs en provenance et à destination de petits aéroports que STC recueille directement auprès de ceux-ci et qu'il joint aux données des tours de contrôle fournies par NAV CANADA.

Les données renseignent, entre autres, sur l'origine, la destination et le type d'aéronef pour tout mouvement d'aéronefs donné au Canada. Le traitement de ces données par Statistique Canada consiste à ajouter de l'information fondée sur d'autres champs de données brutes qui lui sont fournies et à valider les renseignements sur les aéroports, les types d'aéronefs et divers champs de données qui ne sont pas essentiels à la modélisation de l'utilisation de carburant.

Les émissions du transport aérien militaire sont estimées à partir des données sur les mouvements d'aéronefs que Statistique Canada a classés dans la catégorie de ce type de transport.

LONGUEUR DE LA TRAJECTOIRE DE VOL

La longueur de la trajectoire de vol est la distance réelle parcourue entre deux aéroports. Les données sur les mouvements d'aéronefs utilisées pour la modélisation n'étant pas des données radar, elles ne reflètent pas la trajectoire exacte effectuée lors de chaque mouvement d'aéronef. Le MEGESA peut estimer la longueur de la trajectoire de vol à partir de l'information additionnelle obtenue de la Federal Aviation Administration (FAA). La FAA exploite un modèle de l'aviation appelé Aviation Environmental Design Tool (AEDT) (anciennement System for assessing Aviation's Global Emissions—SAGE), qui intègre de réelles données radar. La FAA a fourni à EC des sorties du modèle pour l'année 2005 relatives à des aéroports canadiens, y compris des mesures radar (écart-type moyen, maximum, minimum) de la distance parcourue entre le lieu d'origine et la destination finale pour tout type d'aéronef (Fleming, 2008a). La distance moyenne, établie en se basant sur les lieux d'origine et de destination et le type d'aéronef, a été considérée par le MEGESA comme la distance parcourue chaque fois qu'une combinaison similaire figurait dans les données sur les mouvements d'aéronefs (quelle que soit l'année civile). Cependant, il arrive parfois que le MEGESA intègre une telle combinaison sans distance

moyenne correspondante. Pour ces situations, il serait nécessaire de disposer d'une autre méthode.

On utilise une distance orthodromique³ ajustée lorsque la distance radar moyenne est inconnue. On a établi un coefficient appliqué à la distance orthodromique en la comparant à la distance mesurée par radar pour une combinaison donnée de lieux d'origine et de destination et de type d'aéronef. La représentation graphique des longueurs connues mesurées par radar et des distances orthodromiques correspondantes a permis d'élaborer une équation qui peut être utilisée pour l'ajustement des distances orthodromiques brutes. Ainsi, on applique un facteur d'ajustement à ces distances pour estimer la longueur de la trajectoire de vol en tenant compte du fait que les facteurs diminuent à mesure que la distance orthodromique augmente.

COORDONNÉES DES AÉROPORTS

Tous les renseignements possibles sur les aéroports ont été extraits des données relatives aux mouvements d'aéronefs dans le MEGESA, puis définis. Ces renseignements, tels que la latitude, la longitude, l'altitude, le nom des aéroports, etc. ont été compilés à partir des données de diverses sources, dont Transports Canada (Cadieux, 2006), le Supplément de vol—Canada (NAV CANADA, 2009), SAGE (Fleming, 2008b), le Groupe de travail sur la modélisation et les bases de données (MODTF) (Fleming, 2008c), la FAA (FAA, 2009) et des études antérieures menées par Environnement et Changement climatique Canada (Manning, 2007). Les coordonnées géographiques des aéroports sont essentielles au calcul de la distance orthodromique et à l'établissement de la longueur de la trajectoire de vol.

CARACTÉRISTIQUES DE L'UTILISATION DE CARBURANT PAR LES AÉRONEFS

Une fois que la longueur de la trajectoire de vol a été établie, on peut calculer la consommation de carburant par l'aéronef pour un mouvement donné en tenant compte de ses caractéristiques connues. Les caractéristiques du carburant utilisé par divers aéronefs représentatifs proviennent de la Base of Aircraft Data (BADA) (BADA, 2009), de la base de données sur les émissions des moteurs de l'Organisation de l'aviation civile internationale

(OACI) (OACI, 2009), de la base de données sur les turbopropulseurs de la Swedish Defence Research Agency (FOI) (Hagstrom, 2010) et de l'Office fédéral de l'aviation civile (OFAC), en Suisse (OFAC, 2007).

Pour les appareils alimentés au carburéacteur, les données de la BADA servent à estimer la consommation de carburant immédiatement après le décollage jusqu'à l'atterrissage. L'information de l'OACI permet de définir les portions restantes du cycle d'atterrissage et de décollage, qui sont le roulage et l'accélération sur la piste avant le décollage (expliqués plus en détail à la deuxième étape). Enfin, les données de la FOI servent aux mêmes fins que celles de l'OACI, mais fournissent des renseignements sur de petits aéronefs à turbopropulseur, qui ne se trouvent pas dans les données de l'OACI.

Pour les appareils qui fonctionnent à l'essence d'aviation, l'information de l'OFAC sert principalement pour le cycle d'atterrissage et de décollage, mais les données de la BADA sont utilisées au besoin pour le cycle d'atterrissage et de décollage, et toujours pour la phase de vol de croisière (au-dessus de 3 000 pieds).

CARTOGRAPHIES AÉRIENNES REPRÉSENTATIVES

Tous les renseignements possibles sur les types d'aéronefs ont été extraits des données relatives aux mouvements d'aéronefs dans le MEGESA, puis définis. Ensuite, les données pour chacun des aéronefs ont été cartographiées pour établir un aéronef représentatif avec des caractéristiques connues de la consommation de carburant pour pouvoir calculer cette consommation pour tous les aéronefs pris en compte par le MEGESA. Dans la mesure du possible, des guides de cartographies publiés ont été utilisés à l'étape de la cartographie des données (BADA, 2009; GIEC, 2006; OACI, 2008; EMEP/CORINAIR, 2006) et les caractéristiques correspondantes des aéronefs (MTOW⁴, nombre de moteurs, type de moteur, etc.), en l'absence de renseignements publiés pour un aéronef donné.

RENDEMENT DES AÉRONEFS PAR RAPPORT AUX ÉMISSIONS

Pour mieux estimer les émissions de CH₄ découlant de la consommation de carburéacteur, le MEGESA a utilisé des coefficients d'émission particuliers pour le cycle d'atterrissage et de décollage. Les

3 Une distance orthodromique est la plus courte distance entre deux points sur une sphère; en aviation, il s'agit de la longueur de vol la plus courte possible entre le point de départ et le point d'arrivée d'un vol.

4 Masse maximale au décollage

coefficients sont tirés des tableaux 3.6.9 des Lignes directrices 2006 du GIEC et se présentent sous forme d'émissions totales pour le cycle d'atterrissage et de décollage. Ces coefficients ont ensuite été ajustés selon un ratio fondé sur la différence de carburant total à l'atterrissage et au décollage entre les valeurs figurant dans le tableau et celles calculées par le modèle. Il est admis qu'un ajustement un contre un des émissions de CH₄ basé sur les différences de taux pondéré de consommation de carburant peut ne pas être entièrement approprié, mais, en l'absence d'information supplémentaire, cette modification a été apportée tout en reconnaissant que les valeurs par défaut du tableau 3.6.9 ne reflètent pas fidèlement la méthodologie du modèle. Pour la portion du vol en croisière, on présume que les émissions de CH₄ sont nulles (Wiesen et al., 1994). Pour faciliter l'utilisation des données par le grand public, le coefficient d'émission publié pour le CH₄ sera une moyenne de la flotte pour l'ensemble de la série chronologique calculée à partir du carburant total utilisé (pour l'atterrissage, le décollage et le vol en croisière).

On trouve également dans le tableau 3.6.9 des Lignes directrices 2006 du GIEC des coefficients d'émissions de N₂O pour le carburéacteur propres à des aéronefs et fondés sur le cycle complet d'atterrissage et de décollage, mais ces coefficients sont calculés au moyen d'un coefficient d'émission pour le carburant d'après la méthode de niveau 1, et ce dernier est utilisé tel quel puisque la quantité de carburant consommé pendant le cycle d'atterrissage et de décollage est calculée par le modèle d'émission de GES de l'aviation.

Des coefficients d'émission propres à chaque pays sous forme de g/L sont utilisés pour les émissions de CO₂ produites par le carburéacteur et pour les émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O provenant de l'essence d'aviation.

Étape 2 : Calcul de la consommation de carburant d'un aéronef

Le carburant consommé pendant chacun des mouvements d'un aéronef est estimé à l'aide de l'équation suivante :

Équation A3-2 :

$$\begin{aligned} & \textbf{Consommation de carburant}_{\text{Total pour le vol}} \\ &= \textbf{Consommation de carburant}_{A-D} \\ &+ \textbf{Consommation de carburant}_{\text{Vol en croisière}} \end{aligned}$$

Consommation de carburant_{Total pour le vol} = Quantité totale de carburant consommé par vol

Consommation de carburant_{A-D} = Quantité totale de carburant consommé pendant les phases d'atterrissage et de décollage (3 000 pi et moins)

Consommation de carburant_{Vol en croisière} = Quantité totale de carburant consommé pendant la phase de vol en croisière (au-dessus de 3 000 pi)

Le cycle de l'atterrissage et du décollage d'un vol (en deçà de 3 000 pi) comprend l'accélération sur la piste jusqu'à l'envol, la montée (du point où l'avion quitte la piste jusqu'à 3 000 pi), l'approche (du niveau de 3 000 pi jusqu'à l'atterrissage) ainsi que le roulage arrivée et le roulage départ (du poste de stationnement des aéronefs vers la piste d'aéroport et en direction inverse). Les diverses phases du cycle d'atterrissage et de décollage d'un vol sont quantifiées soit selon les durées de chaque mode (*time-in-modes*) standards de l'OACI, ces valeurs étant multipliées par le taux de consommation de carburant pour cette phase (selon les données de l'OACI, de la FOI et de l'OFAC), soit selon les caractéristiques de consommation de carburant de l'aéronef figurant dans la BADA, selon le cas (seulement disponibles pour les phases de montée et d'approche).

Pendant la phase de vol en croisière (au-dessus de 3 000 pi), les émissions sont calculées d'après les caractéristiques de consommation de carburant de l'aéronef précisées dans la BADA et la longueur de la trajectoire de vol du mouvement de l'aéronef. La phase de vol en croisière est subdivisée en trois parties : la montée (de 3 000 pi jusqu'à l'atteinte de l'altitude de croisière), le vol en croisière à une altitude constante (à une altitude de croisière constante atteinte à la fin de la montée) et la descente (de l'altitude de croisière à 3 000 pi). La distance qu'il faut à l'aéronef pour atteindre une altitude de croisière constante et pour effectuer sa descente à partir de cette altitude (y compris les portions de la montée et de l'approche de l'atterrissage et du décollage) est soustraite de la longueur de la trajectoire de vol pour obtenir la distance parcourue à une altitude de croisière constante.

On estime les segments d'atterrissage et de décollage et de vol en croisière pour tout mouvement d'aéronef en utilisant dans un premier temps les données de cartographie de l'aéronef représentatif qui établissent un lien entre l'aéronef identifié dans les données de mouvement et un aéronef représentatif dont on connaît les caractéristiques de performance. Pour ce qui est des taux de consommation de l'aéronef représentatif qui sont fondés sur la distance, soit on extrait la longueur de la trajectoire de vol pour le mouvement de la liste de données radar sur les mouvements fournies par la FAA, soit on calcule la longueur en quantifiant la distance orthodromique et en multipliant cette valeur par un facteur d'ajustement, tel qu'on le décrit plus haut. Pour les taux de consommation de carburant qui sont fondés sur la durée de chaque segment du cycle d'atterrissage et de décollage, ces durées ont déjà été prédéfinies. Il est possible d'établir des estimations du carburant consommé pendant les segments du cycle d'atterrissage et de décollage et du vol en croisière, à l'aide des caractéristiques connues du carburant de l'aéronef, de la durée des modes et de la longueur de la trajectoire de vol.

Étape 3 : Normalisation

Toute la consommation apparente de carburéacteur et d'essence d'aviation au Canada est déclarée dans le BDEEC (Statistique Canada, 1990–). Le carburant consommé, selon les estimations établies au moyen de la méthode ascendante du MEGESA, est modifié pour correspondre à la valeur du BDEEC à l'échelle nationale. Des rectifications ont également été apportées aux estimations du carburant consommé lors des segments du cycle d'atterrissage et de décollage et de vol en croisière des mouvements individuels, pour l'ensemble des mouvements.

Étape 4 : Calcul des émissions

Des estimations des émissions sont établies pour chaque mouvement à partir du taux normalisé de la consommation totale de carburant et du coefficient d'émission approprié, tel qu'indiqué dans l'Équation A3-1 (comme nous l'avons mentionné, pour le carburéacteur, l'estimation des émissions de CH₄ pour le cycle d'atterrissage et de décollage pour un mouvement ne dépend pas du carburant consommé). On obtient ensuite une estimation des émissions à l'échelle nationale en additionnant les estimations individuelles des émissions.

A3.1.4.2.3. Transport maritime intérieur (catégorie 1.A.3.d du CUPR)

Les émissions sont calculées au moyen d'une méthode de niveau 2 du GIEC pour le CO₂, et d'une méthode de niveau 1 pour le CH₄ et le N₂O. On multiplie la consommation de carburant marin par les navires canadiens déclarée dans le BDEEC (Statistique Canada, 1990–) par les coefficients d'émission propres aux divers carburants (voir l'annexe 6). On présume que le carburant vendu aux navires étrangers sert uniquement à des voyages internationaux par conséquent, les émissions seraient déclarées sous la rubrique Navigation internationale (combustibles de soutes marins).

Certains navires canadiens effectuent des voyages internationaux. On ne dispose pas actuellement de données qui permettraient de distinguer correctement les activités de transport intérieures et internationales réalisées par des navires canadiens.

A3.1.4.2.4. Transport ferroviaire (catégorie 1.A.3.c du CUPR)

On utilise une méthode de niveau 2 du GIEC pour calculer les émissions de CO₂ et une méthode de niveau 1 pour les émissions de CH₄ et de N₂O. On multiplie la consommation de carburant pour le transport ferroviaire déclarée dans le BDEEC (Statistique Canada, 1990–) par les coefficients d'émission propres aux divers carburants (Annexe 6).

Au Canada, les locomotives sont essentiellement alimentées au carburant diesel. Un examen des émissions attribuables aux activités des trains à vapeur au Canada a montré que les émissions des trains à vapeur ne sont pas significatives. Les émissions des locomotives mues à l'électricité sont comptabilisées sous la rubrique de production d'électricité.

A3.1.4.2.5. Biomasse (catégorie 1.D.3 du CUPR)

Pour estimer les émissions issues de la consommation de carburants biosynthétiques (éthanol et biodiesel), on utilise une méthode modifiée de niveau 1 du GIEC pour les véhicules routiers à essence et diesel et une méthode de niveau 1 du GIEC pour les véhicules hors route, le transport ferroviaire et le transport maritime intérieur. Le volume présumé de biocarburants utilisés dans le sous-secteur du transport est proportionnellement réattribué aux catégories

respectives des véhicules à essence et diesel d'après les volumes de consommation initiaux dans ces catégories.

Les volumes de biocarburants utilisés pour les transports routiers et hors route sont décrits à la section A3.1.4.2.1. Les volumes de biocarburants utilisés pour les catégories du transport ferroviaire et du transport maritime sont également fondés sur les données recueillies dans le *Règlement sur les carburants renouvelables* du Canada. Actuellement, on suppose qu'aucun biocarburant n'est utilisé dans le secteur de l'aviation.

Au lieu d'attendre que des coefficients d'émission de CH₄ et de N₂O propres aux biocarburants soient établis, on utilise les coefficients d'émission pour l'essence et le diesel des classes de technologies équivalentes. Les coefficients d'émission de CO₂ sont formulés à partir des propriétés chimiques du carburant.

A3.1.4.2.6. Transport par pipeline (catégorie 1.A.3.e.i du CUPR)

Cette catégorie inclut les moteurs alimentés aux combustibles fossiles qui sont utilisés pour faire fonctionner les compresseurs servant au transport des produits du pétrole et du gaz naturel. On utilise surtout du gaz naturel, mais aussi certains produits pétroliers raffinés comme le diesel. Les oléoducs utilisent généralement des moteurs électriques pour faire fonctionner les équipements de pompage.

Les émissions de GES attribuables aux combustibles utilisés par cet équipement sont calculées en appliquant l'Équation A3-1 aux données sur les activités et aux coefficients d'émission établis pour les combustibles particuliers à l'échelle provinciale (pour le gaz naturel) et à l'échelle nationale.

A3.2. Méthodologie pour les émissions fugitives attribuables à la production, à la transformation, au transport et à la distribution de combustibles fossiles

La présente annexe porte sur les méthodologies détaillées employées pour estimer les émissions fugitives attribuables à la production des combustibles solides et à l'industrie pétrolière et gazière.

L'importante industrie canadienne du pétrole et du gaz—source principale d'émissions fugitives—comporte divers types de production allant de la production et du traitement du gaz naturel à la production de pétrole brut léger, moyen ou lourd, en passant par l'extraction des sables bitumineux et la production de pétrole brut synthétique. Le chapitre 3 du présent rapport contient une description détaillée des sources d'émissions fugitives.

Toutes les émissions de GES attribuables aux activités de combustion de combustibles associées à l'exploration, à la production, à la transformation, au transport et à la distribution de combustibles fossiles sont traitées dans les sections du chapitre 3 consacrées aux industries énergétiques (section 3.2.4) et aux transports (section 3.2.6), et leurs méthodologies sont décrites à l'annexe 3.1 (sections A3.1.4.1 et A3.1.4.2).

A3.2.1. Combustibles solides

A3.2.1.1. Exploitation de la houille

Études sur l'exploitation de la houille propre au Canada

Les estimations des émissions fugitives au Canada sont en grande partie basées sur trois études : *Methane Emissions from Canadian Coal Operations: A Quantitative Estimate*, préparée par B. Hollingshead pour la Transalta Utilities Corp. (Hollingshead, 1990); *Management of Methane Emissions from Coal Mines: Environmental, engineering, economic, and institutional implications of options*, préparée par B. King pour Neill and Gunter Ltd. (King, 1994) et *Compilation of a National Inventory of Greenhouse Gas and Fugitive VOC Emissions by the Canadian*

Coal Mining Industry, préparée par Cheminfo Services Inc. et Clearstone Engineering Ltd (Cheminfo/Clearstone, 2014) pour Environnement et Changement climatique Canada. Le Canada s'est fondé sur des renseignements propres aux mines contenus dans ces trois études pour établir les données, les paramètres et les informations concernant les mines à ciel ouvert et les mines souterraines propres au pays. Ces renseignements sont confidentiels.

L'étude d'Hollingshead commandée par Transalta Utilities Corp. visait à estimer les émissions de méthane provenant des mines de charbon et de la combustion du charbon au Canada. Dans l'étude réalisée pour l'année 1989, on a estimé les émissions fugitives des mines souterraines et des mines à ciel ouvert ainsi que les émissions de combustion découlant de toutes les utilisations du charbon au Canada. En tant que telle, cette étude est axée non pas sur l'élaboration de coefficients d'émission qui pourraient être utilisables annuellement, mais plutôt sur la production d'un aperçu de toutes les émissions provenant du charbon au cours d'une année en particulier. Cependant, lors de l'estimation de ces émissions totales, une grande quantité de données utiles ont été recueillies concernant la composition en méthane de la houille exploitée au Canada.

Au Canada, il existe, habituellement, des mines souterraines et des mines à ciel ouvert, et la méthode élaborée par King (1994) a permis de produire des coefficients d'émission (CE) de méthane (CH_4) pour tous les types de charbon et chaque mine de charbon. Dans la mesure du possible, King a employé les données propres au Canada utilisées dans l'étude d'Hollingshead, tout en indiquant clairement la source des données et en expliquant ce choix. La méthode de King pour les mines souterraines et les mines à ciel ouvert est une version modifiée d'une procédure mise au point par le Conseil consultatif de l'industrie du charbon (CCIC) pour l'International Energy Agency. Pour de plus amples renseignements sur certaines de ces modifications, voir plus loin la section sur les mines à ciel ouvert. Avant la déclaration de 2016, on a utilisé les CE de CH_4 produits dans l'étude de King (1994) pour estimer les émissions fugitives de CH_4 des 23 mines en activités et de toutes les mines abandonnées après 1990 au Canada.

En 2014, ECCC a attribué un contrat à Cheminfo Canada et à Clearstone Engineering pour actualiser les CE des mines de charbon de l'Ouest du Canada. L'étude a permis de produire de nouveaux CE pour sept des 21 mines à ciel ouvert en activité à l'aide d'essais sur le terrain effectués dans deux mines de charbon subbitumineux du centre de l'Alberta, une mine de charbon bitumineux du Nord-Est de la Colombie-Britannique et une mine de charbon bitumineux du Nord-Ouest de l'Alberta. Les résultats obtenus aux quatre mines visées par l'essai ont été appliqués à trois mines situées à proximité qui exploitent les mêmes veines de charbon et présentent une géographie similaire. À l'aide d'un réseau de transects au sol du panache mobile (*mobile plume transect system*, ou MPTS), on a tracé un graphique bidimensionnel y-z de la concentration de polluants et du profil éolien en aval des sources cibles. L'équipement de mesure comprenait : 1) un spectromètre de mesure du temps de déclin dans une cavité; 2) un système d'échantillonnage multiplexeur à huit canaux; 3) un anémomètre tridimensionnel ultrasonique; 4) un système GPS et inertiel; 5) un véhicule (VUS) muni d'un mât d'échantillonnage vertical; et 6) un ordinateur et un logiciel.

Le modèle d'émissions est une version hybride des méthodes de niveau 3 et de niveau 2 du GIEC, selon la disponibilité des données propres à une mine en particulier. Les données fournies par Statistique Canada sur la production minière brute de charbon, avant l'épuration et la préparation, sont utilisées pour calculer les émissions fugitives de tous les types de mines. Les émissions des activités post-extraction connexes sont comptabilisées dans les CE des mines souterraines et des mines à ciel ouvert. Voir plus loin pour d'autres précisions sur les méthodologies utilisées pour calculer les émissions des mines souterraines et des mines à ciel ouvert.

Les CE varient selon les régions, les terrains houillers et le type de mine (souterraine ou à ciel ouvert).

Mines souterraines

King (1994) a estimé les émissions des mines souterraines pour chaque mine en faisant la somme des émissions du système d'aération, du système de dégazage et des activités post-extraction. Faute de données mesurées, les émissions du système

d'aération des puits de mine ont été estimées au moyen de l'Équation A3-3 :

Équation A3-3 :

$$Y = 4,1 + (0,023 \times X)$$

Y	=	Émissions de CH ₄ par tonne brute de charbon extrait, exprimées en m ³ de CH ₄ /t de charbon
X	=	profondeur de la mine en mètres (m)

Les émissions des activités post-extraction ont été estimées en partant de l'hypothèse que 60 % du CH₄ piégé dans le charbon (après extraction de la mine) est rejeté dans l'atmosphère avant la combustion. Lorsqu'on ignorait la teneur en CH₄ du charbon extrait, on postulait une teneur de 1,5 m³/t, la teneur moyenne des charbons à l'échelle mondiale (King, 1994). Au Canada, toutes les mines souterraines sont des mines exploitées par galerie dont la profondeur utile est de zéro mètre. Les coefficients d'émission de la production de charbon tiennent compte des émissions des activités post-extraction, une fois toutes les quantités converties en unités de masse au moyen d'un facteur de conversion standard de 0,67 kg/m³ CH₄.

Entre les années 1992 et 1999, toute l'exploitation minière souterraine a cessé dans l'Est du Canada. Le reste des mines souterraines est situé en Alberta et en Colombie-Britannique et ces mines sont moins grisouteuses que celles de l'Est du Canada. En 2015, toutes les mines de charbon souterraines au Canada ont cessé leurs activités.

Mines à ciel ouvert

Le Conseil consultatif de l'industrie du charbon (CCIC) a modifié sa méthode afin d'y intégrer des données confidentielles propres au Canada et aux États-Unis (tirées des études de King, Hollingshead et Cheminfo/Clearstone) pour les trois types de charbon exploités à l'intérieur du pays, plutôt que d'utiliser une série de données internationales généralisées afin de représenter la situation propre à chaque pays. King a établi les CE par région, par mine et par type de charbon. La teneur moyenne en CH₄ des charbons bitumineux ou subbitumineux était de 0,4 m³/t (d'après les essais réalisés sur

50 mines aux États-Unis; données obtenues par King) et la teneur en CH₄ du lignite était, au Canada seulement, de 0,05 m³/t (Hollingshead, 1990), en supposant que 60 % des gaz sont rejetés dans l'atmosphère avant la combustion. Une campagne d'analyses sur le terrain visant à mesurer les émissions fugitives de CH₄, de CO₂ et de COV a été menée à quatre mines de charbon à la fin février 2014 :

- Sites 1 et 2 : deux mines de charbon subbitumineux dans le centre de l'Alberta;
- Site 3 : une mine de charbon bitumineux dans le nord-est de la Colombie-Britannique;
- Site 4 : une mine de charbon bitumineux dans le nord-ouest de l'Alberta.

Les émissions de méthane (CH₄) ont été mesurées à distance au moyen d'un système de transects au sol de panache mobile (MPTS, pour Mobile Plume Transect System) pour les sources diffuses et à des analyses par traceur pour les sources volumineuses et les sources ponctuelles (Cheminfo/Clearstone, 2014). Les données issues de ces analyses sur le terrain ont été utilisées pour modifier le coefficient d'émission de CH₄ de 7 des 23 mines productrices au Canada. Les CE du Tableau A3-9 sont calculés à partir de ces données et de cette hypothèse. De plus, l'incertitude associée au coefficient d'émission global de CH₄ est indiquée au tableau A2-1, sous la catégorie 1.B.1.a—Sources fugitives—Extraction et manutention du charbon.

Les couches non exploitées avoisinantes sont une importante source d'émissions des mines à ciel ouvert. À l'aide des données propres à chaque mine canadienne de l'étude d'Hollingshead, King a appliqué un rajustement des données aux couches non exploitées avoisinantes, situées jusqu'à une profondeur de 50 m au-dessous de la surface de la mine. On a majoré de 50 % les CE de base pour l'extraction à ciel ouvert (King, 1994) afin de tenir compte du rajustement effectué en raison du dégazage; les CE de base sont pris en compte dans le calcul des CE (voir le Tableau A3-9).

Tableau A3-9 Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille

Province	Type de charbon	Type de mine	Coefficient d'émission	Unités
Nouvelle-Écosse	bitumineux	ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Nouvelle-Écosse	bitumineux	souterraine	14,49	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Nouveau-Brunswick	bitumineux	ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Saskatchewan	lignite	ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	bitumineux	ciel ouvert	0,55	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	bitumineux	souterraine	1,69	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	subbitumineux	ciel ouvert	0,2	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Colombie-Britannique	bitumineux	ciel ouvert	0,86	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Colombie-Britannique	bitumineux	souterraine	2,78	t CH ₄ /kt de charbon extrait

Source : Adapté de King (1994) et Cheminfo et al. (2014).

On a calculé les émissions des mines de charbon à l'aide de l'Équation A3-4 :

Équation A3-4 :

Émissions provinciales =

$$\sum (CE_{i,j,k,l} \times \text{charbon}_{i,j,k,l})$$

$CE_{i,j,k,l}$ = coefficient d'émission tiré des études de King (1994) ou de Cheminfo/Clearstone (2014) pour la province i , le type de charbon j , la mine k et le terrain houiller l

$\text{charbon}_{i,j,k,l}$ = production minière brute de charbon dans la province i , par type de charbon j , par mine k et par terrain houiller l

On a calculé les émissions pour chaque province, puis on les a additionnées afin d'obtenir une estimation des émissions pour l'ensemble du Canada.

En dépit de la fermeture des mines souterraines de la côte Est, l'augmentation de la production aux mines à ciel ouvert moins grisouteuses en Alberta et en Colombie-Britannique a maintenu la production annuelle totale de charbon au Canada. Ainsi, même si la production est demeurée stable, l'effet net est une diminution importante des émissions totales fugitives associées à l'exploitation de la houille depuis 1990.

Données sur les activités

Le modèle exige les données de la production minière brute pour chaque type de charbon extrait dans chaque province. Jusqu'en 2002, les données provenaient des *Statistiques du charbon et du coke* de Statistique Canada (n° 45-002-X au catalogue,

tableau 2). Toutefois, Statistique Canada a interrompu la publication de ce rapport en 2002, et les données sont désormais transmises directement à Environnement et Changement climatique Canada en vertu d'un protocole d'entente.

Coefficients d'émission

Les coefficients d'émission ont été établis par type de charbon, type de mine et terrain houiller. Pour des raisons de confidentialité, ils ne peuvent être déclarés qu'au niveau de la province. C'est pourquoi on a élaboré des coefficients d'émission pondérés au niveau provincial.

Ces coefficients d'émission pondérés, par type de mine et de charbon, élaborés à l'aide des méthodes de King (1994) et de Cheminfo/Clearstone (2014), sont présentés au Tableau A3-9.

A3.2.1.2. Mines de charbon souterraines abandonnées

Le méthane de houille et d'autres gaz présents à l'état naturel dans les veines de charbon s'échappent dans l'atmosphère quand les conditions s'y prêtent. De tous ces gaz, le méthane est le plus préoccupant. Les émissions d'autres gaz, comme le CO₂, sont minimes et ne sont pas estimées (GIEC, 2006).

Comme indiqué au point A3.2.1.1, les perturbations structurales exposent le charbon à de moindres pressions atmosphériques qui favorisent le rejet d'émissions fugitives durant les opérations d'exploitation et de post-exploitation, y compris la manutention, le broyage et le transport. Quand une mine souterraine cesse ses activités et qu'il n'y a plus d'évacuation

active des gaz, les émissions peuvent s'y poursuivre durant des décennies. Une fois que la production cesse, toutes les émissions subséquentes sont estimées à l'aide du modèle décrit dans cette section.

Méthodologie

De nombreux facteurs exercent une influence sur le méthane de houille, dont la structure géologique des veines, le type et les caractéristiques du charbon, les activités d'extraction, les gradients de pression, l'inondation des mines ainsi que les mesures d'évacuation et de recouvrement post-exploitation. Bien qu'il n'existe pas au Canada de données sur l'évacuation et le recouvrement post-exploitation, les règlements provinciaux exigent que toutes les mines qui ont été abandonnées récemment soient couvertes pour des raisons de sécurité.

L'équation de niveau 2 du GIEC pour les mines abandonnées prend la forme générale de l'Équation A3-5.

Équation A3-5 : Niveau 2 du GIEC

$$\text{Émissions de CH}_4 =$$

$$\text{Mines non inondées} \times \text{Fraction de mines gazeuses} \times \text{Taux d'émission moyen} \times \text{CE} \times \text{Facteur de conversion}$$

Émissions de CH₄	=	émissions annuelles (Gg/an)
Mines non inondées	=	nombre de mines non inondées
Fraction de mines gazeuses	=	% de mines considérées gazeuses
Taux d'émission moyen	=	(m ³ /an)
CE	=	Coefficient d'émission, sans dimension, de la forme (1+aT) ^b
Facteur de conversion	=	convertit le volume de CH ₄ en masse—(0,67 kg/m ³ , à 20 °C et pression atmosphérique de 1)

Quant à l'équation de niveau 3 du GIEC pour les mines abandonnées, elle prend la forme générale de l'Équation A3-6 :

Équation A3-6 : Niveau 3 du GIEC

$$\text{Émissions de CH}_4 = (\text{taux d'émission à la fermeture} \times \text{CE} \times \text{Facteur de conversion})$$

Émissions de CH₄	=	émissions annuelles (Gg/an)
Taux d'émission à la fermeture	=	taux d'émission connu pour la mine en particulier (m ³ /an)
CE	=	coefficient d'émission, sans dimension, de la forme (1+aT) ^b
Facteur de conversion	=	convertit le volume de CH ₄ en masse —(0,67 kg/m ³ , à 20 °C et pression atmosphérique de 1)

On disposait de données détaillées sur les émissions de CH₄ durant les années de production uniquement pour cinq mines de la Nouvelle-Écosse (King, 1994). Ces données permettaient d'utiliser l'Équation A3-6 de niveau 3 du GIEC pour estimer les émissions des mines abandonnées de cette région. Pour toutes les autres régions du Canada, on a moyenné les données de production connues des mines abandonnées sur la durée totale d'exploitation des mines, et utilisé les CE du Tableau A3-9, Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille, afin d'estimer les émissions de la dernière année de production. Sur la base de cette estimation, on a appliqué l'Équation A3-5 pour calculer les émissions. Les calculs ont été effectués selon cinq intervalles temporels, indiqués au Tableau A3-12, au moyen de la méthode de niveau 2 du GIEC de manière à établir le pourcentage de mines gazeuses par intervalle de temps. On a supposé que les mines abandonnées avant 1900 ne produisaient pas d'émissions (GIEC, 2006).

Au terme des activités d'exploitation, il a été établi de façon empirique que les émissions de méthane chutaient en suivant une courbe de déclin hyperbolique. On a utilisé à cette fin l'équation de coefficients d'émission de niveau 2/3 du GIEC (1+aT)^b, où a et b représentent les constantes propres à la mine ou au bassin, et T le temps écoulé depuis l'abandon (GIEC, 2006). Pour une liste des constantes appliquées aux données canadiennes, se reporter au Tableau A3-10. Cette équation de CE du GIEC a servi à toutes les estimations provinciales.

Les émissions de méthane des mines inondées chutent radicalement dès que cesse le pompage actif. La pression de l'eau inhibe la libération du méthane, en raison d'une moindre perméabilité relative. Des études empiriques de l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2004) portant sur des mines des États-Unis révèlent que l'inondation des mines se produit dans un délai de huit ans. Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) prescrivent d'attribuer des émissions nulles aux mines entièrement inondées, mais de les indiquer explicitement.

Pour le calcul des émissions, les mines sont considérées comme non inondées à moins qu'il n'existe des données spécifiques. Des experts de la province de l'Alberta ont signalé que la majorité des mines sont inondées, mais ils n'avaient connaissance d'une telle inondation qu'au musée de la mine Bellevue. Par conséquent, seules les douze mines abandonnées situées à peu de distance du musée de la mine Bellevue—laquelle a été fermée il y a plus de vingt ans—ont été considérées comme inondées. Pour la Nouvelle-Écosse, des experts provinciaux du ministère de l'Environnement⁵ ont confirmé que les mines souterraines ont commencé à se remplir d'eau dès l'arrêt des pompes et que toutes les mines étaient inondées à la fin de l'été 2013. Le Tableau A3-11 caractérise le statut (inondée ou non inondée) des mines abandonnées pour toutes les régions du Canada où il y a des mines souterraines de charbon.

Les valeurs par défaut du GIEC au Tableau A3-12 ont servi à estimer le pourcentage de mines gazeuses dans chaque région et intervalle de temps. Pour toutes les régions du Canada, sauf la Saskatchewan, on a retenu les valeurs par défaut élevées.

5 Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse. 2015. Communication personnelle (courriel daté du 16 novembre 2015 de M. Miller, analyste des politiques, ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, à W. Baker, Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada).

Tableau A3-10 Niveau 2/3—Coefficients des facteurs d'émission

Coefficients pour le facteur d'émission de niveau 2/3		
Type de charbon	a	b
Anthracite	1,72	-0,58
Bitumineux	3,72	-0,42
Subbitumineux	0,27	-1,00

Dans le cas de la Saskatchewan, on a appliqué la valeur par défaut basse du GIEC, pour diverses raisons : temps écoulé depuis l'abandon, type de lignite, petite taille des mines et faible profondeur (mines souvent creusées à même une faible colline depuis le lit d'un cours d'eau). En outre, lors d'une opération de sécurité publique, toutes les entrées des mines ont été recouvertes ou scellées. Hollingshead (1990) avait déjà fait état de la nature non gazeuse de ces mines.

Données sur les activités

Ce modèle utilise des données obtenues de l'industrie et des autorités provinciales et fédérales. Le manque général de sources d'information détaillées a influencé le choix des méthodes d'estimation, en empêchant l'incorporation de mesures vraisemblables, mais non confirmées touchant spécifiquement les émissions des mines inondées ou de mines particulières. Quand il n'existait pas de données précises sur la teneur en gaz, le statut d'inondation et les coefficients d'émission des mines, on a fait des hypothèses prudentes.

Tableau A3-11 Niveau 2/3—Mines de charbon souterraines abandonnées, 2016

Région	Nombre de mines de charbon abandonnées ^a	Nombre de mines de charbon abandonnées inondées ^b
Nouvelle-Écosse ^c	282	282
Saskatchewan ^d	245	0
Alberta	855	13
Colombie-Britannique	51	0
CANADA	1 433	295

Notes :

- Ne comprend que les mines produisant plus de 0,5 kilotonne
- Quand il n'y avait pas de données disponibles, les mines étaient considérées non inondées
- Des estimations de niveau 2 et 3 ont été employées pour la Nouvelle-Écosse
- L'estimation relative aux mines de lignite de la Saskatchewan utilise un coefficient d'émission de niveau 2 du GIEC pour le charbon de type subbitumineux, calculé pour chaque intervalle de temps (voir GIEC 2006 4.27, équation 4.1.12).

Tableau A3-12 Niveau 2—Valeurs par défaut du GIEC—% de mines gazeuses par intervalle de temps

Intervalle	Faible	Élevé
1900–1925	0 %	10 %
1926–1950	3 %	50 %
1951–1975	5 %	75 %
1976–2000	8 %	100 %
2001–aujourd'hui	9 %	100 %

Émissions

On trouvera au chapitre 3.3.1 du Rapport d'inventaire national (RIN) les résultats des émissions calculées pour les années retenues. Par le passé, ce sont les mines abandonnées de la Nouvelle-Écosse qui ont contribué le plus aux émissions; les deux pics d'émissions observés en 1993 et 2000 correspondent à des fermetures de grandes mines dans cette province. Il y a pas eu deux abandons de mine récemment, et les effets de ces fermetures sur les courbes de déclin du modèle sont visibles pour les années de déclaration les plus récentes.

A3.2.2. Pétrole et gaz naturel

A3.2.2.1. Production de pétrole et de gaz en amont

Le calcul des émissions fugitives attribuables à l'industrie du pétrole et du gaz naturel d'amont (PGA) est basé sur deux études distinctes : une étude préparée pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers (ACPP) par Clearstone Engineering et intitulée *A National Inventory of Greenhouse Gas (GHG), Criteria Air Contaminant (CAC) and Hydrogen Sulphide (H₂S) Emissions by the Upstream Oil and Gas Industry* (ACPP, 2005a) (et ci-après appelée l'étude ACPP), et une mise à jour de l'inventaire effectué en 2014 pour Environnement Canada par Clearstone Engineering Ltd. et ci-après appelée l'étude PGA (Clearstone, 2014). Les deux inventaires ont recouru à une évaluation ascendante de niveau 3 du GIEC pour estimer toutes les émissions de GES attribuables au secteur du PGA, à l'exception de l'extraction et de la valorisation des sables bitumineux. L'étude ACPP a produit un inventaire détaillé des émissions pour l'année 2000, tandis que l'étude PGA a donné des inventaires pour les années 2005 et 2011.

Le Tableau A3-13 dresse une liste des secteurs et des sources estimées dans les études ACPP et PGA (ACPP, 2005a; Clearstone, 2014) et indique dans quelle catégorie du cadre uniformisé de présentation de rapports (CUPR) ces émissions ont été réparties.

En général, on a utilisé directement les inventaires d'émissions pour les années 2000, 2005 et 2011, sauf dans quelques cas spéciaux. Si une source spécifique n'existait pas dans une des années d'inventaire (p. ex. l'inventaire de 2005)

en raison d'une insuffisance de données, mais qu'elle existait dans une autre année d'inventaire (p. ex. l'inventaire de 2005), alors les émissions de cette source particulière étaient extrapolées à partir des émissions de l'année connue et incluses dans l'inventaire pour lequel des données étaient manquantes, à des fins d'exhaustivité. On trouve ci-dessous une brève description de la méthodologie employée dans les études ACPP et PGA, avec la méthodologie ayant servi à estimer les émissions de 1990–1999, 2001–2004, 2006–2010 et à partir de 2012.

Méthodologie pour les estimations de 2000, 2005 et 2011

Les estimations d'émissions contenues dans les études ACPP et PGA ont été obtenues à l'aide d'une approche ascendante, qui débutait au niveau des installations et des processus et cumulait les résultats en vue de produire des estimations par installation et par région géographique. Les actifs et les activités du secteur canadien du PGA sont impressionnants : l'inventaire de 2011 comprenait plus de 300 000 puits de pétrole et de gaz exploitables, 14 100 unités gazières raccordées à plus de 5 000 systèmes de collecte qui alimentent près de 750 usines de gaz, et 24 000 unités pétrolières alimentant 150 terminaux pétroliers, le tout étant interrelié par des dizaines de milliers de kilomètres de pipelines qui transportent les hydrocarbures des puits aux unités, aux usines et enfin aux marchés.

On a estimé les émissions résultant du torchage, de l'évacuation, des fuites provenant de l'équipement, des rejets de CO₂ du gisement, des pertes de stockage, des pertes de chargement/déchargement et des fuites accidentelles.

Voici les méthodes de base qui ont été utilisées pour l'estimation des émissions de GES :

- résultats du contrôle des émissions;
- résultats de simulations des sources d'émissions;
- coefficients d'émission;
- rendements de destruction et d'élimination.

Pour estimer les émissions, on a recueilli de vastes quantités de données, notamment :

- volumes de gaz naturel mesurés à partir des procédés;
- volumes de gaz de combustion évacués et brûlés par torchage;

Tableau A3–13 Répartition des émissions de l'inventaire du secteur du PGA selon les catégories d'émissions fugitives du CUPR

Catégorie d'émissions fugitives du CUPR	Catégories de secteur d'émission	Catégories de source d'émission
1.B.2.a.2 Pétrole—Production	Production de pétrole brut léger/moyen	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
	Production à froid de pétrole brut lourd	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
	Entretien de puits	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
	Production thermique de pétrole brut lourd	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
	Essai de puits	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
	Disposal and Waste Treatment	Fuites fugitives provenant de l'équipement
1.B.2.a.3 Pétrole—Transport	Transport de liquides pétroliers	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Pertes de stockage
1.B.2.b.2 Gaz naturel—Production	Production de gaz naturel	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
1.B.2.b.3 Gaz naturel—Traitement	Traitement du gaz naturel	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Chargement/déchargement; Pertes de stockage
1.B.2.b.4 Gaz naturel—Transport et stockage	Transport du gaz; stockage du gaz	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Déversements/Ruptures de pipeline
1.B.2.b.5 Gaz naturel—Distribution	Distribution du gaz	Fuites fugitives provenant de l'équipement; Déversements/Ruptures de pipeline
1.B.2.b.6.1 Gaz naturel—Autre—Accidents et défaillances d'équipement	Accidents et défaillances d'équipement	Évacuation/migration de gaz de la colonne de surface; Déversements/ruptures de pipeline
1.B.2.c.1.i Évacuation—Pétrole	Production de pétrole brut léger/moyen	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Production à froid de pétrole brut lourd	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Production thermique de pétrole brut lourd	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Transport de liquides pétroliers	Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
1.B.2.c.1.ii Évacuation—Gaz naturel	Production de gaz naturel	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Traitement du gaz naturel	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Rejet de CO ₂ du gisement; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Transport du gaz	Évacuation déclarée
	Distribution du gaz	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Stockage du gaz	Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
1.B.2.c.1.iii Évacuation—Combiné	Forage de puits; Entretien de puits	Évacuation déclarée
	Essai de puits	Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol; Évacuation déclarée; Évacuation non déclarée
	Élimination et traitement des déchets	Évacuation non déclarée
1.B.2.c.2.i Torchage—Pétrole	Production de pétrole brut léger/moyen; Production de pétrole brut lourd; Production thermique de pétrole brut lourd; Transport de liquides pétroliers	Torchage
1.B.2.c.2.ii Torchage—Gaz naturel	Production de gaz naturel; Traitement du gaz naturel; Transport du gaz; Stockage du gaz; Distribution du gaz	Torchage
1.B.2.c.2.iii Torchage—Combiné	Forage de puits; Entretien de puits; Essai de puits; Élimination et traitement des déchets	Torchage

- achats de combustibles (propane, carburant diesel, etc.);
- analyses des combustibles;
- résultats du contrôle des émissions;
- conditions d'exploitation des procédés pouvant être utilisés pour déterminer le travail effectué par les dispositifs de combustion (composition des gaz, température, pression et flux, etc.);
- rapports de déversement et d'inspection.

On a aussi utilisé les données suivantes :

- types de procédés utilisés;
- inventaires d'équipements;
- caractéristiques de contrôle des sources d'émissions;
- teneur en soufre des combustibles brûlés et des gaz de combustion brûlés par torchage;
- composition des flux d'entrée et de sortie.

Pour plus de détails, consulter les études ACPP (ACPP, 2005a) et PGA (Clearstone, 2014).

Méthodologie employée pour extrapoler les estimations d'émissions

La méthode permettant d'extrapoler les émissions d'une année d'inventaire connue à d'autres années non inventoriées a été mise au point par Clearstone Engineering Ltd. (ACPP, 2005b). Cette méthode a servi à faire une analyse rétrospective des estimations d'émissions de 2000 pour la période 1990–1999, à extrapoler l'inventaire 2011 aux années 2012 et suivantes et, par l'application concomitante d'autres méthodes d'ajustement de courbe, à interpoler les périodes chronologiques 2001–2004 et 2006–2010.

L'Équation A3–7 sert à estimer les émissions des années non inventoriées en multipliant les données d'émissions de l'année de base d'une source et d'un secteur donnés par le ratio qui existe entre les données sur les activités de l'année non inventoriée et les données sur les activités de l'année de base. Divers types de données d'activités sont utilisés pour chaque province/territoire et année, telles que, les volumes de production de gaz naturel et de pétrole brut, les gaz de combustion, brûlé par torchage et évacué, le nombre de puits forés, le nombre de déversements, de ruptures et d'éruptions, le nombre total de puits de pétrole et de gaz exploitables, et la perte d'extraction. Les données sur les activités ne sont pas nécessairement disponibles pour toutes les années ou pour toutes les régions. Les données pour les sources d'émissions de secteurs et de régions précises ont été extrapolées à partir des données sur les activités les plus pertinentes. Lorsque les données sur les activités n'étaient pas disponibles pour toute la série chronologique, la méthode employée pour interpoler les valeurs des années intermédiaires décrite plus loin dans cette section a été utilisée afin de présenter une série chronologique cohérente.

Le Tableau A3–14 présente la liste des données sur les activités accessibles au public qui ont été utilisées pour extrapoler les données sur les émissions ainsi que les sources de données correspondantes. Le Tableau A3–15 comprend une liste de données sur les activités utilisées pour estimer les émissions produites par le torchage dans chaque région, chaque catégorie de secteur et chaque période; le Tableau A3–16 contient les mêmes renseignements, mais pour les émissions d'évacuation déclarées. Le Tableau A3–17 présente les données sur les activités utilisées pour extrapoler les émissions de toutes les autres sources fugitives PGA, telles que les fuites fugitives provenant de l'équipement, les émissions d'évacuation non déclarées⁶, les pertes durant le stockage, etc.

Équation A3–7 :

$$TE_{ij}^k = TE_{ij}^{An\ base} \times \left(\frac{CA_j^k}{CA_j^{An\ base}} \right)$$

TE_{ij}^k = taux d'émission du composé i , à la source j pendant l'année k , (t/an)

TE_{ij}^{baseYr} = taux d'émission du composé i , à la source j pendant l'année de base (p. ex. 2011), (t/an)

CA_j^k = coefficient d'activité pour la source j et l'année k

CA_j^{baseYr} = coefficient d'activité de l'année de base (p. ex., 2011) pour la source j

Les émissions de la période 1990–1999 ont été rétrospectivement extrapolées par secteur et par source au niveau provincial, à partir des estimations d'émissions pour l'année 2000 de l'étude ACPP (ACPP, 2005a). Unique exception : la province de la Nouvelle-Écosse, qui n'a produit que du pétrole entre 1992 et 1999, alors qu'en 2000, elle a produit exclusivement du gaz. Dans ce contexte, on ne pouvait utiliser les données de l'année 2000 pour estimer les émissions de la période 1990–1999, et les émissions fugitives de la Nouvelle-Écosse ont été extrapolées à partir des données de l'étude PGA de l'ACPP en 1995 (ACPP, 1999). Pour plus de détails, se reporter à l'étude PGA (ACPP, 2005a).

6 Les émissions d'évacuation non déclarées comprennent les émissions produites par les procédés ou l'équipement qui ne sont habituellement pas déclarées dans les volumes d'évacuation. Il s'agit notamment des émissions des dispositifs pneumatiques (p. ex., pompes à injection de produits chimiques ou instruments fonctionnant au gaz naturel), et de dispositifs de démarrage de compresseur à essence, de gaz de purge et de couche de gaz évacué directement dans l'atmosphère et de gaz évacué lors des essais en cours de forage.

Les émissions pour 2012 et les années suivantes ont été extrapolées à l'aide des émissions par secteur et par source au niveau provincial/territorial, à partir des estimations d'émissions pour l'année 2011 de l'étude PGA (Clearstone, 2014).

Méthodologie pour 2001–2004 et 2006–2010

Afin d'estimer les émissions des périodes 2001–2004 et 2006–2010, on a extrapolé les inventaires des trois années de base (2000, 2005 et 2011) pour la période 2000–2011 en appliquant la méthode décrite

Tableau A3–14 **Données sur les activités requises et leurs sources**

Origine	Publication	Données sur les activités
Alberta Energy Regulator (AER)	ST60B: Upstream Petroleum Industry Flaring and Venting Report (AER, 2018a)	Volume d'émissions d'évacuation et de torchage déclarées
	ST3: AER Industries Monthly Statistics, Gas Supply and Disposition (AER, 2018b)	Pertes
	Alberta's Energy Reserves and Supply/Demand Outlook (AER, 2018d)	Production de bitume in situ
	AER Compliance Dashboard (AER, 2018e)	Nombre d'incidents
Gouvernement de la Colombie-Britannique	Production and distribution of natural gas (BC, 2018)	Volume d'émissions d'évacuation et de torchage déclarées Pertes
Commission du pétrole et du gaz de la Colombie-Britannique	Drilling Kicks and Blowouts by Area (BCOGC, 2018)	Cumul des venues et des éruptions
Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers (OCTNHE)	Development Wells—Hibernia (CNLOPB, 2018a)	Nombre de puits exploitables
	Development Wells—Terra Nova (CNLOPB, 2018b)	Nombre de puits exploitables
	Development Wells—White Rose (CNLOPB, 2018c)	Nombre de puits exploitables
	Development Wells—North Amethyst (CNLOPB, 2018d)	Nombre de puits exploitables
	Development Wells—Hebron (CNLOPB 2018e)	Nombre de puits exploitables
	Environment Statistics—Spill Frequency and Volume Annual Summary (CNLOPB, 2018f)	Nombre de déversements
Association canadienne des producteurs pétroliers (ACPP)	Statistical Handbook for Canada's Upstream Petroleum Industry (CAPP, 2018)	Nombre total de puits forés (y compris puits improductifs et puits de service) (tableaux 1.2b—1.2f)
		Cumul des puits de pétrole en exploitation (tableau 3.17a) et des puits de gaz en exploitation (tableau 3.18a)
Gouvernement du Manitoba	Petroleum Industry Spill Statistics (MB, 2018)	Nombre de déversements
Ministère de l'Énergie et du Développement des ressources du Nouveau-Brunswick	Monthly Production Statistics (NBERD, 2018)	Production de pétrole brut léger/moyen Production de gaz naturel
Office national de l'énergie	Avenir énergétique du Canada (ONE, 2018)	Production de gaz non associée
Ministère de l'Économie de la Saskatchewan	2017 Crude Oil Volume and Value Summary (SK MOE, 2018a)	Production de pétrole brut léger/moyen Production de pétrole brut lourd
	2017 Natural Gas Volume and Value Summary (SK MOE, 2018b)	Production de gaz non associée
	Saskatchewan Fuel, Flare and Vent (SK MOE, 2018c)	Volume d'émissions d'évacuation et de torchage déclarées
	Saskatchewan Upstream Oil and Gas IRIS Incident Report (SK MOE, 2018d)	Nombre de déversements
	Saskatchewan Annual Petroleum Statistics (SK MOE, 2009–2011)	Volume d'émissions d'évacuation et de torchage déclarées Pertes
	Saskatchewan Mineral Statistics Yearbook, Petroleum and Natural Gas. (SK MOE, 1990–2008)	Volume d'émissions d'évacuation et de torchage déclarées Pertes
Statistique Canada	Tableau 25-10-0047-01 (anciennement CANSIM 131-0001)—Gaz naturel, approvisionnements et utilisations, mensuel (Statistique Canada, non daté (a))	Production brute Gaz brûlé sur les chantiers et pertes Emploi et utilisation sur les chantiers Utilisation et élimination des systèmes de collecte Utilisations dans les usines Pertes
	Tableau 25-10-0055-01 (anciennement CANSIM 131-0004)—Approvisionnement et utilisations du gaz naturel, mensuel (Statistique Canada, non daté (b))	Prélèvements bruts
	Tableau 25-10-0014-01 (anciennement CANSIM 126-0001)—Pétrole brut et équivalents, approvisionnement et utilisation, mensuel (Statistique Canada, non daté (c))	Production de pétrole brut lourd Production de pétrole brut léger/moyen Production de pétrole brut synthétique Production de bitume naturel
	Tableau 25-10-0063-01 (anciennement CANSIM 126-0003)—Approvisionnement et utilisation du pétrole brut et équivalent (Statistique Canada, non daté (d))	Production de pétrole brut lourd Production de pétrole brut léger/moyen Production de pétrole brut synthétique Production de bitume naturel non valorisé
	Tableau 25-10-0044-01 (anciennement CANSIM 134-0004)—Approvisionnement et utilisation de produits pétroliers raffinés, mensuel (Statistique Canada, non daté (e))	Ventes nationales de PPR

Tableau A3-15 **Données sur les activités utilisées pour extrapoler les émissions produites par le torchage par région et par année**

Région	Catégorie de secteur d'émissions	Période	Données sur les activités	Période	Données sur les activités
AB	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2000	Gaz brûlé sur le terrain et pertes	2000–2017	Torchage—unités pétrolières
	Production à froid de pétrole brut lourd				Torchage—unités pétrolières + Bitumen batteries
	Production thermique de pétrole brut lourd				Torchage—unités de bitume
	Production de gaz naturel				Torchage—unités gazières + systèmes de collecte de gaz
	Traitement du gaz naturel				Torchage—usines de gaz
	Mise à l'essai des puits				Torchage—mise à l'essai des puits
	Transport de liquides pétroliers				Torchage—Total
	Élimination et traitement des déchets				Torchage—Total
BC	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2011	Gaz brûlé sur le terrain et pertes	2011–2017	Brûlé (sur le terrain + systèmes de collecte)
	Production de gaz naturel				Brûlé (sur le terrain + systèmes de collecte)
	Traitement du gaz naturel				Brûlé dans les usines
SK	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2000	Gaz brûlé sur le terrain et pertes	2000–2017 ^a	Torchage—pétrole non lourd
	Production à froid de pétrole brut lourd				Torchage—pétrole lourd
	Production thermique de pétrole brut lourd				Torchage—pétrole lourd
	Production de gaz naturel				Torchage—unités gazières + systèmes de collecte de gaz
	Traitement du gaz naturel				Torchage—usines de gaz
MB, NB, NL, NT	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2017	Production de pétrole brut léger/moyen		
NB, NS, ON, YT	Production de gaz naturel	1990–2017	Production de gaz naturel		
NT	Traitement du gaz naturel	1990–2017	Gaz brûlé sur le terrain et pertes		
NS, ON	Traitement du gaz naturel	1990–2017	Production de gaz naturel		
BC, ON, SK	Transport de liquides pétroliers	1990–2017	Production totale de brut		
BC	Forage de puits	1990–2017	Puits forés		
AB	Entretien de puits	1990–2017	Puits forés		
BC, SK	Mise à l'essai des puits	1990–2017	Puits forés		

a. La ventilation des volumes d'émissions produites par torchage selon le type de pétrole (p. ex. pétrole non lourd, pétrole lourd) est seulement disponible à partir de 2012. Auparavant, les volumes d'émissions produites par torchage dans les installations de pétrole brut en Saskatchewan étaient disponibles en tant qu'émissions connexes produites par torchage. Les volumes d'émissions connexes produites par torchage ont été utilisés pour extrapoler les émissions produites par torchage pour la production à froid de pétrole brut lourd, la production thermique de pétrole brut lourd et la production de pétrole brut léger/moyen.

Tableau A3-16 **Données sur les activités utilisées pour extrapoler les émissions d'évacuation par région et par année**

Région	Catégorie de secteur d'émissions	Période	Données sur les activités	Période	Données sur les activités
AB	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2000	Production de pétrole brut léger/moyen	2000–2017	Évacuation—unités pétrolières
	Production à froid de pétrole brut lourd		Production de pétrole brut lourd		Évacuation—unités pétrolières + unités de bitume
	Production thermique de pétrole brut lourd		Production thermique in situ		Évacuation—unités de bitume
	Production de gaz naturel		Production de gaz naturel		Évacuation—unités gazières + systèmes de collecte de gaz
	Traitement du gaz naturel		Production de gaz naturel		Évacuation—usines de gaz
	Mise à l'essai des puits		Puits forés		Évacuation—mise à l'essai des puits
	Transport de liquides pétroliers		Production totale de brut		Évacuation—Total
BC	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2011	Production de pétrole brut léger/moyen	2011–2017	Évacuation sur le terrain
	Production de gaz naturel		Production de gaz naturel		Évacuation sur le terrain
	Traitement du gaz naturel		Production de gaz naturel		Production de gaz naturel
SK	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2005	Production de pétrole brut léger/moyen	2005–2017 ^a	Évacuation—pétrole non lourd
	Production à froid de pétrole brut lourd		Production de pétrole brut lourd		Évacuation—pétrole lourd
	Production thermique de pétrole brut lourd		Production de pétrole brut lourd		Évacuation—pétrole lourd
	Production de gaz naturel	1990–2011	Production de gaz naturel	2011–2017	Évacuation—unités gazières + systèmes de collecte de gaz
MB	Production de pétrole brut léger/moyen	1990–2017	Production de pétrole brut léger/moyen		
NT	Traitement du gaz naturel	1990–2017	Production de gaz naturel		
AB, SK, BC	Entretien de puits, forage de puits	1990–2017	Puits forés		

a. La ventilation des volumes d'émissions d'évacuation selon le type de pétrole brut (p. ex. pétrole non lourd, pétrole lourd) est seulement disponible à partir de 2012. Auparavant, les volumes d'émissions d'évacuation en Saskatchewan étaient disponibles en tant qu'émissions d'évacuation non connexes et connexes. Les volumes d'émissions d'évacuation non connexes ont été utilisés pour extrapoler les émissions d'évacuation déclarées pour la production de gaz naturel, tandis que les volumes d'émissions d'évacuation connexes ont été utilisés pour extrapoler les émissions d'évacuation déclarées pour la production à froid de pétrole brut lourd, la production thermique de pétrole brut lourd et la production de pétrole brut léger/moyen.

Tableau A3-17 **Données sur les activités utilisées pour extrapoler les autres émissions fugitives par région pour toutes les années**

Catégorie de secteur d'émissions	Catégorie de source d'émission	Région	Données sur les activités
Accidents et défaillances d'équipement	Déversements/ruptures de pipeline	Toutes	Nombre total de déversements, de ruptures et d'éruptions
Accidents et défaillances d'équipement	Systèmes de purge des tubages de surface/migration des gaz	Toutes	Nombre total de puits de pétrole et de gaz exploitables
Production de pétrole brut léger/moyen	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes de chargement/déchargement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	Toutes	Production de pétrole brut léger/moyen
Production à froid de pétrole brut lourd	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes de chargement/déchargement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	AB, SK	Production de pétrole brut lourd
Production thermique de pétrole brut lourd	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes de chargement/déchargement Pertes de stockage Émissions d'évacuation non déclarées	AB	Production du bitume in situ
		SK	Production de pétrole brut lourd
Production de gaz naturel	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes de chargement/déchargement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	AB, BC, SK	Production de gaz non associée
		Toutes les autres provinces	Production de gaz naturel
Traitement du gaz naturel	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes de chargement/déchargement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	Toutes	Production de gaz naturel
Traitement du gaz naturel	Rejets de CO ₂ du gisement	Toutes	Pertes
Élimination et traitement des déchets	Fuites fugitives provenant de l'équipement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	AB	Production totale de brut
Transport de liquides pétroliers	Fuites fugitives provenant de l'équipement Pertes durant le stockage Émissions d'évacuation non déclarées	PE et QC	Ventes nationales de PPR
		Toutes les autres provinces	Production totale de brut
Entretien de puits Mise à l'essai de puits	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Pertes durant le stockage Pertes de chargement/déchargement Émissions d'évacuation non déclarées	Toutes	Puits forés
Stockage du gaz	Fuites fugitives provenant de l'équipement Émissions d'évacuation non déclarées	Toutes	Gaz naturel en provenance et à destination du stockage
Transport du gaz Distribution du gaz	Fuites fugitives provenant de l'équipement Dégagement gazeux de déshydrateur au glycol Déversements/ruptures de pipeline Émissions d'évacuation non déclarées	Toutes	Kilomètres de pipelines

ci-dessus. On a ainsi obtenu trois courbes, avec l'aide desquelles on a interpolé les années intermédiaires en utilisant une méthode de « calage » ou une méthode d'« ajustement proportionnel », selon la situation. C'est généralement la méthode de « calage » qui a été appliquée, sauf lorsqu'elle donnait des estimations d'émissions négatives pour une quelconque année de la période chronologique. Moins de 0,3 % des cas ont nécessité l'application de la méthode d'« ajustement proportionnel ».

Calage

La méthode de « calage » répartit uniformément entre une année inventoriée et une année extrapolée la différence des émissions d'une source et d'un secteur donnés dans une province donnée, afin de préserver la tendance des émissions. L'Équation A3-8 est utilisée.

Équation A3-8 :

$$TE_{ij}^k = TE_{ij}^{k,k1_exp} + \frac{(TE_{ij}^{k2_inv} - TE_{ij}^{k2,k1_exp})}{(k2 - k1)} \times (k - k1)$$

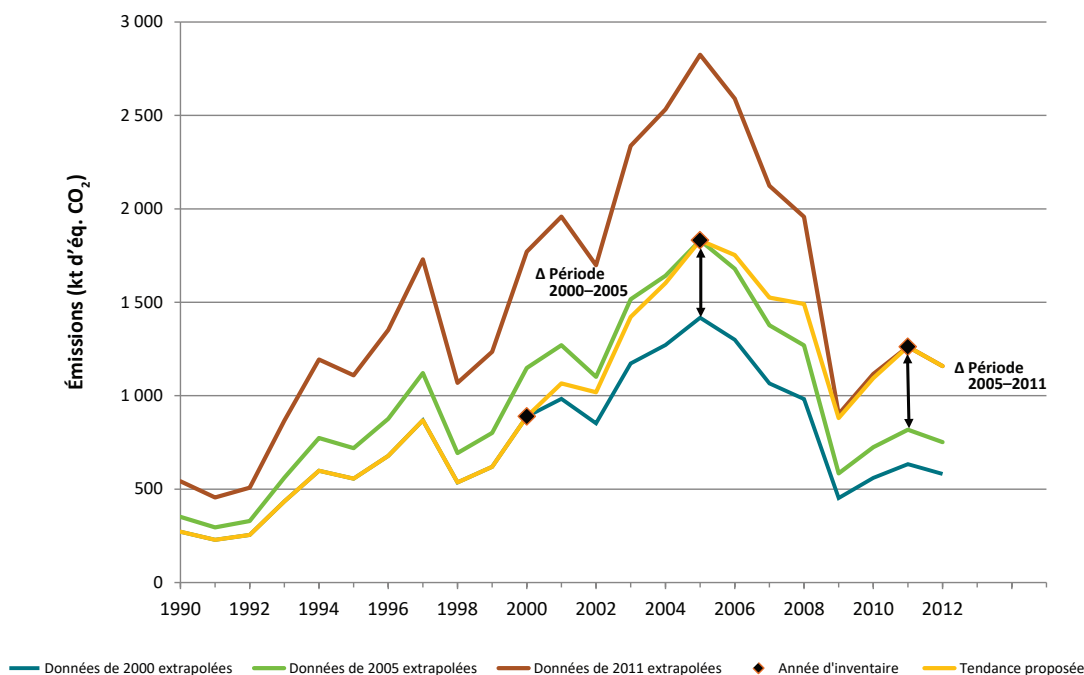
TE_{ij}^k	=	taux d'émission du composé i à la source j durant l'année k
$TE_{ij}^{k,k1_exp}$	=	taux d'émission du composé i à la source j à partir des données extrapolées de l'année $k1$
$TE_{ij}^{k2_inv}$	=	taux d'émission du composé i à la source j à partir des données inventoriées de l'année $k2$
$TE_{ij}^{k2,k1_exp}$	=	taux d'émission du composé i à la source j durant l'année $k2$ à partir des données extrapolées de l'année $k1$
k	=	année entre $k1$ et $k2$
$k1$	=	année de base 1 (2000 ou 2005)
$k2$	=	année de base 2 (2005 ou 2011)

Si $k1$ est égal à 2005, $k2$ est égal à 2011 et k est égal à $k1$, alors le résultat de l'Équation A3-8 est le taux d'émission de l'année inventoriée 2005. Il en est ainsi parce que les données extrapolées de 2005 utilisent

sans modification les données inventoriées de 2005 pour l'année 2005. Si k est égal à $k2$, alors le résultat est le taux d'émission provenant de l'année d'inventaire 2011. On constate donc que cette méthode maintiendra les estimations d'émissions pour les années d'inventaire, tout en interpolant les années intermédiaires et en maintenant la tendance d'émissions.

La Figure A3-3 illustre sous forme graphique les résultats de la méthode de « calage ». En général, les années d'inventaire 2000 et 2005 servent à interpoler les émissions par secteurs, par source et par province/territoire pour la période 2001-2004, alors que les années d'inventaire 2005 et 2011 servent à interpoler les émissions pour la période 2006-2010. Il y a cependant quelques situations particulières où les années d'inventaire 2000 et 2011 servent à interpoler les émissions de la période 2001-2010. C'est le cas lorsque l'absence ou l'insuffisance de données pour l'année 2005 empêchait l'estimation de combinaisons spécifiques secteur-source-province/territoire pour l'inventaire 2005. En outre, à la lumière de conversations tenues avec l'entrepreneur et des représentants de la Saskatchewan, on a jugé non

Figure A3-3 Représentation graphique de la méthode du « calage »



fiabiles les données de l'inventaire 2005 relatives aux volumes de gaz évacués en Saskatchewan dans le secteur de la production à froid de pétrole brut lourd. Par conséquent, les émissions ont été interpolées pour cette source et ce secteur à l'aide des données de 2000 et 2011, en omettant les données de 2005.

Enfin, si une source et un secteur en particulier, dans une province ou un territoire donné, n'existaient que dans une des années inventoriées, alors on extrapolait les données d'inventaire à toute la série chronologique, de manière à assurer la cohérence de cette dernière.

Ajustement proportionnel

Comme indiqué précédemment, si la méthode du « calage » donnait des émissions négatives durant une quelconque année de la période d'interpolation, on y renonçait pour ce secteur, source ou province/territoire au profit de la méthode d'« ajustement proportionnel », indiquée à l'Équation A3-9.

Équation A3-9 :

$$TE_{i,j}^k = TE_{i,j}^{k,k1_exp} \times \frac{(TE_{i,j}^{k2_inv})}{(TE_{i,j}^{k2,k1_exp})}$$

$TE_{i,j}^k$	=	taux d'émission du composé i à la source j durant l'année k
$TE_{i,j}^{k,k1_exp}$	=	taux d'émission du composé i à la source j à partir des données extrapolées de l'année $k1$
$TE_{i,j}^{k2_inv}$	=	taux d'émission du composé i à la source j à partir des données inventoriées de l'année $k2$
$TE_{i,j}^{k2,k1_exp}$	=	taux d'émission du composé i à la source j durant l'année $k2$ à partir des données extrapolées de l'année $k1$
k	=	année entre $k1 + 1$ et $k2$
$k1$	=	année de base 1 (2000 ou 2005)
$k2$	=	année de base 2 (2005 ou 2011)

Si $k1$ est égal à 2005, $k2$ est égal à 2011 et k est égal à $k1$, alors le résultat de l'Équation A3-9 est le taux d'émission de l'année inventoriée 2011. Autrement, on modifie le taux d'émission des données extrapolées par le même pourcentage, pour chaque année de la période interpolée. Il a fallu appliquer cette méthode dans moins de 0,3 % des cas, en général uniquement pour les sources à très faibles émissions.

A3.2.2.2. Transport et stockage du gaz naturel

Méthodologie

La quasi-totalité du gaz naturel produit au Canada est transportée par gazoduc depuis les usines de transformation jusqu'aux systèmes locaux de distribution. La plus grande partie des émissions sont causées par des fuites ou par l'évacuation par une bouche d'aération le long des gazoducs.

Le calcul des émissions fugitives lors du transport du gaz naturel repose sur plusieurs documents. Le premier, *CH₄ and VOC Emissions from the Canadian Upstream Oil and Gas Industry Draft Report* (ACPP, 1999), a été préparé par Clearstone Engineering Ltd. pour l'ACPP en juillet 1999. Le second document consiste en une série de tableaux auxiliaires qui décrivent les émissions de CO₂, fournis par Clearstone Engineering Ltd. Le transport du gaz naturel ne produit aucune émission fugitive de N₂O. Les émissions de CO₂ et de CH₄ pour la période 1990–1996 sont tirées directement des deux sources consultées. Les émissions de CO₂ et de CH₄ pour la période 1997–1999 ont été estimées selon la longueur et les taux de fuite des gazoducs dans chaque province/territoire. Cette information est dérivée des émissions de 1996 (ACPP, 1999); les données sur la longueur des gazoducs proviennent de Statistique Canada.

Pour les années 2005 et 2011, les émissions sont tirées de l'étude PGA (Clearstone, 2014), qui recourait à une méthode de niveau 3 du GIEC cumulant les émissions de GES déclarées par chaque entreprise de gaz naturel. Les données saisies au sujet de l'industrie du transport et du stockage du gaz naturel ont été regroupées par ORTECH Consulting Inc. (2013) pour le Canadian Energy Partnership for Environmental Innovation (CEPEI). Les données relatives aux années 2000–2004, 2006–2010 et 2012–2014 ont été fournies directement par le CEPEI, là aussi à partir d'une méthode de niveau 3 du GIEC. Les estimations d'émissions pour 2015–2017 ont été extrapolées des données de 2014 au moyen de la même méthode d'extrapolation que celle décrite précédemment pour le secteur du PGA (voir l'Équation A3-7), où la longueur du gazoduc a servi de facteur d'activité.

On calcule les émissions pour chaque province/territoire, puis on additionne les résultats afin d'obtenir les émissions totales de CO₂ et de CH₄ au Canada. Terre-Neuve-et-Labrador, l'Île-du-Prince-Édouard, le Yukon et le Nunavut ne possèdent pas de gazoducs

pour le transport du gaz naturel. Toutefois, des conduites d'amenée de gaz naturel traversent le Yukon, et les émissions fugitives de ces conduites sont prises en compte dans la catégorie 1.B.2.b.2—Gaz naturel—Production, dans le tableau du CUPR.

Aucun gazoduc n'était opérationnel en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et dans les Territoires du Nord-Ouest avant 1999.

Tout comme pour le transport de gaz naturel, les données sur les émissions fugitives provenant du stockage de gaz naturel sont tirées de l'étude PGA (Clearstone, 2014) pour les années 2005 et 2011. Les données relatives aux années 2000–2004, 2006–2010 et 2012–2014 ont été fournies directement par le CEPEI. Les estimations d'émissions pour 1990–1999 et 2015–2017 ont été extrapolées au moyen de la même méthode d'extrapolation que celle décrite précédemment, où le volume de gaz transporté vers le lieu de stockage et le volume retiré de ce lieu ont servi de facteur d'activité.

Données sur les activités

L'estimation des émissions fugitives provenant du transport de gaz naturel pour 1997–1999 et 2015–2016 est basée sur les données annuelles relatives à la longueur des pipelines qui ont servi au transport du gaz naturel pour chaque région. Les données sur la longueur des gazoducs étaient publiées chaque année par Statistique Canada dans son document *Transport et distribution du gaz naturel*. Statistique Canada a mis fin à cette publication, mais continue de recueillir les données et les communiquer à Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Cependant, l'information sur la longueur des gazoducs n'était disponible que jusqu'à l'année 2016; les longueurs de gazoducs pour 2017 ont donc été estimées. Pour le Québec, l'Ontario, le Manitoba, la Saskatchewan, l'Alberta, la Colombie-Britannique et les Territoires du Nord-Ouest, les longueurs de gazoducs pour 2017 ont été estimées en fonction du changement annuel moyen de longueur entre 2000 et 2016. On a présumé que les valeurs de 2017 étaient les mêmes que les valeurs de 2016 pour le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse, puisque les longueurs des gazoducs n'y ont pas changé depuis 2003 et 2002, respectivement. Des améliorations du modèle sont envisagées.

Pour le stockage de gaz naturel, les volumes annuels de gaz naturel transporté vers le lieu de stockage et le volume retiré de ce lieu sont tirés d'*Entreposage*

du gaz naturel canadien, Canada et provinces (Statistique Canada, sans date (f)) pour la période de 2015 à 2017 et de *Gaz naturel, arrivages et utilisation, mensuel* (Statistique Canada, sans date (g)) pour les données avant 2015.

A3.2.2.3. Raffinage du pétrole

Le modèle de raffinage est basé sur le document intitulé *Economic and Environmental Impacts of Removing Sulphur from Canadian Gasoline and Distillate Production* (ICPP, 2004), préparé en 2004 par la firme Levelton Consultants Ltd. pour l'Institut canadien des produits pétroliers (ICPP), Ressources naturelles Canada (RNCAN), Environnement Canada et Industrie Canada. Cette étude, fruit d'un sondage effectué auprès de l'industrie du raffinage, utilise les données recueillies ainsi que d'autres données du Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC), pour élaborer des estimations des émissions de GES pour 1990 et pour la période 1994–2002.

La présente discussion sur la méthodologie utilisée pour les raffineries se divise en trois parties : les émissions fugitives (rejets accidentels), l'évacuation (émissions attribuables aux procédés) et le torchage. La méthodologie utilisée pour les émissions de la combustion est présentée à l'annexe 3.1 du Rapport d'inventaire national.

Méthodologie

ÉMISSIONS FUGITIVES

Les coefficients d'émission du CO₂ et du CH₄, élaborés par Levelton Consultants Ltd., ont été présentés dans l'étude sur les raffineries (ICPP, 2004). Ces coefficients sont utilisés pour estimer les émissions fugitives des années qui ne sont pas incluses dans l'étude, soit 1991–1993 et à partir de 2003.

On calcule les émissions fugitives à l'aide de l'Équation A3–10 :

Équation A3–10 :

$$\begin{aligned} \text{Émissions fugitives de GES (t)} = & \\ & \text{Coefficient d'émission (t/GJ)} \\ & \times \text{Consommation annuelle d'énergie} \\ & \text{des raffineries (GJ)} \end{aligned}$$

La consommation annuelle d'énergie des raffineries (GJ) est la somme de l'énergie de tous les carburants consommés par les raffineries et inclus dans le *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* (Statistique Canada, 2003—n° 57-003-XIB), y compris les carburants présentés dans le tableau des produits pétroliers raffinés, sous la rubrique « autoconsommation ». La consommation d'énergie est la même que celle du modèle de combustion fixe utilisé à la section 1.A.1.b. Raffinage du pétrole dans le tableau des catégories du CUPR.

Les coefficients d'émission sont les suivants :

2,78 t CO₂/GJ pour le CO₂;

11,89 t CH₄/GJ pour le CH₄.

Selon l'étude des raffineries, les émissions de N₂O pour 1990 et pour la période 1994–2002 sont restées constantes à 100 t N₂O/an; toutefois, l'étude des raffineries ne contient pas assez de données pour permettre d'élaborer un CE pour ces émissions. On garde constantes les émissions de N₂O à 100 t N₂O/an pour les années 1991–1993 et à partir de 2003. On présume que les émissions de N₂O indiquées dans l'étude des raffineries sont des émissions résiduelles provenant de sources de combustion, et que la majeure partie des émissions de N₂O dues au raffinage du pétrole ont été correctement déclarées dans la section sur les sources de combustion stationnaires de l'inventaire.

ÉMISSIONS DES PROCÉDÉS (ÉVACUATION)

Les émissions des procédés sont surtout dues à l'évacuation de CO₂ lors de la production d'hydrogène à l'aide de gaz naturel. Cet hydrogène est utilisé comme composante dans la production de produits pétroliers raffinés (PPR). Au moyen de données fournies par l'étude des raffineries pour les années 1990, 1994–1998 et 2000–2002, les émissions de

CO₂ attribuables à la production d'hydrogène ont été mises en corrélation avec la production annuelle de PPR des raffineries. Ces résultats ont été utilisés pour estimer les émissions de CO₂ des années 1991–1993 et 1999 et à partir de 2003.

ÉMISSIONS PRODUITES PAR TORCHAGE

Les émissions produites par torchage ont été déterminées pour le CO₂, le CH₄ et le N₂O au moyen des estimations contenues dans l'étude des raffineries et de la production de PPR des raffineries canadiennes. L'étude a fourni les émissions pour les années 1990, 1994–1998 et 2000–2002; ces émissions ont été mises en corrélation avec la production annuelle de PPR des raffineries. Les émissions produites par torchage des années 1991–1993 et 1999 et à partir de 2003 ont été estimées à l'aide de cette corrélation et des données sur la production connue de PPR.

DONNÉES SUR LES ACTIVITÉS

Les données sur les activités présentées au Tableau A3–18 ont servi au calcul des émissions fugitives des raffineries :

A3.2.2.4. Distribution du gaz naturel

Méthodologie

On calcule les émissions fugitives attribuables à la distribution du gaz naturel pour la période 1990–1999 en se basant sur un rapport de l'Association canadienne du gaz (ACG) intitulé *1995 Air Inventory of the Canadian Natural Gas Industry* (ACG, 1997) et sur le rapport du Gas Research Institute (GRI) intitulé *Vented Emissions from Maintenance at Natural Gas Distribution Stations in Canada* (GRI, 2000). L'étude de l'ACG estimait les émissions de l'industrie canadienne des gazoducs pour les années 1990 et 1995 à l'aide

Tableau A3–18 **Données sur les activités des raffineries et leurs sources**

Origine	Publication	Données d'activité
Statistique Canada	<i>Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada</i> (BDEEC) (Statistique Canada, 2003-)	Consommation annuelle d'énergie des raffineries et des producteurs (par raffinerie) Production des PPR par des raffineries
Institut canadien des produits pétroliers (ICPP)	<i>Economic and Environmental Impacts of Removing Sulphur from Canadian Gasoline and Distillate Production</i> , Levelton Consultants Ltd (ICPP, 2004)	Émissions fugitives Tableau 3-2 : Inventaire régional des GES de l'ICPP—détaillé (kilotonnes) Émissions attribuables aux procédés Tableau 3-2 : Inventaire régional des GES de l'ICPP—détaillé (kilotonnes) Émissions par torchage Annexe E—Gaz brûlés

d'une méthode de niveau 3 du GIEC. Le calcul des émissions se faisait d'après les coefficients d'émission de l'EPA des États-Unis, d'autres sources publiées et des estimations techniques. Les données sur les activités provenaient de sources publiées et d'enquêtes spécialisées auprès des compagnies de matériel de distribution du gaz. Les enquêtes contenaient des informations sur les nomenclatures d'équipement, les paramètres d'utilisation du matériel, les longueurs de gazoducs dans le réseau de distribution canadien, etc. Le rapport du GRI (2000) est une mise à jour de l'étude de l'ACG (1997) qui présente des données plus précises et complètes en ce qui concerne les fuites d'évacuation aux installations. Un coefficient d'émission a été établi pour le réseau de distribution à partir des données d'étude (ACG, 1997 et GRI, 2000) et des longueurs de gazoduc par province (selon Statistique Canada), ce qui a permis d'estimer les émissions pour la période 1990–1999.

Pour l'année 2000 et les années suivantes, les émissions sont basées sur les données de l'étude PGA (Clearstone, 2014), qui recourait à une méthode de niveau 3 du GIEC cumulant les émissions de GES déclarées par chaque entreprise de gaz naturel pour 2005 et 2011. Les données saisies au sujet de l'industrie de la distribution du gaz naturel ont été regroupées par ORTECH Consulting Inc. (2013) pour le Canadian Energy Partnership for Environmental Innovation (CEPEI). Les données relatives aux années 2000–2004, 2006–2010 et 2012–2014 ont été fournies directement par le CEPEI, là aussi à partir d'une méthode de niveau 3 du GIEC. Les émissions de 2015–2017 ont été estimées selon la longueur des gazoducs, au moyen de la méthode dictée par l'Équation A3–7.

On a d'abord estimé les émissions fugitives attribuables à la distribution du gaz naturel pour chacune des provinces, puis on a additionné ces résultats afin d'obtenir les émissions totales pour le Canada. À l'heure actuelle, il n'y a aucun gazoduc dans les provinces et territoires suivants : Terre-Neuve-et-Labrador, Île-du-Prince-Édouard, Nunavut, Yukon et Territoires du Nord-Ouest.

Données sur les activités

Les données requises sur les activités sont la longueur des pipelines de distribution par province, lesquelles étaient auparavant publiées dans le rapport de Statistique Canada intitulé *Transport et distribution du gaz naturel*. Statistique Canada a interrompu la

publication en 2003, mais continue de recueillir les données et de les transmettre à ECCCC. Cependant, les longueurs de pipelines n'ont été fournies que jusqu'en 2016 inclusivement; par conséquent, les longueurs de pipelines de 2017 pour toutes les provinces ont été estimées au moyen des variations de longueurs relevées en 2015 et en 2016.

Pour le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse, les longueurs des pipelines pour la période de 2000 à 2006 ont été fournies par Enbridge Gas New Brunswick⁷ et Heritage Gas⁸, respectivement. Dans les Territoires du Nord-Ouest, le pipeline Ikhil a commencé à fournir du gaz naturel à Inuvik en 1999. Les longueurs des pipelines de distribution pour 1999–2006 ont été estimées en fonction des changements relevés entre 2007 et 2008.

La longueur des pipelines en 2007 pour la Colombie-Britannique fournie par Statistique Canada était deux fois plus grande que la valeur de 2006. Statistique Canada a confirmé que les données de 2006 et des années précédentes étaient erronées, mais n'a pas pu fournir de données corrigées. On a présumé que la valeur de 1999 était bonne, et une tendance linéaire a été utilisée pour estimer les valeurs de 2000 à 2006.

A3.2.2.5. Industrie des sables bitumineux et de la valorisation du pétrole lourd

L'industrie des sables bitumineux et de la valorisation du pétrole lourd (SB/VPL) produit du pétrole brut synthétique et d'autres produits du bitume. Le bitume est une substance visqueuse naturelle formée d'hydrocarbures plus lourds que le pentane et d'autres contaminants, comme des composés soufrés. Dans son état naturel, il ne peut s'écouler dans un réservoir ou sur la surface. Le bitume est au bas de l'échelle des pétroles bruts lourds, et on l'appelle parfois pétrole brut ultra-lourd. Le terme « sables bitumineux » est utilisé par le gouvernement de l'Alberta pour désigner certaines régions de l'Alberta où se trouvent des concentrations des sables bitumineux et des dépôts d'autres types de pétrole lourd brut. Les sables bitumineux sont un mélange non consolidé de sable, d'argile, d'eau et de bitume.

7 Enbridge Gas New Brunswick. 2010. Communication personnelle (courriel daté du 7 décembre 2010 de L. Nicholson, coordonnateur des communications, Enbridge Gas New Brunswick, à S. Smyth, Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement Canada).

8 Heritage Gas. 2010. Communication personnelle (courriel daté du 7 décembre 2010 de J. Bracken, président, Heritage Gas, à S. Smyth, Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement Canada).

Dans cette région, on extrait le bitume dans des mines de sables bitumineux à ciel ouvert ou dans des installations situées sur place, à l'aide de techniques d'extraction thermique. Les émissions attribuables à l'extraction du bitume sur place sont calculées dans l'étude PGA (ACPP, 2005a). Deux rapports distincts, *A National Inventory of GHGs, CACs and H₂S Emissions by the Upstream Oil and Gas Industry : 1990 to 2003* (ACPP, 2006) (ci-après appelé l'étude sur le bitume) et préparé par Clearstone Engineering Ltd. pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers (ACPP), et une mise à jour de l'étude réalisée en 2017 par Clearstone pour Environnement et Changement climatique Canada intitulée *An Inventory of GHGs, CACs, and Other Priority Emissions by the Canadian Oil Sands Industry: 2003 to 2015* (Clearstone 2017) (ci-après appelée l'étude sur les sables bitumineux), incluent les émissions fugitives attribuables à l'extraction, au traitement et à la valorisation du bitume et du pétrole lourd.

En général, l'étude sur le bitume (ACPP, 2006) est la source des données utilisées pour le calcul des estimations des émissions fugitives pour la période 1990–2003, et l'étude sur les sables bitumineux (Clearstone, 2017) est la source des estimations des émissions fugitives pour la période 2004–2017 pour l'industrie des SB/VPL.

Les principales sources d'émissions de l'industrie des SB/VPL sont :

- les émissions attribuables au procédé de reformage à la vapeur du gaz naturel afin de produire de l'hydrogène pour la valorisation;
- le méthane présent dans les dépôts de sables bitumineux et émis lors de l'extraction, de l'assèchement des puits de mine et de la manutention du minerai;
- la volatilisation des hydrocarbures provenant des sables bitumineux exposés et celle causée par le transport et la manutention des sables bitumineux;
- la formation de gaz biogène (surtout du méthane) dans les bassins de résidus;
- la volatilisation et la décomposition du bitume résiduel et du diluant, qui persistent jusqu'aux bassins de résidus;

- les fuites attribuables à l'équipement, au dégazage, au torchage et aux pertes durant le stockage dans les installations de préparation, d'extraction et de valorisation du minerai et leurs usines de génération et de cogénération;
- les déversements et les émissions accidentels;
- les sources secondaires, comme les installations de traitement des effluents, les sites d'enfouissement, les chantiers, les activités manufacturières, les parcs de véhicules, les avions d'affaires, ainsi que les bateaux et les dragues utilisés sur les bassins de résidus miniers.

Étude sur le bitume : estimation des émissions pour la période 1990–2003

L'étude sur le bitume (ACPP, 2006) compile les inventaires de niveau 3 d'installations de l'industrie des SB/VPL de 1990 à 2003. Le Tableau A3–19 énumère les installations de l'industrie des SB/VPL comprises dans l'étude.

Les limites géographiques des installations ont été déterminées de façon à prendre en compte toutes les émissions, y compris celles des usines de cogénération.

L'étude sur le bitume (ACPP, 2006) se base sur les données d'émissions contenues dans les rapports des différentes installations, dans la mesure du possible. Ces données ont été comparées à celles des inventaires et aux données transmises au ministère de l'Environnement de l'Alberta. Sinon, on a estimé les émissions en fonction des données sur les activités disponibles et sur les coefficients d'émission. On a estimé les émissions de deux façons. La première méthode, celle des coefficients d'émission, utilise les données sur les activités et des coefficients d'émission normalisés. Dans les cas où les données sur les activités n'étaient pas disponibles, on a utilisé la méthode de l'indice de coefficient d'émission. Pour plus de détails sur ces méthodes, on consultera l'étude sur le bitume (ACPP, 2006).

Tableau A3–19 Liste des installations de l'industrie des SB/VPL comprises dans l'étude sur le bitume (ACPP, 2006)

Exploitant	Nom de l'installation
Husky Energy Inc.	Installation de valorisation de Lloydminster
Consumer's Co-operative Refineries Ltd.	Installation de valorisation de Regina
Suncor Énergie Inc.	Tar Island
Syncrude Canada Ltd.	Mildred Lake et Aurora

Les sources des données sur les activités utilisées pour estimer les émissions sont les suivantes :

- renseignements sur les exploitants des installations;
- statistiques sur l'énergie publiées par l'AER;
- résultats de la surveillance des émissions à la source transmis au ministère de l'Environnement de l'Alberta;
- données des rapports des compagnies aux Mesures volontaires et Registre (MVR);
- dossiers des évaluations environnementales réalisées lors de demandes récentes de développement énergétique dans l'industrie des SB/VPL;
- littérature.

Pour plus de détails, on consultera l'étude sur le bitume (ACPP, 2006).

Étude sur les sables bitumineux : estimation des émissions pour la période 2003–2017

L'étude sur les sables bitumineux (Clearstone, 2017) est un inventaire des émissions de niveau 3 pour les installations de l'industrie des SB/VPL réalisé pour l'année de référence 2015. Elle a servi de fondement pour extrapoler les émissions futures et passées. Lorsque des exploitants pouvaient fournir des rapports sur les émissions des installations, l'extrapolation n'était pas nécessaire et les émissions réelles étaient utilisées. Ces rapports sur les émissions étaient vérifiés par Clearstone Engineering Ltd. Le Tableau A3–20 est une liste des installations de l'industrie des SB/VLP comprises dans l'étude.

L'installation de valorisation de Regina exploitée par Consumers' Co-operative Refineries Limited a été exclue de l'étude sur les sables bitumineux, car elle

est définie strictement comme une raffinerie, même si la valorisation du pétrole lourd y est effectuée. Les activités de la raffinerie ont commencé en 1935 et les unités de valorisation ont été ajoutées en 1988. Elle a été incluse dans l'étude sur le bitume (ACPP, 2006) en raison de ses capacités de valorisation du pétrole lourd. Les émissions fugitives de cette installation sont estimées à l'aide du modèle de raffinerie (voir la section A3.2.2.3).

En 2016, l'usine d'extraction liquide Horizon exploitée par Inter Pipeline Offgas Ltd. est entrée en service. Les émissions de cette installation ont été estimées à l'aide des données sur les émissions de l'usine d'extraction liquide Suncor (Clearstone, 2017) et des données sur les activités au niveau de l'installation (AER, 2018f) pour les deux installations. Cette méthode est justifiée en raison des activités semblables dans les deux installations. À la fin de 2017, la mine Fort Hills et la raffinerie Sturgeon sont entrées en service. Les estimations des émissions de ces installations ont été établies à l'aide des données sur les émissions déclarées au Programme de déclaration des gaz à effet de serre (PDGES) (ECCC, 2018).

Selon le moment où une installation a commencé ses activités, les émissions ont été estimées à l'aide de données de l'étude sur le bitume (ACPP, 2006), de l'étude sur les sables bitumineux (Clearstone, 2017), ou des deux. Le Tableau A3–21 montre l'étude utilisée pour estimer les émissions de chaque année de la série chronologique de chaque installation.

Méthode d'extrapolation des estimations des émissions

Le modèle sur les sables bitumineux permet d'estimer les émissions pour l'industrie des SB/VLP pour 2003–2017 en multipliant les données sur

Tableau A3–20 Liste des installations de l'industrie des SB/VLP comprises dans l'étude sur les sables bitumineux d'ECCC (ECCC, 2017)

Exploitant	Nom de l'installation	Activités d'exploitation des sables bitumineux
Suncor Énergie Inc.	Mines et installation de valorisation de Millennium et de Steepbank	Installation intégrée d'extraction et de valorisation
Syncrude Canada Ltd.	Mines et installation de valorisation de Mildred Lake et d'Aurora	
Canadian Natural Resources Ltd.	Mine et installation de valorisation de Horizon	
Husky Energy Inc.	Installation de valorisation de Lloydminster	Valorisation
Shell Canada Énergie	Installation de valorisation de Scotford	
Nexen Energy ULC	Installation de valorisation de Long Lake	
Pétrolière Impériale Ressources	Mine Kearl	Exploitation minière et traitement du minerai
Canadian Natural Upgrading Ltd.	Mine de la rivière Muskeg et mine Jackpine	
Aux Sable Canada Ltd.	Usine de dégazage Heartland	Extraction d'hydrocarbures liquides
Inter Pipeline Offgas Ltd.	Usine d'extraction d'hydrocarbures liquides de Suncor	

les émissions pour l'année de référence (c'est-à-dire 2015) par le ratio qui existe entre les données sur les activités de l'année non inventoriée et les données sur les activités de l'année de référence, comme le montre l'Équation A3-11. Les données sur les émissions pour l'année de référence ont été tirées de l'étude sur les sables bitumineux (Clearstone, 2017).

Équation A3-11 :

$$TE_{ij}^k = TE_{ij}^{an\,réf} \times \left(\frac{CA_j^k}{CA_j^{an\,réf}} \right)$$

TE_{ij}^k	=	taux d'émission du composé i , à la source j pendant l'année k , (t/an)
$TE_{ij}^{an\,réf}$	=	taux d'émission du composé i , à la source j pendant l'année de référence (p. ex. 2015), (t/an)
CA_j^k	=	coefficient d'activité pour la source j et l'année k
$CA_j^{an\,réf}$	=	coefficient d'activité de l'année de référence (p. ex. 2015) pour la source j

Données sur les activités

Le Tableau A3-22 énumère les données sur les activités utilisées pour estimer les émissions fugitives pour chaque activité d'exploitation des sables bitumineux et sous-catégorie d'émissions.

A3.2.2.6. Puits de pétrole et de gaz abandonnés

Lorsqu'un puits de pétrole ou de gaz atteint sa fin de vie productive, l'exploitant du puits doit l'abandonner adéquatement en retirant tout l'équipement et en le bouchant. Cela est effectué pour prévenir les fuites de gaz du puits et prévenir la migration du pétrole et du gaz vers des couches avoisinantes. Cependant, du méthane peut être émis dans l'atmosphère même lorsque les pratiques exemplaires liées à l'abandon des puits sont suivies. En outre, il existe des puits abandonnés qui n'ont pas été déclassés de façon appropriée, ce qui s'explique par un certain nombre de raisons, notamment l'abandon avant l'adoption d'un règlement et la faillite de l'exploitant du puits.

Il existe deux principales catégories de puits abandonnés : bouchés ou non bouchés. Les puits non bouchés sont des puits sans production récente (c'est-à-dire inactifs, temporairement abandonnés/dont l'exploitation est suspendue ou en suspens) ou sans exploitant (c'est-à-dire puits orphelins). Les puits bouchés sont des puits qui ont été bouchés à l'aide d'un bouchon en ciment ou mécanique afin de prévenir la migration des fluides. Des émissions s'échappent des puits bouchés et non bouchés, mais les émissions des puits non bouchés sont considérablement plus élevées que celles des puits bouchés. Les émissions peuvent également varier selon le type de production. Cependant, compte

Tableau A3-21 **Fondement des estimations des émissions pour chaque installation de l'industrie des SB/VLP**

Exploitant	Nom de l'installation	Étude sur le bitume	Étude sur les sables bitumineux
Suncor Énergie Inc.	Mines et installation de valorisation de Millennium et de Steepbank	1990–2003	2004–2017
Synchrude Canada Ltd.	Mines et installation de valorisation de Mildred Lake et d'Aurora	1990–2003	2004–2017
Husky Énergie Inc.	Installation de valorisation de Lloydminster	1992–2003	2004–2017
Canadian Natural Upgrading Ltd.	Mine de la rivière Muskeg et mine Jackpine	-	2002–2017
Shell Canada Énergie	Installation de valorisation de Scotford	-	2003–2017
Inter Pipeline Offgas Ltd.	Usine d'extraction d'hydrocarbures liquides de Suncor	-	2003–2017
Canadian Natural Resources Ltd.	Mine et installation de valorisation de Horizon	-	2008–2017
Nexen Energy ULC	Installation de valorisation de Long Lake	-	2009–2017
Aux Sable Canada Ltd.	Usine de dégazage Heartland	-	2011–2017
Pétrolière Impériale Ressources	Mine Kearl	-	2013–2017
Inter Pipeline Offgas Ltd.	Usine d'extraction d'hydrocarbures liquides de Horizon	Les estimations des émissions pour 2016–2017 ont été établies à l'aide des données sur les émissions de l'usine d'extraction d'hydrocarbures liquides de Suncor (ECCC, 2017) et des données sur les activités au niveau de l'installation (AER, 2018f).	
Fort Hills Energy Corporation	Mine de Fort Hills	Les estimations des émissions pour 2017 ont été établies à l'aide des données déclarées au Programme de déclaration de gaz à effet de serre (ECCC, 2018).	
North West Redwater Holdings Corp.	Raffinerie de Sturgeon		

Tableau A3–22 Données sur les activités requises pour le modèle des sables bitumineux

Activités d'exploitation des sables bitumineux	Catégorie de la source	Sous-catégorie	Données sur les activités aux fins d'extrapolation
Extraction d'hydrocarbures liquides	Torchage et incinération	Toutes	Arrivage de gaz de procédé (AER, 2018f)
	Émissions fugitives	Fuites d'équipement	
	Évacuation	Toutes	
Exploitation minière et traitement du minéral	Torchage et incinération	Toutes	Production de bitume naturel (AER, 2018f)
	Émissions fugitives	Fuites d'équipement	
		Front d'avancement exposé	
		Autre	
		Pertes durant le stockage	
		Bassins de résidus	
	Émissions attribuables aux procédés	Récupération du soufre	
Valorisation	Évacuation	Toutes	Production de pétrole brut synthétique (AER, 2018f; Husky Energy Inc., 2018)
	Torchage et incinération	Toutes	
	Émissions fugitives	Fuites d'équipement	
		Autre	
		Déversements et ruptures de pipeline	
		Pertes durant le stockage	
	Évacuation	Toutes	
	Émissions attribuables aux procédés	Récupération du soufre	
		Production de H ₂	

tenu des limites des données, l'approche décrite ici ne fait pas la différence entre la source du type de production.

Méthode d'estimation

On a utilisé une méthode de niveau 1 pour estimer les émissions des puits de pétrole et de gaz abandonnés à l'aide de l'équation suivante :

Équation A3–12 :

$$TE_{i,j}^k = \sum_{l=1}^n CE_{i,l} \times Nbrepuits_{j,l}^k$$

$TE_{i,j}^k$	=	taux d'émission du composé i , à la source j pendant l'année k , (t/an)
$CE_{i,l}$	=	coefficient d'émission par puits abandonné pour le composé i et le type de puits l (t/an)
$Nbrepuits_{j,l}^k$	=	nombre de puits pour la province j , type de puits l et année k

Coefficients d'émission

Les coefficients d'émissions de CH₄ sont tirés d'une étude intitulée *Emissions of Coalbed and Natural Gas Methane from Abandoned Oil and Gas Wells in the United States* (Townsend-Small et al., 2016) sur les puits

de pétrole et de gaz abandonnés aux États-Unis. À l'heure actuelle, il n'existe aucune donnée sur les émissions des puits de pétrole et de gaz abandonnés au Canada.

Le Tableau A3–23 montre les coefficients d'émission utilisés pour estimer les émissions des puits de pétrole et de gaz abandonnés. Les coefficients d'émissions sont présentés selon l'état d'obstruction (bouchés ou non bouchés) et l'emplacement (sur terre ou au large). Pour les provinces où des données limitées sont accessibles sur l'état d'obstruction des puits, le coefficient d'émissions pour tous les types de puits est utilisé.

Données sur les activités

Le nombre annuel de puits abandonnés par province a été établi à l'aide des sources de données indiquées dans le Tableau A3–24.

Le nombre de puits abandonnés pour chaque année de la série chronologique a été réparti en sous-catégories selon le type de puits (gaz ou pétrole), l'état du puits (bouché, non bouché ou inconnu) et l'emplacement (sur terre ou au large). De nombreuses suppositions ont été formulées pour déterminer l'état d'obstruction d'un puits.

- Un puits non bouché est un puits dont l'état est suspendu ou inactif.
- Un puits bouché est un puits dont l'état est abandonné, abandonné en fond de trou, ou inutile et abandonné.
- Tout puits au large qui est abandonné ou ne produit pas pendant une période prolongée est considéré comme bouché⁹.
- Si l'état d'obstruction n'a pu être déterminé, il a été considéré comme inconnu et un coefficient d'émission par défaut a été utilisé pour estimer les émissions. Les émissions de ces puits sont attribuées aux émissions de pétrole ou de gaz en fonction des rapports liés au nombre de puits de pétrole et de gaz abandonnés pendant une année donnée.

Dans le cas des Territoires du Nord-Ouest et du Nouveau-Brunswick, ce niveau de désagrégation des données sur les activités n'était pas possible. Dans le cas des Territoires du Nord-Ouest, il n'existe aucune donnée publique sur les puits de pétrole et de gaz abandonnés et, par conséquent, il était difficile d'évaluer le nombre de puits abandonnés. Ainsi, les données de l'ACPP (ACPP, 2018) ont été utilisées pour estimer le nombre de puits abandonnés. On a présumé que le nombre de puits abandonnés est la différence entre le nombre total de puits forés dans la province et le nombre de puits de pétrole et de gaz terminés dans la province. Dans le cas du Nouveau-Brunswick, l'inventaire des puits forés de la province a été utilisé pour déterminer le nombre de puits de pétrole et de gaz abandonnés. On a présumé que la durée de vie moyenne d'un puits est de 20 ans avant qu'il soit abandonné.

9 Ministère de l'Économie de la Saskatchewan. 2018. Communication personnelle (courriel d'Alison Dolter à A. Osman, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada, daté du 26 septembre 2018).

Tableau A3-23 Coefficients d'émission pour les puits de pétrole et de gaz abandonnés

Type de puits abandonnés	Coefficient (kg CH ₄ /puits/an)	Incertitude
Puits bouchés ^a (sur terre)	0,02	-87 % to +130 %
Puits non bouchés ^a (sur terre)	87,78	-99 % to +150 %
Puits bouchés ^a (au large)	0,0035	-87 % to +130 %
Puits non bouchés ^a (au large)	17,6	-99 % to +150 %
Tous les types de puits (bouchés et non bouchés, sur terre) ^{ab}	12,09	-83 % to 124 %
Tous les types de puits (bouchés et non bouchés, au large) ^{ab}	2,4	-83 % to 124 %

Notes :

a. Coefficients d'émission tirés de Townsend-Small et al., 2016, fondés sur les résultats liés aux puits abandonnés aux États-Unis.

b. Supposition pour le CE de tous les types de puits : fondé sur 86 % de puits bouchés et 14 % de puits non bouchés.

Tableau A3-24 Données sur les activités requises pour les puits de pétrole et de gaz abandonnés

Région	Source	Publication
Alberta	Alberta Energy Regulator	ST37 : List of Wells in Alberta (AER, 2018g)
Colombie-Britannique	British Columbia Oil and Gas Commission	Well Surface Abandonment Report (BCOGC, 2018b) Suspended Wells Report (BCOGC, 2018c)
Saskatchewan	Ministère de l'Énergie et des Ressources de la Saskatchewan	Le nombre de puits abandonnés a été fourni sur demande ⁵
Manitoba	Gouvernement du Manitoba : Pétrole et gaz	Petroleum Statistics, Unique Well Identifier Key List Report (MB, 2018)
Ontario	Ontario Oil, Gas & Salt Resource Library	Petroleum Well Data (OGSRL, 2018)
Terre-Neuve-et-Labrador	Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers	Schedule of Wells Summary (OCTNHE, 2018g)
Nouvelle-Écosse	Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers	Rapport de production du projet Cohasset Panuke (OCNEHE, 2018) Rapport de production du projet Sable Offshore (OCNEHE, 2018) Rapport de production du projet Deep Panuke (OCNEHE, 2018)
Yukon	Gouvernement du Yukon : Énergie, Mines et Ressources	Yukon Well Listing (YK, 2018)
Territoires du Nord-Ouest	Guide des statistiques de l'ACPP	Catégories des terres, de la prospection et du forage (ACPP, 2018) · Puits de pétrole terminés · Puits de gaz terminés · Puits forés
Nouveau-Brunswick	Base de données sur les trous de forage du Nouveau-Brunswick	New Brunswick Borehole Catalog (NB, 2018)

a. Ministère de l'Économie de la Saskatchewan. 2018. Communication personnelle (courriel d'A. Dolter, à A. Osman, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique, daté du 26 septembre 2018).

Pour les autres provinces (c'est-à-dire l'Alberta, la Colombie-Britannique, la Saskatchewan, le Yukon, le Manitoba, la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et l'Ontario), assez de renseignements étaient disponibles dans les ensembles de données provinciaux pour déterminer le nombre de puits abandonnés par type de puits, état et emplacement.

A3.2.2.7. Cas particulier : la double comptabilisation des gaz brûlés par torchage

Le *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* (Statistique Canada, 2003–) définit l'autoconsommation comme étant « la consommation par l'industrie du combustible qu'elle produit—par exemple, les produits pétroliers raffinés consommés par l'industrie de raffinage de pétrole ou bien le gaz utilisé sur le terrain, brûlé et perdu, les utilisations sur le terrain, les utilisations d'accumulations et les différences de lecture ».

Statistique Canada calcule les volumes de gaz naturel consommés par les producteurs en additionnant, pour chaque province, les valeurs des champs suivants apparaissant dans *Gaz naturel, approvisionnements et utilisations, mensuel* (Statistique Canada, sans date (a)) :

- Gaz brûlé sur le terrain et pertes
- Emploi et utilisation sur les chantiers
- Emploi et utilisation, collection et usines de traitement
- Utilisation dans les usines
- Rectifications

Statistique Canada compile les données contenues dans *Gaz naturel, approvisionnements et utilisations, mensuel* dans le cadre d'ententes administratives conclues avec la majorité des provinces. À titre d'exemple, l'AER recueille des données détaillées sur la comptabilisation de la production auprès de l'ensemble des installations de production gazière et pétrolière de l'Alberta. Ces données comprennent entre autres les volumes de gaz produits, brûlés par torchage et évacués qui sont intégrés aux données de Statistique Canada, puis dans le BDEEC.

On établit une estimation des émissions produites par la combustion associées à l'autoconsommation à partir des volumes de combustibles totaux indiqués dans le BDEEC (voir l'annexe 3.1). Les émissions produites par le torchage sont estimées séparément au moyen de divers modèles d'émissions fugitives et sont déclarées comme des émissions fugitives; il faut donc soustraire les volumes de gaz brûlés par torchage et les émissions qui y sont associées des estimations des émissions attribuables à la combustion pour ne pas les comptabiliser deux fois, comme on le décrit à la section A3.1.4.1.2.

À la lumière des renseignements ci-dessus, le volume de gaz déclaré comme gaz brûlé par torchage sur le terrain et pertes est soustrait du volume d'émissions attribuable à l'autoconsommation.

Les provinces dont les données sur l'autoconsommation de gaz naturel se trouvent dans le BDEEC représentaient environ 98 % de toute la production gazière et pétrolière du Canada en 2016 et 99,9 % de la production de gaz naturel. Lorsque les émissions produites par le torchage sont estimées pour une province précise où aucune autoconsommation n'est déclarée dans le BDEEC, on ne soustrait pas la quantité d'émissions associées au torchage ni les volumes de gaz naturel qui y sont associés afin de ne pas sous-estimer les émissions.

Les estimations des émissions provenant du torchage dans l'industrie du raffinage du pétrole sont établies au moyen du modèle de raffinerie (voir la section A3.2.2.3). Le volume de combustibles brûlés par torchage est rétrocalculé en tenant compte des émissions attribuables au torchage, et le résultat est soustrait de l'autoconsommation de gaz de distillation (aussi appelé gaz de combustion des raffineries) étant donné que la méthode utilisée par Statistique Canada pour déterminer l'autoconsommation de gaz de distillation est actuellement mal comprise.

A3.3. Méthodologie pour les procédés industriels et l'utilisation de produits

Le secteur des procédés industriels et de l'utilisation des produits (PIUP) englobe les émissions de gaz à effet de serre (GES) issues d'activités industrielles sans rapport avec l'énergie. Il englobe les sous-secteurs suivants : industrie minérale, industrie chimique, industrie du métal, industrie électronique, utilisation de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone, fabrication et utilisation d'autres produits, et produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants. Les enjeux méthodologiques associés à chacune de ces catégories sont exposés au chapitre 4. La présente section de l'annexe 3 décrit en détail les méthodes qui ont servi à estimer les émissions dans les sous-secteurs de PIUP suivantes :

- industrie chimique : émissions de CO₂ attribuables à la production d'ammoniac;
- industrie du métal : émissions de CO₂ attribuables à la production sidérurgique;
- émissions de CO₂ attribuables aux produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants;
- émissions de HFC attribuables aux produits utilisés comme substituts de substances appauvrissant l'ozone;
- fabrication et utilisation d'autres produits : émissions de SF₆ provenant des équipements électriques.

A3.3.1. Émissions de CO₂ attribuables à la production d'ammoniac

On peut utiliser le gaz naturel comme source d'énergie pour effectuer le reformage du méthane à la vapeur, qui produit de l'hydrogène—essentiel au processus de production d'ammoniac Haber-Bosch. Le gaz naturel est aussi utilisé comme matière première dans le processus de reformage pour fournir une source d'hydrogène. Dans les deux cas, la majeure partie du carbone présent dans le gaz naturel se retrouve sous forme d'émissions de CO₂. La catégorie de source 2.B.1 (Production d'ammoniac)

inclut les émissions de CO₂ provenant de l'utilisation du gaz naturel comme matière première dans le processus de reformage du méthane à la vapeur et les émissions récupérées pour la production d'urée. Les émissions de GES (CO₂, N₂O et CH₄) provenant de l'utilisation énergétique du gaz naturel dans le processus de reformage, ainsi que les émissions de GES provenant des combustibles utilisés dans les autres processus de production d'ammoniac, sont allouées au secteur de l'énergie de l'inventaire.

Les données à l'échelle des usines sur l'utilisation du gaz naturel comme matière première et la production annuelle d'ammoniac ont été obtenues dans le cadre du processus de déclaration volontaire de données d'Environnement Canada de 2005 à 2009. Ces données ont ensuite été utilisées pour établir les facteurs de conversion ammoniac/matière première pour chaque usine. Sur les neuf usines exploitées, sept ont fourni des facteurs de conversion ammoniac/matière première (deux de ces usines ont deux unités de reformage du méthane à la vapeur chacune). Parmi les deux usines qui n'ont pas fourni d'information, l'une d'entre elles n'exploite pas d'unité de reformage du méthane à la vapeur. Étant considérés comme confidentiels, ces facteurs de conversion ammoniac/matière première propres aux usines ne sont pas publiés. Cependant, d'après les données réunies, le facteur ammoniac/matière première moyen est de 671 m³ de gaz naturel par tonne de NH₃ produite, et cette moyenne a été utilisée pour estimer les émissions d'usines qui n'ont pas participé à la collecte de données volontaire. De plus, au niveau de l'usine, la variabilité des facteurs de conversion ammoniac/matière première est très constante; elle est de moins de 0,001 % d'une année à l'autre sur une période recensée de cinq ans. De même, la moyenne des facteurs de conversion ammoniac/matière première varie de moins de 0,001 % d'année en année sur une période recensée de cinq ans.

Pour chaque usine, on a ensuite multiplié les données sur la production annuelle d'ammoniac par le facteur de conversion ammoniac/matière première pour déterminer la quantité de gaz naturel utilisée comme matière première. Puis, les utilisations de gaz naturel comme matière première ont été regroupées selon la province canadienne où ces usines sont situées (Équation A3-13).

Équation A3-13 :

$$GN_p = \sum_{i=1}^n P_{\text{ammoniac},i} \times FF_{\text{ammoniac},i}$$

$GN_{x,p}$	=	gaz naturel consommé comme matière première dans la province p , en m^3 de gaz naturel
i	=	usine de reformage du méthane à la vapeur
n	=	nombre total d'usines de reformage du méthane à la vapeur dans la province p
p	=	province canadienne contenant une ou plusieurs usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
$P_{\text{ammoniac},i}$	=	production annuelle d'ammoniac, dans l'usine i , en kt
$FF_{\text{ammoniac},i}$	=	facteur de conversion ammoniac/matière première de l'usine i , en m^3 de gaz naturel/kt NH_3

Pour déterminer la quantité totale de carbone, on multiplie ensuite les utilisations regroupées de matière première (c.-à-d. de gaz naturel), pour chaque province, par la teneur en carbone du gaz naturel de chaque province présentée au tableau A6-1 de l'annexe 6. On s'attend à ce que la totalité du carbone présent dans la matière première soit transformée en CO_2 (GIEC, 2006). Les émissions (brutes) de CO_2 issues des procédés utilisés pour la production d'ammoniac sont calculées d'après ces coefficients (Équation A3-14).

Équation A3-14 :

$$CO_2 \text{ produit} = \sum_{p=1}^m GN_{\text{matière première},p} \times CC_p \times FOC$$

$CO_2 \text{ produit}$	=	émissions de CO_2 produites, en kt
$GN_{(\text{matière première},p)}$	=	gaz naturel consommé comme matière première dans la province p , en m^3 de gaz naturel
p	=	province canadienne contenant une ou plusieurs usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
m	=	nombre total de provinces contenant une ou plusieurs usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
CC_p	=	coefficient de contenu en carbone du combustible dans la province p , t CO_2/m^3 de gaz naturel
FOC	=	facteur d'oxydation du carbone = 1 (sans unité)

La portion d'émissions récupérées pour la production d'urée est estimée au moyen de l'Équation A3-15, dans laquelle on suppose que la production d'urée consomme une quantité stœchiométrique de CO_2 et que la production d'une tonne d'urée libère 0,005 tonne de CO_2 .

Équation A3-15 :

$$CO_2 \text{ récupéré} = \sum_{p=1}^m \left\{ \sum_{i=1}^n P_{\text{urée},i} \times R \right\}$$

p	=	province canadienne contenant une ou plusieurs usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
m	=	nombre total de provinces contenant une ou plusieurs usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
n	=	nombre total d'usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac dans la province p
i	=	usines de reformage du méthane à la vapeur produisant de l'ammoniac
$P_{\text{urée},i}$	=	production annuelle d'urée de l'usine i , en t d'urée
R	=	coefficient de récupération des émissions de CO_2 par masse unitaire de production d'urée, où $R = [M - L] = 0,728 \text{ t } CO_2/t \text{ d'urée}$
M	=	rapport massique stœchiométrique du CO_2 requis pour la production d'urée, 44/60 ou 0,733 t de CO_2/t d'urée
L	=	déperdition de CO_2 des procédés de production d'urée, 0,005 t de CO_2/t d'urée

Pour calculer les émissions nettes de CO_2 résultant de la production d'ammoniac avec récupération de CO_2 pour la production d'urée, on soustrait alors le CO_2 associé à la récupération des émissions brutes de CO_2 .

Il est à noter que la quantité de gaz naturel utilisé comme matière première dans le processus de reformage du méthane à la vapeur doit être soustraite de l'utilisation non énergétique globale du gaz naturel—comme l'indique Statistique Canada—pour estimer les émissions résiduelles de CO_2 issues des procédés (non associés à l'ammoniac). Veuillez consulter la section A3.3.3, Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants, pour obtenir davantage de renseignements.

Les données annuelles sur la production d'ammoniac à l'échelle des usines de 1990 à 2017 sont issues des sources suivantes : les données de 1990 à 2004 proviennent de l'étude de Cheminfo Services

(2006); les données de 2005 à 2009, du processus de déclaration volontaire des données d'Environnement Canada; et les données de 2008 à 2017, de l'enquête annuelle de Statistique Canada intitulée *Produits chimiques industriels et résines synthétiques* (Statistique Canada, n° 46-002-X).

De la même façon, les données sur la production d'urée à l'échelle des usines pour 2008 à 2017 ont été tirées de la même enquête de Statistique Canada (46-002-X). Pour ce qui est des années précédentes (1990 à 2007), les données sur la production à l'échelle des usines ont été estimées à partir du rapport moyen sur six années entre la production d'urée et la production d'ammoniac des années avec données (2008–2013).

A3.3.2. Émissions de CO₂ du secteur sidérurgique

Usines de production sidérurgique au Canada

En 2013, le secteur canadien de la sidérurgie comptait 15 installations, soit 4 usines intégrées et 11 usines non intégrées (10 petites usines et 1 usine d'ilménite). De ces 15 usines, 9 sont situées en Ontario (dont 4 sont des usines intégrées), 3 au Québec et une dans chacune des provinces de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba. Toutes les usines sont présentées au Tableau A3–25, incluant les procédés de fabrication utilisés.

Nom de l'entreprise/de l'usine	Emplacement	Procédé de production
AltaSteel Ltd.	Edmonton (AB)	PU
Evrar Inc. NA	Regina (SK)	PU
Gerdau Ameristeel Manitoba	Selkirk (MB)	PU
Essar Steel Algoma	Sault Ste. Marie (ON)	UI
ArcelorMittal Dofasco	Hamilton (ON)	UI
U.S. Steel Canada—Hamilton Works	Hamilton (ON)	UI
U.S. Steel Canada—Lake Erie Works	Nanticoke (ON)	UI
Hamilton Specialty Bar Corp.	Hamilton (ON)	PU
Gerdau Ameristeel—Cambridge	Cambridge (ON)	PU
ASW Steel	Welland (ON)	PU
Gerdau Ameristeel—Whitby	Whitby (ON)	PU
Ivaco Inc.	L'Orignal (ON)	PU
Arcelor Mittal—Contrecoeur	Contrecoeur (QC)	PURFD
Arcelor Mittal—Contrecoeur	Contrecoeur (QC)	PU
Rio Tinto—Fer et Titane Inc.	Sorel (QC)	UFI

Légende :

UI = Usine intégrée

UIFEA = Usine intégrée avec four électrique à arc

PU = Petite usine

PURFD = Petite usine avec fer de réduction directe

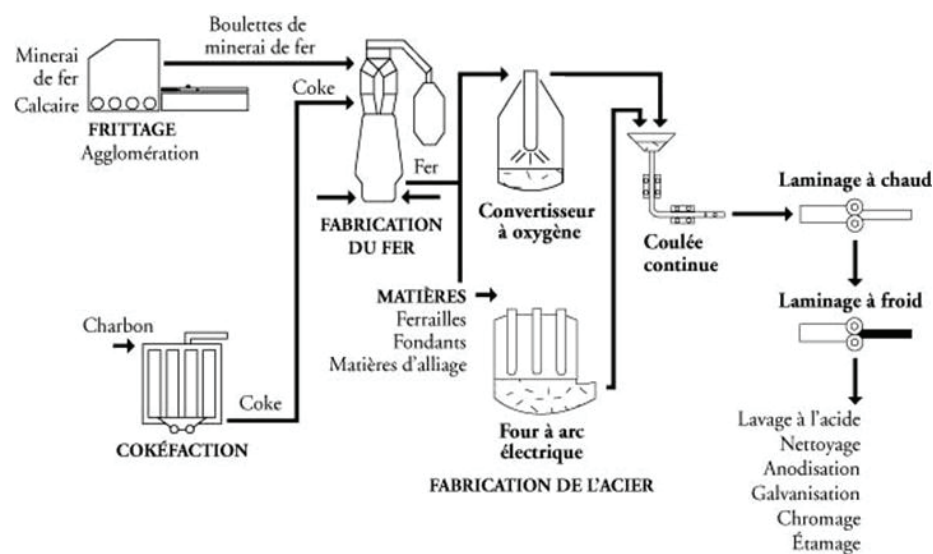
UFI = Usine de fusion d'ilménite

Source des données : Code de pratiques pour la réduction des émissions de PM_{2.5} et de COV provenant du secteur de l'acier, du fer et de l'ilménite (disponible en ligne à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-environnemental-loi-canadienne-protection/publications/code-pratiques-pm2-5-acier-fer-ilmenite/chapitre-1.html>).

Technologies de production sidérurgique au Canada

Au Canada, deux technologies sont utilisées pour la fabrication de l'acier (voir la Figure A3–4) : les convertisseurs basiques à oxygène et les fours

Figure A3–4 Procédés de sidérurgie au Canada



électriques à arc. Les convertisseurs basiques à oxygène (CBO) sont utilisés dans les usines intégrées parallèlement aux activités de cokéfaction, de frittage et de fabrication du fer en haut fourneau (HF). Les usines intégrées, qui procèdent à la fusion du minerai de fer et à la fonte de la ferraille, présentent la production la plus variée, qui comprend des barres, des tiges, des profilés de charpente, des plaques, des feuilles, des tuyaux et des tubes ainsi que des tiges de fil métallique. Même si la technologie des fours électriques à arc (FEA) gagne en importance, elle est habituellement utilisée dans les usines non intégrées (petites usines ou aciéries spécialisées) alimentées de ferraille ou de fer de réduction directe (FRD) pour produire un grand éventail d'aciers ordinaires et alliés. Arcelor-Mittal Dofasco Inc. exploite la seule usine intégrée au Canada qui produit une partie de son acier par four électrique à arc, tandis qu'Arcelor-Mittal Contrecoeur exploite la seule aciérie canadienne qui produit et utilise du FRD comme matière première. Les procédés auxiliaires ou secondaires de fabrication de l'acier qui sont utilisés à la fois dans les usines intégrées et non intégrées comprennent la métallurgie en poche, la coulée continue, le formage à chaud, le formage à froid et la finition.

Les paragraphes suivants énumèrent tous les matériaux utilisés dans les procédés et les coefficients d'émission correspondant et les teneurs en carbone qui sont pris en compte dans les estimations des émissions de CO₂ pour la catégorie 2.C.1 du CUPR, Production sidérurgique.

Matériaux utilisés dans les procédés :

- coke métallurgique (source : Statistique Canada, 1990–2017)
- production de fonte brute (source : Statistique Canada, 1990–2003, Statistique Canada, 2004–2012, ACPA, 2013–2017)
- charge de fonte brute pour le four (y compris le fer de réduction directe) (source : Statistique Canada, 1990–2003, Statistique Canada, 2004–2012, ACPA, 2013–2017)
- rebuts d'acier (possédés et achetés) (source : Statistique Canada, 1990–2003, Statistique Canada, 2004–2012, ACPA, 2013–2017)
- utilisation de calcaire et de dolomite (source : RNCAN, 1990–2006, RNCAN, 2007–2017)

Coefficients d'émission et teneurs en carbone : voir l'annexe 6.

Il convient de noter qu'en raison de la nature intégrée des installations sidérurgiques fabriquant du coke métallurgique à base de charbon au Canada, il est actuellement impossible de subdiviser les données soumises par ces industries aux fins de l'utilisation d'énergie. Toutes les émissions liées à l'utilisation de coke métallurgique en tant que réactif pour la réduction du minerai de fer dans la production de fonte brute sont assignées à la catégorie 2.C.1 du CUPR. Comme on peut le voir au chapitre 4 (équation 4-7), les émissions de la production de fonte brute sont estimées en fonction de divers paramètres, dont la masse de coke métallurgique utilisée en tant que réducteur et son coefficient d'émission respectif.

Il convient aussi de noter que les émissions de CO₂ de la catégorie 2.C.2 du CUPR, Production d'alliages ferreux, sont incluses dans la catégorie 2.C.1.a du CUPR, Production sidérurgique, puisque la production d'alliages ferreux est une production directe d'aciers spécialisés à partir du minerai de fer transformé dans des FEA à l'aide de réducteurs. Toutefois, la subdivision de la portion des réducteurs (soit le coke métallurgique) n'est pas disponible, et ces émissions sont donc incluses dans la catégorie 2.C.1b du CUPR, Production de fonte brute.

A3.3.3. Émissions de CO₂ attribuables aux produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants

Au Canada, les activités industrielles qui emploient des combustibles à des fins non énergétiques (p. ex. matières premières) sont notamment la production d'ammoniac, la production pétrochimique, l'exploitation et la transformation de métaux non ferreux, la production sidérurgique et d'autres industries chimiques.

Les émissions de CO₂ attribuables à l'utilisation non énergétique des hydrocarbures, lorsqu'elles ne sont pas comprises dans une autre catégorie de l'inventaire, sont déclarées dans le sous-secteur des produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants. Les estimations des émissions reposent sur les données liées à l'utilisation de combustibles fossiles à des fins non énergétiques recueillies par Statistique Canada (*Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* [BDEEC], [Statistique Canada, 1990–2017]) et sont

regroupées par type de combustible (p. ex. gaz naturel, coke, butane, éthane, etc.) à l'échelle provinciale et territoriale. Statistique Canada ne ventile pas ces données sur les combustibles par industrie ou par activité industrielle, ce qui veut dire que, sans autres données à l'appui, il n'est pas possible d'attribuer ces données sur les combustibles à une industrie donnée.

Dans certains cas, le Canada a obtenu des données à l'appui (p. ex. dans des études, des enquêtes, d'autres sources de données) de telle sorte que les données sur l'utilisation de combustibles à des fins non énergétiques peuvent être entièrement ou partiellement décomposées et attribuées à la catégorie de source appropriée. Il est possible d'attribuer des données sur l'utilisation de combustibles à des fins non énergétiques à des catégories de sources données pour les activités industrielles suivantes :

- le gaz naturel utilisé pour produire de l'hydrogène pour la production d'ammoniac;
- divers combustibles utilisés comme matière première dans la production de produits pétrochimiques (méthanol, éthylène et dichloroéthylène);
- les anodes en carbone utilisées pour réduire de manière électrique l'alumine en aluminium dans le procédé de production de l'aluminium;
- le coke utilisé dans la production sidérurgique.

Pour ces activités industrielles, on estime les émissions à l'aide des types et des quantités, connues ou estimées, de combustibles utilisés à des fins non énergétiques. On soustrait ensuite ces quantités connues ou estimées de combustibles des données sur l'utilisation des combustibles à des fins non énergétiques du BDEEC, et le reste (résidu) des quantités de combustibles représente les combustibles utilisés à des fins non énergétiques employés dans d'autres industries. Cette méthode permet d'éviter de compter les émissions en double et améliore la transparence dans le processus d'inventaire.

Pour estimer les émissions, on applique des coefficients des émissions moyennes de CO₂ à l'échelle nationale accessibles pour chaque type de combustible aux quantités totales (ou aux quantités résiduelles, s'il y a lieu) de combustibles utilisés à des fins non énergétiques à l'échelle provinciale/territoriale.

Ensuite, on additionne les valeurs estimées pour chaque province/territoire afin d'obtenir le total national pour la catégorie de source 2.D du CUPR, Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants.

Les méthodes utilisées pour estimer les émissions associées à chaque catégorie de combustibles fossiles utilisés à des fins non énergétiques (combustibles gazeux, solides et liquides) et, dans la mesure du possible/s'il y a lieu, pour déterminer comment les émissions sont ventilées et attribuées à des catégories de source données (comme il a été mentionné plus haut) afin d'éviter de compter deux fois les émissions, sont décrites ci-dessous.

Combustibles gazeux

Le seul combustible gazeux pris en considération dans cette catégorie est le gaz naturel. Celui-ci peut être utilisé pour la production de méthanol et de noir de carbone thermique, mais une grande proportion est utilisée dans le processus de reformage du méthane à la vapeur pour la production d'ammoniac.

Les émissions de CO₂ issues de la production d'ammoniac et de méthanol sont estimées et déclarées dans la catégorie de source 2.B.1 et 2.B.8.a du CUPR, respectivement. La quantité de gaz naturel utilisé comme matière première pour la production d'ammoniac et de méthanol est soustraite de la quantité globale de gaz naturel utilisé à des fins non énergétiques présentée dans le BDEEC. Cette méthode permet de déterminer la quantité restante (résiduelle) de gaz naturel utilisé à des fins non énergétiques.

D'après une étude menée en 2005 (Cheminfo Services, 2005a), un coefficient d'émissions de CO₂ pour l'utilisation résiduelle de gaz naturel à des fins non énergétiques a été déterminé (38 g CO₂/m³) et appliqué à la quantité résiduelle de gaz naturel utilisé à des fins non énergétiques afin d'estimer les émissions de cette source.

Il est à noter que les émissions dues à l'utilisation de gaz naturel à des fins non énergétiques pour produire de l'hydrogène dans les industries de raffinage du pétrole et du bitume sont allouées au secteur Énergie de l'inventaire.

Combustibles solides

Les combustibles solides inclus dans la catégorie des produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants sont les suivants :

- charbon bitumineux canadien;
- charbon subbitumineux;
- charbon bitumineux étranger;
- lignite;
- anthracite;
- coke métallurgique;
- coke de pétrole.

Afin de déterminer les émissions de CO₂ provenant de ces combustibles solides qui sont utilisés à des fins non énergétiques, on a appliqué les coefficients d'émissions par combustible, par province et par année (donnés aux tableaux A6-5, A6-8 et A6-9 de l'annexe 6 pour le coke de pétrole, le charbon et le coke métallurgique [le coke du charbon], respectivement), aux données du BDEEC.

Les coefficients d'émissions utilisés pour estimer les rejets de CO₂ dus à l'utilisation du charbon à des fins non énergétiques sont les mêmes que pour la combustion, parce que l'on présume que 100 % du carbone présent dans ces produits finira par s'oxyder et par être rejeté sous forme de CO₂.

Les émissions de CO₂ issus de l'utilisation d'électrodes dans l'industrie de l'aluminium sont incluses dans la catégorie de source 2.C.3 du CUPR, Production d'aluminium. Parmi les principaux combustibles utilisés pour la production d'électrode pour l'industrie de l'aluminium, on trouve le coke de pétrole. Le coke utilisé à des fins non énergétiques sert aussi à la fabrication d'électrodes employées dans les fours électriques à arc (FEA) dans l'industrie sidérurgique (catégorie de source 2.C.1 du CUPR, Production sidérurgique). Les quantités de coke de pétrole utilisées dans l'industrie de l'aluminium et l'industrie sidérurgique sont soustraites des quantités globales de coke de pétrole utilisé à des fins non énergétiques présentées dans le BDEEC. Les émissions de CO₂ dues à l'utilisation des quantités résiduelles de coke de pétrole à des fins non énergétiques sont calculées au moyen du coefficient d'émissions présenté au tableau A6-5 de l'annexe 6.

Combustibles liquides

Outre les émissions provenant de l'utilisation des combustibles solides et gazeux, les émissions de CO₂ provenant de l'utilisation de combustibles liquides (les liquides de gaz naturel [LGN]), les charges d'alimentation pétrochimiques du raffinage du pétrole et les lubrifiants) à des fins non énergétiques sont également incluses dans la catégorie 2.D du CUPR, Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants.

Les émissions de CO₂ issus de l'utilisation de combustibles liquides à des fins non énergétiques (c.-à-d. comme matière première) dans la production de produits pétrochimiques sont allouées à la production d'éthylène (catégorie 2.B.8.b du CUPR). Les quantités de combustibles liquides utilisés comme matières premières (en particulier le propane, le butane, l'éthane et les charges d'alimentation pétrochimiques) dans la production de produits pétrochimiques sont soustraites des quantités globales de combustibles liquides utilisés à des fins non énergétiques mentionnées dans le BDEEC. Pour estimer les émissions de CO₂ provenant des combustibles liquides utilisés à des fins non énergétiques, on multiplie la quantité résiduelle des combustibles liquides utilisés à des fins non énergétiques par le coefficient d'émissions correspondant, comme le montre le tableau A6-22 de l'annexe 6.

Il convient également de noter qu'en raison de la façon dont les statistiques sur l'énergie sont actuellement établies au Canada, d'autres utilisations à des fins non énergétiques de combustibles liquides, tels que le mazout lourd, ont été déclarées dans la catégorie des utilisations à des fins énergétiques qui est comprise dans le secteur de l'énergie.

Dans le cas de l'utilisation des quantités résiduelles de LGN à des fins non énergétiques (c.-à-d. les quantités résiduelles issues de l'utilisation pour la production pétrochimique), les coefficients d'émissions qui tiennent compte des émissions susceptibles de survenir lorsque la totalité du carbone est oxydée sont donnés dans l'étude de McCann (2000). Les coefficients d'émissions pour les quantités résiduelles issues de l'utilisation des trois LGN à des fins non énergétiques sont indiqués au tableau A6-22 de l'annexe 6.

L'utilisation des quantités résiduelles et non résiduelles à des fins non énergétiques des produits pétroliers provenant des raffineries (p. ex., charges

d'alimentation pétrochimiques, naphte, lubrifiants, graisses et autres produits pétroliers) engendre également des émissions de CO₂ qui sont incluses dans la catégorie des produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants. Les calculs utilisés pour obtenir les coefficients d'émissions relatifs à ces produits utilisés à des fins non énergétiques sont donnés dans le tableau A6-22 de l'annexe 6. Pour estimer les émissions à l'échelle nationale, provinciale et territoriale, le volume du produit non énergétique utilisé est multiplié par son coefficient d'émissions.

A3.3.4. Émissions de HFC attribuables à l'utilisation de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone (SAO)

A3.3.4.1. Données sur les activités

Les estimations concernant les émissions de HFC pour 1995 reposaient sur des données tirées d'une enquête initiale sur les HFC menée en 1996 par Environnement Canada¹⁰. Le ministère a révisé les enquêtes subséquentes afin d'obtenir des données plus détaillées sur les activités pour les années suivantes. Les enquêtes sur les HFC de 1998, 1999, 2001 et 2005 ont été les sources des données sur les activités qui sous-tendent les estimations d'émissions pour 1996–2000 et 2004 (courriels d'Y. Bovet et d'Y. Guilbault reçus entre 2004 et 2006)¹¹. Dans certains cas, une même enquête visait deux années. Les données relatives aux ventes de HFC en 2001–2003 ont également été recueillies en 2005 auprès des principaux importateurs de HFC au Canada (Cheminfo Services, 2005b). Cette information a été fournie par segment de marché, pour qu'on puisse déterminer la quantité totale employée pour chaque type d'application. Les données relatives aux importations et aux ventes de HFC pour 2005–2010¹² ont été recueillies par Environnement Canada dans le cadre d'un processus de déclaration volontaire de

données, par lequel des demandes d'information ont été envoyées aux principaux importateurs de HFC en vrac et aux entreprises qui importent ou exportent des produits contenant des HFC. Pour 2009, Environnement Canada a augmenté la liste d'envoi des demandes d'information, après avoir pris conscience des autres acteurs présents sur le marché (importateurs de HFC en vrac, ou encore importateurs/exportateurs de biens contenant des HFC) au vu des données de l'Agence canadienne des services frontaliers (ACSF) sur les importations de HFC¹³. L'information sur le HFC-245fa reçue dans le cadre de ces enquêtes a été incorporée pour 2001 à 2007 et pour 2010, en ce qui a trait respectivement aux données sur les HFC en vrac et sur les produits contenant des HFC. Les quantités ont été extrapolées à l'année d'inventaire en cours lorsque les données n'étaient pas disponibles.

En 2014, Environnement Canada a procédé à une enquête à déclaration obligatoire auprès des importateurs de HFC en vrac pour les années 2008 à 2012, et les résultats ainsi que les mises à jour (Environnement Canada, 2015a) ont été ajoutés à l'inventaire. Lorsqu'il y avait dédoublement des données déclarées dans l'enquête à déclaration obligatoire et l'enquête à déclaration volontaire, on retenait pour l'inventaire les données de l'enquête à déclaration obligatoire, en raison de son caractère contraignant.

En 2016, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a effectué des sondages auprès d'importateurs en vrac (ECCC, 2016a; ECCC, 2016b) pour les années observées 2013–2014 et 2015, qui ont été inclus dans l'inventaire. Aucun sondage n'a été réalisé en 2017 et aucune nouvelle donnée de sondage n'a été saisie dans l'inventaire de 2017.

En 2018, ECCC a recueilli des données sur les exportations et importations de HFC en vrac pour 2017 dans le cadre d'un système de production de rapports obligatoires mis en place en vertu du Règlement sur les substances appauvrissant la couche d'ozone et les halocarbures de remplacement (règlement sur les SACO) qui est entré en vigueur le 29 décembre 2016 (ECCC, 2018).

10 Bovet Y., Guilbault Y. 2004–2006. Communication personnelle (courriels de Bovet Y. et Guilbault Y. à A. Au, Division des gaz à effet de serre, de 2004 à 2006). SUPAC.

11 Bovet Y., Guilbault Y. 2004–2006. Communication personnelle (courriels de Bovet Y. et Guilbault Y. à A. Au, Division des gaz à effet de serre, de 2004 à 2006). SUPAC.

12 Sauf pour 2010, les données recueillies par Environnement Canada sur les HFC en vrac ne couvraient que les ventes. Cependant, comme le Canada ne produit aucun HFC et en exporte une quantité négligeable, les valeurs des importations devraient en théorie approcher les valeurs des ventes. Dans les faits, on a ajouté les valeurs des importations aux données recueillies en 2010 pour vérifier les valeurs des ventes.

13 Il convient de souligner que les données de l'ACSF sur les HFC ne peuvent servir à l'inventaire des GES, puisque ces données ne sont recueillies et catégorisées que pour trois types : HFC-134a, HFC-152a et autres. De plus, les données ne sont pas présentées selon le type d'utilisation. Cependant, les données de l'ACSF au niveau des entreprises représentent une source d'information utile pour contre-vérifier les données et pour augmenter la liste d'envoi du processus de collecte d'information sur les HFC.

En ce qui a trait aux données sur l'importation et l'exportation de produits contenant des HFC, lorsque les données requises n'étaient pas disponibles auprès des entreprises, on a soit supposé que les quantités non déclarées demeuraient aux niveaux des plus récentes années pour lesquelles il existait des données, soit procédé à une interpolation linéaire des données. Par exemple, pour 1995, on ne disposait pas de données sur les quantités de HFC contenues dans les biens fabriqués importés et exportés (à l'exception des véhicules importés et exportés); par conséquent, on a utilisé les résultats de 1996 à 1998 pour réaliser une extrapolation linéaire jusqu'en 1995. Pour 1999–2003, on a effectué une interpolation linéaire de ces quantités à partir des données disponibles en 1998 et 2004. Comme pour les données sur les HFC en vrac, la liste d'envoi pour la collecte de données sur les biens fabriqués contenant des HFC a été élargie pour inclure l'information de 2009, et l'on a utilisé cette liste pour recueillir les données de 2010.

Après avoir obtenu les estimations des émissions à l'échelle nationale, on les a réparties par province/territoire selon des variables substitutives, comme la production brute de services d'hébergement et d'alimentation pour la réfrigération commerciale, et le nombre de foyers pour la réfrigération résidentielle.

A3.3.4.2. Méthodologie

Comme le Canada a recouru à une liste de sous-catégories d'utilisation relativement détaillée pour la catégorie des HFC (Tableau A3–26), les données doivent être annuellement ventilées à ce niveau. À cette fin, il a fallu combler les données manquantes et subdiviser par sous-catégorie les données regroupées.

Diverses techniques ont été employées pour combler les données non communiquées par les répondants aux enquêtes volontaires. Lorsqu'une entreprise ayant déjà déclaré des données ne présentait pas d'information pour des années subséquentes, les données des années précédentes étaient considérées comme constantes. Lorsqu'il manquait des années de données parce qu'aucune enquête n'avait été faite (p. ex. dans le cas des importations/exportations de biens fabriqués entre 1999 et 2003), on procédait par interpolation linéaire pour estimer les données manquantes.

Pour satisfaire aux exigences d'une méthode de niveau 2, Environnement et Changement climatique Canada a appliqué deux techniques pour ventiler au niveau des sous-catégories les données d'utilisation

Tableau A3–26 **Catégories et sous-catégories d'utilisation des HFC au Canada**

Description des catégories et des sous-catégories

Aérosols

Produits de soins personnels
Produits pharmaceutiques
Produits médicaux
Produits domestiques
Produits pour application minière
Produits commerciaux/industriels

Agents de gonflement dans les mousses

Coussinage—automobiles (sièges, toit, etc.)
Coussinage—autres (mobilier, matelas, etc.)
Isolation thermique—résidences et bâtiments
Isolation thermique—conduites
Isolation thermique—réfrigérateurs et congélateurs
Isolation thermique—autres (préciser)
Emballage—alimentaire (préciser)
Emballage—non alimentaire (préciser)
Autres utilisations de la mousse (préciser)

Climatisation (fabrication d'équipement d'origine)

Climatiseurs de véhicules à moteur
Refroidisseurs (préciser si de type centrifuge ou alternatif)
Résidentiel (climatiseurs, déshumidificateurs, etc.)

Climatisation (service/entretien)

Climatiseurs de véhicules à moteur
Refroidisseurs (préciser si de type centrifuge ou alternatif)
Résidentiel (climatiseurs, déshumidificateurs, etc.)

Réfrigération (fabrication d'équipement d'origine)

Transport commercial
Commercial et institutionnel (alimentation au détail, machines distributrices, etc.)
Industriel (entrepôts, équipement de procédé, etc.)
Résidentiel (congélateurs, réfrigérateurs)
Autre équipement (préciser)

Réfrigération (service/entretien)

Transport commercial
Commercial et institutionnel (alimentation au détail, machines distributrices, etc.)
Industriel (entrepôts, procédés, etc.)
Résidentiel (congélateurs, réfrigérateurs)
Autre équipement (préciser)

Solvants

Industrie électronique
Nettoyage/séchage de pièces métalliques
Nettoyage à sec
Solvants de laboratoire
Nettoyage général (préciser)

Systèmes de suppression/d'extinction des incendies (fabrication d'équipement d'origine)

Systèmes portables (mobiles)
Systèmes de saturation (fixes)

Systèmes de suppression/d'extinction des incendies (service/entretien)

Systèmes portables (mobiles)
Systèmes de saturation (fixes)

Divers

Stérilisation en milieu hospitalier/institutionnel
Essais d'étanchéité

Autres (préciser)

de 1995 à 2004, qui étaient parfois regroupées. Lorsqu'une forte proportion des HFC déclarés pour une catégorie était déclarée au niveau des sous-catégories, on utilisait les proportions indiquées au niveau des sous-catégories pour ventiler les données regroupées au niveau de la catégorie. Si les données n'étaient pas suffisamment détaillées au niveau de l'année et de la

catégorie, alors on recourait à la ventilation de la plus proche année historique pour le même type de HFC et le même niveau de catégorie.

Pour les données à déclaration obligatoire sur les ventes en vrac de 2008 à 2012, lorsque l'information était présentée sous forme agrégée, on subdivisait les données jusqu'au niveau des sous-catégories en se basant sur la ventilation de 2004. Même si cette information pouvait avoir jusqu'à huit ans de plus que les données à déclaration obligatoire, en 2004 les HFC étaient déjà utilisés depuis près de dix ans, et les données de 2004 constituent la meilleure information disponible. Pour les données récentes à déclaration obligatoire sur les ventes en vrac de 2013–2014 et 2015, où les données sur les HFC ont été présentées sous forme agrégée, les données ont été subdivisées jusqu'au niveau des sous-catégories en se basant sur la ventilation de 2012; lorsqu'il n'y avait pas suffisamment d'information, on a utilisé la ventilation de 2004.

Toutes les données à déclaration obligatoire sur les importations et les exportations de HFC en vrac de 2017, recueillies en vertu du règlement sur les SACO, ont été ventilées par sous-catégorie. La ventilation par sous-catégorie de 2015 a été jugée la plus appropriée parce qu'il s'agissait de l'enquête obligatoire la plus récente pour laquelle des ventilations par sous-catégorie ont été fournies.

Pour ce qui est de l'information concernant les nouveaux HFC reçue dans le cadre du programme de déclaration obligatoire, on a utilisé les ventilations existantes d'une catégorie jusqu'au niveau des sous-catégories d'autres HFC (généralement le HFC-134a).

Les données à déclaration volontaire pour les années intermédiaires 2005 à 2007 ont été jugées incomplètes. On les a donc estimées en procédant à une interpolation linéaire entre les années 2004 et 2008.

Pour extrapoler les données au-delà de la dernière année pour laquelle on avait des données, on a examiné les données sur le plan de la cohérence dans la série chronologique (GIEC, 2006, volume 1, chapitre 5, section 5.3.3.4). Les données se sont révélées incohérentes et certaines lacunes ont été constatées. Étant donné cette tendance, on a procédé à une extrapolation en utilisant des variables de substitution afin d'obtenir des données jusqu'à l'année d'inventaire actuelle, au besoin. Le Tableau A3-27 présente les diverses variables de substitution appliquées pour l'extrapolation des tendances.

A3.3.4.3. Coefficients d'émissions et durées de vie

En 2013, Environnement Canada a mené une enquête sur les catégories de la climatisation et de la réfrigération pour obtenir de l'information afin d'établir les coefficients d'émissions.

L'information sur les coefficients d'émissions a été revue (EHS, 2013; Environnement Canada, 2015b) à la lumière du Guide des bonnes pratiques du GIEC, et plus particulièrement du chapitre sur les mesures de contrôle de la qualité (GIEC, 2000). On a également comparé les coefficients d'émissions aux valeurs publiées dans les Lignes directrices 2006 du GIEC, et la plupart se situaient dans la plage de coefficients prescrite. Plusieurs coefficients d'émissions ne satisfaisaient pas au Guide des bonnes pratiques du GIEC pour ce qui est de la sollicitation d'une opinion (généralement au sujet de la désaffectation d'équipement); on choisissait alors une valeur dans la plage de coefficients d'émissions établie par les Lignes directrices 2006 du GIEC, en se basant sur d'autres informations telles que l'évolution du cadre de la réglementation au Canada. Ces coefficients d'émission ont été appliqués pour toute la durée, à partir de 1995.

Les coefficients d'émissions pour la sous-catégorie « autres équipements », sous Réfrigération, un assemblage des applications de spécialités, ont été déterminés par la moyenne pondérée des coefficients d'émissions établis pour les autres sous-catégories propres à la réfrigération.

Tableau A3-27 **Variables de substitution utilisées pour l'extrapolation des tendances pour les HFC**

Description des variables de substitution
Superficies commerciales
Superficies résidentielles
Population
Produit intérieur brut
Produit brut pour les catégories suivantes :
Fabrication d'ordinateurs et de produits électroniques
Fabrication de produits en métal
Aliments
Ameublement et produits connexes
Soins de santé et aide sociale
Exploitation minière (à l'exclusion du pétrole, du gaz et du charbon)
Autres produits
Autres services (à l'exclusion de l'administration publique)
Services professionnels, scientifiques et techniques
Équipement de transport

Pour les catégories climatisation et réfrigération, les durées de vie prévues prises en compte pour les estimations des émissions ont été choisies selon les résultats des enquêtes et l'information contenue dans les Lignes directrices 2006 du GIEC.

Pour les catégories restantes de HFC, les coefficients d'émissions et les durées de vie des HFC ont été choisis à partir des Lignes directrices 2006 du GIEC.

Le tableau A6-24 de l'annexe 6 présente les coefficients d'émissions qui ont servi à estimer les émissions de HFC.

A3.3.5. Émissions de SF₆ des équipements électriques

A3.3.5.1. Méthode—Détermination de la méthode de quantification propre au pays

Pour quantifier les émissions de SF₆ (pour 2006–2017), l'industrie canadienne de l'électricité utilise une méthode déterminée à partir de l'équation de niveau 3 de base, soit l'équation 8.10 du volume 3 du GIEC (2006) sur le cycle de vie, présentée ci-dessous.

A3.3.5.1.1. Émissions durant la fabrication des équipements

Selon certaines sociétés de services publics, l'équipement électrique acheté par le secteur de l'électricité canadien est fabriqué aux États-Unis, en Europe et en Asie, et donc les émissions associées à sa fabrication auraient été libérées principalement en dehors du Canada.

A3.3.5.1.2. Émissions durant l'installation de l'équipement

Au moment de sa livraison aux services, l'équipement contenant du SF₆ est chargé d'une certaine quantité de SF₆, puis il est chargé à sa capacité maximale une fois rendu à l'installation. Au sein de l'industrie canadienne de l'électricité, les émissions potentielles de SF₆ durant l'installation de l'équipement sont considérées comme extrêmement rares. Une vérification de la mise sous vide est habituellement réalisée avant l'installation d'un nouvel équipement pour s'assurer que celui-ci est étanche aux fuites de gaz.

A3.3.5.1.3. Émissions durant l'utilisation des équipements

La principale source d'émissions de SF₆ est due à l'accumulation de faibles émissions durant le fonctionnement normal de l'équipement. Il est possible que des émissions de gaz surviennent au cours des opérations de manipulation et de transfert du gaz, mais de telles émissions seraient considérablement plus faibles que les émissions survenant durant l'utilisation normale de l'équipement.

En raison des fuites de SF₆ qui se produisent au cours des situations mentionnées ci-dessus, les services doivent remplir au maximum de sa capacité leurs équipements afin que ceux-ci soient correctement chargés et opérationnels. En remplissant les équipements au maximum de leur capacité avec du SF₆, les services sont en mesure de remplacer la quantité de gaz qui s'est échappé.

A3.3.5.1.4. Émissions durant la désaffectation des équipements et durant les pannes

Lors de la désaffectation, le SF₆ contenu dans les équipements mis hors service doit être récupéré avant leur élimination. Étant donné que des émissions de SF₆ peuvent survenir en fonction de la façon dont le gaz est transféré à l'extérieur de l'équipement durant sa récupération, la désaffectation d'équipements mis hors service devient une source potentielle d'émissions.

Quand des pannes d'équipements désastreuses surviennent, une quantité importante de SF₆ s'échappe de l'équipement. Par conséquent, les dommages touchant les équipements représentent une source potentielle d'émissions.

Les équipements mis hors service et les équipements endommagés qui ne peuvent pas être réparés sont transportés à l'extérieur du site en vue d'être éliminés.

A3.3.5.1.5. Émissions provenant du recyclage du SF₆

Quand du SF₆ est récupéré d'un équipement, il est filtré dans une bouteille à gaz ou un autre équipement filtrant pour en retirer l'humidité et les impuretés avant de le réutiliser. Quand du SF₆ a été contaminé par de l'air ou des impuretés et

que sa pureté est inférieure à un certain niveau (le niveau acceptable varie entre 95 et 99 %, selon les pratiques du service), il ne peut pas être réutilisé et est donc expédié aux États-Unis en vue d'être purifié à l'extérieur du site. Aucune installation au Canada n'effectue la purification du SF₆. Une des méthodes employées pour le purifier consiste à utiliser un procédé cryogénique pour séparer et retirer l'air/azote du SF₆. La purification du SF₆ n'entraîne aucune émission de SF₆. Donc, les émissions provenant du recyclage du SF₆ sont éliminées du calcul des émissions totales.

Compte tenu du raisonnement précédent, l'industrie canadienne de l'électricité utilise une approche modifiée de niveau 3 du GIEC propre au Canada pour estimer les émissions de SF₆. Seules les émissions provenant de l'utilisation ainsi que de la désaffectation et des pannes de l'équipement sont calculées, comme l'indique l'Équation A3-16.

Équation A3-16 :

$$\begin{aligned} \text{Total des émissions de SF}_6 \text{ des services publics} \\ = \sum \text{Émissions durant l'utilisation des équipements} \\ + \sum \text{Émissions durant la désaffectation des équipements} \\ \text{ou durant les pannes} \end{aligned}$$

A3.3.5.2. Méthode—Quantification des émissions provenant de l'utilisation des équipements

Les émissions survenant durant l'utilisation d'équipements sont le résultat de fuites au cours des activités de transfert et de manipulation du gaz ainsi que de fuites au cours de l'utilisation normale de l'équipement. Afin de maintenir les équipements correctement chargés et opérationnels, les services publics doivent remplir leurs équipements au maximum de leur capacité de manière à remplacer la quantité de gaz qui s'est échappée. Cette quantité s'appelle le « plein ».

Des fuites de SF₆ surviennent aussi durant les activités d'entretien et de réparation. Quand un équipement doit être réparé ou envoyé aux fins d'entretien, le SF₆ est récupéré dans l'équipement; ensuite, le SF₆ récupéré est rechargé dans ce même équipement. Une quantité additionnelle de gaz sera requise pour remplir l'équipement, car une certaine quantité

de gaz peut s'être échappée lors des activités normales et durant le transfert du gaz récupéré entre l'équipement et les bouteilles à gaz (ou cylindres de stockage) puis de nouveau vers l'équipement. La quantité additionnelle de SF₆ est celle requise pour remplir l'équipement au maximum de sa capacité, soit le « plein ». Donc, une estimation exacte de la quantité de SF₆ consiste à calculer la quantité utilisée par les services publics pour remplir leurs équipements au maximum de leur capacité durant la phase d'utilisation des équipements.

A3.3.5.2.1. Options pour surveiller la quantité de SF₆ utilisé pour faire le plein

On trouve ci-dessous des options permettant aux services publics d'électricité canadiens d'effectuer un suivi de la quantité de SF₆ nécessaire pour faire le plein, et ce, de manière à quantifier les émissions de SF₆ au cours de la phase d'utilisation de l'équipement. Ces options sont énumérées en ordre décroissant, de la plus précise à la moins précise. La méthode la plus précise nécessite la mesure directe de la quantité de gaz transférée en faisant le plein, tandis que les méthodes moins précises sont basées sur l'utilisation de registres d'inventaire ou de reçus d'achat pour obtenir une estimation. Il incombera à chaque service public de choisir la méthode qu'il utilisera. Les services publics canadiens peuvent suivre la quantité de SF₆ utilisée annuellement pour faire le plein (c'est-à-dire la quantité ayant été émise) en utilisant des débitmètres massiques, en calculant un bilan massique ou en comptant le nombre de bouteilles consommées.

Pour toutes ces options de suivi, on suppose que les quantités de SF₆ mesurées ne comprennent pas le gaz utilisé pour pressuriser le nouvel appareillage de connexion au maximum de sa capacité au moment de l'installation. En effet, le gaz utilisé à cet effet est habituellement fourni par le fournisseur de l'appareillage de connexion au moment de l'installation et ne sort donc pas de l'inventaire du service public (veuillez consulter la section A3.3.5.1.2—Émissions durant l'installation de l'équipement).

Option 1 : Débitmètres massiques

L'utilisation de débitmètres massiques représente la méthode la plus précise pour mesurer la quantité de SF₆ consommé en faisant le plein. La somme de toutes les quantités mesurées durant ce remplissage sera utilisée pour déterminer les émissions durant l'utilisation de l'équipement.

Option 2 : Bilan massique

Les services publics peuvent choisir de peser leurs bouteilles de SF₆ pour déterminer la quantité de SF₆ consommé en faisant le plein. La différence de masse des bouteilles peut être déterminée chaque fois qu'un équipement est ainsi rempli ou en se basant sur l'inventaire. Les services publics doivent également tenir des registres sur tous les achats de bouteilles ou tous les ajouts au stock de bouteilles, sur le poids des bouteilles retournées aux fournisseurs et sur la quantité de SF₆ expédiée hors site pour recyclage ou destruction durant l'année. Lorsqu'ils recourent à la méthode du bilan massique, les services publics doivent s'assurer que la précision de la balance est compatible avec le poids des bouteilles à peser. Par exemple, les services publics doivent utiliser une balance ayant une précision de ± 1 kg et non de ± 5 kg pour peser une bouteille de 50 kg.

Option 3 : Dénombrement des bouteilles

En l'absence de débitmètres massiques ou de balances, les services publics peuvent choisir de se fier à l'information provenant du fournisseur, aux registres d'inventaire ou aux reçus d'achat pour déterminer le nombre de bouteilles de SF₆ pleines achetées et leur poids. On peut supposer que la masse de SF₆ consommé est égale à la quantité de SF₆ acheté dans une année, ou égale au changement dans le registre d'inventaire.

Le poids du SF₆ contenu dans les différents types de bouteilles doit être connu. Par conséquent, les services publics peuvent tout simplement obtenir le poids du SF₆ consommé pour faire le plein en comptant les bouteilles. Si plus d'un type de bouteille est utilisé, les services publics doivent s'assurer que le nombre de bouteilles de chaque type est multiplié par le poids de la bouteille de chaque type. Les totaux obtenus pour chaque type de bouteille sont ensuite additionnés, ce qui donne l'utilisation totale de SF₆.

A3.3.5.3. Méthode—Quantification des émissions dues à l'élimination de l'équipement et aux pannes

Les émissions dues à l'élimination de l'équipement et aux pannes comprennent les émissions découlant de la désaffectation d'équipements mis hors service et les émissions qui résultent de rares événements de pannes d'équipement catastrophiques.

Au cours de la désaffectation d'équipements mis hors service, des pertes de SF₆ surviennent quand le gaz est récupéré à partir de l'équipement mis hors service. Les émissions peuvent être estimées en calculant la différence entre la capacité nominale de l'équipement et la quantité récupérée de SF₆.

Équation A3-17 :

$$\text{Émissions durant la désaffectation de l'équipement} = \text{Capacité nominale de l'équipement mis hors service} - \text{Quantité de SF}_6 \text{ récupéré dans l'équipement mis hors service}$$

La valeur de la capacité nominale (en unités de masse) peut être obtenue à partir des spécifications de l'équipement fournies par le fabricant de l'équipement ou à partir d'estimations d'ingénierie éprouvées. La quantité de SF₆ récupéré est pesée.

Quand des pannes ou des bris d'équipement surviennent et que leur importance rend impossible la réparation de l'équipement, on suppose que la capacité nominale de l'équipement est représentative des émissions découlant des bris ou des pannes d'équipement.

L'information présentée dans cette section (A3.3.4) est un extrait du *Protocole d'estimation des émissions de SF₆ pour les services d'électricité* (Environnement Canada et Association canadienne de l'électricité, 2008), qui est disponible à l'adresse suivante : <http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.698565/publication.html>. Pour obtenir davantage d'information sur l'incertitude des données, le contrôle de la qualité des données, la vérification des données par une tierce partie, le transfert de l'information et des données à Environnement Canada, la documentation et l'archivage, les nouveaux renseignements et les données mises à jour, ainsi que sur l'examen du protocole et les modifications apportées à celui-ci, veuillez consulter le protocole.

A3.3.5.4. Sources de données

Les émissions de SF₆ par province pour 2006–2017 ont été fournies par l'Association canadienne de l'électricité, Hydro-Québec et BC Hydro.

A3.4. Méthodologie pour le secteur de l'Agriculture

Aperçu de la méthodologie pour les émissions du secteur agricole

La présente section de l'annexe 3 décrit les méthodes d'estimation, les équations, les données sur les activités, les coefficients d'émission et les paramètres utilisés pour estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) dans le secteur de l'Agriculture:

- les émissions de CH_4 dues à la fermentation entérique;
- les émissions de CH_4 et de N_2O attribuables à la gestion des fumiers et au brûlage de résidus agricoles dans les champs;
- les émissions de N_2O des sols agricoles (émissions directes, émissions indirectes et émissions provenant du fumier laissé sur les pâturages, les grands parcs et dans les enclos);
- les émissions de CO_2 résultant de l'application agricole de chaux et d'urée.

La section A3.4.1 présente les sources des données sur les populations animales nécessaires aux calculs des émissions agricoles de CH_4 et de N_2O . Les méthodes utilisées pour calculer les émissions de GES agricoles sont décrites aux sections A3.4.2 à A3.4.8. Il convient de noter que les sols agricoles émettent et capturent également le CO_2 , mais ces sources ou puits de carbone sont pris en compte dans l'étude du secteur de l'Affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (ATCATF) (voir annexe 3.5).

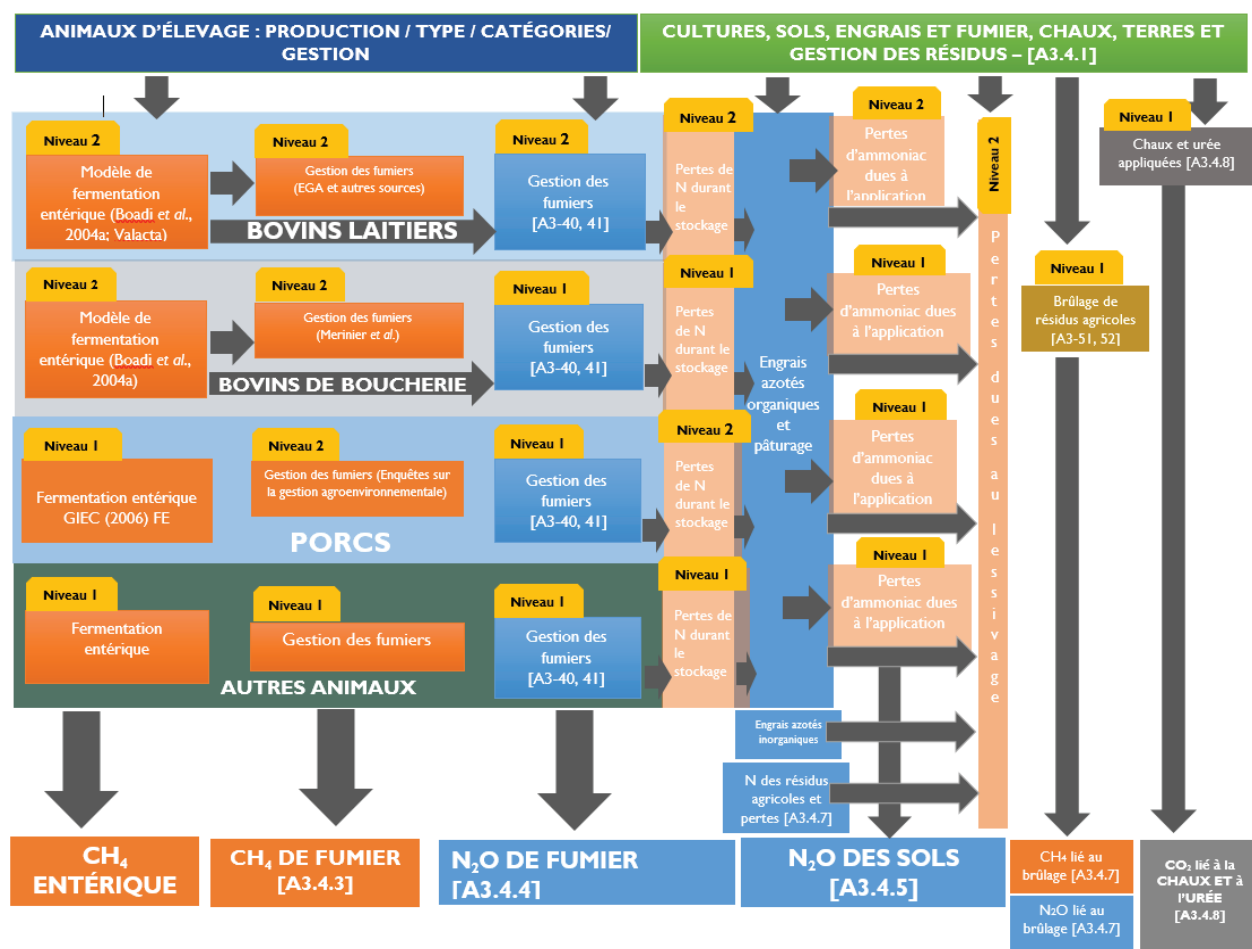
L'élevage d'animaux et la production agricole sont des systèmes qui interagissent avec la production d'émissions de gaz à effet de serre (GES). La méthodologie d'estimation des GES décrite à l'annexe 3.4 commence par une estimation des émissions attribuables à l'élevage d'animaux, suivie par les émissions attribuables à la production agricole (Figure A3–5). Toutes les méthodes précisées par le GIEC (2006) pour le calcul des émissions suivent la formule de base des « données sur les activités » multipliées par « les coefficients d'émission ». Dans le cas des émissions agricoles, les « données sur les activités » renvoient principalement au nombre d'animaux ou à la quantité d'azote appliqué sur les sols. Le « coefficient d'émission » est un taux d'émission moyen d'un GES particulier provenant d'une source donnée, relatif à une unité de données sur les activités.

Le calcul des émissions est séquentiel étant donné que les données sur les activités, en termes d'azote, sont transférées du système d'élevage au système de culture, et que l'azote est suivi à mesure qu'il est transféré d'une source à l'autre.

Les émissions provenant de l'élevage d'animaux sont principalement attribuables aux populations d'animaux, mais les coefficients d'émission sont tributaires d'autres facteurs. La qualité de la nourriture animale et sa quantité influent sur la rapidité de croissance des animaux et la quantité qu'ils produisent (production de lait par exemple), mais la nourriture animale a également des répercussions sur la quantité de méthane produit par un animal et sur la quantité de fumier (et par conséquent de carbone et d'azote) qu'il rejette dans l'environnement. Ainsi, la qualité de la nourriture et la productivité des animaux peuvent être des facteurs qui modifient les coefficients d'émission attribuable aux animaux d'élevage au fil du temps. En outre, les changements dans les infrastructures de gestion des fumiers (pour l'entreposage et l'épandage du fumier), ou les pratiques agricoles, comme les changements dans la quantité de temps que passent les animaux dans les pâturages, peuvent modifier la quantité ou le profil des émissions. Par conséquent, les données sur les activités changent d'année en année, tout comme les coefficients d'émission dans certains cas.

La méthodologie d'estimation pour les animaux d'élevage utilisées dans le RIN de 2019 peuvent généralement être regroupées en quatre catégories : i) bovins laitiers, ii) bovins de boucherie, iii) porcs et iv) autres, en fonction de la méthodologie d'estimation (Figure A3–5). Pour le secteur des bovins de boucherie, les estimations de la fermentation entérique et de la gestion des fumiers sont fondées sur les méthodes de niveau 2 du GIEC pour lesquelles ont été utilisés des paramètres propres au pays recueillis par l'entremise de la consultation d'experts (Boadi *et al.*, 2004a; Marinier *et al.*, 2004), et de données sur la production animale sous forme d'augmentation du poids des carcasses (AAC, 1990–2014). Pour ce qui est du secteur des bovins laitiers, la consultation d'experts a été améliorée par l'introduction de meilleures données sur la nourriture et sur la production, et l'introduction de renseignements tirés de données de l'enquête sur la gestion agroenvironnementale de Statistique Canada. Pour les secteurs des porcs et de tous les autres animaux, la méthode

Figure A3-5 **Aperçu des principes méthodologiques et des niveaux du GIEC principalement utilisés pour les animaux d'élevage et la production agricole**



de niveau 1 par défaut du GIEC est utilisée pour la fermentation entérique. Les émissions découlant de la gestion des fumiers de porc sont estimées à l'aide de la méthode de niveau 2 avec des données provenant de la consultation d'experts (Marinier et al., 2004), des données sur la production animale sous forme d'augmentation du poids des carcasses (AAC, 1990–2014) et des renseignements tirés des enquêtes sur la gestion agroenvironnementale. Pour la plupart des autres animaux d'élevage, les émissions provenant de la gestion des fumiers sont calculées à l'aide des consultations d'experts, ou des méthodes de niveau 1 du GIEC.

Les émissions d'oxyde nitreux provenant de la production agricole sur les sols agricoles sont principalement attribuables aux ventes d'engrais azotés et aux rendements annuels des cultures; cependant, l'endroit où est appliqué l'azote et la

quantité appliquée sont également influencés par l'azote des fumiers. Une combinaison de données sur les activités (populations animales) et de facteurs, comme la qualité de la nourriture et sa quantité; la productivité des animaux et l'infrastructure de gestion des fumiers influent sur la quantité totale d'azote qui est transférée du système d'élevage aux sols agricoles et sur la quantité d'azote perdu dans l'environnement pendant ces transferts.

Spatialement, l'azote est distribué aux « écodistricts » agricoles, et les taux d'application sont calculés en fonction de l'azote des fumiers total selon les besoins des écodistricts et des cultures, qui sont par la suite ajustés aux ventes d'engrais provinciales, comme l'indique la Section A3.4.5. Un coefficient d'émission propre au pays pour les sols agricoles est calculé pour chaque écodistrict (Section A3.4.5.1), qui est ajusté en fonction de la topographie, des sols et du climat

de l'écodistrict, ainsi que des pratiques de gestion comme le travail du sol, la jachère et l'irrigation. Les émissions sont par la suite calculées à l'aide de la quantité d'azote appliqué sur le sol, multipliée par le coefficient d'émission propre à l'écodistrict où il a été appliqué. Ainsi, la quantité d'émissions provenant d'une unité donnée d'azote ajouté aux sols varie par écodistrict. Les sources d'azote comprennent les engrais azotés et les résidus de culture (azote contenu dans les matières végétales qui sont laissées dans les champs après la récolte).

L'azote est suivi tout au long du processus de production agricole et les pertes d'ammoniac après l'épandage d'engrais et de fumier sur les terres cultivées sont calculées au niveau 2 pour l'azote contenu dans les engrais et les fumiers provenant de bovins laitiers et de porcs (les coefficients de perte par défaut de niveau 1 du GIEC sont utilisés pour tous les autres animaux). Les émissions indirectes d'oxyde nitreux attribuables à la perte d'azote du système agricole sont estimées à l'aide de coefficients d'émission de niveau 1 du GIEC 2006 (Section A3.4.5.2).

Les sources d'émission mineures, comme les émissions de CO₂ provenant de l'utilisation de chaux et d'urée à des fins agricoles et les émissions de CH₄ et de N₂O attribuables au brûlage des résidus agricoles dans les champs, sont décrites dans les Sections A3.4.8.1 et A3.4.8.2, respectivement.

A3.4.1. Sources de données sur les populations animales

Les données annuelles sur la population d'animaux d'élevage à l'échelon provincial ont été utilisées pour établir les estimations des émissions. Les données sur les populations d'animaux d'élevage et de volaille correspondant à chacune des sous-catégories ont été obtenues pour chaque province auprès de Statistique Canada et d'autres sources, tel qu'il est décrit au Tableau A3-28.

Les populations annuelles de bovins, de moutons et de porcs sont présentées comme une simple moyenne des sondages semestriels ou trimestriels. Ces petits sondages sont corrigés par Statistique Canada avec des estimations de la population du recensement de l'agriculture (RDA), qui sont collectées tous les cinq ans, afin d'assurer l'exactitude des estimations.

Les populations de chevaux, de chèvres, de bisons¹⁴, de lamas et d'alpagas, de chevreuils et d'élans, de sangliers, de lapins et de volailles sont tirées uniquement du *Recensement de l'agriculture*, et les populations annuelles sont établies par interpolation linéaire afin d'éviter de trop grandes variations d'une année de recensement à l'autre. Les populations de chevreuils et d'élans, qui sont considérées comme nouvelles dans le secteur de la production canadienne de bétail et déclarées seulement dans le *Recensement de l'agriculture* pour les années de recensement débutant au cours de la période de déclaration, ont été extrapolées de nouveau à zéro pour l'année de recensement précédant leur première mention dans le *Recensement de l'agriculture*. Les données sur les populations de mules et d'ânes ont été reçues par l'intermédiaire d'une communication personnelle¹⁵ et proviennent de réponses compilées récemment et fournies dans le cadre du *Recensement de l'agriculture* pour les années 2001, 2006 et 2011. Les populations de mules et d'ânes n'ont pas été compilées avant le recensement de 2001, mais on a supposé qu'elles étaient constantes au niveau de 2001 de 1990 à 2000. Les données sur les populations de sangliers pour les années de recensement 1991, 1996 et 2016 ont été reçues par l'intermédiaire d'une communication personnelle^{16,17} et elles ont été compilées à partir de réponses fournies dans le cadre du *Recensement de l'agriculture*. Comme il n'y a pas eu de recensement des populations de sangliers et de buffles en 1986, on a utilisé les populations établies en 1991 pour l'année de recensement de 1990.

Les populations reproductrices de visons et de renards sont tirées d'une enquête annuelle de Statistique Canada intitulée *Bilan des visons et renards dans les fermes d'élevage et nombre de fermes*, qui fournit le nombre de renards et de visons dans les fermes au 1^{er} janvier de l'année de l'enquête. Les données sur les populations de lapins sont tirées de réponses au *Recensement de l'agriculture* fournies sur le site Web

14 Dans les tableaux du CUPR, les valeurs pour les bisons d'Amérique (*Bison bison*) qui sont élevés pour leur viande sont incluses dans la catégorie d'animaux « buffle » du GIEC.

15 Laborde, L. 2015. Communication personnelle (courriel de L. Laborde à C. Flemming, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, daté du 2 septembre 2015). Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.

16 Laborde, L. 2016. Communication personnelle (courriel de L. Laborde à C. Flemming, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, daté du 26 octobre 2016). Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.

17 Taylor, P. 2016. Communication personnelle (courriel de Taylor P à C. Flemming, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, daté du 21 septembre 2018).

Tableau A3–28 Catégories d'animaux et sources de données sur les populations

Catégories	Sources/Notes
Bovins	Statistique Canada. Tableau 32-10-0130-01 (anciennement CANSIM 003-0032). – Nombre de bovins selon la classe et le type d'exploitation agricole, annuel (tête) https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210013001&request_locale=fr (consulté le 22 octobre 2018)
—Bovins laitiers	Tous les bovins destinés à la production de lait et de produits laitiers
—Bovins non laitiers	Tous les autres bovins
Bisons, chèvres, chevaux, lamas et alpagas, chevreuils et élans	Statistique Canada. 2008. Espèces alternatives de bétail sur les fermes au Canada, années de recensement 1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006 (n° 23-502-X au catalogue). Recensement de l'agriculture 2011 et 2016 : Statistique Canada. Tableau 32-10-0427-01 (anciennement CANSIM 004-0224). https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210042701&request_locale=fr – interpolation linéaire entre années de recensement reste constante après le dernier recensement
Sangliers	Année de recensement 2016 ¹ : Taylor, Patrick (Statistique Canada). Communication personnelle reçue le 21 septembre 2018. Année de recensement 2001 à 2011 : Statistique Canada. 2008. Espèces alternatives de bétail sur les fermes au Canada : années de recensement 1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006 (no 23-502-X au catalogue). Recensement de 2011. Statistique Canada. Tableau 95-640-XWE – Données sur les exploitations et les exploitants agricoles de 2011 (base de données). https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210042701&request_locale=fr – interpolation linéaire entre les années de recensement, demeure constante après la dernière année de recensement. Années ¹ de recensement 1991 et 1996 : Laborde, Leon (Statistique Canada). Communication personnelle reçue le 26 octobre 2016. – interpolation linéaire entre les années de recensement, les données de 1990 sont les mêmes que celles de 1991
Visons et renards	Statistique Canada. Tableau 32-10-0116-01 (anciennement CANSIM Tableau 003-0015) - Bilan des visons et renards dans les fermes d'élevage et nombre de fermes annuel (nombre), CANSIM (base de données) https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210011601&request_locale=fr (consulté le 22 octobre 2018).
Mules et ânes ¹	Année de recensement 2016 : Laborde, Leon (Statistique Canada). Communication personnelle reçue le 16 mai 2018. Années de recensement de 2001 à 2011 : Laborde, Leon (Statistique Canada). Communication personnelle reçue le 2 septembre 2015 – population maintenue constante avant le recensement de 2001, et après le dernier recensement
Lapins	Agriculture et agroalimentaire Canada, Information sur le marché des viandes rouges, espèces alternatives de bétail. http://www.agr.gc.ca/fra/industrie-marches-et-commerce/renseignements-sur-les-secteurs-canadiens-de-lagroalimentaire/viande-rouge-et-betail/information-sur-le-marche-des-viandes-rouges/rapports-statistiques-de-l-offre-selon-l-espece/apercu-de-l-industrie-cunicole/?id=1415860000120 – interpolation linéaire entre années de recensement, population constante depuis le dernier recensement – facteur de correction appliqué pour isoler la population reproductrice, compte tenu de l'opinion d'expert fournie par Brian Tapscott, spécialiste de l'élevage d'animaux non traditionnels, OMAFRA
Moutons et agneaux	Statistique Canada. Tableau 32-10-0129-01 (anciennement CANSIM 003-0031) – Moutons et agneaux, nombre dans les fermes, annuel (tête x 1 000). https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210012901&request_locale=fr (consulté le 22 octobre 2018)
Porcs	Statistique Canada. Tableau 32-10-0290-01 (anciennement CANSIM 003-0004) – Nombre de porcs dans les fermes à la fin du trimestre, trimestriel (x 1 000), base de données CANSIM. Années 1990–2006. Statistique Canada. Tableau 32-10-0145-01 (anciennement CANSIM 003-0100) – Statistiques de porcs, nombre de porcs dans les fermes à la fin d'une période semestrielle semestriel (x 1 000). Années 2007–2017. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/cv.action?pid=3210014501&request_locale=fr (consulté le 22 octobre 2018)
Volaille	Tableaux des données sur les exploitations et les exploitants (section 6.5, no de catalogue 95-629) (Statistique Canada [2007a]) Certaines données chronologiques du <i>Recensement de l'agriculture</i> (Canada et provinces), années de recensement 1976 à 2006 (tableau 2.16 et section 4.6, numéro de catalogue 95-632 de Statistique Canada [Statistique Canada, 2007b]). Recensement 2011 et 2016 : Statistique Canada. Tableau 32-10-428-01 (anciennement CANSIM 004-0225) Stocks de volailles le jour du recensement. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210042801&request_locale=fr (consulté le 22 octobre 2018). – interpolation linéaire entre années de recensement reste constante après le dernier recensement

¹ Ces données pourraient être affectées par des erreurs dues à la couverture.

de l'Information sur le marché des viandes rouges d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) (voir le Tableau A3–28), mais ont été modifiées en fonction de l'opinion d'experts¹⁸ au moyen d'un facteur de correction pour estimer le nombre de lapins femelles comparativement au nombre total de lapins.

Pour remplir un modèle de fermentation entérique de niveau 2 du GIEC pour les secteurs des bovins laitiers et des bovins de boucherie, les sous-catégories

de populations de bovins provinciales, recueillies par Statistique Canada, ont été divisées en étapes de production de moins d'un an afin d'isoler et de quantifier l'effet de pratiques de production précises sur la consommation énergétique brute et, comme conséquence, sur l'émission de CH₄. Les données décrivant le milieu de production et le rendement connexe des espèces animales ont été recueillies dans le cadre i) de plusieurs enquêtes sur les méthodes de production et de gestion publiées dans des revues scientifiques, ii) d'un sondage sur les pratiques de production du cheptel laitier et de bovins de boucherie effectué auprès de spécialistes régionaux et provinciaux dans tout le

18 Tapscott, B. 2015. Communication personnelle (courriel de B. Tapscott, OMAFRA, au chef, Section de l'agriculture, de la foresterie et autres affectations des terres, daté du 16 septembre 2015). Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.

pays, iii) d'une consultation de chercheurs des milieux universitaires et du gouvernement fédéral, et iv) auprès des associations provinciales et nationales et des organismes provinciaux et régionaux de contrôle du rendement (Boadi *et al.*, 2004a).

Ces données ont été utilisées pour créer un modèle de production bovine annuelle qui tient compte des variations régionales et saisonnières en ce qui concerne les pratiques de production. Les huit

sous-catégories de bovins ont été ventilées en 38 étapes de production bovine distinctes, 29 étapes pour le secteur des bovins de boucherie et neuf étapes pour le secteur des bovins laitiers, observés dans toutes les provinces du pays (Tableau A3–29). Le modèle permet de caractériser les bovins selon l'état physiologique, le régime alimentaire, l'âge, le sexe, le poids, le taux de croissance, le niveau d'activité et le milieu de production. Des travaux supplémentaires sur

Tableau A3–29 **Modèle des étapes de production bovine**

Sous-catégorie	Milieu de production	Période de l'année ¹	Province
Vaches de boucherie	En gestation, confinées	Janv.-avr./Oct.-déc.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Vaches de boucherie	En lactation, pâturage	Mai-oct.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Vaches de boucherie	En gestation, confinées	Févr.-mars	MB
Vaches de boucherie	En lactation, pâturage	Janv./mars-déc.	MB
Taureaux reproducteurs	Adultes, confinés	Janv.-avr./Nov.-déc.	PE/NS/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Taureaux reproducteurs	Adultes, pâturage	Mai-oct.	PE/NS/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Taureaux reproducteurs	Jeunes, confinés	Mars-avr.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Taureaux reproducteurs	Jeunes, pâturage	Mai-oct.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Taureaux reproducteurs	Jeunes, confinés	Nov.-déc./Janv.-févr.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	De la naissance au pâturage	Mars	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Pâturage	Avr.-sept.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Génisses nécessaires à la relève	Oct.-déc./Janv.-mars	PE/NS/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Génisses semi-finies	Oct.-déc./Janv.-mars	PE/NS/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Bouvillons semi-finis	Oct.-déc./Janv.-mars	NL/PE/NS/NB/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Génisses prêtes pour l'abattage	Oct.-déc./Janv.-mars	NL/PE/NS/NB/ON/MB/SK/AB/BC
Veaux de boucherie	Bouvillons prêts pour l'abattage	Oct.-déc./Janv.-mars	PE/NS/NB/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses nécessaires à la relève	Jeunes, non gravides	Avr.-mai	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses nécessaires à la relève	En début de gestation	Juin-sept.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses nécessaires à la relève	En fin de gestation	Oct.-déc./Janv.-mars	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses prêtes pour l'abattage	Parc d'engraissement, court engraissement	Avr.-juin	PE/NS/NB/ON/MB/SK/AB/BC
Bouvillons prêts pour l'abattage	Parc d'engraissement, court engraissement	Avr.-juin	PE/NS/NB/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses prêtes pour l'abattage	Parc d'engraissement, court engraissement, long engraissement	Avr.-juill.	NS/ON/MB
Bouvillons prêts pour l'abattage	Parc d'engraissement, court engraissement, long engraissement	Avr.-juill.	NS/ON/MB
Génisses semi-finies	Confinées	Mars-mai	NL/NS/ON/MB/SK/AB/BC
Bouvillons semi-finis	Confinés	Mars-mai	NL/NS/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses semi-finies	Pâturage	Juin-sept.	NL/NS/ON/MB/AB/BC
Bouvillons semi-finis	Pâturage	Juin-sept.	NL/NS/ON/MB/AB/BC
Génisses prêtes pour l'abattage	Parc d'engraissement, long engraissement	Oct.-déc.	PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Bouvillons prêts pour l'abattage	Parc d'engraissement, long engraissement	Oct.-déc.	PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Vaches laitières	En lactation, confinées	var ²	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Vaches laitières	En lactation, pâturage	var	NL/PE/NB
Vaches laitières	En lactation, confinées (après pâturage)	var	PE
Vaches laitières	Aliment sec de faible qualité	var	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/BC
Vaches laitières	Aliment sec de grande qualité	var	MB/SK/AB/BC
Vaches laitières	Aliment sec, pâturage	var	NL/ON
Génisses laitières	Confinées (243 jours par année)	Janv.-avr./Oct.-déc.	NL/PE/NS/NB/QC/ON/MB/SK/AB/BC
Génisses laitières	Pâturage	Mai-oct.	NL/PE/NB/ON/SK
Génisses laitières	Confinées (365 jours par année)	Janv.-déc.	NB/ON/SK

Notes :

1. La période réelle de l'année peut varier légèrement d'une province à l'autre.

2. Variable selon l'exploitation agricole, la province et les cycles des animaux.

les bovins laitiers ont été mis en œuvre lors de l'analyse de l'inventaire de 2018 afin de peaufiner les estimations de certains paramètres de niveau 2 et de créer une série chronologique qui permet de mieux saisir les changements dans les méthodes de production laitière en fonction de l'analyse de sources de renseignements sur la nutrition des vaches laitières, et en tenant compte de travaux de recherche canadiens et nord-américains plus récents (Ellis *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2010; Sheppard *et al.*, 2011a; Sheppard *et al.*, 2011b; Vanderzaag *et al.*, 2013; Appuhamy *et al.*, 2016; Chai *et al.*, 2016; Jayasundara *et al.*, 2016).

Les pratiques d'alimentation du bétail du secteur des bovins laitiers et de boucherie sont examinées en détail dans la section suivante.

Méthodes d'élevage et rendement du secteur des bovins laitiers

Les méthodes de production laitière ont varié dans tout le pays en raison de différences dans le prix des terres, le climat, la disponibilité de fourrage et l'accès aux marchés. Elles ont également changé considérablement entre 1990 et actuellement. Les pratiques prédominantes de gestion dans chaque

province sont prises en compte par des paramètres spécifiques à chacune des provinces qui interviennent dans les équations de l'analyse de niveau 2 du GIEC pour les émissions découlant de la fermentation entérique et de la gestion du fumier.

Le Tableau A3-30 présente un exemple de données sur le rendement de la production recueillies pour le secteur canadien des bovins laitiers, qui étaient d'abord utilisées pour assurer la qualité (AQ) des données intégrées dans le modèle de niveau 2 au début de l'étude de Boadi *et al.* (2004a). Bien que les sous-catégories fondamentales établies par Boadi *et al.* (2004a) étaient exactes pour le milieu des années 2000, lorsque le modèle de niveau 2 a été rempli, il a été admis que certains paramètres de la production n'étaient pas statiques au fil du temps et que ces paramètres pouvaient avoir des répercussions sur tous les aspects des émissions du secteur. Depuis 1990, compte tenu de l'augmentation de la production laitière dans les troupeaux de vaches laitières, le régime alimentaire d'une vache laitière moyenne a également connu des changements, tant dans la quantité que dans la qualité des aliments consommés.

Tableau A3-30 **Caractéristiques de la production laitière au Canada en 2001¹**

Catégorie d'animaux/paramètres	Caractéristiques de la production ²	Sources ³
Vaches laitières¹		
Poids moyen (kg)	634 (51)	Okine and Mathison (1991); Kononoff <i>et al.</i> (2000); Petit <i>et al.</i> (2001)
Poids à l'âge adulte (kg)	646 (55)	
Taux de conception (%)	59,2 (7,3)	
Veaux		
Poids à la naissance (kg)	41 (3,3)	
Poids moyen (kg)	186 (18,5)	
Poids à l'âge adulte (kg)	330,5 (37,6)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	0,7 (0,3)	
Production de veaux de l'année ⁴ (%)	93 (6)	
Génisses nécessaires à la relève		
Poids moyen (kg)	461,6 (24,7)	
Poids de début, 1 an (kg)	327,8 (31,0)	
Poids à l'âge adulte au moment du vêlage (kg)	602,1 (45,9)	
Poids à l'âge adulte (kg)	646,1 (54,9)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	0,77 (0,14)	
Taux de relève (%)	32,3 (3,2)	Western Canadian Dairy Herd Improvement Services (2002)
Notes :		
1. Les valeurs indiquées représentent des valeurs typiques observées au Canada, et non des moyennes pondérées en fonction des populations représentant quantitativement la production laitière canadienne, conformément au CUPR.		
2. Les nombres entre parenthèses représentent l'écart-type.		
3. Les valeurs sans référence ont été obtenues auprès d'experts (voir Boadi <i>et al.</i> , 2004b).		
4. La « production de veaux de l'année » correspond au pourcentage de vaches ayant survécu à la saison hivernale et ayant produit un veau.		

Aucune source de données nationale uniforme ne permet d'obtenir des données sur le lien entre la qualité de l'ensemble des aliments des vaches laitières et la production laitière et le rendement. Cependant, des ressources régionales et partielles existent, en particulier la base de données sur la qualité des aliments de Valacta Dairy Services¹⁹ pour certaines régions de l'est du Canada et les études du coût de production²⁰ pour le Québec et l'Ontario. Des statistiques uniformes sur la production laitière existent toutefois pour l'ensemble du pays. Des statistiques sur la production qui indiquent les proportions relatives de troupeaux de vaches laitières faisant partie des classes de productivité élevée, modérée et faible, et qui sont liées aux caractéristiques des troupeaux, comme la taille de l'exploitation agricole, sont recueillies par CanWest DHI, et gérées et préparées pour l'inventaire par Valacta Dairy Services.

Afin d'établir des paramètres qui font le lien entre la productivité et les méthodes de production, la base de données sur la qualité des aliments élaborée par Valacta, qui est constituée de données sur les aliments recueillies et analysées pour plus de 2 000 troupeaux de vaches laitières au Québec et dans le Canada atlantique, a été utilisée comme modèle pour établir une matrice des régimes alimentaires des animaux qui pourrait être associée à des tailles précises d'exploitation agricole et à des classes de productivité. La composition des aliments, leur digestibilité, leur teneur en protéine brute et certaines caractéristiques des troupeaux comme la durée de la lactation et le poids des bovins ont été regroupés en fonction de cinq catégories liées à la taille de l'exploitation agricole et de trois catégories liées à la classe de productivité. Les statistiques sur la composition des aliments nécessaires pour les calculs de niveau 2 ont été associées aux provinces en fonction des proportions de leurs populations d'animaux qui appartiennent à diverses catégories de taille d'exploitation agricole et classes de productivité. Comme les données utilisées dans cette analyse de Valacta ont été recueillies entre 2000 et 2010, les données des études sur les coûts supplémentaires de production ont été utilisées comme indicateur des changements au projet dans certaines composantes liées aux aliments, en particulier la proportion d'ensilage des aliments par rapport à la proportion de foin pendant la période 1990 à 1999.

Une série chronologique comprenant les moyennes annuelles provinciales pondérées quant à la digestibilité des aliments, à la durée de la lactation et à la teneur en protéine brute dans les aliments a été transférée dans la structure du modèle de Boadi. En outre, le poids des bovins laitiers des provinces a été modifié en fonction des mesures moyennes comprises dans la base de données de Valacta pour chaque catégorie relative à la taille de l'exploitation agricole et à la classe de productivité. Le changement de pourcentage dans le poids des bovins a été utilisé comme indicateur des changements dans le poids corporel, le poids à l'âge adulte et le gain de poids à partir des valeurs de référence de 2001 établies par Boadi *et al.* (2004a). La série chronologique quant au poids des bovins laitiers qui en découle a également été intégrée à la méthodologie de niveau 2.

DONNÉES SUR LA PRODUCTION LAITIÈRE ET LA MATIÈRE GRASSE DU LAIT

La productivité laitière a augmenté dans toutes les provinces canadiennes (Tableau A3-31) comme il a été documenté par CanWest DHI²¹, qui recueille un échantillon de la production laitière, représentant plus du 2/3 de la population de vaches laitières au Canada pour la période 1999–2016, dont les données sont compilées et préparées afin d'être utilisées dans l'inventaire de Valacta Dairy Services. Ces données constituent la meilleure estimation de la production laitière réelle par vache et par province au Canada. Cependant, cet ensemble de données n'existe pas pour tout le Canada pour la période de 1990 à 1998. Les seules données disponibles pour cette période, pour l'ensemble du Canada, sont les données publiables déclarées par Agriculture et Agroalimentaire Canada. Ces données sont recueillies pour les animaux les plus productifs et la quantité de lait produite durant les 305 premiers jours de la période de lactation. La série chronologique sur la production laitière réelle pour l'ensemble du troupeau canadien de 1990 à 1998 a été établie en fonction du rapport moyen entre les données publiables et les données de gestion de 1999 à 2007. Le coefficient d'émission calculé pour les vaches laitières reflète la tendance à la hausse de la production laitière.

19 <http://www.valacta.com/FR/Nos-publications/Pages/default.aspx>

20 <http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/index-fra.php?id=3941>

21 canwestdhi.com/publications.htm

Tableau A3-31 Production laitière moyenne de 1990 à 2017 à l'échelle provinciale

Production Laitière Moyenne (kg/animal/jour) ¹										
Année	NL	PE	NS	NB	QC	ON	MB	SK	AB	BC
1990	21,0	20,9	21,0	20,8	20,3	21,7	22,1	22,2	23,2	24,3
1991	21,3	21,2	21,3	21,1	20,6	21,7	22,4	22,5	23,6	24,7
1992	22,1	22,0	22,1	21,9	21,5	22,6	23,3	23,4	24,5	25,6
1993	22,6	22,5	22,6	22,5	21,7	23,2	23,8	23,9	25,1	26,2
1994	23,5	23,4	23,5	23,3	22,4	23,6	24,8	24,8	26,0	27,3
1995	23,1	23,1	23,2	23,0	22,2	24,0	24,2	24,2	25,5	26,8
1996	23,7	23,6	23,7	23,5	23,0	24,7	25,2	25,4	26,5	27,5
1997	24,0	24,0	24,1	23,9	23,2	24,8	25,4	25,8	26,7	27,2
1998	24,4	24,4	24,5	24,3	24,1	25,3	25,7	26,6	27,3	27,9
1999	25,6	25,5	26,4	26,1	25,1	26,4	26,0	26,4	27,1	28,8
2000	27,4	26,1	26,8	26,4	25,5	26,5	27,9	27,7	29,0	30,0
2001	28,3	26,4	27,1	27,2	25,7	26,3	28,0	28,1	29,4	30,4
2002	28,2	26,4	26,9	27,2	26,2	26,7	28,3	29,4	30,4	31,2
2003	28,7	26,2	26,9	26,4	26,0	26,5	28,3	29,1	29,8	31,1
2004	26,1	26,3	26,8	26,3	26,1	26,1	28,1	29,1	29,2	30,7
2005	27,0	27,1	26,9	26,4	25,9	26,7	27,4	29,3	29,3	30,4
2006	27,3	27,3	26,8	26,4	26,3	27,3	27,7	29,3	29,7	30,5
2007	26,5	26,4	26,5	26,7	26,6	27,4	27,9	29,7	29,8	30,5
2008	26,7	26,9	26,9	26,4	26,7	27,3	28,1	29,8	29,8	30,2
2009	26,6	26,7	27,3	26,3	26,6	27,3	28,6	30,7	30,3	30,2
2010	27,4	27,8	27,7	26,8	27,3	27,8	28,8	31,1	30,6	31,1
2011	27,9	28,5	28,3	27,0	27,4	28,0	28,3	30,1	30,2	30,7
2012	27,9	28,5	27,9	27,1	27,4	28,4	28,4	30,6	30,9	30,4
2013	29,6	29,7	29,1	28,5	28,7	30,2	30,7	32,0	32,8	32,7
2014	30,0	29,3	28,4	27,6	28,8	29,5	29,8	32,9	33,0	32,6
2015	30,3	29,4	28,9	27,3	28,7	30,1	30,6	33,1	34,2	33,0
2016	30,9	30,0	29,7	27,6	29,3	31,0	31,5	35,6	35,5	34,0
2017	30,5	31,3	30,8	28,4	29,8	31,3	31,5	35,0	34,6	32,2

Note :

1. Data source: VALACTA Dairy Services/CanWest DHI.

DURÉE DU SÉJOUR EN MILIEU D'ÉLEVAGE

On a supposé que les vaches tarées durant les mois d'été étaient au pâturage, et que les vaches tarées durant le reste de l'année étaient confinées. De plus, on a supposé que les génisses nécessaires à la relève vèlaient à 24 mois. Les cycles de lactation étaient en moyenne de 320 jours; cependant, les cycles variaient selon les régions et sont fondés sur la productivité du troupeau.

POURCENTAGE DE VACHES EN GESTATION

On a estimé le pourcentage de vaches en gestation dans le troupeau à tout moment dans Boadi *et al.* (2004a) en divisant la durée moyenne de la gestation par l'intervalle de vêlage moyen régional, et en soustrayant ensuite le nombre de vaches improductives éliminées annuellement du troupeau.

DIGESTIBILITÉ PAR RATION

La digestibilité par ration était fondée sur des données liées aux aliments tirées de la base de données de Valacta et des études du coût de production. Les valeurs utilisées dans les calculs de niveau 2 sont des moyennes pondérées fondées sur la digestibilité mesurée de divers régimes alimentaires associés à une taille d'exploitation agricole et à une classe de productivité précises, qui ont été obtenues à l'aide des données recueillies par Valacta. Pour les provinces qui ne sont pas directement représentées par les données de Valacta, les valeurs de digestibilité ont été obtenues en multipliant la digestibilité par la proportion d'animaux dans chaque catégorie de taille d'exploitation agricole et de classe de productivité pour chaque province. La série chronologique de digestibilité de chaque

province a par la suite été intégrée à l'approche de niveau 2 existante, remplaçant ainsi les valeurs fixes de Boadi *et al.* 2004a.

Depuis 1990, la proportion de foin dans l'alimentation a diminué, tandis que la proportion d'ensilage a augmenté. Habituellement, l'ensilage a une valeur nutritive plus élevée étant donné que la portion digestible de l'aliment est mieux préservée et, par conséquent, davantage d'éléments nutritifs peuvent être digérés par l'animal. De plus, il y a eu une petite augmentation globale dans la quantité de concentrés et de suppléments dans les régimes alimentaires. En général, la digestibilité varie de 69 % à 72 % pour les vaches en lactation, et de 63 % à 65 % pour les vaches tarées; on a supposé il a été présumé que les génisses ont un régime alimentaire semblable à celui des vaches tarées.

A3.4.1.1. Bovins non laitiers

Pratiques d'élevage et rendement

Les pratiques d'élevage pour les bovins non laitiers varient aussi d'une région à l'autre du pays selon le climat, le prix des terres et les différentes pratiques agricoles classiques. L'étude de Boadi *et al.* (2004a) décrit les pratiques prédominantes en 2001 dans chaque province en fonction du type d'animal,

de l'état physiologique, de l'âge, du sexe, du taux de croissance, du niveau d'activité et du milieu d'élevage. Les valeurs présentées au Tableau A3-32 sont un exemple de données sur le rendement de la production recueillies pour les bovins de boucherie canadiens, d'abord utilisées pour vérifier l'AQ des données intégrées au modèle de niveau 2.

On utilise les tendances affichées par le poids des carcasses à titre d'indicateurs de variation du poids à l'âge adulte en les comparant aux valeurs de référence établies pour l'année 2001 par Boadi *et al.* (2004a) pour les sous-catégories d'animaux précises présentées dans le Tableau A3-33. Les données sur le poids des carcasses sont recueillies par l'Agence canadienne de classement du bœuf (ACCB) et publiées par Agriculture et Agroalimentaire Canada (1990 à 2014). Le poids des carcasses a augmenté dans la période de 1990 à 2003 pour les vaches de boucherie, les génisses destinées à l'abattage, les bouvillons et les taureaux (Figure A3-6). Depuis 2003, le poids des carcasses des vaches de boucherie est resté plus ou moins inchangé, mais le poids des animaux de boucherie a continué d'augmenter jusqu'à récemment où il s'est stabilisé. En 2003, l'industrie canadienne des bovins de boucherie a été frappée par une épidémie d'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB) qui a conduit à une interruption des exportations de bœuf

Figure A3-6 Poids des carcasses de bovins non laitiers, d'après les données recueillies par l'ACCB et publiées par AAC

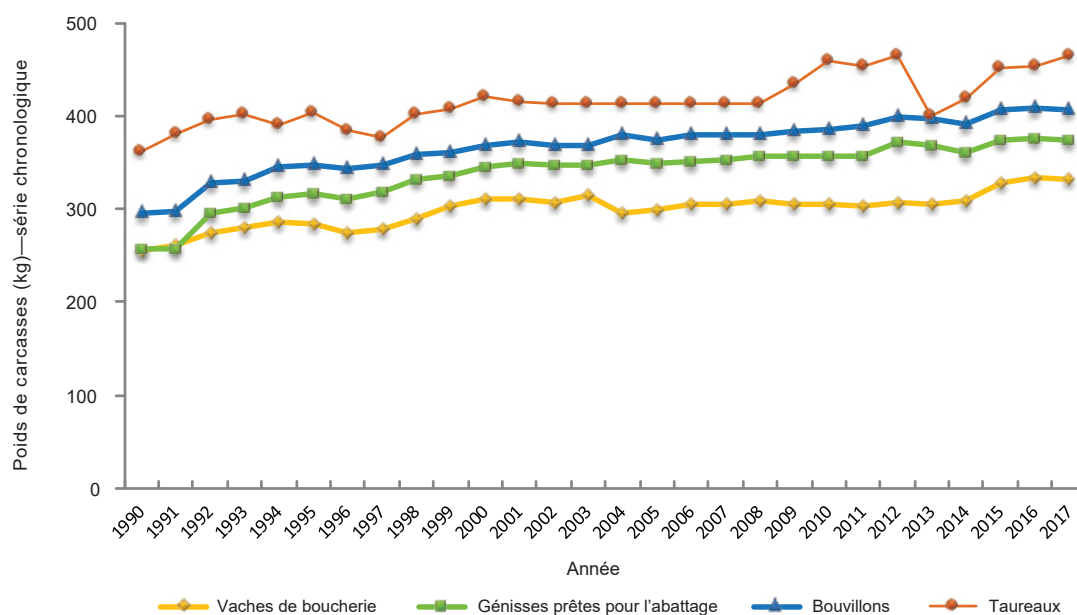


Tableau A3-32 **Caractéristiques de la production bovine au Canada en 2001¹, selon diverses sources**

Catégorie d'animaux/paramètres	Caractéristiques de la production ²	Sources ³
Vaches de boucherie		
Poids moyen (kg)	603 (36)	Kopp et al. (2004)
Poids à l'âge adulte (kg)	619 (52)	AAFRD (2001)
Lait (kg/jour)	7,3 (1,2)	Kopp et al. (2004)
Matières grasses du lait (%)	3,6 (0,6)	Kopp et al. (2004)
Taux de conception (%)	93,7 (1,3)	Agriculture, Alimentation et Initiatives rurales Manitoba (2000); AAFRD (2001)
Génisses nécessaires à la relève		
Poids moyen (kg)	478 (34)	
Poids à l'âge adulte (kg)	620 (51)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	0,64 (0,14)	
Taux de relève (%)	14,4 (3,1)	Agriculture, Alimentation et Initiatives rurales Manitoba (2000)
Taureaux		
Poids des animaux d'un an (kg)	541 (18)	
Poids moyen (kg)	940 (98)	
Poids à l'âge adulte (kg)	951 (112)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	1,0 (0,17)	
Veaux (y compris les veaux de race laitière)		
Poids à la naissance (kg)	40 (3)	AAFRD (2001)
Poids moyen (kg)	258,4 (19,1)	Small et McCaughey (1999)
Âge au sevrage (jours)	215 (15)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)		
- Génisses nécessaires à la relève	0,67 (0,13)	Kopp et al. (2004)
- Bovins semi-finis	0,98 (0,17)	
- Bovins de finition	1,37 (0,12)	
Production de veaux de l'année (%)	95 (2,3)	
Génisses et bouvillons de long engraissement		
Poids moyen (kg)	411 (47)	Kopp et al. (2004)
Poids à l'âge adulte (kg)	620 (51)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	0,98 (0,16)	
Proportion d'animaux envoyés au parc d'engraissement (%)	65 (30)	
Animaux gardés au parc d'engraissement		
Poids moyen (kg)		
- Finition directe	540 (25)	
- Engraissement des animaux semi-finis	562 (64)	
Poids à l'âge adulte (kg)	630 (46)	
Poids au terme de l'engraissement (kg)	609 (28)	
Gain de poids quotidien (kg/jour)	1,37 (0,12)	
Notes :		
1. Les valeurs indiquées représentent des valeurs typiques observées au Canada, et non des moyennes pondérées en fonction des populations représentant quantitativement la production bovine canadienne, conformément au CUPR.		
2. Les nombres entre parenthèses représentent l'écart-type.		
3. Les valeurs sans référence ont été obtenues auprès d'experts et compilées par Boadi et al. (2004b).		

aux États-Unis. Après 2003, le poids des carcasses de taureaux abattus a donc augmenté par suite de l'élimination sélective de vieux taureaux. Pour établir une estimation plus représentative des troupeaux d'élevage, on a choisi d'utiliser le poids vif moyen des taureaux à la valeur de 2002. De 2009 à 2017, le poids d'abattage des taureaux a de nouveau été utilisé dans la série chronologique. On a observé que les poids des taureaux avaient considérablement diminué en 2013. Vérification faite, on a constaté que,

généralement, le poids des taureaux tend à présenter une plus grande variabilité en raison du petit nombre abattu sur une base annuelle.

Durée du séjour en milieu d'élevage

On a également présumé que les génisses de relève âgées de plus de 15 mois étaient soit fécondées, soit en gestation. Tous les animaux de remplacement (taureaux reproducteurs, jeunes et génisses de relève de plus de 12 mois) sont considérés comme

Tableau A3-33 Indicateurs de changement du poids vif pour les sous-catégories de bovins

sous-catégorie de bovin	Tendance du poids vif utilisé
Vaches de boucherie	Tendances du poids des carcasses de vaches de boucherie utilisé comme indicateur du poids vif
Génisses destinées à l'abattage	Tendances du poids des carcasses de génisses destinées à l'abattage utilisé comme indicateur du poids vif
Génisses de boucherie	Tendances du poids des carcasses de génisses de boucherie utilisé comme indicateur du poids vif
Bouvillons	Tendances du poids des carcasses de bouvillons utilisé comme indicateur du poids vif
Taureaux	Tendances du poids des carcasses de taureaux utilisé comme indicateur du poids vif de 1990 à 2002; de 2003 à 2008, le poids vif est demeuré semblable à celui de 2002; de 2009 à 2017, on utilise de nouveau la tendance du poids des carcasses.
Veaux laitiers	Aucun changement
Vaches laitières	Tendances provinciales de la production des bovins laitières utilisées, avec une moyenne des poids de carcasses par classe de productivité, comme indicateur du poids vif
Génisses laitières	Tendances du poids vif des vaches laitières utilisés comme indicateur du poids vif des génisses laitières

entrant dans le troupeau de reproduction (taureaux reproducteurs en pleine maturité et vaches de boucherie) à l'âge de 24 mois. À l'âge de 12 mois, les génisses et les bouvillons destinés à l'abattage sont au parc d'engraissement ou gardés en semi-finition. Les animaux destinés à l'abattage font l'objet d'un court ou d'un long engraissement. Dans le cas du court engraissement, les animaux vont directement au parc d'engraissement et sont abattus après trois à quatre mois, alors que, dans le cas du long engraissement, les animaux sont habituellement gardés en semi-finition pendant six mois avant d'être envoyés au parc d'engraissement, où ils sont en finition pendant deux à quatre mois.

Énergie digestible (ED) par ration

Nous avons utilisé les valeurs d'énergie digestible (ED) des rations calculées par Christensen *et al.* (1977) pour les fourrages des Prairies afin d'estimer les valeurs d'ED correspondant à la Saskatchewan et au Manitoba. Les données fournies par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et du Développement rural de l'Alberta (AAFRD) et l'université de l'Alberta (2003) ont été utilisées pour l'Alberta, et celles établies par le NRC des États-Unis (2001) ont servi à estimer les valeurs d'ED des rations utilisées en Colombie-Britannique et dans les provinces de l'Est. Dans l'ensemble, l'ED a varié de 60 à 84 %, selon les rations et les régimes alimentaires.

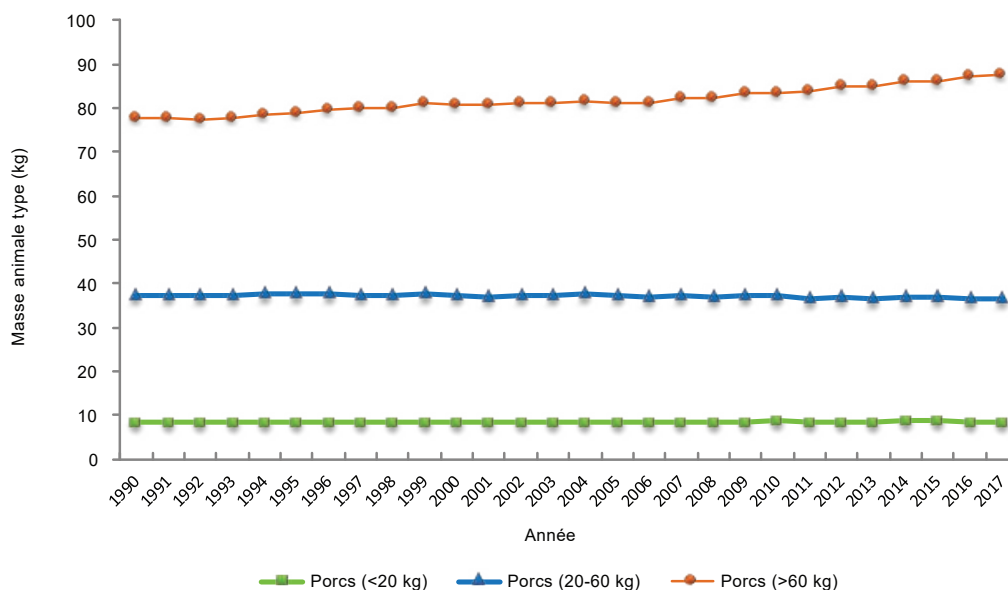
On a posé l'hypothèse que les veaux avaient un rumen non fonctionnel, ou ne consommaient que de très faibles quantités de nourriture sèche de la naissance jusqu'à l'âge de deux ou trois mois. Par conséquent, les émissions de CH₄ attribuables à la fermentation entérique au cours des premiers mois ont été considérées comme nulles.

A3.4.1.2. Porcs

Rendement de la production

On utilise les tendances affichées par le poids des carcasses à titre d'indicateurs de variation du poids à l'âge adulte. Les données sur le poids des carcasses sont recueillies et publiées par Statistique Canada dans le cadre de l'enquête trimestrielle sur les recettes monétaires agricoles (RMA) (Statistique Canada, sans date, Tableau 32-10-0126-01 [anciennement CANSIM 003-0028]—Porcs, moutons et agneaux, production dans les fermes et production de viande). Le poids moyen des carcasses parées et réfrigérées est converti en poids vif à l'aide des coefficients de conversion correspondants (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2018). Depuis 1990, le poids des carcasses de porcs a augmenté constamment de 77 kg à 98 kg (+28 %), par suite d'un changement dans les pratiques d'élevage et la génétique. La relation entre le poids vif et le gain de poids quotidien moyen, ainsi que les changements dans le gain de poids quotidien moyen au fil du temps par catégorie de poids des animaux, a été établie en fonction de données du Prairie Swine Research Centre (PSRC) et combinée à la série chronologique du poids à l'âge adulte afin d'établir une série chronologique de la masse animale type (MAT) des porcs de marché. La MAT des porcs de marché varie selon la catégorie de poids (Figure A3-7) en fonction des taux de croissance accrus et, dans le cas de la catégorie de poids supérieure, d'une augmentation dans le poids des carcasses depuis 1990. La masse animale des individus reproducteurs a été maintenue constante à l'aide de la valeur par défaut du GIEC.

Figure A3-7 Masse animale type des porcs, par catégorie de poids



A3.4.2. Émissions de CH₄ dues à la fermentation entérique

Les rejets de CH₄ attribuables à la fermentation entérique de toutes les catégories d'animaux d'élevage au Canada sont calculés à l'aide de l'Équation A3-18. Les émissions de CH₄ provenant de la fermentation entérique chez les bovins sont estimées à l'aide des coefficients d'émission spécifiques au pays tirés des équations de niveau 2 du GIEC (2006) (Tableau A3-34). Pour les autres catégories d'animaux, on utilise l'analyse de niveau 1 du GIEC et des coefficients d'émission par défaut (voir l'annexe 6).

Équation A3-18 :

$$CH_{4FE} = \sum_T (N_T \times CE_{(FE)T})$$

- CH_{4FE} = émissions résultant de la fermentation entérique pour toutes les catégories animales
- N_T = population animale pour la T^e catégorie ou sous-catégorie animale par province
- $CE_{(FE)T}$ = coefficient d'émission pour la T^e catégorie ou sous-catégorie animale (Tableau A3-31) pour les bovins; pour les autres catégories d'animaux, voir l'annexe 6).

A3.4.2.1. Coefficients d'émission de CH₄ attribuables à la fermentation entérique

Les coefficients d'émission ont été établis à l'aide d'équations de niveau 2 du GIEC (2006) pour différentes sous-catégories de bétail (vaches laitières, génisses laitières, vaches de boucherie, génisses de boucherie, taureaux, veaux, génisses nécessaires à la relève, génisses et bouvillons de plus d'un an) en prenant pour base des étapes de production différentes. Pour estimer la fermentation à l'aide des équations de niveau 2, il faut faire une approximation de l'énergie brute consommée (EB) en se servant de l'Équation A3-19 pour estimer les émissions.

Tableau A3–34 Coefficients d'émission de CH₄ pour la fermentation entérique—bovins—de 1990 à 2017

EF _(EFIT) – (kg CH ₄ /animal/an) ¹								
Année	Bovins laitiers	Génisses laitières	Taureaux	Vaches de boucherie	Génisses de boucherie	Génisses destinées à l'abattage ²	Bouvillons ²	Veaux
1990	115,4	79,4	108,0	105,9	82,5	44,7	41,4	43,8
1995	119,1	78,6	117,2	112,1	85,9	48,8	43,6	43,8
2000	125,4	78,0	121,0	117,5	89,4	53,0	47,8	43,8
2005	125,0	77,2	119,9	114,4	87,0	52,8	46,0	43,6
2006	125,8	76,9	119,8	115,2	87,6	53,0	46,7	43,6
2007	126,2	76,8	119,9	115,2	87,6	53,0	47,0	43,6
2008	126,7	76,7	119,9	116,2	88,4	53,1	46,7	43,6
2009	127,1	76,7	123,5	115,4	87,9	52,9	47,0	43,7
2010	128,6	76,8	128,5	115,2	87,8	52,8	47,0	43,7
2011	129,2	76,8	127,6	115,0	87,5	52,7	47,4	43,7
2012	129,6	76,8	129,8	115,6	87,6	53,8	48,0	43,7
2013	134,0	76,8	117,1	115,3	87,5	53,7	48,0	43,8
2014	134,1	76,7	121,1	116,3	88,1	53,2	48,1	43,8
2015	135,2	76,7	127,5	120,0	90,7	53,8	48,8	43,8
2016	137,5	76,7	128,0	121,3	91,6	53,9	48,8	43,8
2017	138,1	76,7	130,1	120,8	91,3	53,6	48,4	43,8

Notes :

1. Les facteurs des émissions entériques sont dérivés de Boadi et al. (2004b), modifiées afin de prendre en considération les tendances de la production laitière des vaches laitières et des poids de carcasses pour plusieurs catégories de bovins de boucherie.
2. Reporté comme kg/tête/an; par contre, les émissions sont calculées selon l'heure de l'abattage.

Équation A3–19 :

$$EB = \left[\frac{(EN_e + EN_a + EN_l + EN_g)}{(REE)} \right] + \left[\frac{EN_c}{(REC)} \right] / \left[\frac{ED}{100} \right]$$

EB	=	énergie brute (MJ/jour)
EN_e	=	énergie nette requise pour l'entretien (MJ/jour)
EN_a	=	énergie nette requise pour les activités (MJ/jour)
EN_l	=	énergie nette requise pour la lactation (MJ/jour)
EN_g	=	énergie nette requise pour la gestation (MJ/jour)
REE	=	rapport entre l'énergie nette disponible dans un régime d'entretien et l'énergie digestible consommée
EN_c	=	énergie nette nécessaire à la croissance (MJ/jour)
REC	=	rapport entre l'énergie nette disponible dans un régime de croissance et l'énergie digestible consommée
ED	=	énergie digestible d'une ration (%)

Toutes les estimations d'énergie nette sont appliquées conformément aux équations fournies dans les *Lignes directrices de 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (GIEC, 2006). En raison du climat canadien, l'équation 10.2 des Lignes directrices (Équation A3–20) a été établie pour les bovins non laitiers.

Équation A3–20 :

$$Cf_i(\text{froid}) = Cf_i + 0,0048 \times (20 - ^\circ C)$$

Cf_i	=	coefficient qui varie pour chaque catégorie d'animaux mettant en rapport le poids et les besoins énergétiques requis pour la survie, en MJ/jour/kg
°C	=	température quotidienne moyenne pendant l'hiver

La valeur Cf_i ajustée pour le froid a été calculée à partir de la température moyenne de la période octobre–avril pour chaque province canadienne, pondérée selon l'emplacement géographique des bovins non laitiers (répartis à l'échelle des écodistricts) dans la province. Le Cf_i ajusté pour le froid a ensuite été corrigé d'après le pourcentage d'animaux hébergés dans des étables pour différentes provinces, selon Sheppard et Bittman (2012), puis a été appliqué à toutes les étapes de production qui surviennent durant les mois d'hiver. Les étapes de production qui surviennent en hiver et en été, spécialement les étapes de finition des bouvillons et des génisses destinées à l'abattage, étaient des moyennes du Cf_i par défaut et du Cf_i ajusté pour le froid. Comme suite à l'application de cette valeur, compte tenu

des différentes étapes de production, les valeurs annuelles moyennes de C_f variaient entre 0,43 pour les vaches non laitières au Manitoba (la province la plus froide) et 0,37 pour les vaches non laitières de l'Ontario et de certaines des provinces maritimes. Selon une pondération des étapes de production, le C_f serait typiquement de 0,35, sans égard à l'effet de température. Le C_f moindre enregistré dans l'Est du Canada est principalement imputable aux températures plus douces, mais également à la pratique consistant à héberger les animaux dans des étables durant l'hiver, alors que dans l'Ouest du Canada le bétail est généralement gardé à l'extérieur. Par conséquent, l'effet du froid sur l'énergie nette nécessaire à la survie se manifeste surtout dans l'Ouest du Canada.

Différents profils de consommation sont nécessaires à différentes étapes de production pour obtenir l'énergie nécessaire aux conditions environnementales et aux produits animaux précis et, par conséquent, ces étapes correspondent à des valeurs d'EB différentes. Les émissions des bovins laitiers, par exemple, ont été estimées pour deux catégories de production—les vaches tarées et les vaches en lactation. Les vaches en lactation ont un taux de consommation (EB) élevé pour assurer la production laitière. Les vaches tarées peuvent aussi être confinées ou gardées en pâturages, ce qui modifie aussi l'apport énergétique dont elles ont besoin.

Le temps total passé par un animal pendant une étape de production donnée peut aussi varier; on a donc calculé une moyenne pondérée du coefficient d'émission. Au nombre des critères de pondération figuraient la durée de séjour dans la catégorie visée et le pourcentage de population à chaque étape de production. De plus, certains calculs d'énergie nette peuvent être modifiés selon un facteur qui tient compte du temps, pendant une étape de production, au cours de laquelle l'énergie est fournie.

Un coefficient d'émission ($CE_{(FE)}$) est calculé pour chaque province à l'aide de l'Équation A3-21. Les coefficients d'émission provinciaux ont été pondérés en fonction de la proportion de la population provinciale d'animaux par rapport à la population nationale afin d'établir un coefficient d'émission national pour chaque sous-catégorie, et ce, pour chaque année de la série chronologique (Tableau A3-34). Dans le cas des bovins non laitiers, la valeur de consommation d'énergie brute par défaut

de 6,5 % du GIEC a été utilisée pour calculer les coefficients d'émissions de bovins ne se trouvant pas dans un parc d'engraissement et la valeur de 3 % a été utilisée pour les animaux se trouvant dans un parc d'engraissement.

Le facteur Y_m pour les vaches laitières est dérivé directement des données sur la production et des équations de prévision du CH_4 empirique établies à partir de recherches nord-américaines. En bref, la matrice de la taille de l'exploitation agricole en fonction de la productivité utilisée pour dériver l'énergie digestible a également été utilisée pour fournir des caractéristiques nutritives détaillées comme la fibre soluble dans un détergent neutre (NDF), la teneur en matière grasse et la teneur en glucides ne provenant pas de fibres. Ces caractéristiques des aliments, des troupeaux et de la production divisées selon la taille de l'exploitation agricole et la classe de productivité ont été insérées dans 12 équations de prévision du méthane compilées à partir de trois publications scientifiques (Ellis *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2010; Appuhamy *et al.*, 2016). L'énergie brute de chaque classe de production et de taille d'exploitation agricole a été calculée selon l'Équation A3-19 en fonction des caractéristiques propres au troupeau. Enfin, les taux de conversion du méthane (Y_m) ont été rétrocalculés à l'aide des émissions de méthane prévues et de la consommation d'énergie brute calculée.

Un Y_m moyen par classe de productivité et taille d'exploitation agricole a été calculé en fonction des résultats de 12 équations prédictives. Cette valeur a par la suite été pondérée pour chaque province en fonction de la ventilation proportionnelle de la population d'animaux dans la classe de productivité et de taille d'exploitation agricole de la même façon qui a été utilisée pour dériver la valeur de digestibilité de chaque province. Le Y_m dérivé variait de 5,9 % pour les classes de productivité les plus faibles à 5,4 % pour la classe de productivité la plus élevée. Les valeurs de Y_m pondérées des provinces variaient de 5,5 % à 5,7 %.

Équation A3-21 :

$$CE_{(FE)T} = \sum_T EB_T \times TP_T \times Y_{Tm}$$

$CE_{(FE)T}$	=	coefficient d'émission annuel en kg par animal-année pour la population T
EB_T	=	énergie brute, MJ/jour dans la population ciblée T, kg/jour
TP_T	=	période (jours/année) d'une étape de production dans la population ciblée T
Y_{Tm}	=	taux de conversion du méthane auquel la fraction d'énergie brute est convertie en méthane par animal de la population ciblée T, m ³ /kg

A3.4.2.2. Vérification du choix de paramètres compte tenu de travaux de recherche canadiens

En 2011, on a mené un processus d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) de niveau 2 sur la catégorie de la Fermentation entérique (MacDonald et Liang, 2011). Dans le cadre de cette analyse, on a examiné et compilé les études canadiennes sur les émissions de méthane issues de la fermentation entérique. Par la suite, les résultats ont été évalués à la lumière de l'application des Lignes directrices de 2006 du GIEC.

La recherche de 2011 à des fins d'analyse qui permet de mesurer la fermentation entérique au Canada, indique que la moyenne des taux de conversion du méthane mesurés (Y_m) est de 6,6 % ($\pm 2,4$) de l'énergie brute (EB) pour les bovins non laitiers à l'extérieur des parcs d'engraissement, de 3,2 % ($\pm 1,9$) de l'EB dans les parcs d'engraissement et de 5,7 % ($\pm 0,9$) pour les bovins laitiers (McCaughey *et al.*, 1997 et 1999; Boadi et Wittenberg, 2002; Boadi *et al.*, 2002 et 2004b; McGinn *et al.*, 2004, 2008 et 2009; Beauchemin et McGinn, 2005 et 2006; Chaves *et al.*, 2006; Kebreab *et al.*, 2006; Ominski *et al.*, 2006; Odongo *et al.*, 2007; Eugène *et al.*, 2008; Van Haarlem *et al.*, 2008; Beauchemin *et al.*, 2009; Ellis *et al.*, 2010; Jayasundara *et al.*, 2016). Dans le cas des bovins non laitiers, ces valeurs sont conformes en général aux valeurs publiées dans les Lignes directrices de 2006 du GIEC. D'après des travaux récents réalisés par Escobar Bahomendes *et al.* (2016), il est possible de distinguer davantage les facteurs Y_m par sous-catégorie de production, ce qui aiderait à améliorer l'exactitude des estimations d'émissions. Au cours

de la même compilation d'études, on a observé que le coefficient d'émission pour les bovins non laitiers est de 57 kg (± 22) de CH₄ par animal par année, à l'extérieur des parcs d'engraissement, et de 56 kg (± 24) de CH₄ par animal par année, dans les parcs d'engraissement, et que la moyenne des coefficients d'émission mesurés pour les bovins laitiers est de 130 kg (± 34) de CH₄ par animal par année.

Il faut toutefois être prudent lorsqu'on interprète ces valeurs, car cet ensemble de données ne comprenait pas les animaux dans des conditions de froid et parce que la majorité des études portent principalement sur les génisses et les bouvillons d'un an et la moyenne ne tient pas compte de l'importance relative des différentes sous-catégories de bovins en ce qui concerne le coefficient d'émission moyen. Néanmoins, les valeurs de coefficient d'émission sont, de façon générale, conformes aux coefficients d'émission utilisés au Canada pour les bovins non laitiers (soit de 60 à 70 kg CH₄/animal/année), et les bovins laitiers (soit de 115 à 137 kg CH₄/animal/année). Une récente publication de Jayasundara *et al.* (2016) compilait les données tirées de 11 études et a permis de constater que les facteurs Y_m pour les bovins laitiers au Canada étaient en moyenne de 5,7 % ($\pm 0,9$). Dans le modèle actuel pour les bovins au Canada, Y_m pour les vaches laitières varient au fil du temps et par province, étant en moyenne de 5,5 % à 5,7 % d'EB, tandis qu'un Y_m fixe de 6,5 % est utilisé pour les vaches laitières tarées et les génisses laitières.

Compte tenu des connaissances actuelles, l'examen des études canadiennes n'a permis d'identifier aucun biais évident. Il semble qu'un biais introduit par l'utilisation de valeurs Y_m tirées des Lignes directrices de 2006 du GIEC est compensé par l'estimation d'EB pour des sous-catégories d'animaux précises.

Des chercheurs canadiens ont participé à des travaux poussés d'examen et de validation du modèle de fermentation entérique de niveau 2 du GIEC, comparant les émissions mesurées et celles observées, compte tenu des données canadiennes. En général, l'analyse du modèle indique que le modèle de niveau 2 du GIEC tend à sous-estimer les émissions d'animaux produisant des émissions élevées et à surestimer celles d'animaux produisant des émissions faibles (Ellis *et al.*, 2007, 2009 et 2010).

Des améliorations au modèle pour les bovins laitiers dans le rapport d'inventaire national (RIN) de 2018, en particulier en utilisant le Y_m dérivé directement des rapports empiriques tirés des études nord-américaines, certifient que les taux d'émissions sont cohérents avec les mesures récentes des émissions de CH_4 , ce qui améliore grandement l'exactitude des estimations d'émissions. Des approches similaires permettraient d'améliorer considérablement les estimations découlant du secteur non laitier; cependant, les données sont toujours en cours de compilation afin de réaliser ces études. En général, il serait difficile d'améliorer les estimations canadiennes par la mise à jour de paramètres uniques. Pour améliorer le modèle actuel, il faudrait avoir recours à une approche exhaustive qui établit de manière efficace des liens entre les caractéristiques de la production animale régionale et la productivité animale, comme il a été fait dans le secteur de la production laitière.

A3.4.2.3. Coefficients d'émission de CH_4 pour la fermentation entérique des animaux autres que les bovins

Pour les catégories d'animaux autres que les Bovins, les émissions ont été calculées à l'aide des coefficients d'émission de niveau 1 du GIEC (voir annexe 6). Lorsque les coefficients d'émission par défaut ne sont pas disponibles pour les catégories mineures de bétail, des variables substitutives logiques sont utilisées pour estimer les émissions. Les coefficients d'émission propres aux porcs sont utilisés pour les sangliers, tandis que les coefficients d'émission propres aux moutons sont utilisés pour les lamas et les alpagas. Ces variables substitutives sont fondées sur les similitudes des espèces ainsi que celles en termes de pratiques d'élevage.

A3.4.2.4. Incertitude

Une analyse d'incertitude approfondie a été effectuée concernant l'ensemble des principes méthodologies utilisées pour le calcul des émissions de méthane provenant des animaux d'élevage pour l'année 2010. Les plages d'incertitude (en pourcentage) des moyennes ont été exécutées de nouveau pour la présentation du RIN de 2014 et n'ont pas été exécutées de nouveau depuis. Dans le cadre de l'analyse, une reproduction stochastique du modèle des émissions de CH_4 provenant des animaux d'élevage a été constituée dans Mathematica®, et une simulation de Monte Carlo a été réalisée selon

la méthode proposée dans les Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (GIEC, 2000). Cette analyse s'est appuyée sur une étude récente (Karimi-Zindashty *et al.*, 2012); cependant, le modèle stochastique d'Environnement Canada (MSEC) conçu dans Mathematica® i) appliquait exactement les mêmes paramètres et équations que ceux utilisés dans la méthodologie de l'inventaire canadien, selon les recommandations du GIEC (2000); ii) tenait également compte de l'incertitude associée aux populations et à la durée des étapes de production ayant une incidence sur les coefficients d'émission des sous-catégories (Tableau A3-35) et iii) utilisait la distribution provinciale des systèmes de gestion des fumiers avec des estimations améliorées des distributions de probabilité (Tableau A3-35). Le MSEC a été exécuté pour les années 1990, 2005, 2010 et 2012. Une analyse de la tendance a été réalisée pour déterminer l'incertitude liée à l'estimation des différences des émissions de 1990 à 2012. Les incertitudes relatives tirées de l'analyse précédente ont été appliquées aux valeurs de l'année en cours. Toutefois, une analyse d'incertitude du nouveau modèle relatif aux bovins laitiers n'a pas encore été réalisée et les estimations d'incertitude déclarées sont fondées sur la méthode de Boadi *et al.* (2004a).

Actuellement, les données requises pour générer des distributions de probabilité des coefficients utilisés dans les modèles agricoles de niveau 2 du GIEC n'existent tout simplement pas. Certains des coefficients par défaut des équations de niveau 2 sont assortis d'une plage d'incertitude, qui est souvent estimée par des experts; d'autres coefficients sont assortis de plages tirées de quelques études, reposant souvent sur des méthodes qui ne sont pas aisément comparables. En général, l'analyse de Rypdal et Winiwarter (2001) s'applique à l'ensemble du modèle des émissions agricoles, et l'on peut comprendre que d'importantes distributions de probabilité sont associées aux coefficients par défaut de niveau 2 en raison du manque de mesures appropriées entraînant des généralisations, des incertitudes concernant les mesures ainsi que de la mauvaise compréhension des processus relatifs aux émissions. Cette analyse initiale des incertitudes est fondée sur un principe de précaution : dans le cas des coefficients pour lesquels on possédait très peu d'information, les limites d'incertitude ont été établies avec prudence.

Les incertitudes concernant les populations des catégories clés d'animaux, c'est-à-dire bovins de boucherie, porcs et moutons, ont été fournies

Tableau A3–35 **Incertitudes sur les données d'entrée, sources d'incertitude et catégories spatiale et animale auxquelles l'incertitude est attribuée, pour les paramètres utilisés aux fins d'estimation des émissions de méthane résultant de la fermentation entérique**

Catégorie de paramètre	Source du coefficient/ paramètre	Type de distribution	Plage d'incertitude ¹	Estimation de la distribution de l'incertitude—Source et notes	Catégorie spatiale/animale
Données sur les populations ⁷					
Enquêtes semestrielles sur les bovins					
Bovins laitiers	Statistique Canada (Tableau 003-0032)	Distribution normale	±6 % – ±42 %	Karimi-Zindashty et al. (2012) Statistique Canada, communication personnelle ⁴	Provincial/sous-catégorie
Bovins non laitiers			±5 % – ±73 %		
Autres populations établies selon les enquêtes					
Porcs	Statistique Canada (Tableaux 003-0004 et 003-0031)		±8 % – ±89 %		
Moutons			±14 % – ±80 %		
Recensement de l'agriculture					
Chèvres	Recensement de l'agriculture (Statistique Canada 2012a)	Distribution normale	±9 % – ±21 %	Statistique Canada, Recensement de l'agriculture, et incertitude liée à l'extrapolation linéaire, en fonction du temps écoulé depuis le recensement	Provincial/sous-catégorie
Volaille			±5 % – ±12 %		
Bisons			±18 % – ±85 %		
Lamas et alpagas			±16 % – ±42 %		
Chevaux			±5 % – ±16 %		
Paramètres de production bovine et rendement de la production					
Production laitière ⁷	Valacta/Canwest DHI	Distribution normale	±8 %	Karimi-Zindashty et al. (2012)—selon l'opinion d'experts	Provincial/sous-catégorie
Teneur en matières grasses ⁷					
Efficacité du troupeau laitier ⁷					
Coefficient de gestation	Boadi et al. (2004b)	Distribution normale	±5 %	Karimi-Zindashty et al. (2012)—selon l'opinion d'experts	Provincial/sous-catégorie d'étape de production, corrélation interne ⁶
Gain quotidien moyen					
Période de gestation					
Durée des étapes de production					
Pourcentage des populations à chaque étape de production		Distribution normale, à l'exception des animaux de boucherie—distribution triangulaire, non symétrique	±5 %, Animaux de boucherie : VPP ₅ de Boadi et al. (2004b) LI : 12 % de VPP LS : 25 % de VPP	Opinion d'experts, Boadi et al. (2004b)—pour les génisses et les bouvillons d'engraissement, on a posé l'hypothèse d'une distribution triangulaire, selon l'interprétation des effets potentiels sur le marché (Canfax Research Services, 2009)	
		Distribution normale	±5 % – ±30 %		
Estimations des poids des bovins ⁷					
Poids vif, 2001	Boadi et al. (2004b)	Distribution normale	±5 %	Karimi-Zindashty et al. (2012)—selon l'opinion d'experts	Provincial/sous-catégorie d'étape de production
Poids à l'âge adulte, 2001					
Poids des carcasses	ACCB ² et données publiées par AAC ³ (1990–2010)				National/sous-catégorie
Coefficients d'émission pour les bovins (équations de niveau 2 du GIEC)					
Taux de conversion du méthane (Y _m)		Distribution normale	Animaux au parc d'engraissement : ±30 % Autres animaux : ±15 %	Karimi-Zindashty et al. (2012)—GIEC (2006)	National/parc d'engraissement ou non
Énergie brute aux fins des calculs relatifs aux bovins—équation A3-18 de niveau 2 du GIEC					
Énergie digestible (ED)	Boadi et al. (2004b)	Distribution normale	Pâturage ±9 % Confinement ±9 % Semi-finition ±7,5 % Aliments préparés ±5,5 %	Dérivé de données brutes fournies par Valacta Dairy Services	Provincial/sous-catégorie d'étape de production
Énergie nette aux fins des calculs relatifs aux bovins—équations 4.1 à 4.10, Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (2000)					
Coefficient d'activité (Ca)	GIEC (2000)	Distribution normale	±30 %	Karimi-Zandashty et al. (2012)—Monni et al. (2007)	National/bovins
Coefficient de sexe (C)		Distribution normale	±30 %		
Coefficient de survie (entretien) (C _f)			±30 %		
Coefficient de lactation			±30 %		
Taux de perte de poids		Distribution normale	5 %	Karimi-Zindashty et al. (2012)—selon l'opinion d'experts	Provincial/sous-catégorie
Durée de la perte de poids		Distribution uniforme	LI : 0 LS : 20 % de la période de lactation	Interprétation des différences entre les Lignes directrices de 2000 et de 2006 de l'IPCC	
Coefficients d'émission pour les animaux autres que les bovins					
Porcs	GIEC (2000)	Distribution normale	±37 %	Karimi-Zandashty et al. (2012)—Monni et al. (2007)	National/catégorie
Autres animaux			±50 %		

Notes :

1. Lorsque des différences en matière d'incertitude existent entre les provinces ou les catégories d'animaux, les incertitudes maximale et minimale sont indiquées.
2. Agence canadienne de classement du bœuf.
3. Agriculture et Agroalimentaire Canada.
4. Communication personnelle. R. Plourde, Statistique Canada, Section du bétail et des aliments, Ottawa (Ontario), 4 avril 2010.
5. VPP—valeur la plus probable; LI—limite inférieure; LS—limite supérieure.
6. Par corrélation interne, on entend la mesure d'une valeur exprimée en proportion d'un tout, c'est-à-dire en proportion d'un total équivalant à 100 %.
7. Valeurs qu'on a laissé varier de manière indépendante dans l'analyse des tendances.

directement par Statistique Canada, et sont tirées des statistiques d'enquêtes semestrielles et trimestrielles. Pour les petites provinces où on compte peu d'animaux dans certaines catégories, la variance de l'échantillon est importante, comme l'indiquent les valeurs d'incertitude supérieures à ± 50 %. Cependant, comme les données ont été recueillies selon un plan d'échantillonnage proportionnel aux distributions des populations, l'incertitude globale liée aux catégories clés d'animaux était faible à l'échelle nationale. Les populations de bovins non laitiers à l'échelle nationale sont celles qui présentent l'incertitude la plus faible ($\pm 1,8$ % de la moyenne), tandis que l'incertitude est légèrement plus élevée pour les populations de porcs ($\pm 2,6$ % de la moyenne), de bovins laitiers ($\pm 5,4$ % de la moyenne) et de moutons ($\pm 6,0$ % de la moyenne).

Toutes les estimations concernant les populations des autres catégories d'animaux sont renouvelées uniquement à l'aide du *Recensement de l'agriculture*. Une fonction a été élaborée pour tenir compte de l'augmentation de l'incertitude en fonction du temps écoulé depuis le recensement. Une analyse de régression linéaire a été effectuée pour les estimations de populations des années de recensement pour les années 1991, 1996, 2001, 2006 et 2011. Les incertitudes associées aux populations pour 2012 ont été estimées en fonction de l'incertitude liée au *Recensement de l'agriculture* à l'échelle provinciale, plus l'intervalle de confiance de 95 % associé à la régression linéaire, multiplié par le nombre d'années écoulées (une) depuis le dernier recensement. En raison du récent *Recensement de l'agriculture*, les incertitudes liées aux populations des autres animaux dans l'analyse de 2012 avaient tendance à être plus faibles que celles associées à 2010–2011, comme pour les animaux dont les estimations des populations ont été tirées d'enquêtes semestrielles et trimestrielles, mais cela a eu peu d'incidence sur l'incertitude totale. Les incertitudes liées aux populations d'autres catégories d'animaux à l'échelle nationale ont varié de ± 2 % de la moyenne pour les volailles à ± 4 % de la moyenne pour les bisons; la contribution de ces catégories d'animaux aux émissions totales est toutefois faible.

Les paramètres utilisés aux fins du calcul de niveau 2 des coefficients d'émission pour les bovins peuvent être divisés en deux catégories : i) les paramètres associés aux méthodes d'élevage et au rendement (section A3.4.2 pour obtenir une description détaillée des paramètres); et ii) les paramètres propres aux équations de niveau 2 du GIEC (section A3.4.2). Dans l'ensemble, l'incertitude attribuée aux

paramètres associés aux méthodes d'élevage et au rendement est relativement faible, car les estimations sont établies à l'échelle provinciale selon l'opinion d'experts et sont des valeurs généralement reconnues au sein de l'industrie. La principale source d'incertitude liée aux méthodes d'élevage est la durée de séjour et le pourcentage des populations d'animaux à chaque étape de production. Cette source d'incertitude est associée au nombre d'animaux gardés en semi-finition et à la durée de la période de semi-finition. Ces paramètres sont hautement tributaires des prix et des marchés d'importation et d'exportation; le degré de confiance accordé aux valeurs qui sont utilisées actuellement est donc faible. Un degré d'incertitude élevé (30 %) a été attribué au nombre d'animaux gardés en semi-finition, et une distribution triangulaire non symétrique a été appliquée par mesure de précaution à la durée de la période de semi-finition, compte tenu de la variabilité potentielle élevée associée à ces pratiques de production. L'incertitude liée au pourcentage des populations d'animaux à chaque étape de production et à la durée des étapes de production n'a pas été directement prise en compte dans l'étude de Karimi-Zindashty *et al.* (2012).

Les incertitudes quant aux paramètres des équations de niveau 2 du GIEC ont été directement tirées, pour la plupart, de l'étude de Karimi-Zindashty *et al.* (2012), qui ont utilisé les distributions de probabilité de l'étude de Monni *et al.* (2007) ou celles des Lignes directrices de 2006 du GIEC. Deux différences importantes sont à noter : i) une fois l'étude de Karimi-Zindashty *et al.* (2012) terminée, on a pu obtenir les distributions de probabilité de l'énergie digestible d'après les données fournies par Valacta Dairy Services, ce qui a permis de calculer les distributions typiques de différents types d'aliments; et ii) Karimi-Zindashty *et al.* (2012) ont utilisé la méthode de 2006 du GIEC et n'ont donc pas tenu compte des effets de la perte de poids sur l'énergie brute. On a donc appliqué une distribution uniforme dans le cadre de l'analyse MSEC afin de tenir compte de l'incidence de l'intégration d'une estimation de l'énergie nette mobilisée par la perte de poids pendant la lactation (ENmob), variant en fonction de la durée de la perte de poids entre 0 et 20 % de la période de lactation. Comme ce paramètre a été retiré des Lignes directrices de 2006 du GIEC, cette méthode fournissait un moyen efficace d'évaluer l'incidence globale de ce paramètre.

On a procédé à une analyse des tendances à l'aide du MSEC où on a calculé l'incertitude liée à l'ampleur de la variation des émissions avec le temps. Pour la tendance à long terme, on a calculé les émissions pour 1990 et 2012 simultanément, et dans les estimations, on a permis uniquement aux paramètres dépendants du temps de varier de façon indépendante. Ces paramètres représentent les éléments du modèle de calcul qui varient dans le temps et, par conséquent, on dispose d'une estimation pour une valeur en 1990 et en 2012 (indiquée par un « 7 » en indice supérieur au Tableau A3–35). On considère que les paramètres en 1990 et en 2012 sont complètement indépendants; il s'ensuit que, pour chaque calcul de la simulation de Monte Carlo, une valeur a été sélectionnée de manière indépendante dans la distribution de probabilité pour 1990 et pour 2012. En revanche, d'autres paramètres utilisaient une valeur sélectionnée une seule fois dans leur distribution de probabilité pour le calcul des émissions en 1990 et en 2012. Les paramètres qui pouvaient varier de manière indépendante dans l'analyse relative à la fermentation entérique étaient les populations animales, la production laitière et la teneur en matières grasses chez les bovins laitiers, et le poids des bovins de boucherie. Les valeurs d'incertitude relative de l'analyse des tendances ont été appliquées aux résultats de 2013.

Les résultats sommaires de l'analyse des incertitudes liées aux émissions dues à la fermentation entérique sont présentés à la section 6.2.3 du chapitre 5. En bref, la plage fixe utilisée pour le calcul des plages d'incertitude liées aux émissions imputables à la fermentation entérique est de 39 % (-17 % à +22 % de la moyenne) (voir le chapitre 5). L'incertitude la plus importante liée à l'estimation est associée aux coefficients d'émission de niveau 2 établis pour les bovins, la plage d'incertitude étant de -19 % à +22 % de la moyenne pour les bovins non laitiers et de -16 % à +21 % de la moyenne pour les bovins laitiers. Dans le cas des autres animaux pour lesquels on utilise les coefficients d'émission par défaut de la méthode de niveau 1 du GIEC (2006), on a attribué des plages d'incertitude de ± 50 %, sauf dans le cas des porcs, dont la plage a été établie à ± 37 %, selon les travaux de Monni *et al.* (2007). Par rapport aux bovins, l'utilisation des coefficients de niveau 1 pour les autres animaux a eu peu d'effets sur l'incertitude globale, étant donné la faible contribution des autres catégories d'animaux aux émissions totales dues à la

fermentation entérique. Les émissions moyennes pour les bovins laitiers et les bovins non laitiers estimées à l'aide du modèle stochastique sont légèrement plus élevées que les émissions calculées dans la base de données de l'inventaire (environ 2 %). Cette différence est vraisemblablement due à l'introduction de la distribution triangulaire non symétrique qui a entraîné une augmentation de la durée de la semi-finition pour les génisses et les bouillons destinés à l'abattage, de même qu'à la distribution uniforme du coefficient qui définit l'énergie libérée par la perte de poids pendant la lactation chez les bovins laitiers.

L'incertitude globale pour chaque estimation de chaque année prise individuellement change peu avec le temps. La plage d'incertitude pour les émissions de 1990 et de 2012 tourne autour de 39–40 %. D'après l'analyse des tendances, à long terme, les émissions de méthane ont augmenté entre 1990, l'année de référence, et 2012, passant de 9 à 19 %, la valeur la plus probable (VPP) étant de 15 % (incertitude des tendances de 10 %). La majeure partie de la hausse des émissions est associée à la fermentation entérique, qui est passée de 11 à 22 %, avec une VPP de 16 %. Pour estimer l'incertitude des tendances figurant au chapitre 5, les incertitudes relatives des tendances de l'analyse précédente ont été appliquées à la variation moyenne des émissions de l'année en cours. De façon générale, cette analyse d'incertitude était conforme à d'autres estimations des incertitudes effectuées dans le domaine agricole. L'étude publiée par Monni *et al.* (2007) est actuellement, à notre connaissance, la seule étude expliquant en détail l'incertitude liée aux émissions agricoles de CH₄ estimées selon la méthode de niveau 2 du GIEC. L'utilisation de distributions de probabilité comparables pour les paramètres par défaut de niveau 2 du GIEC assure la comparabilité des deux méthodes d'estimation des émissions nationales qui sont employées. Monni *et al.* (2007) ont établi que l'incertitude à l'échelle nationale liée à la fermentation entérique pour différentes sous-catégories de bovins dans le secteur agricole finlandais variait entre -22 à +29 % de la moyenne et -29 à +39 % de la moyenne. Rypdal et Winiwarter (2001) ont établi l'incertitude pour certains pays européens, notant qu'elle variait de ± 20 % de la moyenne au Royaume-Uni à ± 50 % de la moyenne en Autriche. Ils ont toutefois utilisé principalement les méthodes d'estimation de niveau 1. Nous n'avons pas été en mesure de trouver des publications comparables concernant l'analyse de l'incertitude des tendances dans le domaine de l'Agriculture.

Les résultats de cette analyse d'incertitude ont été, bien entendu, très similaires à ceux produits par Karimi-Zindashty *et al.* (2012). Ces derniers ont également observé une plage globale d'incertitude liée à la fermentation entérique de 39 %, ce qui indique que l'incertitude pour la durée des étapes de production et le pourcentage des populations d'animaux à chaque étape de production a eu peu d'effets sur l'incertitude globale. L'intégration de l'incertitude associée à la perte de poids pendant la lactation n'a pas fait augmenter l'incertitude globale, mais a eu tendance à désaxer la distribution de l'incertitude liée aux estimations des bovins laitiers et à produire des estimations d'émissions plus élevées. Selon l'analyse de sensibilité réalisée par Karimi-Zindashty *et al.* (2012), la majeure partie de l'incertitude liée aux estimations d'émissions est attribuable aux paramètres par défaut de niveau 2 du GIEC, et plus particulièrement au taux de conversion du méthane (Y_m) et au coefficient associé à l'énergie nette nécessaire à la survie (C_n) appliqué à l'échelle nationale. L'incertitude liée à la méthode de niveau 2 peut être réduite grâce à l'élaboration de paramètres propres au pays à l'échelle régionale pour différentes catégories d'animaux. On pense que les récentes révisions au modèle relatif aux bovins laitiers auront réduit l'incertitude globale des estimations des émissions par la fermentation entérique; cependant, des analyses plus poussées sont nécessaires pour quantifier les répercussions des améliorations aux estimations de l'incertitude.

A3.4.3. Émissions de CH₄ attribuables à la gestion des fumiers

L'analyse de niveau 2 du GIEC sert à estimer les coefficients d'émission de CH₄ provenant des systèmes de gestion des fumiers (GIEC, 2006). L'Équation A3-22 sert à calculer les émissions de CH₄ de la gestion des fumiers de toutes les catégories de bétail au Canada, sauf les chevreuils et élans, les lapins, les mules et les ânes et les animaux à fourrure, pour lesquels le calcul repose sur les valeurs par défaut du GIEC. Les coefficients d'émission pour les sangliers ont été calculés selon les paramètres moyens de niveau 2 pour les porcs, en postulant toutefois 100 % de fumier solide. Les sources de données sur la population animale sont les mêmes que celles qui ont été utilisées pour les estimations de la fermentation entérique. Elles sont présentées au Tableau A3-28.

Équation A3-22 :

$$CH_{4MM} = \sum_T (N_T \times CE_{(MM)T})$$

CH_{4MM}	=	émissions pour toutes les catégories animales
N_T	=	population animale pour la T ^e catégorie ou sous-catégorie animale par province
$CE_{(MM)T}$	=	coefficient d'émission pour la T ^e catégorie ou sous-catégorie animale, calculé à l'aide de l'Équation A3-22.

Les coefficients d'émission de CH₄ de niveau 2 provenant de la gestion des fumiers résultent des données d'entrée propres au pays et prennent en compte les conditions climatiques, les rations du bétail et le type de système d'entreposage de fumier inclus dans l'Équation A3-23. L'équation suivante représente une estimation de niveau 2 du GIEC des coefficients d'émission de CH₄ liés aux systèmes de gestion des fumiers :

Équation A3-23 :

$$CE_{(MM)T} = SV_T \times 365 \times B_{0T} \times 0,67 \text{ kg/m}^3 \times \sum_{ij} FCM_{ij} \times SGF_{Tij}$$

$CE_{(MM)T}$	=	coefficient d'émission annuel en kg de CH ₄ par animal-année pour la population T
SV_T	=	solides volatils excrétés quotidiennement en kg par jour pour un animal appartenant à la population T
B_{0T}	=	potentiel maximal de production de CH ₄ , en m ³ /kg de SV, pour le fumier produit par un animal appartenant à la population T
FCM_{ij}	=	facteur de conversion du CH ₄ pour chaque système de gestion des fumiers <i>i</i> par région climatique <i>j</i>
SGF_{Tij}	=	facteur de distribution du système, défini comme la fraction des fumiers de la catégorie animale <i>T</i> qui est traitée à l'aide du système de gestion du fumier <i>i</i> dans la région climatique <i>j</i> , souvent appelé système de gestion (SG) dans les documents du GIEC.
0,67	=	facteur de conversion de m ³ CH ₄ en kilogrammes CH ₄

Les sections suivantes portent sur les sources de valeurs d'entrée pour SV, ED, CENDRE, B₀, FCM et SGF.

A3.4.3.1. Solides volatils (SV)

Bovins (SV)

Les solides volatils (SV) représentent la portion organique des solides totaux du fumier. On a estimé les SV de fumier selon l'énergie digestible (ED) de l'apport alimentaire, la teneur en cendre du fumier et l'énergie brute (EB) consommée par un animal d'une sous-catégorie donnée, et la fraction de l'énergie urinaire (EU) dans la consommation énergétique brute, conformément aux Lignes directrices de 2006 du GIECT.

Pour les sous-catégories de bovins, l'EB dépend du modèle de production de bovins défini pour la fermentation entérique (Boadi *et al.*, 2004a), comme le montre l'Équation A3–20. On a estimé les SV pour chaque sous-catégorie de bovins à l'échelle provinciale en tenant compte des étapes de production régionale et saisonnière (Équation A3–24). L'augmentation de la production de lait chez les bovins laitiers et du poids des carcasses chez les bovins de boucherie a eu pour effet d'accroître les SV et, par le fait même, les émissions de CH₄ au cours de la série chronologique; cependant, une augmentation de l'ED dans l'alimentation des bovins laitiers a modéré cet effet chez les bovins laitiers.

Équation A3–24 :

$$SV = \left[EB \times \left(1 - \frac{ED}{100} \right) + (EU \times EB) \right] \times \left(\frac{1 - CENDRE}{18,45 \text{ MJ}} \right)$$

SV	=	excrétion de solides volatils (kg/animal/jour)
EB	=	énergie brute consommée par un animal donné, MJ/animal/jour
ED	=	énergie digestible d'une ration (%)
EU	=	énergie urinaire
CENDRE	=	fraction cendres du fumier (%)

Porcs (SV)

Les solides volatils pour la catégorie des porcs (Tableau A3–37) ont été estimés tout d'abord par le calcul de l'excrétion de SV à l'échelle de la province en fonction des valeurs fournies par Marinier *et al.* (2004), au moyen de la méthode de niveau 2 du GIEC (2006), en tenant compte de la variabilité des valeurs de MSI, d'ED et de CENDRE calculées à partir de sondages effectués auprès d'experts. La masse animale type (Tableau A3–36) a servi à convertir les SV fixés dans le temps en unités de SV par 1000 kg de

poids corporel (kg de SV / 1000 kg de masse animale / jour), ce qui a par la suite été appliqué à l'ensemble de la série chronologique de la masse animale.

Tous les autres animaux (SV)

Les solides volatils pour les catégories animales autres que les bovins et les porcs ont été calculés en fonction de valeurs fournies par Marinier *et al.* (2004) au moyen de la méthode de niveau 2 du GIEC (2006), et en tenant compte de la variabilité des valeurs de MSI, d'ED et de CENDRE calculées à partir de sondages effectués auprès d'experts. Ces valeurs (MSI, ED, CENDRE) ont servi à calculer les SV par province pour les catégories d'animaux d'élevage autres que des bovins (Équation A3–25). On a obtenu l'intervalle de confiance au moyen d'une simulation de Monte-Carlo effectuée à l'aide de Crystal Ball® (Decisioneering, 2000), ce qui a permis d'obtenir une distribution de probabilité fondée sur la variance présente dans les opinions des experts et les études scientifiques (Tableau A3–36).

Tableau A3–36 Valeur moyenne des solides volatils présents dans le fumier des catégories d'animaux autres que les bovins en 2017 et intervalle de confiance connexe de 95 % exprimé en pourcentage de la moyenne

Catégories d'animaux	Valeur moyenne des solides volatils (kg/animal/jour)	Intervalle de confiance de 95 % (%)
Moutons et agneaux ¹	0,63	31
Chevaux adultes	3,6	16
Chèvres	0,72	41
Bisons	3,1	16
Sangliers ²	0,23	50
Volaille	0,02	20
Poultry	0,02	20

Notes :

1. On attribue les mêmes valeurs aux lamas et aux alpagas qu'aux moutons, au niveau provincial, et leur poids est fondé sur la population de lamas et d'alpagas de chaque province.
2. La valeur pour les sangliers a été calculée en fonction des données pour les porcs.

Tableau A3–37 Valeur moyenne des solides volatils présents dans le fumier de porc en 2017

Catégories d'animaux	SV (kg / 1000 kg de masse corporelle / jour)	Masse animale typique (kg)	SV (kg / jour)
Truies	1,57	198	0,31
Verrats	1,57	198	0,31
Porcs (<20 kg)	10,78	8,7	0,09
Porcs (20-60 kg)	5,14	36	0,19
Porcs (>60 kg)	4,56	87	0,40

Équation A3-25 :

$$SV = \left[MSI \times 18,45 \times \left(1 - \frac{ED}{100} \right) + (EU \times MSI \times 18,45) \right] \times \left(\frac{1 - CENDRE}{18,45 MJ} \right)$$

SV	=	excrétion de solides volatils (kg/animal par jour)
MSI	=	matière sèche ingérée (kg/animal par jour)
ED	=	énergie digestible d'une ration (%)
EU	=	énergie urinaire
CENDRE	=	teneur en cendres du fumier (%)

Les sections suivantes portent sur les données permettant d'estimer les SV, qui ont été élaborées par Marinier *et al.* (2004).

Énergie digestible (ED) et matière sèche ingérée (MSI)

Les sources de renseignements utilisées pour calculer les valeurs de l'ED pour les bovins laitiers et non laitiers sont examinées en détail aux sections A3.4.1 et A3.4.1.1.

D'importantes variations régionales dans la composition des rations ont été relevées pour les moutons, les chevaux et les porcs. Aucune variation régionale n'a été prise en compte pour les chèvres ou la volaille, car on ne disposait pas de données requises.

En général, les rations des animaux brouteurs se composent de céréales et de fourrage. La digestibilité du régime alimentaire variera selon la composition,

les céréales ayant une plus haute digestibilité que le fourrage. La distribution des régimes alimentaires à base de céréales et de fourrage a été estimée pour les moutons et les chevaux dans chaque province. On a obtenu une estimation pondérée de l'ED à partir de l'ED approximative des céréales et du fourrage pour chaque type d'animal et de la distribution de la consommation de céréales et de fourrage par province (Tableau A3-38). Cependant, cette méthode ne tient pas compte des suppléments alimentaires qui peuvent augmenter ou réduire la digestibilité. Les intervalles de valeurs qui s'appliquent à la MSI ont été déterminés en consultant des spécialistes et en se fondant sur des valeurs publiées (Tableau A3-39).

Teneur en cendres des fumiers (CENDRE)

La teneur en cendres des fumiers est la portion inorganique de ceux-ci. Le Tableau A3-40 comprend les valeurs utilisées dans le présent inventaire pour la teneur en cendres dans le calcul des solides volatils ainsi que leurs sources.

A3.4.3.2. Potentiel de production maximale de CH₄ (B₀)

Le B₀ est défini comme le volume maximal de CH₄ qui peut être produit à partir d'un kilogramme de SV chargé dans un système de gestion des fumiers. Il s'exprime sous la forme suivante : m³ kg⁻¹ de SV chargés. Les valeurs publiées dans les Lignes directrices de 2006 du GIEC ont été utilisées pour tous les animaux. Pour les bisons, on a utilisé les valeurs correspondant aux bovins non laitiers.

Tableau A3-38 **Énergie digestible approximative (ED) pour certaines sous-catégories d'animaux d'élevage et sources de données**

Catégorie d'animaux	ED (%)	Sources ¹
Chèvres	65	W. Whitmore, Agriculture, Alimentation et Initiatives rurales Manitoba
Poules pondeuses	80	S. Leeson, Université de Guelph; D. Korver, Université de l'Alberta
Poulets	80	S. Leeson, Université de Guelph; D. Korver, Université de l'Alberta
Dindes	78	S. Leeson, Université de Guelph
Porcs	87	C.F. deLange, Université de Guelph
Alimentation à base de céréales		
Moutons	74	Weston (2002)
Chevaux	70	L. Warren, Université de l'État du Colorado
Alimentation à base de fourrage		
Moutons	65	W. Whitmore, Agriculture, Alimentation et Initiatives rurales Manitoba
Chevaux	60	L. Warren, Université de l'État du Colorado

Note :

1. Sources des données : consultations d'experts (Marinier *et al.*, 2004).

Tableau A3-39 Matière sèche ingérée par certains animaux d'élevage

Catégorie d'animaux	MSI (kg/animal/jour)	Sources ²
Moutons et agneaux		
Brebis	1,2–2,8	NRC (1985)
Béliers	2,1–3,0	W. Whitmore, Manitoba Agriculture and Food
Agneaux de remplacement	1,2–1,5	NRC (1985)
Agneaux de marché	1,3–1,6	NRC (1985)
Chevaux		
Chevaux adultes oisifs	7,4–11	NRC (1989); L. Warren, Colorado State University
Chevaux adultes actifs	7,4–13,7	NRC (1989); L. Warren, Colorado State University
Animaux sevrés	3,6–6,3	NRC (1989)
Porcs		
Naisseur (5-20kg)	0,55–0,72	C. Wagner-Riddle, University of Guelph
Pouponnière (20-60kg)	1,4–2,1	J. Patience, Prairie Swine Centre
Finisseurs (60-110kg)	2,1–3,3	M. Nyachoti, University of Manitoba; C. Pomar, Agriculture and Agri-Food Canada
Truies	2,28	C. Wagner-Riddle, University of Guelph
Verrats	2,0–2,5	M. Nyachoti, University of Manitoba; NRC (1998)
Chèvres		
Biches	1,2–2,8	NRC (1981)
Cervidés mâles	1,4–2,3	CRAAQ (1999)
Phaon	1,4	CRAAQ (1999)
Volaille		
Poules pondeuses	0,072–0,11	S. Leeson, University of Guelph; D. Korver, University of Alberta
Poules à chair	0,085–0,088	S. Leeson, University of Guelph; D. Korver, University of Alberta
Dindes	0,023–0,53	Hybrid (2001)
Note :		
1. Évalué à 3,5 % de la masse corporelle.		
2. Sources des données : consultations d'experts (Marinier et al., 2004)		

Tableau A3-40 Teneur en cendres des fumiers pour certains animaux d'élevage et sources de données

Catégories d'animaux	CENDRE (%)	Sources
Bovins	8	GIEC (2000)
Moutons	8	GIEC (2000)
Chèvres	8	GIEC (2000)
Chevaux	4	GIEC (2000)
Poules pondeuses	10	Marinier et al. (2004)
Poulets	7	Marinier et al. (2004)
Dindes	5	Marinier et al. (2004)
Porcs	5	Marinier et al. (2004)
Sangliers	5	(Valeur tirée des porcs)

A3.4.3.3. Facteur de distribution du système de gestion des déchets animaux (SGF)

Le facteur SGF représente la distribution proportionnelle des systèmes de gestion des fumiers pour une catégorie de bétail à l'intérieur d'une région donnée. Très peu de renseignements fiables ont été publiés sur la distribution des systèmes de gestion des fumiers au Canada.

Secteur des bovins laitiers

Dans le cas des bovins laitiers, un lien entre la taille de l'exploitation agricole et le temps passé dans les pâturages, les parcs d'exercice et l'étable a été établi par Sheppard *et al.* (2011) pour chaque province. On présume que la proportion de fumier excrété dans ces endroits équivaut au temps passé dans chaque endroit. Il a été constaté que le temps passé dans les pâturages diminuait lorsqu'augmentait la taille de l'exploitation agricole, et que la fraction de fumier

déposé dans les pâturages a diminué en moyenne de 19 % en 1990 à 16 % en 2016 en raison d'un passage à des exploitations agricoles plus importantes.

Dans le cas du fumier déposé dans les étables, une série chronologique de stockage du fumier a été établie à partir d'une combinaison de données tirées de l'Enquête sur la gestion des intrants agricoles (1995), des Enquêtes sur la gestion agroenvironnementale (2001, 2006, 2011) et de l'Enquête sur les pratiques des fermes d'élevage (2005). L'utilisation de systèmes liquides a été estimée en fonction du lien avec la taille de l'exploitation agricole, pour l'Est et l'Ouest du Canada respectivement, qui a été dérivé des données des enquêtes. L'utilisation de systèmes liquides a augmenté de 17 % en 1990 à 64 % en 2011, l'année d'enquête la plus récente, tandis que l'on présume que l'utilisation de fumier solide est inversement reliée à l'utilisation du fumier liquide. Les données des enquêtes ont été utilisées pour diviser les systèmes liquides en trois sous-systèmes de SGF : bassin de terre, réservoir et caillebotis. Une portion du fumier solide total est composté, tandis que le reste est divisé en deux sous-systèmes solides de SGF : accumulé et en tas, selon les données des enquêtes. Pour chaque sous-système liquide, le fumier a été séparé selon la présence ou l'absence de formation d'une croûte, qui a été établie en fonction des données tirées de l'Enquête sur les pratiques des fermes d'élevage recueillies par Sheppard *et al.* (2011). Enfin, pour chaque sous-système liquide et solide dans une province donnée, le fumier a été divisé davantage en fonction de l'utilisation de couvertures pendant le stockage de fumier.

Porcs

Dans le cas des porcs, une série chronologique de stockage du fumier a été établie à partir d'une combinaison de données tirées de l'Enquête sur la gestion des intrants agricoles (1995), des Enquêtes sur la gestion agroenvironnementale (2001, 2006, 2011) et de l'Enquête sur les pratiques des fermes d'élevage (2005). L'utilisation de systèmes liquides a été estimée en fonction du lien avec la taille de l'exploitation agricole et a été modélisée en fonction de la taille des exploitations agricoles provinciales tirée du *Recensement de l'agriculture*. L'utilisation de systèmes liquides a augmenté de 80 % en 1990 à 97 % en 2011, l'année d'enquête la plus récente incluse, tandis que l'on présume que l'utilisation de fumier solide est inversement reliée à l'utilisation de fumier liquide. Les données des enquêtes ont été utilisées pour diviser les

systèmes liquides en trois sous-systèmes de SGF : bassin de terre, réservoir et caillebotis. Le fumier solide est divisé en deux sous-systèmes de SGF : accumulé et en tas, selon les données des enquêtes. Pour chaque sous-système liquide, le fumier a été séparé selon la présence ou l'absence de formation d'une croûte, qui a été établie en fonction des données tirées de l'Enquête sur les pratiques des fermes d'élevage (Sheppard *et al.*, 2010b). Enfin, pour chaque sous-système liquide et solide dans une province donnée, le fumier a été divisé davantage en fonction de l'utilisation de couvertures pendant le stockage de fumier.

Animaux non laitiers

Dans le cas des animaux non laitiers, un sondage auprès de spécialistes de la gestion des fumiers et de la production animale a été mené en 2003–2004 dans le cadre de l'étude de niveau 2 de Marinier *et al.* (2004). Le Tableau A3–38 présente un résumé des moyennes nationales des résultats. En bref, dans les principales catégories de production d'animaux à l'échelle du pays, on traite généralement le lisier de porc comme du fumier liquide, tandis que le fumier de volaille est entreposé de la même façon que le fumier solide. Le fumier solide des bovins de boucherie est généralement soit entreposé, soit dispersé naturellement dans les pâturages, à l'exception de la Colombie-Britannique et du Manitoba, où la majeure partie du fumier est épandue dans les pâturages.

Les bassins anaérobiques et l'épandage quotidien ne sont habituellement pas utilisés pour le stockage du fumier au Canada, bien que certains exemples existent; cependant, ce type de système n'a pas été désigné en particulier lors de la consultation de spécialistes effectuée par Marinier *et al.* (2004), qui est la source de la répartition des données sur les SGF du Canada et, par conséquent, on présume que la quantité de fumier traitée par ces systèmes est négligeable.

A3.4.3.4. Facteur de conversion du méthane (FCM)

Le FCM décrit la proportion du B_0 réalisée, selon le système de stockage et la région climatique. Les valeurs publiées dans les Lignes directrices de 2006 du GIEC ont été utilisées pour tous les animaux, sauf pour la volaille.

Dans le cas de la volaille, dans les systèmes de gestion du fumier liquide, on a utilisé un FCM compatible avec tous les autres systèmes de gestion du fumier liquide d'animaux d'élevage, étant donné que les méthodes

de stockage du fumier liquide de volaille au Canada ne diffèrent pas considérablement de celles des systèmes de stockage utilisés dans les secteurs de la production laitière ou porcine

Dans le cas des secteurs des bovins laitiers et des porcs, les valeurs du FCM tirées des Lignes directrices de 2006 du GIEC ont été attribuées à chacun des sous-systèmes de chaque SGF (Section A3.4.3.3). Dans les sous-systèmes liquides, la valeur du FCM pour les systèmes liquides ou semi-liquides a été utilisée pour les réservoirs et les bassins de terre, tandis que le stockage dans des fosses sous les installations d'animaux en confinement a été utilisé pour les systèmes en caillebotis. Dans le cas des sous-systèmes solides, le FCM pour la gestion sous forme sèche a été utilisé pour le fumier accumulé, tandis que le FCM pour le stockage solide a été utilisé pour les tas de fumier. Dans le cas du secteur des animaux laitiers, un FCM pour la gestion sous forme sèche a également été utilisé pour les parcs d'exercice.

A3.4.3.5. Coefficients d'émission de CH₄ attribuables à la gestion des fumiers de bovins

Les coefficients d'émission pour les bovins élaborés pour le calcul des émissions de CH₄ issues de la

gestion des fumiers varient selon les sous-catégories d'animaux et avec le temps (Tableau A3-42). Les SV étant calculés en fonction de l'EB issue du modèle de production de bovins et de fermentation entérique, une série chronologique de coefficients d'émission a été obtenue pour les bovins afin de prendre en compte : i) la hausse de la productivité des vaches laitières; ii) la variation dans les taux globaux de conversion du méthane tels qu'ils sont touchés par les changements dans les pratiques du stockage du fumier, et iii) la variation du poids vif des bovins non laitiers dont il a été question aux sections A3.4.1, A3.4.3.4 et A3.4.1.1, respectivement. Les coefficients d'émission sont les plus élevés pour les vaches laitières, ce qui tient compte des taux élevés de confinement, de l'utilisation de systèmes de gestion du fumier liquide et de l'apport alimentaire important pour la production soutenue de lait. Les coefficients d'émission liés à la production laitière ont plus que doublé depuis 1990 en raison de l'utilisation accrue de systèmes de gestion du fumier liquide. Les coefficients d'émission pour les bovins de boucherie sont plus bas, étant donné les faibles taux de confinement et l'EB moins élevée et le fait que la plus grande partie du fumier est géré sous forme solide (faible FCM).

Tableau A3-41 Pourcentages de fumier traité par les systèmes de gestion des fumiers (SGF) pour le Canada (par catégorie d'animaux, d'après la répartition des populations en 2017)

Catégorie d'animaux	Systèmes liquides (NL)	Stockage du fumier solide et du fumier sec (NSSD)	Fumiers des pâturages, des grands parcours et des enclos (CEPGE)	Autres systèmes (NO)
Bovins non laitiers	5,2	45	46	4,2
Bovins laitiers	64	18	16	2,9
Volaille	7,0	92	0,6	0,6
Moutons et agneaux	0,1	34	65	0,02
Lamas et alpagas ¹	0,03	28	72	0,02
Porcs	97	3	0	0
Chèvres	0	42	58	0
Chevaux	0	31	68	0,7
Bisons	0,2	42	42	4,0
Chevreaux et élans ²	0	47	50	3,5
Animaux à fourrure ³	0	100	0	0
Mules et ânes ⁴	0	32	68	0,7
Sangliers ³	0	100	0	0

Notes :

- On pose l'hypothèse que le fumier des lamas et des alpagas traité par des SGF est égal à celui des moutons et des agneaux, au niveau provincial
- Répartitions identiques à celles des bovins non laitiers, sauf que les systèmes de gestion de fumiers liquides sont attribués à la catégorie des pâturages, des grands parcours et des enclos (CEPGE).
- Hypothèse de 100% de fumiers solides.
- On pose l'hypothèse que le fumier des mules et des ânes traité par des SGF est égal à celui des chevaux.
- Les chiffres ayant été arrondis, leur somme peut ne pas correspondre à 100 %.
- Les chiffres ayant été arrondis, leur somme peut ne pas correspondre au total indiqué.

Tableau A3-42 Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de bovins, de 1990 à 2017

Coefficients d'émission CE _(MMIT) (kg CH ₄ par animal, par année)								
Année	Vaches laitières	Génisses laitières ¹	Taureaux	Vaches de boucherie	Génisses de boucherie	Génisses pour l'abattage ²	Bouvillons ²	Veaux
1990	13	8	4,5	4,1	3,2	1,9	1,8	2,2
1995	15	9	4,7	4,3	3,2	2,0	1,9	2,1
2000	20	11	4,7	4,5	3,3	2,1	1,9	2,3
2005	26	12	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,4
2006	28	13	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,5
2007	29	13	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,5
2008	30	14	4,6	4,4	3,2	2,1	1,9	2,6
2009	32	15	4,8	4,4	3,2	2,1	2,0	2,7
2010	33	15	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,8
2011	35	16	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2012	35	16	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2013	36	16	4,5	4,3	3,1	2,1	2,0	2,8
2014	36	17	4,7	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2015	37	17	4,9	4,5	3,2	2,2	2,0	2,9
2016	37	17	4,9	4,5	3,2	2,2	2,0	2,9
2017	38	17	5,0	4,5	3,2	2,1	2,0	2,9

Notes :

1. Dans le cas des génisses laitières, les coefficients d'émission ont été estimés à l'aide du B₀ du FCM et des systèmes de gestion des fumiers des vaches laitières.
2. Inscrit en kg/animal/année, mais les émissions sont calculées en fonction du moment de l'abattage.

A3.4.3.6. Coefficients d'émission de CH₄ attribuables à la gestion des fumiers de porcs

Les coefficients d'émission pour les porcs établis pour calculer les émissions de CH₄ attribuables à la gestion des fumiers varient selon la sous-catégorie d'animaux et au fil du temps (Tableau A3-43).

Une série chronologique provinciale de coefficients d'émission a été établie à partir des données sur le porc afin de refléter i) la variation dans les taux de conversion généraux du méthane selon les changements dans les pratiques de gestion des fumiers, et ii) les changements dans les taux de croissance et le poids vif des porcs de marché par catégorie de poids, tel qu'il est expliqué dans les sections A3.4.3.4 et A3.4.1, respectivement.

Les coefficients d'émission pour les porcs dans les catégories de faibles poids et de poids moyens diminuent quelque peu au fil du temps en raison d'augmentations dans le taux de gain de poids et d'augmentations dans le coefficient de conversion du méthane. Par ailleurs, une augmentation croissante dans le coefficient d'émission de la catégorie de poids supérieurs reflète des augmentations dans le poids vif. Une petite diminution dans le coefficient d'émission pour les truies au fil du temps découle de

changements proportionnels dans les populations d'animaux provinciaux, ce qui se traduit par une diminution générale dans les SV.

A3.4.3.7. Coefficients d'émission de CH₄ attribuables à la gestion des fumiers pour tous les autres animaux

Les coefficients d'émission attribuables à la gestion des fumiers pour les catégories d'animaux autres que les bovins varient selon les sous-catégories d'animaux, mais sont constants dans le temps (Tableau A3-44). Dans le cas des plus grandes catégories d'animaux autres que des Bovins, soit les Porcs, les Moutons et les Volailles, on tient compte des étapes de croissance. Les calculs de coefficients d'émission utilisent les valeurs de SV tirées de Marinier *et al.* (2004). Toutefois, les coefficients d'émission ont été recalculés afin d'intégrer les informations scientifiques les plus récentes sur le B₀ et le FCM, tirées des Lignes directrices de 2006 du GIEC (GIEC, 2006). Les coefficients d'émission les plus élevés sont associés aux porcs; leur valeur varie de 1,8 à 7,9 kg de CH₄/animal par année, selon l'étape de croissance, à cause du pourcentage élevé de fumier qui est stocké sous forme liquide. Les coefficients d'émission associés à d'autres catégories mineures

Tableau A3-43 Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH₄ de la gestion des fumiers pour les sous-catégories de bovins de 1990 à 2017

CE _(MM) (kg CH ₄ par animal, par année)					
Année	Verrats	Truies	Porcs (< 20 kg)	Porcs (20-60 kg)	Porcs (> 60 kg)
1990	7,0	7,3	2,1	4,5	8,2
1995	7,0	7,2	2,1	4,5	8,3
2000	7,0	7,2	2,1	4,4	8,5
2005	7,0	7,1	2,1	4,4	8,5
2006	7,0	7,1	2,1	4,3	8,5
2007	7,0	7,1	2,1	4,4	8,6
2008	7,0	7,1	2,1	4,3	8,6
2009	7,0	7,0	2,1	4,3	8,6
2010	7,0	7,0	2,1	4,3	8,6
2011	7,0	7,0	2,1	4,3	8,7
2012	7,0	7,0	2,1	4,3	8,8
2013	7,0	7,0	2,1	4,3	8,8
2014	7,0	7,0	2,1	4,3	8,9
2015	7,0	7,0	2,1	4,3	8,9
2016	7,0	7,0	2,1	4,3	9,0
2017	7,0	7,0	2,1	4,2	9,0

Tableau A3-44 Coefficients d'émission de CH₄ pour la gestion des fumiers d'animaux autres que les bovins, 2017

Catégories autres que celle des bovins	Coefficients d'émission pour la gestion des fumiers CD(MM) (kg CH ₄ par animal, par année)
Autres animaux d'élevage	
Moutons	0,33
Agneaux	0,22
Chèvres	0,32
Chevaux	2,6
Bisons	2,1
Élans et chevreuils	0,22
Sangliers ¹	0,56
Renards	0,68
Visons	0,68
Lapins	0,08
Mules et ânes	0,76
Volaille	
Poulets	0,03
Poules	0,12
Dindes	0,10
Note :	
Coefficient d'émissions basé sur les valeurs pour les porc, dans l'hypothèse de 100 % de fumiers solides	

tendent à être faibles à cause de l'importante proportion de fumier épandu sur les pâturages, dans les grands parcs et dans les enclos, ou sous forme solide, dans les enclos et les parcs clôturés. Lorsque les coefficients d'émission par défaut ou des sources de renseignements propres à chaque pays ne sont pas disponibles pour les catégories mineures de bétail, des variables substitutives logiques sont

utilisées pour procéder à l'estimation des émissions. Les coefficients d'émission associés à la gestion des fumiers de bisons sont les mêmes que ceux utilisés pour les bovins non laitiers pour chacune des provinces. Les chevaux sont utilisés comme variables substitutives pour les mules et les ânes, les porcs pour les sangliers et les moutons pour les lamas et les alpagas. Ces variables substitutives sont fondées sur les similitudes des espèces ainsi que sur celles des pratiques d'élevage.

A3.4.3.8. Évaluation du choix des paramètres par rapport à des travaux de recherche canadiens

La catégorie de Gestion des fumiers faisait l'objet d'un processus d'AQ/CQ de niveau 2 pour le secteur de l'Agriculture (MacDonald et Liang, 2011) dans le rapport de 2011, ce qui comprenait un examen et une compilation d'études canadiennes sur les émissions de méthane issues du stockage de fumier.

Peu d'études ont été effectuées pour mesurer les émissions issues du stockage des fumiers ou quantifier les caractéristiques du fumier et les modes de stockage du fumier qui influent sur les émissions, au Canada. Les coefficients d'émission observés sont très variables, et c'est aussi le cas des techniques de mesure. Compte tenu de la variabilité méthodologique, il est extrêmement difficile de

comparer des paramètres particuliers utilisés dans les calculs de niveau 2. Le FCM du fumier liquide stocké, estimé à partir de mesures effectuées sur place, a varié de plus de 100 % (ce qui porte à croire que le B_0 est également sous-estimé) jusqu'à aussi peu que 14 % dans le cas du fumier de porcs, et de 4 % à 62 % dans le cas de celui des bovins laitiers, sans mesures d'atténuation en place (Kaharabata *et al.*, 1998, Massé *et al.*, 2003 et 2008, Wagner-Riddle *et al.*, 2006, Laguë *et al.*, 2005, Park *et al.*, 2006 et 2010, VanderZaag *et al.*, 2009 et 2010). Quelques études ont été effectuées au Canada sur les émissions issues de fumiers solides et d'autres méthodes de stockage (compostage) (Pattey *et al.*, 2005, Xu *et al.*, 2007, Hao, 2007, Hao *et al.*, 2001b, 2008, 2009, 2010a et 2010b). Comme c'est le cas pour les systèmes de gestion du fumier liquide, la variabilité des émissions et des méthodes rendent difficiles les comparaisons avec les paramètres du GIEC.

Godbout *et al.* (2010) a effectué une analyse d'un petit échantillon d'exploitations agricoles de l'Est du Canada et a supposé que les valeurs de B_0 pour les porcs, les bovins de boucherie et les bovins laitiers étaient de 0,47-0,42, 0,21-0,19 et 0,35-0,30 respectivement. Les valeurs pour les bovins de boucherie et les porcs sont conformes aux valeurs par défaut du GIEC, mais les bovins laitiers font exception, les valeurs de B_0 observées étant 50 % plus élevées que les valeurs par défaut. Comme il s'agissait d'une mesure unique, d'autres analyses de B_0 sont nécessaires pour de nombreuses régions et pratiques de production.

Les quantités de solides volatils stockées dans les systèmes de gestion des fumiers pour différentes catégories d'animaux tendent à être conformes avec les quantités estimées dans les calculs d'inventaire. La variabilité observée dans les études est donc probablement due à une combinaison de différences dans les méthodes de mesure, à la variabilité des caractéristiques des fumiers (B_0) et à des différences dans un certain nombre de facteurs physiques et biochimiques correspondant à chaque situation expérimentale, qui ne sont pas pris en compte dans le modèle de niveau 2 du GIEC. Ces facteurs comprennent, entre autres : la température, la composition des fumiers, les dimensions des installations de stockage du fumier, la durée de stockage et les procédures de nettoyage des installations de stockage, tous ces facteurs pouvant influencer sur les émissions issues du stockage des fumiers (Pattey *et al.*, 2005, Laguë *et al.*, 2005, Park *et al.*,

2006, 2010, Wagner-Riddle *et al.*, 2006, Massé *et al.*, 2008, et VanderZaag *et al.*, 2009 et 2010). Qui plus est, ces facteurs ne sont pas contrôlés dans le cadre des études, ce qui rend les comparaisons encore plus difficiles. Des études factorielles plus normalisées sont nécessaires pour comprendre le poids relatif des facteurs importants qui influent sur les émissions issues du stockage des fumiers et pour affiner les méthodes d'estimation des émissions.

Compte tenu des résultats de recherche actuels, aucun biais précis ne peut être déterminé dans les résultats de gestion des fumiers, étant donné qu'il n'y a pas de norme claire permettant d'évaluer si les paramètres du GIEC sont appropriés pour estimer les émissions issues des systèmes de gestion des fumiers.

Desjardins *et al.* (2018) a mesuré le flux de CH_4 pour les systèmes complets des exploitations agricoles, dont la gestion du fumier et les émissions dues à la fermentation entérique prises par aéronef, et a comparé des estimations descendantes avec une estimation d'inventaire ascendante ajustée en fonction de l'empreinte pour les émissions dans une région agricole de l'est de l'Ontario, au Canada. Ils ont conclu que lorsqu'un milieu humide situé dans l'empreinte du flux représente moins de 10 %, les estimations descendantes et ascendantes s'inscrivaient dans les limites de l'erreur de mesure. Toutefois, ils ont constaté que les flux de CH_4 descendants surestimaient considérablement les émissions de méthane lorsque la contribution des milieux humides n'était pas prise en compte dans les sources possibles. La cartographie à petite échelle des milieux humides était nécessaire pour quantifier efficacement les sources naturelles d'émissions de méthane. Lorsque les estimations à partir des deux méthodes étaient incompatibles, l'écart était lié à une augmentation de la zone fractionnée de milieux humides dans l'empreinte de flux et à une augmentation de la température de surface.

A3.4.3.9. Incertitude concernant les émissions de CH_4 attribuables à la gestion des fumiers

Les émissions de méthane attribuables à la gestion des fumiers ont été prises en compte dans l'analyse d'incertitude exhaustive dont il est question à la section A3.4.2.4. Comme c'était le cas pour la fermentation entérique, l'analyse a été fondée sur une étude récente de Karimi-Zindashty *et al.*

(2012) et sur un principe de précaution selon lequel on a intentionnellement établi avec prudence les distributions de probabilité des paramètres pour lesquels on possédait très peu d'information (Tableau A3–45). Il existe très peu de données sur les distributions de probabilité des coefficients utilisés dans les modèles de gestion des fumiers de niveau 2 du GIEC; donc, la principale source de distributions de probabilité a été l'avis des experts, et plus particulièrement les avis présentés dans le rapport de Marinier *et al.* (2004). Comme pour la fermentation entérique, l'incertitude relative pour l'analyse de 2012 a été appliquée à l'année en cours et aucune nouvelle analyse d'incertitude n'a été menée pour les changements au modèle pour les bovins laitiers.

L'incertitude sur les populations des catégories clés d'animaux est la même que celle dont il est question à la section A3.4.2.3; les distributions utilisées pour déterminer les incertitudes sont présentées au Tableau A3–35.

Les paramètres utilisés pour calculer des coefficients d'émission de niveau 2 pour la gestion des fumiers de tous les animaux peuvent être divisés en deux catégories : les paramètres associés aux calculs des solides volatils, et les paramètres propres aux calculs des coefficients d'émission de niveau 2 du GIEC. Les intervalles de confiance attribués aux coefficients utilisés aux fins du calcul des solides volatils étaient relativement petits comparativement à ceux utilisés pour calculer des coefficients d'émission. À l'exception de la teneur en cendres des fumiers, les paramètres tendant à être inférieurs à 10 %, surtout parce que des paramètres tels que la MSI et l'ED sont des valeurs que les producteurs connaissent très bien et qui permettent un certain degré de confiance. Pour ce qui est des bovins, les solides volatils varient en fonction de l'énergie brute (EB) consommée et présentent subséquemment une variabilité similaire à celle du coefficient d'émission établi pour la fermentation entérique (± 19 %).

La plupart des distributions de probabilité pour les coefficients utilisés dans les équations de niveau 2 du GIEC servant à calculer les coefficients d'émission sont directement tirées des travaux de Karimi-Zindashty *et al.* (2012), qui ont établi les distributions à partir des opinions d'experts énoncées dans le rapport de Marinier *et al.* (2004), ou directement des Lignes directrices de 2006 du GIEC. L'incertitude quant au B_0 provient des travaux de Marinier *et al.* (2004), mais aucune source fiable n'a pu être trouvée pour

l'estimation de l'incertitude liée au FCM. Dans le cadre de l'étude actuelle, une grande plage d'incertitude (± 45 % de la moyenne) a été utilisée, d'après l'avis d'experts; le choix de cette valeur indique simplement que le degré de confiance à l'égard du FCM est faible. La valeur réelle de l'estimation de l'incertitude totale liée à la gestion des fumiers doit donc être considérée comme étant hautement tributaire d'une valeur et d'une fonction de distribution de probabilité qui sont très incertaines.

Contrairement à l'étude de Karimi-Zindashty (2012), l'analyse actuelle a été fondée sur une distribution provinciale des systèmes de gestion des fumiers; les plages d'incertitude ont été estimées à partir des valeurs indiquées dans différents rapports (Koroluk et Bourque, 2003; BPR-Infrastructure, 2008) et enquêtes (Sheppard *et al.*, 2009, 2010, 2011; Sheppard et Bittman, 2011) provinciaux et nationaux. Dans le cas des bovins laitiers, on a établi la limite inférieure concernant les systèmes de gestion du fumier liquide en comparant différents rapports selon lesquels le fumier traité par des systèmes de gestion du fumier liquide pouvait présenter une variation allant jusqu'à plus ou moins 10 % par rapport à l'estimation de Marinier *et al.* (2005). De plus, les systèmes de gestion du fumier liquide ont semblé gagner du terrain de façon continue au fil du temps. La limite supérieure a donc été établie à 25 %, d'après le taux d'adoption des systèmes de gestion du fumier liquide indiqué par BPR-Infrastructure (2008) et le nombre d'années écoulé depuis l'étude de Marinier *et al.* (2005). Dans le cas des porcs, la limite supérieure concernant les systèmes de gestion du fumier liquide a été fixée à 100 %. Les limites inférieures concernant les autres systèmes de gestion des fumiers pour tous les types d'animaux ont été fixées à 0, ce qui tend également à désaxer les distributions de probabilité. Cette approche a entraîné des distributions non symétriques pour tous les systèmes de gestion des fumiers. L'approche utilisée a causé une augmentation de l'incertitude liée à chaque système de gestion des fumiers par rapport à l'étude Karimi-Zindashty, mais a probablement réduit son effet sur l'incertitude liée aux émissions nationales, car les systèmes de gestion des fumiers ont été répartis à l'échelle provinciale, et la somme des systèmes de gestion des fumiers a été fixée à 100 %.

L'analyse des tendances réalisée à l'aide du MSEC a permis de quantifier l'incertitude liée à l'ampleur de la variation des émissions avec le temps pour ce qui est de la gestion des fumiers. Tout comme dans le

Tableau A3-45 **Incertitudes sur les données d'entrée, sources d'incertitude et catégories spatiale et animale auxquelles l'incertitude est attribuée, pour les paramètres utilisés aux fins d'estimation des émissions de méthane résultant de la gestion des fumiers**

Catégorie de paramètre	Paramètre/catégorie ou sous-catégorie d'animaux	Type de distribution	Plage d'incertitude		Catégorie spatiale/animale	Estimation de la distribution de l'incertitude – Source et notes			
			Plage	Valeur la plus probable ¹					
Calcul des solides volatils (Équation A3–23 et Équation A3–24)									
Matière sèche ingérée (MSI)									
– Porcs		Triangulaire			National/ sous-catégorie	Marinier <i>et al.</i> (2004)			
	Verrats		1,2–3,4	2,28					
	Truies		2,0–2,5	2,25					
	Porcs < 20 kg		0,55–0,72	0,68					
	Porcs 20–60 kg		0,63–2,1	1,75					
	Porcs > 60 kg		2,1–3,3	2,7					
– Volaille									
	Poules pondeuses		7,4–9,9	9,85					
	Poule à chair		0,085–0,088	0,086					
	Dindes		0,23–0,53	0,27					
– Autres animaux d'élevage									
	Moutons		1,2–3,0	2					
	Agneaux		1,2–1,6	1,35					
	Chèvres		1,4–2,3	1,75					
	Chevaux	7,4–9,9	9,85						
	Bisons	6,8–10,1	8,43						
Cendres									
– Bovins		Triangulaire	3,9–11	8	National/catégorie ²	Marinier <i>et al.</i> (2004)			
– Porcs			3,9–11	4,8–5,1					
– Volaille									
	Poules pondeuses		3,9–11	10					
	Poules à chair		3,9–11	7					
	Dindes		3,9–11	5					
– Autres animaux d'élevage									
	Moutons		3,9–11	8					
	Agneaux		3,9–11	8					
	Chèvres		3,9–11	8					
	Chevaux		3,9–11	4					
	Bisons		3,9–11	8					
Énergie digestible (ED)									
– Bovins			Normale	Pâturage ±9 % Confinement ±9 % Semi-finition ±7,5 % Aliments préparés ±5,5 %			Provincial/sous-catégorie de production	Dérivé de données brutes fournies par Valacta Dairy Services	
– Porcs		±9%		Provincial/catégorie					
– Volaille									
	Poules pondeuses	±5.5%		National/sous-catégorie					
	Poules à chair								
	Dindes								
– Autres animaux d'élevage									
	Moutons	±9%		Provincial/catégorie					
	Agneaux								
	Chèvres								
	Chevaux								
	Bisons								

Tableau A3-45 **Incertitudes sur les données d'entrée, sources d'incertitude et catégories spatiale et animale auxquelles l'incertitude est attribuée, pour les paramètres utilisés aux fins d'estimation des émissions de méthane résultant de la gestion des fumiers (continué)**

Catégorie de paramètre	Paramètre/catégorie ou souscatégorie d'animaux	Type de distribution	Plage d'incertitude		Catégorie spatiale/animale	Estimation de la distribution de l'incertitude – Source et notes
			Plage	Valeur la plus probable ¹		
Calcul des coefficients d'émission (Équation A3–22)						
Facteur de conversion du méthane (FCM)						
	Tous les animaux	Normale	±45 %		National	Karimi-Zindashty <i>et al.</i> (2012) – selon l'opinion d'experts
Potentiel maximal de production de méthane (B ₀)						
	– Bovins laitiers	Triangulaire	0,1–0,24	0,24	National/catégorie	Karimi-Zindashty <i>et al.</i> (2012) – GIEC (2006)/Marinier <i>et al.</i> (2004)
	– Bovins non laitiers		0,19–0,33	0,19		
	– Porcs		0,32–0,48	0,48		
	– Volaille		0,24–0,39	0,32		
	– Moutons et agneaux		0,19–0,36	0,19		
	– Chèvres		0,15–0,19	0,18		
	– Chevaux		0,30–0,36	0,3		
	– Bisons		0,19–0,33	0,19		
Système de gestion des fumiers (SGF) ⁵						
	Bovins laitiers	Triangulaire	LI : VPP – 10 % LS : VPP + 25 %	VPP ₄ de Marinier <i>et al.</i> (2005)	Provincial/catégorie	Opinion d'experts, limites fondées sur l'interprétation de multiples sources de données Variable à corrélation interne ³ On a autorisé la variation des systèmes liquides selon des distributions triangulaires non symétriques
	Porcs		LI : VPP – 10 % LS : 100 %	VPP de Marinier <i>et al.</i> (2005)		
	Bovins non laitiers	Normale	±17 %	±17 %		Marinier <i>et al.</i> (2005) Variable à corrélation interne ³
	Volaille					
	Moutons et agneaux					
	Chèvres					
	Chevaux					
	Bisons					

Notes :

1. Indication de la valeur la plus probable lorsque la distribution est triangulaire; simple indication de ±% pour les distributions normales.

2. La teneur en cendres peut varier d'une province à l'autre pour les porcs.

3. Par corrélation interne, on entend la mesure d'une valeur exprimée en proportion d'un tout, c'est-à-dire en proportion d'un total équivalent à 100 %.

4. VPP – valeur la plus probable; LI – limite inférieure; LS – limite supérieure.

5. Valeurs qu'on a laissé varier de manière indépendante dans l'analyse des tendances.

cas de la fermentation entérique, pour la tendance à long terme, on a calculé les émissions pour 1990 et pour 2013 simultanément, et dans les estimations, on a permis uniquement aux paramètres dépendants du temps de varier de façon indépendante. Une description détaillée de l'analyse des tendances est donnée à la section 00. Les paramètres qui pouvaient varier de manière indépendante dans l'analyse des tendances relative à la gestion des fumiers étaient les populations animales, la production laitière et la teneur en matières grasses chez les bovins laitiers, le poids des bovins de boucherie et le SGF (indiqués par un « 7 » en indice supérieur au Tableau A3-35 et par un « 5 » en indice supérieur au Tableau A3-45). Avant 2004, la

limite inférieure pour les SGF liquides était calculée d'après le taux d'adoption des systèmes de gestion du fumier liquide et le nombre d'années écoulées depuis l'étude de Marinier *et al.* (2005), tout comme pour la limite supérieure. Cette méthode a donné lieu à des distributions non symétriques pour tous les systèmes de gestion des fumiers et, pour ce qui est de l'analyse des tendances, elle a modifié la symétrie des distributions de probabilité des systèmes liquides entre l'année de référence et l'année en cours. L'incertitude des tendances pour l'année 2017 était fondée sur l'analyse des tendances pour 2012.

Le sommaire des résultats de l'analyse d'incertitude portant sur les émissions des systèmes de gestion des

fumiers est présenté au chapitre 5. En résumé, la plage d'incertitude utilisée pour déterminer l'incertitude rapportée au chapitre 5 pour les émissions de 2014 provenant de la gestion des fumiers est de 60 % (-32 % à +27 % de la moyenne). Comme c'est le cas pour la fermentation entérique, les coefficients d'émission représentent la majeure partie de l'incertitude. Les coefficients d'émission se situent dans une plage d'incertitude de -34 % à +62 % pour les bovins non laitiers, et une plage de -60 % à +50 % pour les bovins laitiers. Les coefficients d'émission établis pour les porcs, qui constituent la catégorie affichant la plus importante contribution aux émissions provenant de la gestion des fumiers, se situent dans une plage d'incertitude -51 % à +43 %. La contribution de tous les autres animaux aux émissions totales est faible, c'est-à-dire de 0,19 Mt d'éq. CO₂ dans une plage d'incertitude de 0,13 (-35 % de la moyenne) à 0,23 (+15 % de la moyenne). Dans l'ensemble, comme c'était le cas pour la fermentation entérique, les émissions moyennes estimées pour les bovins laitiers et les bovins non laitiers à l'aide du modèle stochastique sont légèrement plus élevées que celles calculées à l'aide de modèles non stochastiques et tendent à être légèrement biaisées vers la limite inférieure, ce qui indique une tendance à la hausse des émissions. Toutefois, les émissions moyennes estimées pour les porcs et les autres animaux à l'aide du modèle stochastique sont légèrement inférieures aux estimations d'émissions, et la distribution des estimations d'émissions tend à être légèrement biaisée vers la limite supérieure, ce qui indique une tendance à la baisse des émissions. Cette distribution asymétrique est manifeste lorsqu'on observe la plage d'incertitude des coefficients d'émission (p. ex. 34 % à +62 % pour les bovins non laitiers). L'asymétrie de la plage d'incertitude est vraisemblablement due à une combinaison des distributions de probabilité asymétriques concernant les systèmes de gestion des fumiers, et des facteurs ayant influé sur la distribution des estimations des émissions provenant de la fermentation entérique pour les bovins, et plus particulièrement les distributions asymétriques concernant la semi-finition des animaux de boucherie et la distribution uniforme utilisée pour l'énergie nette mobilisée par la perte de poids pendant la lactation chez les bovins laitiers.

En se basant sur l'analyse de tendance, il n'y a pas eu d'augmentation détectable des émissions dues à la gestion des fumiers depuis 1990, les variations pouvant aller d'une diminution de -10 % à une augmentation de 8 %, bien qu'il soit probable qu'il y ait eu une augmentation des émissions d'environ 5,5 %.

L'hypothèse selon laquelle le stockage de fumier liquide et le stockage d'autres types de fumier ont augmenté avec le temps influe sur la tendance. Ainsi, en Ontario en 1990, dans le cas des bovins laitiers, la distribution triangulaire utilisée pour le pourcentage de fumier traité dans les systèmes de gestion du fumier liquide s'appuyait sur une limite inférieure de 16 %, une valeur plus probable de 40 % et une limite supérieure de 42 %; en 2010, la limite inférieure était de 37 %, la valeur plus probable de 40 % et la limite supérieure de 59 %. L'utilisation d'une distribution asymétrique, ce qui indique qu'il y a une probabilité accrue qu'un moins grand nombre de bêtes aient été élevées selon des systèmes de gestion du fumier liquide par le passé, vient contrebalancer l'augmentation des populations animales. Par conséquent, il est dans l'ensemble improbable qu'avec le temps il y ait une augmentation des émissions attribuables à la gestion du fumier, et notamment dans le cas des bovins de boucherie.

La plage d'incertitude de l'analyse effectuée en 2012 était légèrement inférieure à celle de l'analyse précédente (2 %), ce qui est probablement dû à la combinaison de valeurs d'incertitude plus basses pour les populations d'animaux selon le recensement et de modifications des limites d'incertitude relatives aux SGF avec l'ajout de deux années à la période du relevé original. Dans l'ensemble, la plage d'incertitude des émissions provenant de la gestion des fumiers, établie par la présente analyse, est légèrement inférieure aux données indiquées par Karimi-Zindashty *et al.* (2012), les proportions de fumiers traités selon les différents systèmes de gestion des fumiers ayant été réparties à l'échelle provinciale dans la présente analyse, alors qu'une moyenne nationale a été utilisée dans la publication de 2012. Monni *et al.* (2007) ont estimé à environ ± 30 % l'incertitude liée au coefficient d'émission de CH₄ attribuable à la gestion des fumiers, en se fondant uniquement sur l'opinion d'experts. Comme c'était le cas pour la fermentation entérique, Karimi-Zindashty *et al.* (2012) ont démontré que la majeure partie de l'incertitude associée au modèle de gestion des fumiers est due à l'utilisation de paramètres par défaut du modèle du GIEC qui sont appliqués à l'échelle nationale, et plus particulièrement du FCM. En calculant des FCM pour différentes régions et différentes structures de stockage, on pourrait réduire l'incertitude de manière significative. De futurs travaux porteront sur l'incertitude des tendances et l'amélioration des distributions de probabilité concernant des paramètres propres au pays qui existent déjà dans le modèle. Comme le FCM guide l'incertitude liée à la gestion du fumier, on ne croit pas que des changements dans le modèle lié aux

bovins laitiers ou aux porcs auraient une incidence considérable sur l'incertitude associée à la gestion du fumier nationale. Cependant, l'introduction d'une série chronologique de SGF pour le secteur des bovins laitiers et des porcs pourrait jouer un rôle important lorsqu'il s'agit d'influer sur l'incertitude des tendances pour les émissions associées à la gestion du fumier.

A3.4.4. Émissions de N₂O attribuables à la gestion des fumiers

Les émissions de N₂O attribuables aux systèmes de gestion des fumiers découlent de la minéralisation des matières organiques ainsi que de la nitrification et de la dénitrification de l'azote minéral, directement et indirectement.

A3.4.4.1. Émissions directes de N₂O attribuables à la gestion des fumiers

Trois facteurs sont nécessaires pour estimer, à l'aide de la méthode de niveau 1 du GIEC, les émissions de N₂O attribuables à ces systèmes : 1) les taux d'excrétion d'azote pour les diverses catégories et sous-catégories d'animaux, 2) les types de systèmes de gestion des fumiers et 3) les coefficients d'émission associés à chacun des systèmes de gestion des fumiers.

Taux d'excrétion d'azote pour diverses espèces d'animaux d'élevage

Le taux d'excrétion d'azote du fumier de bovins et de porcs varie selon la sous-catégorie d'animaux et au fil de la série chronologique, en raison de la prise de poids moyenne des animaux.

Dans le cas des bovins laitiers, l'apport en azote provenant de l'alimentation a augmenté de manière constante depuis 1990, afin de répondre aux besoins en protéine pour assurer la production soutenue de lait (Tableau A3-31) et, par conséquent, une augmentation correspondante dans les taux d'excrétion d'azote associés aux vaches laitières (Tableau A3-46) a été calculée à l'aide de la méthode de niveau 2 dans les Lignes directrices de 2006 du GIEC.

Dans le cas des bovins non laitiers, les valeurs annuelles de poids vif (section A3.4.1.1) ont été multipliées par le taux d'excrétion d'azote par défaut du GIEC (GIEC, 2006) pour donner une série chronologique des taux d'excrétion d'azote du fumier (Tableau A3-46).

Dans le cas des porcs, des paramètres distincts ont été utilisés pour estimer le taux d'excrétion d'azote de sous-catégories d'animaux de reproduction et d'animaux de marchés. Dans le cas des porcs

Tableau A3-46 **Série chronologique des taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour les espèces bovines (kg de N/animal/année)¹**

(kg N/animal/année)								
Année	Bovins laitiers	Génisses laitières	Taureaux	Vaches de boucherie	Génisses de boucherie	Génisses prêtes pour l'abattage ²	Bouvillons ²	Veaux
1990	107	72	88	58	45	45	48	27
1995	110	72	99	65	50	55	57	27
2000	114	73	103	70	54	60	61	27
2005	116	73	102	68	52	61	61	26
2006	116	73	102	69	53	61	62	26
2007	116	74	102	69	53	62	62	27
2008	119	74	102	70	53	62	62	27
2009	121	75	107	69	53	62	63	27
2010	123	76	113	69	53	62	63	27
2011	122	76	112	69	53	62	64	27
2012	122	76	114	69	53	65	65	27
2013	126	76	99	69	53	64	65	27
2014	125	76	103	70	53	63	64	27
2015	123	76	111	74	56	65	66	27
2016	123	76	112	75	58	66	67	27
2017	121	76	114	75	57	65	66	26

Notes :

1. Le taux d'extraction d'N pour les bovins non-laitier est de 0,31 kg N-1000 kg⁻¹ -jour⁻¹ (IPCC 2006 Tableau 10.19). Source des données : GIEC (2006), volume 4, Agriculture, Foresterie et autres affectations des terres.

2. Les valeurs sont corrigées en fonction des animaux de boucherie.

de marché, des augmentations dans le taux de croissance et le poids vif ont été utilisées pour établir une série chronologique de la masse animale propre au pays par étape de production, qui a été multipliée par un taux d'excrétion d'azote tiré du tableau 10.19 des Lignes directrices de 2006 du GIEC. Dans le cas des animaux de reproduction, le taux d'excrétion d'azote par défaut du GIEC a été multiplié par la masse animale par défaut du GIEC.

Les taux d'excrétion annuels d'azote du fumier d'animaux d'élevage autres que les bovins, selon les valeurs par défaut de niveau 1 du GIEC (GIEC, 2006), varient selon la catégorie d'animaux d'élevage. Le taux d'excrétion associé à la volaille est élevé (Tableau A3-48), alors que les chevaux et les bisons présentent les plus faibles taux d'excrétion. Cependant, sur une base individuelle, les bisons présentent les taux d'excrétion d'azote les plus élevés dans la catégorie des animaux autres que les bovins. Les valeurs par défaut de niveau 1 pour les animaux à fourrure et les lapins présentent des taux d'excrétion exceptionnellement élevés compte tenu de leur taille (Tableau A3-48), mais sont censées être fondées sur les animaux reproducteurs et leur attribuent tout le fumier produit à la ferme.

Coefficients d'émission associés aux SGF

Le type de SGF a une incidence considérable sur les émissions de N_2O . Les systèmes moins aérés, comme les systèmes liquides, génèrent peu de N_2O , tandis que les parcs d'élevage en produisent davantage. Cependant, on ne dispose au Canada que de fort peu de données scientifiques sur le volume des émissions de N_2O associées à un système quelconque de gestion des fumiers. Nous avons donc utilisé les coefficients d'émission par défaut du GIEC énumérés à l'annexe 6 pour estimer ces émissions. Dans le cas des animaux d'élevage du secteur des bovins laitiers et des porcs, les coefficients d'émission de N_2O pondérés ont été calculés à l'aide de la proportion de fumier dans chaque sous-système de SGF (voir section A3.4.3.3), et les coefficients d'émission par défaut correspondants (annexe 6) pour produire une série chronologique des coefficients d'émission de N_2O par SGF.

Le Tableau A3-41 résume la répartition des systèmes de gestion du fumier au Canada, par catégorie d'animaux. Les émissions de N_2O attribuables au fumier présent dans les pâturages, les grands parcs et les enclos ne sont pas indiquées dans la catégorie Gestion du fumier, puisqu'elles sont déclarées dans la

Tableau A3-47 **Série chronologique des taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour les porcs**
(kg de N/animal/année)^{1,2}

(kg N/animal/année)					
Année	Truies	Verrats	Porcs (<20 kg)	Porcs (20-60 kg)	Porcs (>60 kg)
1990	17	17	1,6	7,3	15,0
1995	17	17	1,7	7,3	15,2
2000	17	17	1,7	7,3	15,6
2005	17	17	1,7	7,2	15,7
2006	17	17	1,6	7,1	15,7
2007	17	17	1,7	7,2	15,9
2008	17	17	1,7	7,2	15,9
2009	17	17	1,7	7,2	16,1
2010	17	17	1,7	7,2	16,2
2011	17	17	1,7	7,1	16,2
2012	17	17	1,7	7,1	16,4
2013	17	17	1,7	7,1	16,5
2014	17	17	1,7	7,2	16,6
2015	17	17	1,7	7,1	16,7
2016	17	17	1,7	7,1	16,9
2017	17	17	1,7	7,1	16,9

Notes :

1. Le taux d'extraction d'azote pour les porcs de reproduction est de 0,24 kg N-1000 kg⁻¹-jour⁻¹ (tableau 10.19 de 2006 du GIEC). Source des données : GIEC (2006), volume 4, Agriculture, Foresterie et autres affectations des terres.
2. Le taux d'extraction d'azote pour les porcs de marché est de 0,53 kg N-1000 kg⁻¹-jour⁻¹ et a été calculé en fonction de la valeur du marché de 0,24, d'un taux d'excrétion général pour les porcs de 0,50 et de la proportion de pondération indiquée dans la note en bas de page du tableau 10.19. Sources des données : GIEC (2006), volume 4, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres.

catégorie Sols agricoles, section A3.4.5.1. Des données détaillées sur les populations d'animaux figurent à la section A3.4.1.

Les émissions directes de N_2O attribuables à la gestion du fumier sont estimées comme suit à l'aide de la méthode de niveau 1 du GIEC (Équation A3-26) :

Équation A3-26 :

$$N_2O_{D(gf)} = \sum_i \sum_{SGF} (N_{i,T} \times N_{i,SGF} \times N_{EX,T}) \times CE_{SGF} \times \frac{44}{28}$$

$N_2O_{D(gf)}$ = émissions pour les toutes les catégories de SGF et de bovins, sauf les émissions de l'urine et du fumier déposés sur les pâturages, les grands parcs et les enclos (kg N_2O /année)
 $N_{i,T}$ = population animale pour la T^e catégorie ou sous-catégorie animale par province *i*
 $N_{i,SGF}$ = pourcentage d'azote provenant de fumier traité par chaque SGF dans la province *i*, fraction (voir le Tableau A3-38)
 $N_{EX,T}$ = taux d'excrétion d'azote pour la T^e catégorie ou sous-catégorie animale (voir le Tableau A3-43 pour les bovins et le Tableau A3-45 pour les animaux autres que les bovins), kg N/animal/année
 CE_{SGF} = coefficients d'émission de N_2O attribuables à la gestion du fumier pour chaque SGF particulier (voir l'annexe 6), kg N_2O -N/kg N
 $44/28$ = coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

A3.4.4.2. Émissions indirectes de N_2O attribuables à la gestion du fumier

Durant le stockage et la manutention du fumier animal, des pertes d'azote surviennent par les voies indirectes suivantes : i) volatilisation de l'azote du fumier sous forme de NH_3 et de NO_x , puis nouveau dépôt subséquent; et ii) lessivage et ruissellement de l'azote. Le lessivage est estimé seulement pour les bovins laitiers, lorsque des renseignements propres au pays sur la fraction d'azote perdue attribuable au lessivage et au ruissellement sont disponibles. Ces déperditions d'azote du fumier peuvent engendrer des émissions de N_2O (Équation A3-27 et Équation A3-28).

Dans le cas des secteurs des bovins laitiers et des porcs, l'introduction d'une série chronologique de gestion du fumier qui tenait compte d'une plus grande variété de conditions de stockage du fumier entraîne des changements dans la fraction de l'azote du fumier qui est perdue pendant la période de déclaration (Tableau A3-49). Un passage du stockage de fumier solide à des systèmes liquides, une augmentation du nombre de systèmes de stockage du fumier couverts et, dans le cas du secteur des bovins laitiers, un changement dans le temps passé dans le pâturage ont entraîné une diminution de la proportion de l'azote total perdu dans l'environnement au fil du temps.

Tableau A3-48 Taux d'excrétion d'azote provenant du fumier pour tous les autres animaux

Catégories d'animaux	Taux d'excrétion d'azote ¹ (kg de N/1000 kg/jour)	Poids corporel moyen ² (kg)	Taux d'excrétion annuel d'azote par le fumier (kg de N/animal/année)
Moutons	0,42	27	4,1
Agneaux	0,42	27	4,1
Chèvres	0,45	64	10,5
Chevaux	0,3	450	49,3
Lamas et alpagas	0,42	112	17,2
Bisons	0,32	580	67,6
Poules	0,83	1,8	0,5
Poules à chair	1,1	0,9	0,4
Dindes	0,74	6,8	1,8
Élans et chevreuils	0,31	120	13,6
Sangliers ³	0,5	61	11,1
Renards	18,4	1,8	12,1
Visons	7	1,8	4,6
Lapins	13,9	1,6	8,1
Mules et ânes	0,3	245	26,8

Notes :

1. Source des données : GIEC (2006).

2. Pour les bisons, le poids vif moyen des bisons provient du RIN des États-Unis.

3. Équivalent au taux d'excrétion général des porcs de 0,50 kg N-1000 kg- 1 jour (tableau 10,19 de 2006 du GIEC). Source des données : GIEC (2006), volume 4, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres.

Équation A3-27 :

$$N_2O_{G(gf)} = \sum_i \sum_{SGF} (N_{i,T} \times N_{i,SGF} \times N_{EX,T} \times \text{Frac}_{GazGF(T,SGF)}) \times CE_4 \times \frac{44}{28}$$

$N_2O_{G(gf)}$ = émissions indirectes de N_2O imputables à la volatilisation de NH_3 pour la gestion du fumier, sauf les émissions imputables à l'urine et au fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos, kg N_2O /année

$N_{i,T}$ = population de la catégorie ou sous-catégorie T de bovins dans la province i

$N_{i,SGF}$ = pourcentage d'azote provenant de fumier traité par chaque SGF dans la province i, fraction (voir le Tableau A3-38)

$N_{EX,T}$ = taux d'excrétion d'azote pour la catégorie ou sous-catégorie T de bovins (voir le Tableau A3-46 pour les bovins et le Tableau A3-48 pour les animaux autres que les bovins), kg N/animal/année

$\text{Frac}_{GazGF(T,SGF)}$ = fraction d'azote de fumier géré pour la catégorie de bovins laitiers, T qui volatilise en tant que NH_3 et NO_x dans le système de gestion du fumier SGF (voir le Tableau A3-49 et le Tableau A3-50)

CE_4 = coefficient d'émission résultant du dépôt atmosphérique de N, 0,01 kg N_2O -N/(kg NH_3 -N + NO_x -N volatilisé)⁻¹ (GIEC, 2006)

$44/28$ = coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

Équation A3-28 :

$$N_2O_{L(gf)} = \sum_i \sum_{SGF} (N_{i,T} \times N_{i,SGF} \times N_{EX,T} \times \text{Frac}_{LessSG(T,SGF)}) \times CE_5 \times \frac{44}{28}$$

$N_2O_{L(gf)}$ = émissions indirectes de N_2O imputables au lessivage et au ruissellement de la gestion du fumier, sauf les émissions imputables à l'urine et au fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos, kg N_2O /année

$N_{i,T}$ = population de la catégorie ou sous-catégorie T de bovins dans la province i

$N_{i,SGF}$ = pourcentage d'azote provenant de fumier traité par chaque SGF dans la province i, fraction (voir le Tableau A3-41)

$N_{EX,T}$ = taux d'excrétion d'azote pour la catégorie ou sous-catégorie T de bovins (voir le Tableau A3-46 pour les bovins et le Tableau A3-48 pour les animaux autres que les bovins), kg N/animal/année

$\text{Frac}_{LessSG(T,SGF)}$ = fraction de pertes d'azote de fumier géré pour la catégorie T de bovins laitiers attribuables au lessivage et au ruissellement durant le stockage du fumier sous forme solide et liquide, SGF (voir le Tableau A3-50)

CE_5 = coefficient d'émission résultant du lessivage et du ruissellement de N, 0,0075 kg N_2O -N/(kg N lessivage/ruissellement) (GIEC, 2006)

$44/28$ = coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

Tableau A3-49 Pertes totales d'azote, de NH_3 - et de NO_x -N, pour divers animaux d'élevage et systèmes de gestion des fumiers

Catégorie d'animaux	Système de gestion des fumiers ⁴	$\text{Frac}_{(\text{PerteM,T})} (\%)^1$	Perte de NH_3 -N et de NO_x -N (%) ^{1, 2,3} (Frac_{GazGF})
Bovins non laitiers	Liquide	40 (15-45)	40 (15-45)
	Stockage de fumier solide	40 (20-50)	30 (20-50)
	Pâturages et enclos	-	20 (5-50)
Moutons, agneaux, lamas, alpagas	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
	Pâturages et enclos	-	20 (5-50)
Chèvres et chevaux	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
	Pâturages et enclos	-	20 (5-50)
Élans et chevreuils Sangliers	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
Renards	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
Visons	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
Lapins	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
Mules et ânes	Stockage de fumier solide	15 (5-20)	12 (5-20)
Volaille	Liquide	50	50
	Stockage de fumier solide	53 (20-80)	48 (10-60)
	Pâturages et enclos	-	20 (5-50)

Notes :

1. Les chiffres entre parenthèses indiquent une plage de valeurs.

2. Sources de données: Hutchings et al. (2001); EPA des États-Unis (2004); Rotz (2004).

3. La perte par lessivage des pâturages, des grands parcs et des enclos est déclarée sous les émissions indirecte de N_2O des sols agricoles, et est calculée avec les mêmes paramètres que l'épandage de N du fumier sur les sols agricoles.

A3.4.5. Émissions de N₂O des sols agricoles

Les émissions de N₂O provenant des sols agricoles se composent d'émissions directes et indirectes. Les émissions de N₂O provenant des apports anthropiques d'azote empruntent des voies directes, c'est-à-dire à partir des sols auxquels on ajoute de l'azote, et des voies indirectes, soit i) par la volatilisation des engrais azotés inorganiques et des fumiers azotés sous forme de NH₃ et de NO_x, et de leur dépôt subséquent, soit ii) par le lessivage et le ruissellement de l'azote.

L'azote est distribué dans le paysage selon la procédure suivante : i) des taux d'application d'azote propres à la région sont calculés pour chaque type de culture, ii) une quantité « recommandée » d'azote est distribuée à chacun des 405 écodistricts au Canada en fonction du taux d'application et de la zone de chaque type de culture dans l'écodistrict, iii) la quantité totale d'azote de fumier disponible à être appliquée sur les sols agricoles est calculée en fonction de la population d'animaux d'élevage dans l'écodistrict, iv) la quantité d'azote de fumier est soustraite de la quantité « recommandée » en vue de calculer la quantité des exigences en matière d'azote « théorique » pour les cultures qui ne sont pas satisfaites uniquement par le fumier et v) la quantité d'azote « théorique » est adaptée

pour correspondre aux ventes provinciales totales d'engrais signalées par Statistique Canada; cette quantité corrigée représente l'engrais azoté inorganique épandu dans chaque écodistrict.

A3.4.5.1. Émissions directes de N₂O des sols agricoles

Les sources directes d'émissions attribuables aux sols agricoles sont les engrais azotés inorganiques, les engrais azotés organiques, l'urine et le fumier déposés sur les pâturages, les grands parcours et les enclos par les animaux au pacage, les résidus de culture, la minéralisation associée à la déperdition de matière organique du sol et la culture du sol organique. Les pratiques de travail du sol, les jachères et l'irrigation peuvent également influencer les émissions de N₂O attribuables aux sols. Les coefficients d'émission de N₂O, pour la plupart des sources d'émissions directes, sont particuliers aux pays et tiennent compte des effets des régimes d'humidité, de l'emplacement du paysage et de la texture du sol sur les taux de production et d'émission de N₂O (Rochette *et al.*, 2008).

L'approche consiste à déterminer les coefficients d'émission de base « CE_{BASE} » pour chacun des 405 écodistricts²², en utilisant les données à long terme sur les précipitations et l'évapotranspiration potentielle

22 « Écodistrict » représente un niveau dans le cadre écologique national du Canada. Le pays comprend 1027 écodistricts, caractérisés par un assemblage distinctif de relief, de formes de relief, de géologie, de sols, de végétation, de plans d'eau et de faune.

Tableau A3-50 Pertes totales d'azote, NH₃- et de NO_x-N associées aux vaches laitières et aux systèmes de gestion du fumier

Année	Frac _(PerteM,T) (%)			Perte par lessivage (%) (Frac _{LessivageM,T})			Perte de NH ₃ -N et de NO _x -N (%) (Frac _{GazM,T})		
	Liquide	Solide	Autre ¹	Liquide	Solide	Autre	Liquide	Solide	Autre
1990	12	23	0	0	3	0	11	16	0
1995	12	23	0	0	3	0	11	16	0
2000	13	23	0	0	3	0	11	16	0
2005	13	23	37	0	3	7	12	16	23
2006	13	23	35	0	3	5	12	16	24
2007	13	23	35	0	3	5	11	16	24
2008	12	23	35	0	3	5	10	16	24
2009	11	23	35	0	3	5	10	17	24
2010	10	23	35	0	3	5	9	17	24
2011	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2012	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2013	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2014	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2015	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2016	10	23	35	0	3	5	8	17	24
2017	10	23	35	0	3	5	8	17	24

Note :

1. «Autre» dans le cas des vaches laitières renvoie uniquement au compost de fumier solide.

pendant la saison de croissance. Le CE_{BASE} est par la suite modifié pour tenir compte des pratiques et des conditions propres à un site. Nous avons utilisé les données sur les valeurs climatologiques normales à long terme et les caractéristiques topographiques pour élaborer un CE_{BASE} (Équation A3-29).

Équation A3-29 :

$$CE_{BASE} = CE_{CT, \frac{P}{EP}=1} \times F_{TOPO} + CE_{CT} \times (1 - F_{TOPO})$$

CE_{BASE}	=	une moyenne pondérée des coefficients d'émission pour l'écodistrict i , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques (kg N ₂ O-N/kg N/année)
CE_{CT}	=	coefficient d'émission, estimé à un P/EP réel dans un écodistrict, en kg de N ₂ O-N/kg de N (Figure A3-7)
$CE_{CT, \frac{P}{EP}=1}$	=	coefficient d'émission de 0,017 estimé à P/EP = 1, kg de N ₂ O-N/kg de N
F_{TOPO}	=	fraction de la superficie de l'écodistrict dans la section inférieure de la toposéquence—voir Rochette <i>et al.</i> (2008)
P	=	précipitations moyennes à long terme, de mai à octobre, dans un écodistrict, en mm
EP	=	évapotranspirations moyennes à long terme, de mai à octobre, dans un écodistrict, en mm

Coefficient d'émission de N₂O de base (CE_{BASE})

L'oxyde nitreux étant principalement produit lors de la dénitrification, il est donc fortement influencé par l'état de l'oxygène dans le sol. C'est ainsi qu'il a été montré que, dans des conditions limitées d'humidité, les coefficients d'émission de N₂O augmentent de pair avec l'intensification des chutes de pluie (Dobbie *et al.*, 1999), et que des coefficients d'émission variables selon le climat ont été utilisés pour estimer le N₂O présent dans le sol (Flynn *et al.*, 2005). De même, cette méthode permet d'estimer les coefficients d'émission (y compris les émissions survenant pendant l'hiver et le dégel printanier) à l'échelle de l'écodistrict, en fonction du rapport entre les normales à long terme des précipitations et l'évapotranspiration potentielle (P/EP) de mai à octobre (Figure A3-8). Pour établir le CE_{BASE} , on a procédé de la même façon que pour la détermination du coefficient d'émission de niveau 1 du GIEC par Bouwman (1996), c'est-à-dire que l'élément CE_{BASE} est égal à la pente de la relation entre les émissions de N₂O et le taux d'engrais azotés. On a estimé l'élément CE_{BASE} pour les trois régions où l'on dispose de mesures du N₂O sur le terrain : Québec-Ontario, zones de sol brun-brun foncé des Prairies; zones de sol gris-noir des Prairies. Le rapport « sol/émissions de N₂O sur l'azote provenant des engrais » calculé pour la région Québec-Ontario présente une

Figure A3-8 CECT en fonction du rapport à long terme des précipitations sur l'évapotranspiration potentielle (P/EP), de 1971 à 2000

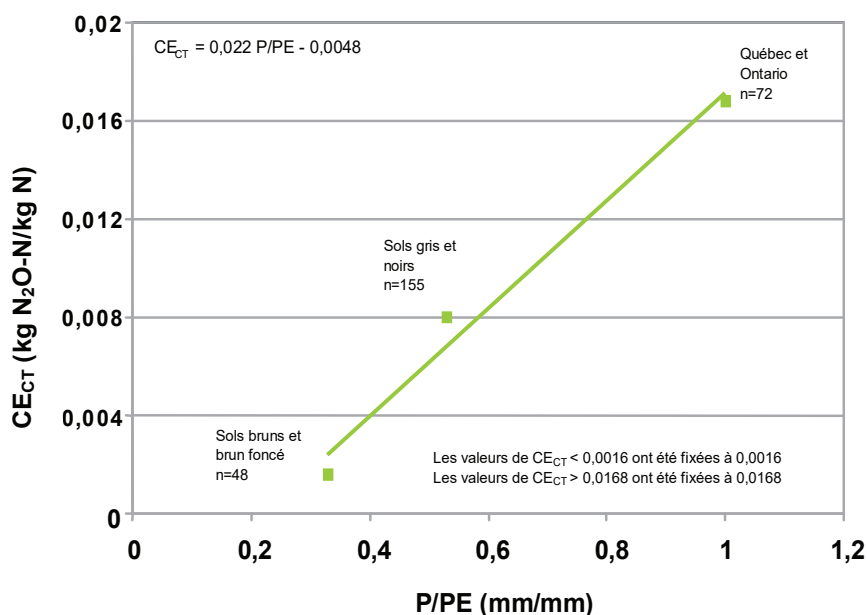


Tableau A3-51 Pertes totales d'azote, NH_3 - et de NO_x -N associées aux systèmes de gestion du fumier de porcs

Année	Frac _(PerteM,T) (%)		Perte par lessivage (%) (Frac _{LessivageM,T})		Perte de NH_3 -N et de NO_x -N (%) (Frac _{GazM,T})	
	Liquide	Solide	Liquide	Solide	Liquide	Solide
1990	23	31	0	3.3	21	23
1995	23	31	0	3.3	21	23
2000	23	31	0	3.4	21	23
2005	23	31	0	3.3	21	23
2006	23	31	0	3.2	21	23
2007	22	31	0	3.2	21	23
2008	21	31	0	3.2	20	23
2009	21	31	0	3.1	19	23
2010	20	30	0	3.1	19	23
2011	19	30	0	3.0	18	23
2012	20	30	0	3.0	18	23
2013	20	30	0	3.0	18	23
2014	20	30	0	2.9	18	23
2015	20	30	0	2.9	18	23
2016	20	30	0	2.9	18	23
2017	20	30	0	2.9	18	23

pende (0,012 kg de N_2O -N/kg de N) (Gregorich *et al.*, 2005) et un ajustement ($r^2 = 0,43$) similaires à ceux du coefficient de niveau 1 du GIEC calculé par Bouwman (1996) à partir de données mondiales. Dans la région des Prairies, on a mesuré des émissions de N_2O faibles et variables pour toute la plage des taux d'engrais azotés (sols bruns-brun foncé = 0,0016 kg de N_2O -N/kg de N; sols gris-noirs = 0,008 kg de N_2O -N/kg de N). Il ressort de ces observations que la production de N_2O attribuable aux sols dans la région des Prairies n'est pas restreinte par la disponibilité d'azote minéral, mais plutôt par la faible activité de dénitrification dans des conditions de sol bien aéré. Malgré l'incertitude que présente la détermination de coefficients d'émission dans la région des Prairies, cette approche semble être valable pour comptabiliser les émissions de N_2O limitées par l'influence des quantités limitées d'eau dans cette région.

Pour tenir compte de l'effet topographique, un CE_{BASE} de 0,017 kg de N_2O -N/kg de N (CE_{BASE} à P/EP = 1) a été utilisé pour les sections inférieures des paysages. La fraction du paysage à laquelle cette condition s'appliquait diffère selon les types de paysage. On a intégré les données sur la segmentation des paysages au calcul des estimations nationales des émissions de N_2O , en se basant sur le fait que les émissions de N_2O sont plus élevées dans les sections inférieures du paysage des Prairies, où le sol est saturé par intermittence, ce qui crée des conditions propices à la dénitrification (Corre *et al.*, 1996, 1999; Pennock et Corre, 2001; Izaurralde *et al.*, 2004). La fraction du paysage occupée par ces sections

inférieures (F_{TOPO}) a été appliquée aux portions concaves du paysage (c'est-à-dire, les positions inférieures et dépressionnaires du paysage), où les sols sont probablement régulièrement saturés pendant de longues périodes, et où ils sont drainés de façon imparfaite, et comportent des marbrures²³ à moins de 50 cm de la surface. MacMillan et Pettapiece (2000) se sont servis de modèles altimétriques numériques pour caractériser l'étendue des portions supérieures, médianes, inférieures et dépressionnaires du paysage ainsi que leurs caractéristiques connexes (pente et longueur). Les résultats obtenus ont servi à déterminer la répartition proportionnelle des différents éléments du relief (p. ex. les sections inférieures) dans le fichier des caractéristiques des pédo-paysages du Canada (PPC) afin d'établir à quelle proportion du paysage on devait appliquer la valeur F_{TOPO} pour estimer les émissions de N_2O (Rochette *et al.*, 2008).

ÉMISSIONS DE N_2O PENDANT L'HIVER ET LE DÉGEL PRINTANIER

Dans l'Est du Canada, on mesure sur le terrain les flux de N_2O dans des enceintes, généralement lorsqu'il n'y a plus de neige au sol (Gregorich *et al.*, 2005). Dans cette région, les chutes de neige annuelles moyennes varient de 1 m à 4,5 m (Environnement Canada, 2002). L'eau de la fonte des neiges crée

²³ Les marbrures sont le produit de cycles intermittents d'oxydation et de réduction du fer (en général) présent dans le profil du sol. La présence, la taille et la couleur des marbrures sont des indications des matériaux constitutifs du sol saturé par intermittence pendant des périodes significatives.

des conditions d'humidité qui stimulent souvent la production de N₂O dans les sols (Grant et Pattey, 1999; Wagner-Riddle et Thurtell, 1998). L'intensité du gel des sols en hiver influe également, semble-t-il, sur le taux d'émission au printemps (Wagner-Riddle et al., 2007). La décision de limiter les estimations d'émissions aux périodes exemptes de neige conduit donc à sous-estimer les émissions annuelles totales de N₂O dans cette région. Rochette et al. (2008) font état de taux moyens d'émission de N₂O pendant l'hiver et le dégel printanier atteignant 1,2 kg de N₂O-N ha⁻¹ dans le sud de l'Ontario (Wagner-Riddle et al., 2007; Wagner-Riddle et Thurtell, 1998); ces émissions ont été ajoutées aux émissions calculées par le rapport entre CECT et P/EP illustré à la Figure A3–8.

Des émissions de N₂O peuvent également être produites pendant la fonte printanière dans les Prairies, mais elles sont habituellement moins importantes que celles observées dans l'Est du Canada (Lemke et al., 1999). Les mesures de flux en enceinte utilisées pour estimer l'élément CECT dans les Prairies comprennent les émissions du dégel printanier, car la faible accumulation de neige dans cette région permet d'installer des enceintes au cours de cette période. Par conséquent, il n'est pas nécessaire de rajuster l'élément CECT pour tenir compte des émissions du dégel printanier dans les Prairies.

On dénombre 958 stations météorologiques dans la base de données météorologiques archivées d'AAC²⁴. Les données de ces stations (80°00' N.-41°55' N., 139°08' W.-52°40' W.) du Canada (758 stations) et des États-Unis (200 stations) ont servi à interpoler les valeurs des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle de mai à octobre, entre 1971 et 2000, aux centroïdes des écodistricts. Le Service météorologique du Canada d'Environnement et Changement climatique Canada a fourni les données météorologiques canadiennes.

Texture du sol et émissions de N₂O

La texture du sol n'influe pas directement sur la production de N₂O dans le sol. Il existe toutefois une corrélation entre ce paramètre et divers autres paramètres physiques et chimiques qui influent sur la production et le transport du N₂O dans le profil du sol (Arrouays et al., 2006; da Silva et Kay, 1997; Minasny et al., 1999). Ainsi, on observe souvent une corrélation entre les variables liées à la texture du sol

et les émissions de N₂O des sols agricoles (Hénault et al., 1998; Corre et al., 1999; Chadwick et al., 1999; Bouwman et al., 2002a; Freibauer, 2003).

On a tenu compte de l'incidence de la texture du sol sur les émissions de N₂O des sols agricoles dans le coefficient d'émission en utilisant un rapport (CR_{TEXTURE}) correspondant au rapport des émissions de N₂O de sols appartenant à une classe de texture donnée sur la moyenne des émissions des sols de toutes textures (Équation A3–30). Une valeur de 0,8 a été attribuée à la classe $CR_{\text{TEXTURE-GROSSIÈRE}}$ et à la classe $CR_{\text{TEXTURE-MOYENNE}}$ et de 1,2 à la classe $CR_{\text{TEXTURE-FINE}}$ (Rochette et al., 2008). Les valeurs de CR_{TEXTURE} dans les régions autres que le Québec, l'Ontario et les provinces de l'Atlantique n'ont pu être estimées. Il est probablement justifié de supposer que la texture du sol n'a qu'un effet limité sur les émissions de N₂O ($CR_{\text{TEXTURE}} = 1$) sous les climats secs qui caractérisent par exemple la région des Prairies, où la faible teneur en humidité du sol conduit à de faibles émissions de N₂O, quelle que soit la texture du sol.

Équation A3–30 :

$$CR_{\text{TEXTURE},i} = (CR_{\text{TEXTURE-FINE},i} \times \text{FRAC}_{\text{TEXTURE-FINE},i}) + (CR_{\text{TEXTURE-GROSSIÈRE},i} \times \text{FRAC}_{\text{TEXTURE-GROSSIÈRE},i}) + (CR \times \text{FRAC}_{\text{TEXTURE-MOYENNE},i})$$

$CR_{\text{TEXTURE},i}$	=	coefficient de rapport pondéré de la texture du sol sur les émissions de N ₂ O pour un écodistrict <i>i</i> de l'Ontario, du Québec ou des provinces de l'Atlantique
$CR_{\text{TEXTURE-FINE},i}$	=	coefficient de rapport des émissions de N ₂ O pour les sols à texture fine dans un écodistrict <i>i</i> donné
$\text{FRAC}_{\text{TEXTURE-FINE},i}$	=	fraction des sols à texture fine dans un écodistrict <i>i</i>
$CR_{\text{TEXTURE-GROSSIÈRE},i}$	=	coefficient de rapport des émissions de N ₂ O pour les sols à texture grossière dans un écodistrict <i>i</i> donné
$\text{FRAC}_{\text{TEXTURE-GROSSIÈRE},i}$	=	fraction des sols à texture grossière dans un écodistrict <i>i</i>
$CR_{\text{TEXTURE-MOYENNE},i}$	=	coefficient de rapport des émissions de N ₂ O pour les sols à texture moyenne dans un écodistrict <i>i</i> donné
$\text{FRAC}_{\text{TEXTURE-MOYENNE},i}$	=	fraction des sols à texture moyenne dans un écodistrict <i>i</i>

²⁴ Gameda, S. Communication personnelle, Agriculture et Agroalimentaire Canada (2006).

Engrais azotés organiques

Les émissions de N₂O émanant de l'azote de fumier épandu comme engrais comprennent le N₂O résultant de l'épandage de fumier sur les sols agricoles sous forme sèche, liquide et selon d'autres systèmes de gestion des déchets. On utilise une méthode de niveau 2 propre au Canada pour estimer des émissions de N₂O attribuables aux engrais azotés organiques. La méthode est fondée sur la quantité d'azote du fumier produit par les animaux d'élevage (section A3.4.4.1) et sur le CE_{BASE} propre à chaque pays, en tenant compte des conditions topographiques et du régime d'humidité au niveau de l'écodistrict. De préférence, le fumier est consacré aux cultures, selon une version modifiée de Yang *et al.* (2011), afin de mieux refléter les pratiques et d'assurer une cohérence dans la méthode de répartition du fumier au Canada entre les ministères. Les estimations des émissions de N₂O attribuables à cette source sont calculées à l'aide de l'Équation A3-31.

Équation A3-31 :

$$N_2O_{FUM} = \sum_i (N_{FUM,TC,i} \times CE_{BASE,i} \times CR_{TEXTURE,i}) \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{FUM}	=	émissions provenant de l'azote de fumier épandu comme engrais sur les terres cultivées, en kg de N ₂ O/an
$N_{FUM,TC,i}$	=	fumier animal épandu sous forme d'engrais azotés sur les terres cultivées dans l'écodistrict <i>i</i> , kg N/année
$CE_{BASE,i}$	=	coefficient d'émission moyen pondéré pour un écodistrict <i>i</i> , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques, en kg de N ₂ O-N/kg de N par an
$CR_{TEXTURE,i}$	=	coefficient de rapport entre la texture du sol et le N ₂ O pour l'écodistrict <i>i</i>
44/28	=	coefficient de conversion de N ₂ O-N en N ₂ O

La quantité de fumier animal épandu comme engrais à l'échelle d'un écodistrict a été calculée à l'aide de l'Équation A3-32. On a supposé que tout le fumier, à l'exclusion du fumier épandu dans les pâturages, les grands parcours et les enclos, était épandu sur des terres cultivées.

Équation A3-32 :

$$N_{FUM-TC,i} = \sum_i (N_T \times N_{EX,T}) \times (1 - N_{PGPE,T}) \times (1 - FRAC_{(PerteM,T)})$$

$N_{FUM-TC,i}$	=	fumier épandu comme engrais azotés sur les terres cultivées dans un écodistrict <i>i</i> , en kg de N/an
N_T	=	population pour la catégorie ou sous-catégorie d'animaux <i>T</i> , nombre d'animaux
$N_{EX,T}$	=	taux d'excrétion d'azote de la catégorie ou sous-catégorie d'animaux (Tableau A3-46 et Tableau A3-48), en kg de N/animal/année
$N_{PGPE,T}$	=	fraction de l'azote du fumier épandu dans les pâturages, les grands parcours et les enclos pour chaque catégorie ou sous-catégorie d'animaux <i>T</i> dans un écodistrict <i>i</i> (Équation A3-41)
$FRAC_{(PerteM,T)}$	=	fraction des pertes d'azote du fumier durant l'entreposage et la manutention (volatilisation, lessivage, etc.) pour chaque catégorie ou sous-catégorie d'animaux <i>T</i> , à l'exclusion des pâturages, des grands parcours et des enclos dans un écodistrict <i>i</i> (Tableau A3-49 et Tableau A3-50)

Les sources de données sur la population d'animaux sont détaillées à la section A3.4.1. Les populations annuelles d'animaux d'élevage pour chaque catégorie ou sous-catégorie d'animaux, à l'échelle provinciale, sont réparties par écodistrict, selon les données sur la distribution des populations d'animaux d'élevage du *Recensement de l'agriculture*. Les proportions de populations d'animaux d'élevage à l'échelle de l'écodistrict, entre deux années de recensement consécutives, sont rajustées par interpolation.

Engrais azotés inorganiques

La méthode pour estimer les émissions de N₂O résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques sur les sols agricoles tient compte des régimes d'humidité ainsi que des conditions topographiques locales. On estime les émissions de N₂O par écodistrict au moyen de l'Équation A3-33. On obtient les émissions provinciales et nationales en additionnant les estimations par écodistrict.

Équation A3-33 :

$$N_2O_{ESA} = \sum_i (N_{ENG,i} \times CE_{BASE,i} \times CR_{TEXTURE,i}) \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{ESA} = émissions provenant des engrais azotés inorganiques (kg N₂O/année)
 $N_{ENG,i}$ = consommation d'engrais azotés inorganiques dans l'écodistrict i (kg N/année). Le N_{ENG} au niveau d'un écodistrict est estimé à l'aide de l'Équation A3-34.
 $CE_{BASE,i}$ = moyenne pondérée des coefficients d'émission pour l'écodistrict i , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques, kg de N₂O-N/kg de N-an
 $CR_{TEXTURE,i}$ = coefficient de rapport entre la texture du sol et les émissions de N₂O pour l'écodistrict i
 $44/28$ = coefficient de conversion du N₂O-N en N₂O

Les données relatives aux ventes d'engrais azotés inorganiques sont disponibles par province seulement et ont été réparties par écodistrict. L'approche (Équation A3-34) est fondée sur l'hypothèse que la quantité potentielle d'engrais azotés inorganiques épandue (N_{APPL}) est égale à la différence entre les taux d'azote recommandés (N_{RCMD}) et l'azote de fumier disponible pour être épandu sur des terres cultivées ($N_{FUM-D,TC}$).

Équation A3-34 :

$$N_{APPL,i} = N_{RCMD,i} - N_{FUM-D,TC,i}$$

$N_{APPL,i}$ = quantité totale d'engrais azotés potentiellement épandus dans un écodistrict i , kg de N/an
 $N_{RCMD,i}$ = épandage recommandé d'engrais dans un écodistrict i , kg de N/an
 $N_{FUM-D,TC,i}$ = azote disponible du fumier épandu sur les terres en culture dans un écodistrict i , kg de N/an

Compte tenu des travaux de Yang *et al.* (2007), l'élément N_{RCMD} a été estimé comme la somme des produits de chaque type de culture et du taux recommandé d'épandage d'engrais pour cette culture dans un écodistrict (Équation A3-35) :

Équation A3-35 :

$$N_{RCMD,i} = \sum_{ij} (CROPA_{ij} \times N_{RECR,ij})$$

$N_{RCMD,i}$ = épandage recommandé d'engrais dans l'écodistrict i , kg N/année
 $CROPA_{ij}$ = superficie du type de culture j dans un écodistrict i , en ha
 $N_{RECR,ij}$ = taux recommandé d'épandage d'azote pour le type de culture j dans un écodistrict i , en kg de N/ha par année

L'élément $N_{FUM-D,TC}$ a été calculé comme la somme de la totalité de l'azote provenant du fumier de tous les animaux de ferme (Équation A3-36) se trouvant dans l'écodistrict :

Équation A3-36 :

$$N_{FUM-DISP,CULT,i} = N_{FUM,CULT,i} \times (1 - NDISP)$$

$N_{FUM-DISP,CULT,i}$ = azote disponible du fumier appliqué aux cultures dans l'écodistrict i (kg N/année)
 $N_{FUM,CULT,i}$ = quantité totale d'azote de fumier épandu comme engrais sur les terres cultivées dans un écodistrict i , en kg de N/an
 $NDISP$ = fraction de l'azote du fumier qui est soit sous forme organique soit non disponible pour les cultures : 0,35 (Yang *et al.*, 2007).

Comme il importe d'assurer la concordance de la quantité potentielle d'engrais et de la quantité totale de cet engrais vendue dans la province (N_{VENTES}) pour estimer la quantité effectivement épandue (N_{ENG}), nous ajustons comme suit la valeur de N_{APPL} dans chaque écodistrict :

Équation A3-37 :

$$N_{ENG,i} = N_{APPL,i} \times \left[\frac{\sum_i N_{APPL,i}}{N_{VENTES,p}} \right]$$

$N_{ENG,i}$ = quantité totale d'engrais azotés effectivement épandus sur l'ensemble des cultures dans un écodistrict i , en kg
 $\sum_i N_{APPL,i}$ = quantité totale d'engrais azotés potentiellement épandus sur l'ensemble des cultures dans tous les écodistricts à l'intérieur d'une province, en kg
 $N_{VENTES,p}$ = quantité totale d'engrais azotés vendue dans une province p , en kg

Pour les années situées entre deux années de recensement (les années de recensement sont 1991, 1996, 2001, 2006 et 2011), on a interpolé l'élément N_{RCMD} de façon linéaire afin d'estimer successivement les valeurs annuelles de N_{APPL} et de N_{ENG} à l'échelle de l'écodistrict. La consommation d'engrais azotés synthétiques au Canada a beaucoup augmenté depuis 1990, passant de 1,2 Mt à 2,6 Mt d'azote, principalement en raison de l'intensification des systèmes de culture de 1991 à 1997 et de la conversion accrue des cultures pérennes aux cultures annuelles, laquelle est attribuable aux prix avantageux des céréales depuis 2007 (Figure A3-9).

De 1990 à 2002, Agriculture et Agroalimentaire Canada a recueilli des données annuelles sur la consommation d'engrais azotés à l'échelon provincial et publié un document intitulé *Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada*. De 2003 à 2006, l'Institut canadien des engrais²⁵ (ICE) a recueilli et publié des données sur les engrais azotés. Enfin, depuis 2007, Statistique Canada recueille et publie chaque année des données sur les ventes d'engrais (Statistique Canada, 2015a).

Urine et fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos par les animaux en pacage

Le Canada utilise une méthode qui lui est propre pour estimer les émissions de N_2O provenant de l'urine et du fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos par les animaux brouteurs. Les coefficients d'émission de N_2O pour tous les types

de bovins ont été déterminés à la lumière d'une recherche menée entre 2009 et 2011 sur les vaches laitières de l'Est du Canada et le bœuf d'élevage de l'Ouest du Canada. Les résultats concernant le fumier des bovins laitier de l'Est du Canada sont disponibles dans Rochette *et al.* (2014). Quant aux résultats touchant le fumier du bœuf de l'Ouest du Canada, ils sont résumés au Tableau A3-52 (Lemke *et al.*, 2012). Comparativement au coefficient d'émission par défaut du GIEC pour les principales catégories de bétail (2 %), les coefficients d'émission étaient 3,2 fois inférieurs dans l'Est du Canada et 46,5 fois inférieurs dans l'Ouest du Canada. Les coefficients d'émission moindres observés dans les Prairies canadiennes, par rapport au climat plus humide de l'Est du Canada, cadrent avec les constatations de Rochette *et al.* (2008), selon qui le déficit d'humidité (défini comme étant le rapport entre la précipitation et l'évapotranspiration potentielle durant la saison de croissance) constitue un important facteur contribuant aux émissions de N_2O sur les terres cultivées arables du Canada. Pour l'Ontario, le Québec et les provinces de l'Atlantique, les CE de N_2O sont de 0,0078 kg N_2O -N kg⁻¹ N pour les sols à texture fine, 0,0062 kg N_2O -N kg⁻¹ N pour les sols à texture moyenne et 0,0047 kg N_2O -N kg⁻¹ N pour les sols à texture grossière (Rochette *et al.*, 2014). Un CE de N_2O pondéré, basé sur la texture du sol, est calculé pour chaque écodistrict à partir de l'Équation A3-30, selon une hypothèse d'excrétion de 75 % de l'azote dans l'urine (Rochette *et al.*, 2014). Dans l'Ouest du Canada, le CE de N_2O est de 0,00043 kg N_2O -N kg⁻¹ N (Tableau A3-54). Les émissions de N_2O sont calculées selon un coefficient d'émission fixe (Équation A3-38).

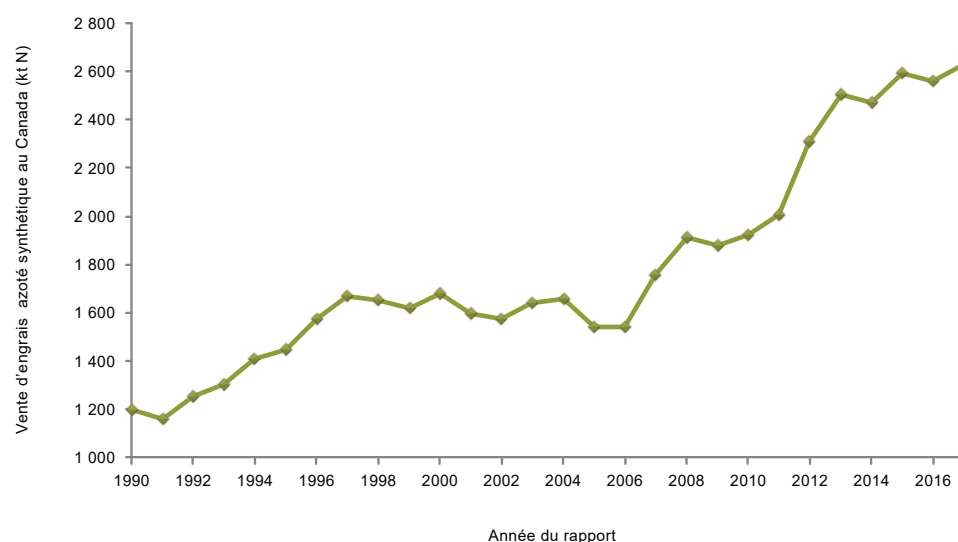
25 Disponible en ligne : <http://www.statcan.gc.ca/daily-quotidien/150213/dq150213f-fra.htm>

Tableau A3-52 Émissions d'oxyde nitreux attribuables à l'urine et au fumier de bœuf dans les pâturages de l'Ouest du Canada¹

Lieu	Traitement	Flux	Taux cible de N	Écart-type	Coefficient d'émission
		kg N ha ⁻¹			kg N_2O -N kg ⁻¹ N
Swift Current, Saskatchewan	Témoin	0,07		0,04	
	Fumier	0,07	500	0,05	0,000002 ± 0,00003
	Urine	0,79	750	1,56	0,001 ± 0,002
Lacombe, Alberta	Témoin	0,59		0,33	
	Fumier	0,50	500	0,41	0 ± 0,0002
	Urine	0,72	750	0,58	0,0002 ± 0,0003
Moyenne globale					
	Fumier				0 ± 0,0001
	Urine				0,0006 ± 0,0012

1. Données inédites (Lemke *et al.*, 2012); application d'urine et de fumier au printemps, à l'été et à l'automne, renouvelée une fois de plus avec trois répétitions. La fréquence de mesure du flux de N_2O variait entre trois fois/semaine (immédiatement après l'application d'urine et de fumier) et une fois/quatre semaines, selon l'intensité du flux et les conditions météorologiques.

Figure A3–9 Ventes d'engrais azotés synthétiques au Canada, de 1990 à 2017



Équation A3–38 :

$$N_2O_{PGPE} = \sum_{T,i} [(N_T \times N_{EX,T} \times N_{PGPE,T} \times CE_{PGPE,i})] \times \frac{44}{28}$$

- N_2O_{PGPE} = émissions provenant de l'urine et du fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos par les animaux en pacage (kg N_2O /année)
- N_T = population d'animaux de catégorie ou de sous-catégorie T dans une province, individus
- $N_{EX,T}$ = taux annuel d'excrétion de N pour la catégorie ou la sous-catégorie d'animaux T, kg N/animal-année (Tableau A3–46 et Tableau A3–48)
- $N_{PGPE,T}$ = fraction d'azote de fumier excrétée dans les pâturages, les grands parcs et les enclos, par catégorie ou sous-catégorie T d'animaux (Tableau A3–41)
- $CE_{PGPE,i}$ = coefficient d'émission pour l'azote de fumier déposé par les animaux dans les pâturages, les grands parcs et les enclos dans l'écodistrict i
- $44/28$ = coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

Les sources des données sur les populations d'animaux sont présentées en détail à la section A3.4.1.

Décomposition des résidus de récolte

Les transformations (nitrification et dénitrification) de l'azote libéré lors de la décomposition des résidus de récolte laissés sur place rejettent du N_2O dans l'atmosphère. On a utilisé une méthodologie

Tableau A3–53 Coefficients pour le type de cultures, les engrais azotés inorganiques, la méthode d'épandage des engrais, les propriétés chimiques du sol et le climat élaborés par Bouwman *et al.* (2002b)

Conditions d'application des coefficients		Coefficients
Type de cultures	Cultures annuelles	-0.045
	Cultures vivaces	-0.158
Type d'engrais	Urée	0.666
	Urée et nitrite d'ammonium	0.282
	Ammoniac anhydre	-1.151
	Autres sources azotées	-0.238
Méthode d'épandage	À la volée en surface	-1.305
	Incorporé	-1.895
Propriété chimique du sol	Sol ayant un pH inférieur à 7.25	-1
	Sol ayant un pH de 7.25 à 8.5	-0.608
	CEC du sol inférieur à 250 mmol kg ⁻¹	0.0507
	CEC du sol supérieur à 250 mmol kg ⁻¹	0.0848
Climat	Tempéré	-0.402

de niveau 2 propre au Canada et semblable à celle utilisée pour les engrais azotés organiques et inorganiques pour estimer les émissions de N_2O attribuables à la décomposition des résidus de récolte. Cette méthode repose sur l'Équation A3–39, l'Équation A3–40 et l'Équation A3–41. La quantité d'azote contenue dans les résidus de récolte au sol qui sont brûlés dans les champs à l'échelle provinciale est enlevée de l'estimation des émissions afin d'éviter la comptabilisation en double (voir la section A3.4.7).

Équation A3-39 :

$$N_2O_{RES} = \sum_i (N_{RES,i} \times CE_{BASE,i} \times CR_{TEXTURE,i}) \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{RES}	=	émissions attribuables à la décomposition des résidus de récolte, en kg de N_2O /an
$N_{RES,i}$	=	quantité totale de résidus de culture azotés qui retournent dans les sols pour un écodistrict i , excluant les pertes d'azote dues au brûlage des résidus, en kg de N/an (Équation A3-40)
$CE_{BASE,i}$	=	moyenne pondérée des coefficients d'émission pour un écodistrict i , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques, en kg de N_2O -N/kg de N par an
$CR_{TEXTURE,i}$	=	coefficient de rapport entre la texture du sol de le N_2O pour un écodistrict i
$44/28$	=	coefficient de conversion de N_2O -N en N_2O

et

Équation A3-40 :

$$N_{RES,i} = \sum_{T,i} [P_{T,i} \times FRAC_{RENOU,T,i} \times (R_{AG,T} \times N_{AG,T} + R_{BG,T} \times N_{BG,T})]$$

$N_{RES,i}$	=	quantité totale de résidus de culture azotés qui retournent dans les sols pour un écodistrict i , excluant les pertes d'azote dues au brûlage des résidus, en kg de N/an
$P_{T,i}$	=	production totale du type de culture T qui est renouvelée chaque année dans un écodistrict i , kg de MS/an (Équation A3-41)
$FRAC_{RENOU,T,i}$	=	fraction de la superficie totale cultivée T qui est renouvelée chaque année dans un écodistrict i
$R_{AG,T}$	=	rapport entre les résidus en surface pour une culture T, en kg de matières sèches (MS)/kg
$N_{AG,T}$	=	teneur en azote des résidus en surface pour une culture T, en kg de N/kg de MS
$R_{BG,T}$	=	rapport entre les résidus souterrains et le rendement récolté d'une culture T, en kg/kg de MS
$N_{BG,T}$	=	teneur en azote des résidus souterrains pour une culture T, en kg de N/kg de MS

Équation A3-41 :

$$P_{T,i} = \frac{A_{T,i} \times Y_{T,i}}{\sum_{i=1}^n (A_{T,i} \times Y_{T,i})} \times P_{T,p} \times (1 - H_2O_T)$$

$P_{T,i}$	=	production totale du type de culture T qui est renouvelée chaque année dans un écodistrict i , kg de MS/an
$A_{T,i}$	=	superficie d'une culture de type T dans un écodistrict i , en ha
$Y_{T,i}$	=	rendement moyen d'une culture de type T dans un écodistrict i , en kg/ha par année
$\sum_{i=1}^n (A_{T,i} \times Y_{T,i})$	=	somme de la production totale d'une culture de type T dans l'ensemble des écodistricts d'une province
$P_{T,p}$	=	production totale d'une culture de type T dans une province p, en kg de MS/an
H_2O_T	=	teneur en eau d'une culture de type T, en kg/kg

Statistique Canada recueille et publie des données annuelles par province (Statistique Canada, sans date, tableau 32-10-0359-01 [anciennement CANSIM 001-0017]—Estimation de la superficie, du rendement, de la production, du prix moyen à la ferme et de la valeur totale à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques et impériales) sur les grandes cultures : blé, orge, maïs, avoine, seigle, céréales mélangées, graines de lin, canola, sarrasin, graines de moutarde, graines de tournesol, graines de l'alpiste des Canaries, maïs fourrager, betterave à sucre, foin cultivé, pois secs, soya, haricots blancs secs, haricots de couleur,

Tableau A3-54 Coefficients d'émission d'ammoniac pour les engrais azotés inorganiques appliqués aux cultures annuelles et pondérés en fonction du pH et de la CEC du sol pour chaque province

PROVINCE	Annuel			
	Urée	Ammoniac anhydre NH_3	UNA	Autres
AB	5	4,2	3,8	5,4
BC	4,8	4	3,7	5,2
MB	5,8	4,9	4,5	6,3
NB	7,4	3,9	4,5	4,5
NL	7,4	3,9	4,5	4,5
NS	7,3	3,9	4,4	4,4
ON	8,2	4,4	5	4,9
PE	7,3	3,9	4,4	4,4
QC	7,4	4	4,5	4,5
SK	5,1	4,2	3,9	5,5

pois chiches et lentilles. La superficie ensemencée et le rendement de chaque culture sont déclarés au niveau de la région du *Recensement de l'agriculture* et au niveau provincial, et les rendements ont été attribués aux polygones des pédo-paysages du Canada (PPC) au moyen de recouvrements de zone effectués par Agriculture et Agroalimentaire Canada. Les paramètres qui s'appliquent à chaque type de culture sont énumérés par Janzen *et al.* (2003).

Minéralisation associée à la déperdition de matière organique du sol

La quantité d'azote dans les sols minéraux qui est minéralisée en association avec la déperdition de matière organique du sol à la suite d'une modification des pratiques d'aménagement des terres peut engendrer des émissions supplémentaires de N_2O provenant de la catégorie Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé. On a recouru à une base de données sur la teneur en carbone organique et en azote de tous les principaux sols de la Saskatchewan (environ 600 données) pour calculer un ratio moyen C/N de 11, avec un écart-type de 1,9. Le ratio C/N des sols agricoles est considéré uniforme d'une région à l'autre. Les Lignes directrices de 2006 du GIEC proposent une fourchette de ratios C/N allant de 8 à 15. Les émissions sont estimées à l'aide d'une méthode propre au Canada (voir l'Équation A3-42 et l'Équation A3-43).

Équation A3-42 :

$$F_{SOM} = \sum_{AT} \left[(\Delta C_{Mineral, AT} \times \frac{1}{R}) \times 1000 \right]$$

F_{SOM}	=	quantité annuelle nette de N minéralisé dans les sols minéraux comme suite à la déperdition du carbone organique du sol imputable à une modification des pratiques d'aménagement des terres (kg N)
$\Delta C_{Mineral, AT}$	=	déperdition annuelle moyenne de carbone organique des sols pour chaque pratique d'aménagement des terres (AT), (Mg C)
R	=	ratio C/N de la matière organique des sols (11,0±1,9)

Équation A3-43 :

$$N_2O_{FSOM} = \sum_i (F_{SOM,i} \times CE_{BASE,i} \times FR_{TEXTURE,i}) \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{FSOM}	=	émissions associées à la déperdition de matière organique du sol imputable à une modification des pratiques d'aménagement des terres (kg N_2O /année)
$F_{SOM,i}$	=	quantité annuelle nette d'azote minéralisé dans les sols minéraux, découlant de la perte de carbone organique du sol causée par le changement des pratiques de gestion des terres pour l'écodistrict i , en kg de N
$CE_{BASE,i}$	=	moyenne pondérée des coefficients d'émission pour l'écodistrict i , prenant en compte les régimes d'humidité et les conditions topographiques (kg N_2O -N/kg N/année)
$FR_{TEXTURE,i}$	=	facteur du ratio de N_2O selon la texture des sols, pour l'écodistrict i
$44/28$	=	coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

Les données d'activités sur la déperdition de carbone organique des sols au niveau des écodistricts entre 1990 et 2017 sont déclarées dans la catégorie des Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé du secteur ATCATF et sont utilisées pour les estimations d'émissions de N_2O attribuables aux sols associées avec la déperdition de matière organique du sol.

Culture des sols organiques (histosols)

La culture des sols organiques (histosols) destinés aux récoltes annuelles produit du N_2O . On a utilisé la méthode de niveau 1 du GIEC pour estimer les émissions de N_2O imputables aux sols organiques travaillés (Équation A3-44).

Équation A3-44 :

$$N_2O_H = \sum_i (A_{SO,i} \times CE_{HIST}) \times \frac{44}{28}$$

N_2O_H	=	émissions provenant des histosols cultivés, en kg de N_2O /an
$A_{SO,i}$	=	superficie des sols organiques cultivés dans une province i , en ha
CE_{HIST}	=	coefficient d'émission par défaut du GIEC pour les sols organiques situés à une latitude moyenne, 8,0 kg de N_2O -N/ha par an (GIEC, 2006)
$44/28$	=	coefficient de conversion de N_2O -N en N_2O

À l'échelle provinciale, les superficies d'histosols cultivées ne sont pas couvertes par le *Recensement de l'agriculture*. Selon des consultations avec de

nombreux spécialistes des sols et des cultures dans tout le Canada, la superficie totale des sols organiques travaillés entre 1990 et 2017 au Canada est de 16 kha (Liang *et al.*, 2004).

Variation des émissions de N_2O due à l'adoption de pratiques de réduction ou d'élimination du travail du sol

Cette catégorie est spécifique au Canada. Elle ne découle pas d'un apport additionnel d'azote (provenant d'engrais, de fumier ou de résidus de culture), mais est plutôt utilisée pour apporter des modifications au CE_{BASE} à cause du passage de méthodes culturales conventionnelles à des pratiques de conservation du sol, à savoir le travail réduit du sol (TRS) et la culture sans labour (CSL).

Des études réalisées sur le terrain au Québec et en Ontario ont montré que la culture sans labour a conduit à une augmentation des émissions de N_2O , alors que l'inverse s'est produit dans les Prairies (Gregorich *et al.*, 2005). Pour quantifier l'incidence des pratiques de travail du sol sur les émissions de N_2O , on utilise un coefficient de rapport (FTS) correspondant au ratio des flux moyens de N_2O dans les sols CSL ou TRS sur les flux moyens de N_2O dans les sols TI ($N_{2O_{CSL}}/N_{2O_{TI}}$) (Équation A3-45) (Rochette *et al.*, 2008) :

Équation A3-45 :

$$N_{2O_{TSL}} = \sum_i \left[(N_{ENG,i} + N_{FUM-CULT,i} + N_{RES,i}) \times (CE_{BASE,i} \times FRAC_{CSL-TRS,i} \times (F_{TS} - 1)) \right] \times \frac{44}{28}$$

$N_{2O_{TSL}}$ = variation des émissions de N_2O attribuable à l'adoption des pratiques CSL et TRS, en kg de N_2O /an

$N_{ENG,i}$ = consommation d'engrais azotés inorganiques dans chaque écodistrict i , kg de N/an

$N_{FUM,CULT,i}$ = quantité d'azote de fumier épandu comme engrais sur les terres cultivées dans un écodistrict i , en kg de N/an

$N_{RES,i}$ = quantité totale de résidus de culture azotés qui retournent dans les sols pour un écodistrict i , en kg de N/an

$CE_{BASE,i}$ = moyenne pondérée des coefficients d'émission pour un écodistrict i , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques, en kg de N_2O -N/kg de N par an

$FRAC_{CSL-TRS,i}$ = fraction des terres cultivées en régime CSL et TRS dans un écodistrict i

F_{TS} = facteur rajustant le CE_{BASE} en raison de l'adoption de CSL et de TRS : $F_{TS} = 1,1$ dans l'Est du Canada; $F_{TS} = 0,8$ dans les Prairies (Rochette *et al.*, 2008)

44/28 = coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

La fraction des terres cultivées soumises aux pratiques CSL et TRS ($FRAC_{CSL-TRS}$) dans chacun des écodistricts a été obtenue à partir du Recensement de l'agriculture et est identique à celle utilisée dans la catégorie ATCATF des « terres cultivées dont la vocation n'a pas changé », en ce qui a trait aux pratiques CSL et TRS (voir la section 4 sur les terres cultivées, à l'annexe 3.5). Les données sont publiées à l'échelon de la région agricole du recensement, du secteur de recensement, à l'échelon provincial et à l'échelon national. La $FRAC_{CSL-TRS}$ annuelle entre les deux années de recensement consécutives est interpolée.

Émissions de N_2O imputables aux jachères

La jachère est une méthode agricole couramment utilisée dans la région des Prairies pour conserver l'humidité du sol en laissant celui-ci non ensemencé pendant toute une saison de croissance dans le cadre de la rotation des cultures. Durant l'année de jachère, aucun engrais ou fumier n'est épandu. Plusieurs facteurs, comme l'augmentation de la teneur en humidité du sol, la température, le carbone et l'azote disponibles, peuvent contribuer à une augmentation des émissions de N_2O par rapport à une situation de culture. Des études sur le terrain ont montré que les émissions de N_2O issues des champs en jachère sont semblables aux émissions provenant des champs qui sont constamment cultivés (Rochette *et al.*, 2008). Pour prendre en compte ces émissions qui n'interviennent pas dans la méthode par défaut du GIEC fondée sur l'apport, nous utilisons la méthode suivante particulière au pays pour estimer l'effet de la jachère sur les émissions de N_2O . Pendant une année agricole, les émissions directes de N_2O provenant d'un champ donné se résument comme suit :

Équation A3-46 :

$$N_{2O_{CULTURE}} = N_{2O_{BASE}} + N_{2O_{ESA}} + N_{2O_{FUM}} + N_{2O_{RES}}$$

$N_{2O_{CULTURE}}$ = émissions attribuables à une rotation des cultures, kg de N_2O /an

$N_{2O_{BASE}}$ = émissions de base de N_2O du sol qui ne sont pas dues à l'azote des résidus de culture, à l'azote des engrais inorganique ou à celui provenant des épandages de fumier.

$N_{2O_{ESA}}$ = émissions provenant des engrais synthétiques azotés, kg de N_2O /an

$N_{2O_{FUM}}$ = émissions provenant de l'épandage de fumier d'animaux comme engrais, kg de N_2O /an

$N_{2O_{RES}}$ = émissions attribuables à la décomposition des résidus de récolte, en kg de N_2O /an

En l'absence d'apports externes d'azote, les émissions de N_2O au cours de l'année de jachère ($N_2O_{JACHÈRE}$) peuvent être considérées comme formées : i) des émissions de base qui auraient eu lieu malgré la jachère (N_2O_{BASE}) et ii) des émissions attribuables aux modifications de l'environnement du sol par la jachère ($N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$) :

Équation A3-47 :

$$N_2O_{JACHÈRE} = N_2O_{BASE} + N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$$

$N_2O_{JACHÈRE}$	=	émissions attribuables à l'effet de jachère (kg N_2O /année)
N_2O_{BASE}	=	émissions de base (kg N_2O /année)
$N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$	=	émissions attribuables aux modifications du sol par la jachère d'été, en kg de N_2O /année

Comme les émissions de N_2O sont jugées égales durant les années de jachère et les années de mise en culture ($N_2O_{CULTURE} = N_2O_{JACHÈRE}$) et dans l'hypothèse où la valeur N_2O_{BASE} est identique en situations de culture et de jachère, on peut estimer empiriquement comme suit la valeur $N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$:

Équation A3-48 :

$$N_2O_{ESA} + N_2O_{FUM} + N_2O_{RES} = N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$$

N_2O_{ESA}	=	émissions attribuables aux engrais azotés inorganiques, en kg de N_2O
N_2O_{RES}	=	émissions attribuables à la décomposition des résidus de récolte, en kg de N_2O
N_2O_{FUM}	=	émissions attribuables aux engrais azotés organiques, en kg de N_2O
$N_2O_{EFFET-JACHÈRE}$	=	émissions survenant dans un scénario de jachère, en kg de N_2O

On calcule ainsi les émissions de N_2O découlant de la pratique de la jachère pour chacun des écodistricts en appliquant les émissions dues aux apports d'azote aux cultures annuelles (résidus de culture, engrais azotés inorganiques et engrais azotés organiques) à la superficie de ces écodistricts mise en jachère :

Équation A3-49 :

$$N_2O_{JACHÈRE} = \sum_i [(N_2O_{ESA,i} + N_2O_{RES,i} + N_2O_{FUM,i}) \times FRAC_{JACHÈRE,i}]$$

$N_2O_{JACHÈRE}$	=	émissions attribuables aux jachères, en kg de N_2O
$N_2O_{ESA,i}$	=	émissions attribuables aux engrais azotés inorganiques dans un écodistrict i , en kg de N_2O
$N_2O_{RES,i}$	=	émissions attribuables à la décomposition des résidus de récolte, en kg de N_2O /an, pour l'écodistrict i
$N_2O_{FUM,i}$	=	émissions attribuables aux engrais azotés organiques dans un écodistrict i , en kg de N_2O
$FRAC_{JACHÈRE,i}$	=	fraction des terres cultivées d'un écodistrict i qui est en jachère

Les estimations de N_2O_{ESA} , de N_2O_{RES} et de N_2O_{FUM} à l'échelon d'un écodistrict sont établies à partir des quantités d'engrais azotés inorganiques, d'engrais azotés organiques et des résidus de cultures. La $FRAC_{JACHÈRE}$ est tirée du *Recensement de l'agriculture* pour chaque écodistrict et est identique à celle qui est utilisée dans la catégorie des Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé du secteur ATCATF pour les jachères (section 4 sur les terres cultivées, à l'annexe 3.5). La valeur $FRAC_{JACHÈRE}$ pour une année comprise entre deux années de recensement consécutives est rajustée par interpolation.

Émissions de N_2O résultant de l'irrigation

L'augmentation de la teneur en eau lors de l'irrigation peut, à cause d'une plus grande activité biologique et d'une aération réduite des sols, entraîner une augmentation des émissions de N_2O (Jambert *et al.*, 1997). Ainsi, des études ont montré que les plus fortes émissions de N_2O de sols agricoles du nord-ouest des États-Unis (Liebig *et al.*, 2005) et de l'Ouest du Canada (Hao *et al.*, 2001a) ont été observées sur les terres irriguées, suivies des terres non irriguées et des pâturages. Il n'existe aucune étude sur le terrain comparant les émissions de N_2O des terres irriguées et des terres non irriguées au Canada. On a donc posé l'hypothèse que : 1) l'eau d'irrigation stimule la production de N_2O de la même manière que l'eau de pluie; 2) le volume d'irrigation permet d'éviter un déficit hydrique, c'est-à-dire que la quantité d'eau apportée par les précipitations plus celle apportée par l'irrigation équivalent à l'évapotranspiration potentielle

dans les conditions locales (« précipitations + eau d'irrigation = évapotranspiration potentielle »); et 3) l'effet de l'irrigation sur les émissions de N_2O s'ajoute aux effets de la zone non irriguée à l'intérieur d'un écodistrict. On a donc tenu compte de l'effet de l'irrigation sur les émissions de N_2O des terres agricoles à l'aide d'un CE_{BASE} estimé avec un rapport P/EP de 1 (p. ex., $CE_{BASE} = 0,017 N_2O-N$ kg de N) pour les zones irriguées d'un écodistrict :

Équation A3-50 :

$$N_2O_{IRRI} = \sum_i [(N_{ENG,i} + N_{FUM,TC,i} + N_{RES,i}) \times (0,017 - CE_{BASE,i}) \times FRAC_{IRRI,i}] \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{IRRI}	=	émissions attribuables à l'irrigation, kg de N_2O /an
$N_{ENG,i}$	=	consommation d'engrais azotés inorganiques dans chaque écodistrict i , kg de N/an
$N_{FUM,TC,i}$	=	quantité d'engrais azotés organiques épandus comme engrais sur les terres cultivées dans un écodistrict i , en kg de N/an
$N_{RES,i}$	=	quantité d'azote des résidus de culture qui est laissée sur les terres cultivées dans un écodistrict i , en kg de N/an
$CE_{BASE,i}$	=	moyenne pondérée des coefficients d'émission pour un écodistrict i , tenant compte des régimes d'humidité et des conditions topographiques, en kg de N_2O-N /kg de N par an
$FRAC_{IRRI,i}$	=	fraction des terres cultivées irriguées dans l'écodistrict i
$44/28$	=	coefficient de conversion du N_2O-N en N_2O

La valeur $FRAC_{IRRI}$ est tirée des données du *Recensement de l'agriculture* pour chacun des écodistricts (voir la section 4 sur les Terres cultivées, à l'annexe 3.5). Entre deux années de recensement, on rajuste cet élément par interpolation.

A3.4.5.2. Émissions indirectes de N_2O des sols agricoles

Volatilisation et dépôt d'azote

La méthode de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer les émissions indirectes de N_2O attribuables à la volatilisation et au nouveau dépôt de l'azote inorganique et organique. On calcule les émissions à l'aide de l'Équation A3-51 :

Équation A3-51 :

$$N_2O_{VD} = \sum_i [(N_{ENG,TN,i} \times FRAC_{GASFNT,i}) + (FUM_{PGPE,IT} \times FRAC_{GASMS-PGPE,T}) + (N_{FUM-CULTURES,i} \times FRAC_{GASM})] \times CE_4 \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{VD}	=	émissions attribuables à la volatilisation et au dépôt de l'azote, en kg de N_2O /année
$N_{ENG,TN,i}$	=	consommation d'engrais azotés inorganiques pour chaque type d'engrais azotés, y compris ceux contenant de l'urée, de l'urée et du nitrate d'ammonium, de l'ammoniac anhydre et d'autres produits chimiques, dans un écodistrict i , en kg de N/an
$FRAC_{GASFNT,i}$	=	fraction des engrais azotés inorganiques qui sont épandus sur les sols et qui se volatilisent sous forme de NH_3-N , kg NH_3-N /kg de N, déterminée par une méthode propre à chaque pays dans un écodistrict i (voir l'Équation A3-33)
$FUM_{PGPE,IT}$	=	quantité d'urine et de fumier azotés qui est excrétée dans les pâturages, les grands parcs et les enclos par catégorie ou sous-catégorie d'animaux T dans un écodistrict i , en kg de N/an
$FRAC_{GASMS-PGPE,T}$	=	fraction du fumier azoté volatilisé qui est épandu sur les pâturages, les grands parcs et les enclos par catégorie ou sous-catégorie d'animaux T : 0,2 kg ($NH_3-N + NO_x-N$)/kg de N pour l'ensemble du bétail (GIEC, 2006), à l'exception des catégories de bovins laitiers (Tableau A3-58)
$N_{FUM-CULTURES,i}$	=	engrais azotés organiques épandus sur les terres cultivées dans un écodistrict i , en kg de N/an (voir l'Équation A3-32)
$FRAC_{GASM}$	=	fraction des engrais azotés organiques volatilisés dans un écodistrict i : 0,2 kg ($NH_3-N + NO_x-N$)/kg de N pour l'ensemble du bétail (GIEC, 2006), à l'exception des catégories de bovins laitiers et de porcs (Tableau A3-56)
CE_4	=	coefficient d'émission attribuable à la volatilisation et au dépôt : 0,01 kg N_2O-N /kg de N (GIEC, 2006)
$44/28$	=	coefficient de conversion du N_2O-N en N_2O

Une méthode propre à chaque pays a été utilisée pour évaluer les émissions d'ammoniac attribuables à l'application d'azote inorganique. La méthode de détermination des coefficients d'émission d'ammoniac suit de très près l'approche de Sheppard *et al.* (2010a), qui a appliqué le modèle de régression élaboré par Bouwman *et al.* (2002b) afin de calculer les coefficients d'émission régionaux pour différentes écorégions au Canada. Ce modèle calcule les coefficients d'émission d'ammoniac en fonction du type d'engrais azotés inorganiques, du degré

d'incorporation dans le sol, du type de cultures et des propriétés chimiques du sol (Équation A3–52).

Équation A3–52 :

$$FRAC_{GASF\ TN, i} = 100 \times EXP(\text{somme des coefficients pertinents})$$

$FRAC_{GASF\ TN, i}$	=	coefficients d'émission d'ammoniac pour chaque type d'engrais azotés inorganiques dans un écodistrict i , en %
somme des coefficients pertinents	=	coefficients pour le type de cultures, le type d'engrais azotés inorganiques, la méthode d'application de l'azote, les propriétés chimiques du sol et le climat, sans unité (voir le Tableau A3–53)
100	=	conversion de la fraction en pourcentage
EXP	=	exponentiel

La méthode d'épandage de chaque type d'engrais azotés inorganiques dans l'Est et l'Ouest du Canada est fournie par Sheppard *et al.* (2010). Les propriétés du sol, le pH et la capacité d'échange cationique (CEC) proviennent des renseignements du SISCAN sur les polygones de sol et s'appuient sur les distributions fractionnelles de la série de sols ayant un pH inférieur

à 7,25 et une CEC inférieure à 250 me kg⁻¹, un pH inférieur à 7,25 et une CEC supérieure à 250 me kg⁻¹, un pH supérieur à 7,25 et une CEC inférieure à 250 me kg⁻¹, et un pH supérieur à 7,25 et une CEC supérieure à 250 me kg⁻¹. Statistique Canada (2016a) a recueilli et publié des données sur les ventes annuelles d'engrais azotés inorganiques, y compris ceux contenant de l'urée, du nitrate d'ammonium et de l'urée, de l'ammoniac et d'autres produits chimiques. L'application de cette équation donne des coefficients d'émission particuliers d'un point de vue géographique pour les engrais azotés inorganiques épandus sur les cultures annuelles. Les moyennes provinciales par type d'engrais (Tableau A3–54) sont calculées en fonction de la répartition spatiale des propriétés chimiques du sol et le climat pour chacun des écodistricts de chaque province et, par conséquent, la fraction ($FRAC_{GASF}$) de l'ammoniac volatilisé par province varie légèrement d'une année à l'autre selon les ventes d'engrais (Tableau A3–55). D'autres détails sur les méthodes d'estimation des coefficients d'émission d'ammoniac attribuable aux engrais azotés inorganiques se trouvent dans Sheppard *et al.* (2010a), et les simplifications retenues pour convertir les émissions mensuelles calculées dans la publication originale en une estimation annuelle sont documentées dans Liang (2014). En bref, d'après

Tableau A3–55 Fraction de l'azote volatilisé ($FRAC_{GASF}$) sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale

CE concerné (kg de NH ₃ -N volatilisée/kg d'engrais azotés inorganiques appliqués)										
Année	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,06	0,09	0,06	0,07	0,00	0,08	0,08	0,06	0,09	0,05
1995	0,06	0,09	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,06	0,08	0,06
2000	0,06	0,10	0,07	0,06	0,00	0,07	0,08	0,05	0,08	0,06
2005	0,06	0,10	0,07	0,06	0,08	0,07	0,09	0,06	0,07	0,06
2006	0,06	0,10	0,07	0,06	0,08	0,07	0,08	0,05	0,07	0,06
2007	0,06	0,10	0,07	0,07	0,08	0,09	0,09	0,07	0,09	0,06
2008	0,06	0,10	0,07	0,07	0,00	0,08	0,07	0,06	0,08	0,06
2009	0,06	0,10	0,07	0,06	0,00	0,07	0,08	0,05	0,07	0,06
2010	0,06	0,09	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06
2011	0,06	0,09	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06
2012	0,06	0,09	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06
2013	0,06	0,09	0,07	0,06	0,08	0,07	0,08	0,06	0,07	0,06
2014	0,06	0,09	0,06	0,05	0,07	0,06	0,07	0,05	0,07	0,06
2015	0,06	0,09	0,07	0,06	0,07	0,07	0,07	0,05	0,07	0,06
2016	0,06	0,09	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06
2017	0,06	0,08	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06

les données de Sheppard *et al.* (2010a), on suppose que les engrais sont appliqués au printemps ou à l'automne, soit lorsque les températures sont similaires. Ainsi, pour estimer les émissions, on utilise une valeur de température unique à laquelle les épandages annuels sont effectués dans chaque écorégion. Selon cette approche, la fraction des émissions provenant des engrais pendant la période d'épandage d'engrais varie d'à peu près 5 % à un maximum de 10 % (Tableau A3-55), selon l'année et la province.

Lessivage et ruissellement

On estime les émissions de N_2O attribuables au lessivage et au ruissellement d'engrais azotés inorganiques et organiques et de résidus de culture azotés présents dans les sols agricoles à l'aide d'une méthode de niveau 1 modifiée du GIEC :

Équation A3-53 :

$$N_2O_L = \sum_i [(N_{ENG,i} + N_{FUM-CULTURES,i} + FUM_{PGPE,i} + N_{RES,i}) \times FRAC_{LESSIVAGE,i} \times CE_5] \times \frac{44}{28}$$

N_2O_L	= émissions attribuables au lessivage et au ruissellement d'azote, en kg de N_2O /an
$N_{ENG,i}$	= engrais azotés inorganiques épandus dans un écodistrict i, en kg de N
$N_{FUM-CULTURES,i}$	= engrais azotés organiques épandus comme engrais dans un écodistrict i, en kg de N
$FUM_{PGPE,i}$	= urine et fumier déposés dans les pâturages, les grands parcs et les enclos dans un écodistrict i, en kg de N
$N_{RES,i}$	= azote de résidus de culture dans un écodistrict i, en kg de N
$FRAC_{LESSIVAGE,i}$	= fraction de l'azote perdue par lessivage et ruissellement dans un écodistrict i, comme défini ci-dessous
CE_5	= coefficient d'émission attribuable au lessivage/ruissellement : 0,0075 kg de N_2O -N/kg de N (GIEC, 2006)
$44/28$	= coefficient de conversion du N_2O -N en N_2O

DÉTERMINATION DE LA FRACTION D'AZOTE PERDUE PAR LESSIVAGE ($FRAC_{LESSIVAGE}$) À L'ÉCHELON DE L'ÉCODISTRICT AU CANADA

Au Canada, les pertes d'azote par lessivage varient considérablement d'une région à l'autre. Dans certains systèmes agricoles du sud de la Colombie-Britannique, des apports d'azote élevés dans des conditions humides peuvent mener à des pertes

supérieures à 100 kg de N/ha (Paul et Zebarth, 1997; Zebarth *et al.*, 1998). Cependant, ces systèmes agricoles ne représentent qu'une petite fraction des agroécosystèmes canadiens. En Ontario, Goss et Goorahoo (1995) ont prévu des pertes par lessivage de 0 à environ 37 kg de N/ha, soit de 0 à 20 % des apports d'azote. Il est possible que les pertes par lessivage dans la majeure partie des Prairies soient inférieures, les précipitations et les apports d'azote y sont moins importants par unité de surface. Une étude de longue durée menée au centre de l'Alberta par Nyborg *et al.* (1995) indique que les pertes par lessivage sont minimales. De plus, Chang et Janzen (1996) n'ont relevé aucune preuve de lessivage de l'azote dans des parcelles non irriguées et à fort épandage de fumier, et ce malgré d'importantes accumulations de nitrate dans le profil du sol.

Les valeurs de $FRAC_{LESSIVAGE}$ peuvent atteindre un niveau aussi bas que 0,05 dans les régions où les précipitations sont largement inférieures à l'évapotranspiration potentielle, comme la région des Prairies au Canada, ou aussi élevé que 0,3 dans les régions humides (GIEC, 2006) de l'est du Canada. On pose donc l'hypothèse que la valeur $FRAC_{LESSIVAGE}$ varie entre un minimum de 0,05 et un maximum de 0,3, selon l'écodistrict.

Pour les écodistricts où la valeur des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle (P/EP) pendant la saison de croissance (de mai à octobre) est égale ou supérieure à 1, on a attribué la valeur maximale de $FRAC_{LESSIVAGE}$ de 0,3 (GIEC, 2006). Pour les écodistricts affichant la plus faible valeur P/EP (0,23), une valeur minimale $FRAC_{LESSIVAGE}$ de 0,05 a été attribuée. Pour les écodistricts où la valeur P/EP variait entre 0,23 et 1, on a estimé l'élément $FRAC_{LESSIVAGE}$ à l'aide de la fonction linéaire qui relie les points de départ et d'arrivée (P/EP , $FRAC_{LESSIVAGE}$) = (1, 0,3; 0,23, 0,05) (Figure A3-10).

Les sources des données utilisées pour le calcul des valeurs de N_{ENG} , $N_{FUM-CULTURES}$, FUM_{PGPE} et N_{RES} (section A3.4.5.1) à l'échelle de l'écodistrict sont indiquées dans les sections précédentes.

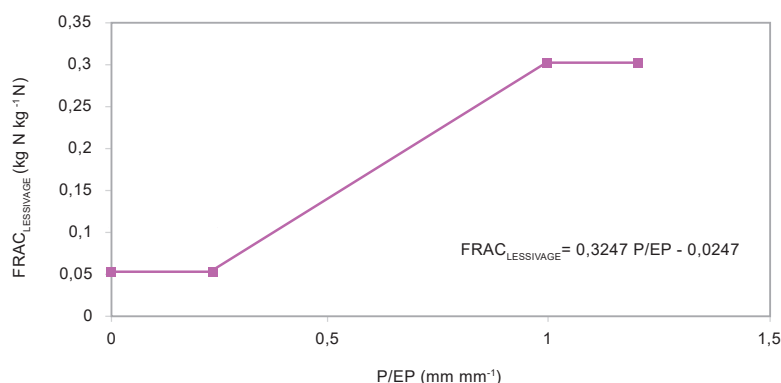
On a calculé la valeur $FRAC_{LESSIVAGE}$ à l'échelon d'un écodistrict en se servant des normales à long terme des précipitations et de l'évapotranspiration potentielles mensuelles, de mai à octobre, entre 1971 et 2000 (base de données archivées d'AAC).

Tableau A3-56 **Fraction de l'azote volatilisé produit par les bovins laitiers sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale**

CE concerné (kg de NH ₃ -N volatilisés/kg de fumier azoté appliqué)										
Année	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,14	0,10	0,16	0,20	0,19	0,20	0,18	0,18	0,17	0,15
1995	0,13	0,09	0,16	0,19	0,19	0,19	0,18	0,18	0,17	0,15
2000	0,12	0,09	0,15	0,18	0,19	0,18	0,17	0,18	0,16	0,14
2005	0,11	0,08	0,14	0,17	0,19	0,16	0,17	0,18	0,15	0,13
2006	0,11	0,08	0,13	0,16	0,19	0,16	0,16	0,17	0,15	0,12
2007	0,11	0,08	0,13	0,16	0,19	0,16	0,16	0,17	0,15	0,12
2008	0,11	0,08	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2009	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2010	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2011	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2012	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2013	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2014	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2015	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2016	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12
2017	0,11	0,09	0,13	0,16	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,12

Tableau A3-57 **Fraction de l'azote volatilisé produit par les porcs sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale**

CE concerné (kg de NH ₃ -N volatilisées/kg de fumier azoté)										
Année	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,14	0,22	0,14	0,28	0,23	0,28	0,21	0,28	0,26	0,15
1995	0,13	0,22	0,12	0,27	0,23	0,27	0,21	0,27	0,25	0,13
2000	0,13	0,22	0,11	0,26	0,23	0,25	0,20	0,26	0,25	0,12
2005	0,12	0,22	0,11	0,25	0,23	0,24	0,20	0,25	0,24	0,12
2006	0,12	0,22	0,11	0,24	0,23	0,24	0,20	0,25	0,24	0,12
2007	0,12	0,21	0,11	0,24	0,23	0,24	0,20	0,25	0,24	0,12
2008	0,12	0,21	0,11	0,24	0,23	0,24	0,20	0,25	0,24	0,12
2009	0,12	0,21	0,11	0,24	0,23	0,23	0,20	0,25	0,24	0,12
2010	0,12	0,21	0,11	0,24	0,23	0,23	0,20	0,25	0,24	0,12
2011	0,12	0,21	0,11	0,24	0,22	0,24	0,20	0,25	0,24	0,13
2012	0,12	0,21	0,11	0,24	0,22	0,24	0,20	0,25	0,24	0,13
2013	0,13	0,21	0,11	0,24	0,22	0,24	0,20	0,25	0,24	0,13
2014	0,13	0,21	0,11	0,24	0,23	0,25	0,20	0,25	0,24	0,13
2015	0,13	0,21	0,11	0,25	0,23	0,25	0,20	0,25	0,24	0,13
2016	0,13	0,21	0,11	0,25	0,23	0,25	0,20	0,25	0,24	0,13
2017	0,13	0,21	0,11	0,24	0,23	0,25	0,20	0,25	0,24	0,13

Figure A3–10 **Détermination des valeurs de $\text{FRAC}_{\text{LESSIVAGE}}$ pour l'écodistrict**Tableau A3–58 **Fraction de l'azote volatilisé produit par les bovins laitiers sous forme d'ammoniac provenant de l'épandage dans les pâturages, les grands parcs et les enclos, en 2017, à l'échelle provinciale**

Province	CE concerné (kg de $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilisé/kg de fumier azoté)
AB	0,035
BC	0,042
MB	0,036
NB	0,039
NL	0,036
NS	0,039
ON	0,042
PE	0,039
QC	0,036
SK	0,036

A3.4.6. Estimations de l'incertitude sur les émissions de N_2O

Une analyse d'incertitude approfondie a été effectuée concernant l'ensemble des principes méthodologiques utilisés pour le calcul des émissions de N_2O provenant des animaux d'élevage et des sols agricoles pour l'année 2010 (Karimi-Zindashty et al., 2014). L'analyse n'a pas encore été publiée, et sa profondeur était limitée à cause de la taille du modèle de N_2O canadien et des limites supérieures de la capacité de traitement de données du logiciel Analytica. Toutefois, l'analyse a fourni les limites d'incertitude pour les principales catégories de sources d'émissions. Aux fins du présent rapport, les plages d'incertitude (en pourcentage) établies pour les moyennes de 2010 ont été appliquées aux

moyennes de 2017. Dans le cadre de l'analyse, une reproduction stochastique du modèle complet des émissions de N_2O a été développée dans Analytica® à l'échelle des écodistricts, et une simulation de Monte Carlo a été réalisée selon la méthode proposée dans les Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (GIEC, 2000). Une analyse de sensibilité a été effectuée pour déterminer les paramètres qui ont contribué le plus aux différentes catégories de sources d'émissions.

Les paramètres utilisés dans le calcul des émissions de N_2O peuvent être divisés en trois catégories : 1) ceux qui sont associés aux données à l'échelle de l'écodistrict; 2) les données à l'échelle provinciale; et 3) les paramètres à l'échelle nationale/GIEC (Tableau A3–59). La majorité des paramètres à l'échelle nationale sont tirés directement des *Lignes directrices de 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (GIEC, 2006) ou des travaux d'élaboration de méthodologie originaux propres au pays réalisés par Rochette et al. (2008); ils sont soit calculés de façon analytique ou obtenus à partir de l'opinion d'experts, plus précisément d'un groupe composé de quatre experts des émissions de GES agricoles. Les paramètres à l'échelle provinciale comprennent, entre autres, les ventes d'engrais et les caractéristiques des cultures agricoles, les sources d'incertitude étant le sondage de Statistique Canada et l'opinion d'experts sur les caractéristiques des cultures agricoles. L'incertitude sur les populations d'animaux d'élevage et les paramètres de gestion pour les catégories d'animaux étaient identiques à ceux dont il a été question aux sections A3.4.2.4 et A3.4.3.8; les distributions utilisées pour définir les incertitudes se trouvent dans le

Tableau A3–59 Paramètres d'incertitude utilisés dans le calcul des émissions de N₂O agricoles

Paramètre	Source du coefficient/ paramètre	Type de distribution	Plage d'incertitude	Valeur la plus probable ²	Estimation de la distribution de l'incertitude—Source et notes
GIEC et paramètres à l'échelle nationale					
Données sur les populations d'animaux et la caractérisation ¹					Karimi-Zindashty <i>et al.</i> (2012) de Statistique Canada; communication personnelle
Excrétion d'azote (N)	Lignes directrices du GIEC (2006)	Normale	±50 %	GIEC (par défaut)	
FRAC _{GAZ} /FRAC _{PerteM}		Triangulaire	GIEC (par défaut)	GIEC (par défaut)	Voir les tableaux 10.22/10.23 des Lignes directrices du GIEC (2006)
Coefficient d'émission SGF		Triangulaire	Liquide 0,0005–0,002 PRP -0,007–0,06	Minimum liquide—0,001 Maximum PRP—0,02	Lignes directrices du GIEC (2006); variable selon le type de stockage des fumiers
Caractéristiques des cultures					
Teneur H ₂ O	Rochette <i>et al.</i> , 2008; les coefficients sont tirés de l'usage courant dans les documents et les études de modélisation d'AAC ³ .	Normale	±15 %		Opinion d'experts
Affectation de matière sèche relative pour les résidus (produit; en surface [AG] et souterrain [BG])					
FRAC _{RENOU} (durée)					
Concentration d'azote (N) dans les résidus (AG et BG)					
Coefficients/modificateurs d'émission directe et indirecte					
Paramètres de régression P/EP	Rochette <i>et al.</i> , 2008	Normale	Intersection +/- 54 % Pente +/- 21 %		Opinion d'experts
FRAC _{LESSIVAGE} – paramètres de calcul			Intersection +/- 54 % Pente +/- 21 %		
CR _{TS}			±100 %		
CR _{TEXTURE}			±30 %		
CE _{lessivage}	Lignes directrices du GIEC (2006)	Triangulaire	0,002–0,12	0,025	Lignes directrices du GIEC (2006)
CE _{volat}			0,002–0,05	0,01	
CE _{hist}			2–24	8	
Paramètres à l'échelle provinciale					
Taux d'épandage d'engrais (kg/ha)	Les coefficients sont tirés de l'usage courant dans les documents et les études de modélisation d'AAC ³ .	Normale	±15 %		Opinion d'experts
Ventes d'engrais provinciales	Statistique Canada	Normale	±15 %		Interprétation de l'évaluation de la qualité des données dans le Rapport de Statistique Canada.
Paramètres à l'échelle de l'écodistrict					
P et EP	Données des stations météorologiques	Normale	5-15 %		Fondés sur les données de stations météorologiques individuelles; moyenne sur 30 ans.
Superficie totale de l'écodistrict	AAC ³ ; base de données agricole des pédo-paysages géoréférencés, dérivée du <i>Recensement de l'agriculture</i> , 1991–2011	Normale	Fonction de la taille relative de l'écodistrict : Incertitude maximale de 30 % pour les petits écodistricts; incertitude minimale de 3 % pour les plus grands écodistricts; les valeurs maximales et minimales varient selon le paramètre.		Fondés sur la méthodologie relative à l'incertitude utilisée dans la quantification du carbone pour les terres cultivées.
Superficies des cultures					
Distribution des populations d'animaux dans l'écodistrict					
CR _{TOPO} (fraction des basses terres d'un écodistrict donné)					
Étendue des sols organiques					
Superficie des sols irrigués					
Texture du sol—cultures annuelles					
Texture du sol—cultures pérennes					
Notes :					
1. Les incertitudes associées à la plupart des paramètres relatifs aux animaux d'élevage sont mentionnées à la section A3.4.2.4 et à la section A3.4.3.8, et les distributions utilisées pour définir les incertitudes sont fournies dans le Tableau A3–8 et le Tableau A3–16.					
2. Indiquée au besoin lorsqu'une distribution triangulaire est utilisée.					
3. Agriculture et Agroalimentaire Canada.					

Tableau A3-35 et le Tableau A3-45. Les paramètres à l'échelle du paysage ont été obtenus à partir de la base de données des paramètres des pédo-paysages agricoles développée par AAC et utilisés dans les estimations de la production des terres cultivées pour l'ATCATF. L'incertitude sur les paramètres à l'échelle d'un paysage spécifique était fondée sur les règles générales utilisées dans la production d'estimations de l'incertitude pour le carbone des terres cultivées, selon lesquelles l'incertitude quant à un paramètre à l'échelle du paysage est inversement proportionnelle à la taille relative de l'unité de paysage, c.-à-d. les paramètres plus petits associés à des écodistricts plus petits présentent une plus grande incertitude. Les limites de l'incertitude pour les différents paramètres sont variables. Par exemple, les incertitudes relatives à la distribution animale étaient de ± 30 % dans le cas des petits écodistricts et de ± 5 % dans le cas des grands écodistricts; tandis que, pour la fraction des basses terres dans un écodistrict donné, la variabilité se limitait à ± 10 % pour les petits écodistricts et à $\pm 1,25$ % pour les grands écodistricts. L'analyse actuelle n'englobe pas les nouveaux coefficients d'émission propres au pays pour les émissions de N_2O attribuables au fumier animal déposé dans les pâturages, les grands parcours et les enclos, mais elle inclut l'analyse des émissions prenant en compte le coefficient d'émission attribuable au lessivage des Lignes directrices de 2006 du GIEC.

Les résultats sommaires de l'analyse des incertitudes relatives aux émissions de N_2O sont présentés au chapitre 5. La plage d'incertitude pour les émissions de N_2O issues de sources agricoles est de 56 % (de -27 % à +29 % de la moyenne). La plupart des incertitudes sont associées aux émissions indirectes et, particulièrement, aux coefficients d'émission indirecte pour l'azote volatilisé et l'azote perdu par lessivage, l'étendue de la plage d'incertitude sur les émissions indirectes étant estimée à 126 % (de -58 % à +68 % de la moyenne). Les émissions sont biaisées vers la partie inférieure de la distribution de probabilité des émissions, parce que l'incertitude liée au coefficient d'émission a zéro comme limite et que la variabilité du coefficient d'émission est exprimée sous forme de facteur dans l'échelle inférieure; une variation de 1 % à 0,2 % a une plus faible incidence sur les émissions totales qu'une variation de 1 % à 5 % dans la partie supérieure de la distribution de probabilité. L'étendue de la plage d'incertitude des émissions directes de N_2O provenant des sols agricoles est de 69 % (de 31 % à +38 % de la

moyenne). On compte peu d'études complètes sur les incertitudes relatives aux émissions de N_2O . Dans une étude directement comparable à cette analyse des incertitudes, Monni *et al.* (2007) ont estimé que les émissions totales de N_2O en Finlande variaient de -50 % à +70 % de la moyenne estimée des émissions. Ils ont utilisé une combinaison comprenant la méthode propre au pays et la méthode par défaut de niveau 1 du GIEC pour les estimer. Au cours d'une étude des incertitudes effectuée récemment au Royaume-Uni, Milne *et al.* (2013) ont constaté de grandes plages d'incertitude pour les émissions directes, indirectes et totales de N_2O , ces plages allant de -56 % à +140 %; de -91 % à +370 %; et de -55 % à +110 %, respectivement. Les incertitudes sur les paramètres en ce qui nous concerne étaient semblables à celles des chercheurs du Royaume-Uni, mais il semble que le niveau élevé de subdivision spatiale du modèle de N_2O canadien ait donné lieu à une incertitude globale légèrement inférieure. L'incertitude associée à la fraction des émissions provenant des engrais azotés inorganiques serait réduite de ± 200 % par les coefficients d'émission par défaut du GIEC (GIEC, 2006) compte tenu de la méthode propre à chaque pays utilisée dans le cadre de ce rapport. Toutefois, en raison de l'incertitude associée au CE_4 (volatilisation et dépôt de l'azote) qui est estimée à ± 400 % (GIEC, 2006), il est peu probable que l'incertitude globale des émissions de N_2O diminue.

Selon l'analyse de sensibilité, les incertitudes sur les coefficients d'émission indirecte étaient celles qui contribuent le plus à l'incertitude globale. L'incertitude associée aux émissions directement attribuables aux sols était dominée par l'utilisation de l'incertitude dans le coefficient d'émission de niveau 1 pour les émissions provenant du fumier dans les pâturages, les grands parcours et les enclos (PRP), la pente de l'équation de régression P/EP et le modificateur du coefficient d'émission pour le travail du sol et la texture (CR_{TS} , $CR_{TEXTURE}$). Le CE pour les systèmes de gestion des fumiers solides était la plus grande source d'incertitude dans l'estimation des émissions de N_2O provenant des SGF. Pour réduire l'incertitude, il faudra remplacer les modificateurs et coefficients d'émission par défaut de niveau 1 dans la méthodologie.

A3.4.7. Émissions de CH₄ et de N₂O attribuables au brûlage de résidus agricoles dans les champs

Au Canada, les résidus de récolte sont parfois brûlés, parce qu'il est pratique de le faire ou pour limiter la propagation de maladies par leur élimination. Toutefois, selon l'opinion d'experts, cette pratique a diminué en popularité depuis quelques années en raison des préoccupations qu'elle suscite sur le plan de la qualité des sols et de l'environnement.

Le brûlage dans les champs des résidus agricoles produit du CH₄ et du N₂O. La quantité de résidus de récolte qui sont brûlés au Canada peut être estimée comme suit :

Equation 3-54 :

$$Q_{BRULÉS} = \sum_T (PRODUCTION_T \times (1 - TENEUR_H) \times RapportRS/P_T \times PRB_T \times FACTEUR_{échelle})$$

$Q_{BRULÉS}$	=	quantité de résidus de récolte brûlés pour une culture T par province, Mg de matière sèche/année
$PRODUCTION_T$	=	production totale du type de culture T, Mg/année
$TENEUR_H$	=	teneur en humidité du produit de la culture T, fraction
$RapportRS/P_T$	=	rapport entre les résidus de récolte au sol et le produit cultivé pour une culture T, sans unités
PRB_T	=	pourcentage de résidus de récolte qui sont brûlés dans les champs pour la culture T, fraction
$FACTEUR_{échelle}$	=	facteur d'échelle ou d'intensité ajusté pour le brûlage en 2006, sans unités

En 2001 et en 2006, dans le cadre de son Enquête sur la gestion agroenvironnementale (EGA)²⁶, Statistique Canada a notamment recueilli des données sur le brûlage des résidus de récolte. Le type de culture et l'ampleur du brûlage des résidus pour chaque province n'étaient disponibles que pour 2006. Ces données ont été recueillies dans le cadre de l'EGA et sont résumées dans le Tableau A3-60. Afin d'établir une série chronologique complète, des données sur les activités, des renseignements supplémentaires, pour les années 1991 et 1996, ont été recueillis sur le brûlage des résidus de récolte par le biais de consultations d'experts (Coote *et al.*, 2008). On a donc supposé qu'une culture ayant fait l'objet d'un brûlage en 2006 a fait l'objet d'un brûlage pour l'ensemble de la série chronologique.

L'intensité du brûlage de résidus de récolte dans chaque province pour les années 1991, 1996 et 2001 a été ajustée sous la forme d'un ratio basé sur le brûlage moyen pour 2006. Les caractéristiques de base d'une culture, telles que la teneur en humidité du produit cultivé et le rapport entre les résidus de récolte au sol et le produit cultivé, sont fournies par Janzen *et al.* (2003). La production annuelle de chaque culture dont les résidus de récolte font l'objet de brûlage est disponible (Statistique Canada. Sans date. Tableau 32-10-0359-01 [anciennement CANSIM 001-0017]—Estimation de la superficie, du rendement, de la production, du prix moyen à la ferme et de la valeur totale à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques et impériales). D'autres paramètres, comme la fraction de biomasse réellement brûlée et

26 Disponible en ligne : http://www23.statcan.gc.ca/imdb/p2SV_f.pl?Function=getSurvey&SDDS=5044.

Tableau A3-60 Brûlage des résidus de récolte selon les types de culture en 2006

	Blé du printemps	Blé d'hiver	Avoine	Orge	Grains mélangés	Graine de lin	Canola
	% de résidus de récolte brûlés (en poids)						
Terre-Neuve-et-Labrador	0	0	0	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	3	0	0	1	0	0	0
Nouvelle-Écosse	33	0	0	0	0	0	0
Nouveau-Brunswick	0	0	1	0	0	0	0
Québec	0	0	1	0	0	0	0
Ontario	0	0	0	1	2	0	0
Manitoba	2	3	3	1	0	17	1
Saskatchewan	0	0	0	0	0	15	1
Alberta	0	0	0	0	0	8	0
Colombie-Britannique	0	0	0	0	0	0	0

les coefficients d'émission nécessaires à l'estimation des émissions, sont tirés des Lignes directrices de 2006 du GIEC.

Les émissions de N_2O et de CH_4 attribuables au brûlage des résidus de récolte sont estimées à l'aide de l'équation suivante :

Equation 3-55 :

$$ÉMISSIONS_{BRÛLAGE} = \sum_i (Q_{BRÛLÉS,i} \times C_F \times G_{CE}) / 1000$$

$ÉMISSIONS_{BRÛLAGE}$ = émissions de N_2O ou de CH_4 attribuables au brûlage des résidus de récolte au Canada (kt de N_2O ou de CH_4)
 $Q_{BRÛLÉS,i}$ = quantité de résidus brûlés dans une province i , en Mg, matière sèche/année
 C_F = rendement énergétique (GIEC, 2006), sans unités
 G_{CE} = coefficient d'émission (GIEC, 2006), 0,00007 kg de N_2O ou 0,0027 kg de CH_4 kg^{-1} de matière sèche brûlée
 1000 = facteur de conversion de Mg en kt

A3.4.8. Émissions de CO_2 attribuables au chaulage et à l'application d'urée

A3.4.8.1. Émissions de CO_2 résultant du chaulage

Le calcaire ($CaCO_3$) est souvent employé pour neutraliser les sols acides, accroître la disponibilité des nutriments du sol (en particulier le phosphore), réduire la toxicité des métaux lourds et améliorer le milieu de croissance des cultures. Durant ce processus de neutralisation, les réactions d'équilibre du bicarbonate qui surviennent dans le sol libèrent du CO_2 .

Le taux de libération de CO_2 varie selon les conditions du sol et les types de composés épandus. Dans la majorité des cas, on procède à un chaulage répétitif. C'est pourquoi, aux fins de l'inventaire, on suppose que le taux annuel de chaulage atteint quasiment l'équilibre avec la consommation de chaux des années précédentes. Les émissions associées au chaulage sont calculées à partir de la quantité de chaux épandue annuellement.

Tableau A3-61 Brûlage des résidus de récolte par province, au Canada, pour les années 1991, 1996, 2001 et 2006

	1991	1996	2001	2006
% de résidues de récolte brûlés (en poids)				
Terre-Neuve-et-Labrador	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	0,4	0,4	0,4	0,4
Nouvelle-Écosse	0,5	0,5	0,5	0,5
Nouveau-Brunswick	0,5	0,5	0,5	0,5
Québec	0,4	0,4	0,4	0,3
Ontario	0,7	0,7	0,7	0,3
Manitoba	12,6	10,1	8,9	2,3
Saskatchewan	8,1	5,8	3,9	1,5
Alberta	0,8	0,7	0,2	0,2
Colombie-Britannique	0	0	0	0

Sources : Les données de 2001 et de 2006 sont tirées de l'EGA 2001 et de l'EGA 2006 menées par Statistique Canada; les données de 1991 et de 1996 ont été recueillies dans le cadre de consultations effectuées par Coote et al. (2008).

Le coefficient de fluctuation du COS a été choisi

La quantité de C libérée en raison de l'épandage de chaux est calculée à l'aide de la méthode de niveau 1 par défaut du GIEC (GIEC, 2006) :

Equation A3-56 :

$$CO_2 - C \text{ Émission} = \sum (M_{\text{calcaire/dolomie},i} \cdot CE_{\text{calcaire/dolomie}})$$

$CO_2 - C \text{ Émission}$ = émissions annuelles de C dues à l'application de chaux, Mg C/année
 $M_{\text{calcaire/dolomie},i}$ = quantité annuelle de calcaire et de dolomie consommée dans la province i , Mg/année
 $CE_{\text{calcaire/dolomie}}$ = 0,12, coefficient d'émission pour le calcaire ou 0,13, coefficient d'émission pour la dolomie

La quantité de chaux et de dolomie utilisée à des fins agricoles ne provient pas du Recensement de l'agriculture de Statistique Canada, mais plutôt de l'Annuaire des minéraux du Canada (1990 à 2006) de Ressources naturelles Canada. Pour les années plus récentes, cette information n'est disponible que sur demande²⁷. Cette source de données offre une série chronologique de données d'activités plus cohérente et complète au sujet du chaulage agricole au Canada. Étant donné que cette source

27 [RNC] Ressources naturelles Canada. 2007–2016. Canada, Production de calcaire—Pierres. Données non publiées. Ressources naturelles Canada, Division de la statistique sur les minéraux et l'activité minière.

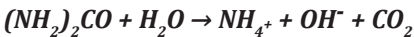
ne fournit aucune donnée sur le ratio dolomie-calcaire, on a utilisé le ratio tiré de données recueillies par le biais de consultations avec l'Institut canadien des engrais.

On estime que les limites de confiance de 95 % associées aux données sur la consommation annuelle de chaux ont un taux d'incertitude de ± 30 %. On a postulé que cette incertitude englobait l'incertitude des ventes de chaux, l'incertitude du moment effectif d'application de la chaux vendue et, par conséquent, l'incertitude du moment où les émissions se produisent. L'incertitude du coefficient d'émission a été fixée à 50 %, conformément aux Lignes directrices de 2006 du GIEC.

Statistique Canada recueille et publie des données sur les ventes d'engrais annuelles, y compris l'urée et le nitrate d'ammonium d'urée (Statistique Canada, 2016a). L'estimation d'incertitude associée aux émissions est évaluée selon une propagation d'erreur simple, selon un taux d'incertitude du sondage de ± 15 % pour les données d'activités et un taux d'incertitude de -50 % associé au coefficient d'émission prescrit par les Lignes directrices de 2006 du GIEC.

A3.4.8.2. Émissions de CO₂ dues à l'application d'urée

L'épandage d'urée ou d'engrais à base d'urée pour stimuler la production culturale libère du CO₂ par hydrolyse, comme suit :



En plus de l'urée, les agriculteurs canadiens utilisent également des quantités importantes de nitrate d'ammonium d'urée (28-0-0) avec un mélange de 30 % CO(NH₂)₂. Les émissions de CO₂ dues à l'application d'urée peuvent être estimées au moyen de l'Équation A3-57 :

Équation A3-57 :

$$CO_2 - C \text{ Émission} = \sum (M_{Urée,i} \cdot CE_{Urée})$$

Émissions de CO₂ - C = émissions annuelles de C résultant de l'application d'urée, Mg C/année

M_{Urée,i} = quantité annuelle d'urée appliquée, Mg/année

CE_{Urée} = coefficient d'émission de 0,20

A3.5. Méthodologie relative à l'affectation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie

Le secteur de l'Affectation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie (ATCATF) de l'inventaire englobe les estimations des émissions et des absorptions de GES liées aux terres aménagées et à la conversion de terres d'une catégorie à une autre.

Comme au chapitre 6, la structure de cette annexe cherche à préserver les catégories de déclaration fondées sur l'utilisation des terres, tout en regroupant les méthodologies connexes de collecte des données et d'établissement des estimations. La section A3.5.1 résume le cadre spatial d'établissement des estimations et de rapprochement des secteurs. La méthode générale d'estimation des fluctuations des stocks de carbone, des émissions et des absorptions dans toutes les catégories associées aux forêts, y compris les Terres forestières, les Terres forestières converties en autres terres et les Terres converties en terres forestières est décrite brièvement à la section A3.5.2. Cette description n'est pas répétée pour les catégories des Terres forestières converties en terres cultivées, des Terres forestières converties en terres humides et des Terres forestières converties en établissements. La section A3.5.3 donne une description générale de la méthode permettant d'estimer les émissions liées à l'utilisation et à l'élimination des Produits ligneux récoltés (PLR) à partir du bois récolté au Canada. La section A3.5.4 décrit les méthodes de quantification des répercussions des pratiques de gestion sur les terres agricoles pour la catégorie des Terres cultivées. De même, les sections sur les Prairies (A3.5.5), les Terres humides (A3.5.6) et les Établissements (A3.5.7) portent sur les méthodes d'estimation propres à chaque catégorie.

A3.5.1. Cadre spatial d'établissement des estimations et de rapprochement des superficies dans le secteur ATCATF

Le système canadien de surveillance du secteur ATCATF repose sur une étroite collaboration entre scientifiques et experts de différentes disciplines. Dès le départ, on a reconnu que les démarches,

les méthodes, les outils et les données disponibles et parfaitement appropriés à la surveillance des activités humaines dans une catégorie de terres ne convenaient pas nécessairement aux autres catégories. Il existe des différences dans le cadre spatial utilisé par chaque groupe, et ces différences entraînent le risque que les données sur les activités et les estimations deviennent incohérentes sur le plan spatial. L'ensemble des partenaires contribuant au secteur ATCATF a convenu d'un cadre spatial hiérarchique permettant d'obtenir le niveau le plus élevé possible d'uniformité et d'intégrité spatiale dans les estimations de l'inventaire.

Dans les rapports d'inventaire de GES, on trouve des données du secteur ATCATF dans 18 zones de déclaration (chapitre 6, figure 6-1). Ces zones de déclaration sont essentiellement les mêmes que les écozones du Cadre écologique national pour le Canada, un système de classification national et spatialement homogène (Marshall *et al.*, 1999). Aux fins de présentation des estimations de l'ATCATF, trois écozones ont été divisées en trois unités plus petites : les écozones du Bouclier boréal et de la taïga du Bouclier sont subdivisées en secteurs est et ouest pour former quatre zones de déclaration; tandis que l'écozone des Prairies est subdivisée en un secteur semi-aride et un secteur subhumide. Ces subdivisions ne modifient aucunement la nature hiérarchique du cadre spatial. Les superficies de terre et d'eau de chacune des zones de déclaration sont compilées conformément à McGovern (2014), et des données sur ces superficies sont fournies annuellement dans le chapitre 6.

Les unités analytiques possèdent le niveau de résolution spatiale le plus élevé et sont propres à chaque système d'estimation. Dans les forêts aménagées, les unités analytiques résultent du recoupement géographique des zones de déclaration (chapitre 6, figure 6-1) et des unités d'aménagement forestier provinciales et territoriales. Pour les besoins de cette évaluation, les forêts aménagées ont été classées en 607 unités analytiques dans 12 provinces et territoires (le Nunavut a été exclu, car il n'y a pas de forêt aménagée dans cette région nordique) (Tableau A3–62). Il peut y avoir des changements quant au nombre d'unités analytiques spatiales d'une déclaration à l'autre, pour refléter des ajustements de l'intégration de multiples couches spatiales. Par exemple, les modifications apportées aux frontières administratives, aux zones de récolte du bois d'œuvre et aux parcs peuvent faire en sorte que les unités ne

Tableau A3-62 **Unités analytiques spatiales des forêts aménagées**

Province/Territoire	Nombre d'unités analytiques
Terre-Neuve-et-Labrador	24
Île-du-Prince-Édouard	1
Nouvelle-Écosse	1
Nouveau-Brunswick	1
Québec	129
Ontario	52
Manitoba	70
Saskatchewan	40
Alberta	181
Colombie-Britannique	65
Yukon	13
Territoires du Nord-Ouest	30
Nunavut	0
Canada	607

respectent pas les critères pour l'analyse séparée et doivent donc être regroupées.

Les polygones des pédo-paysages du Canada²⁸ (PPC) constituent le cadre spatial le mieux adapté à la surveillance des gaz à effet de serre (GES) émis par les terres agricoles. Un pédo-paysage décrit un groupe de sols et les paysages connexes, comme le modelé de la surface, la pente, la teneur caractéristique en carbone du sol dans les utilisations des terres agricoles originales et dominantes et la profondeur de la nappe phréatique. Les paysages pédologiques sont liés spatialement aux polygones des PPC (les unités d'analyse), qui peuvent contenir un ou plusieurs éléments distinctifs du pédo-paysage. Les 12 353 polygones des PPC s'inscrivent dans le degré de généralisation suivant (1 027 écodistricts), lesquels sont ensuite regroupés en 194 écorégions et 15 écozones. Les polygones des PPC sont de l'ordre de 1 000 à 1 000 000 d'hectares et conviennent à l'établissement de cartes à l'échelle de 1:1 million.

Les unités analytiques servant à estimer la superficie des terres forestières converties à d'autres affectations sont le résultat de l'intersection spatiale des strates de conversion des forêts (Figure A3-16) avec les frontières écologiques et administratives. La méthode d'échantillonnage retenue pour surveiller la conversion des forêts impose certaines restrictions aux unités analytiques : elles doivent être (i) aussi uniformes que possible en ce qui a trait aux schémas de conversion des forêts et (ii) assez vastes pour qu'on

puisse y prélever des échantillons de taille acceptable, compte tenu du taux de prélèvement prédéterminé.

Les unités analytiques de différentes catégories d'affectation des terres peuvent se recouper. Le plus souvent, on ignore l'emplacement exact des phénomènes au sein d'une unité. Par conséquent, les données sur les activités relatives aux différentes catégories d'affectation des terres ne peuvent pas être harmonisées sur le plan des unités analytiques. Le rapprochement spatial se fait dans 60 unités de rapprochement, qui sont issues de l'intersection spatiale des zones de déclaration et des limites des provinces et des territoires. Les procédures de contrôle de la qualité (CQ) et d'assurance de la qualité (AQ) sont menées au niveau des unités analytiques (pendant l'établissement des estimations) et au niveau des unités de rapprochement (à l'étape de la compilation des estimations).

A3.5.2. Terres forestières et changement d'affectation des terres d'ordre forestier

A3.5.2.1. Modélisation du carbone

Pour estimer les fluctuations des stocks de carbone, l'émission et l'absorption de carbone par les forêts aménagées, la conversion des terres forestières à d'autres affectations et la conversion d'autres terres en terres forestières, on a recours à la version 3 du *Modèle du bilan carbone pour le secteur forestier canadien* (MBC-SFC3) (Kurz et al., 2009), le plus récent d'une famille de modèle dont le développement remonte à la fin des années 1980 (Kurz et al., 1992). Ce modèle intègre les renseignements tirés de l'inventaire des forêts (âge du peuplement, superficie et composition taxinomique), les courbes du volume marchand en fonction de l'âge, des équations de conversion du volume marchand des peuplements en biomasse totale, des données sur les perturbations naturelles et anthropiques, ainsi que des simulations des transferts de carbone entre réservoirs et des échanges atmosphériques qui sont associés aux processus des écosystèmes et à divers phénomènes.

Les processus de l'écosystème modélisés par le MBC SFC3 pour établir les estimations présentées ici sont la croissance, le dépôt de litière, la mortalité des arbres ne résultant pas de perturbations et la décomposition. Le MBC-SFC3 modélise aussi, entre autres, les activités

28 Disponible en ligne à l'adresse : <http://sis.agr.gc.ca/siscan/>.

de gestion, la conversion des forêts et les perturbations naturelles. Les activités d'aménagement représentées sont la coupe à blanc, la coupe progressive, la coupe d'ensemencement, la récolte sélective, l'éclaircie commerciale, l'éclaircie précommerciale, la coupe de récupération, la récolte de bois de chauffage résidentiel et le brûlage des résidus de récolte. Le modèle simule en outre différentes pratiques de conversion des forêts, y compris le brûlage dirigé.

On peut établir une correspondance entre les réservoirs de carbone forestiers représentés dans le modèle et ceux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Tableau A3-63). Aucune description n'en est faite dans le présent rapport, mais les réservoirs de la biomasse vivante sont ensuite subdivisés en deux ensembles, pour les essences feuillues et les essences résineuses.

Les processus annuels de l'écosystème sont simulés sous forme de transferts de carbone entre les réservoirs à chaque pas de temps (annuel), dans chaque relevé d'inventaire (Figure A3-11). Pendant les processus annuels, le carbone est capté dans le réservoir de biomasse et une partie de cette biomasse est transférée à des réservoirs de matière organique morte (MOM). La décomposition de cette MOM entraîne le transfert du carbone qu'elle contient à un autre réservoir de carbone (p. ex., chicots de tiges à bois mort moyen), à un réservoir de sol lent ou à l'atmosphère. Des informations supplémentaires sur la

structure des réservoirs et les taux de décomposition sont fournies dans Kurz *et al.* (2009). Les taux de transfert de carbone sont définis pour chaque réservoir, sur la base des taux de renouvellement spécifiques au réservoir (pour les réservoirs de biomasse) ou des taux de décomposition (MOM et réservoirs de sol). Les taux de renouvellement peuvent être très élevés (par exemple 95 % pour le feuillage des feuillus) ou très lents (par exemple < 1 % pour le bois de tige). Les taux de décomposition annuels sont définis en fonction d'une température de référence moyenne annuelle de 10 °C et affichent une sensibilité à la température selon les relations Q_{10} définies. Ils varient entre 50 % (pour les réservoirs de MOM très rapides, comme les racinelles mortes) et 0,0032 % (pour les réservoirs de sol lents).

La simulation considère la croissance comme un processus annuel. Chacun des relevés (≈ 3 millions) utilisés par les 607 unités analytiques de l'inventaire forestier est associé à une courbe de rendement qui définit la dynamique du volume marchand dans le temps. L'affectation d'un relevé de l'inventaire à la courbe appropriée repose sur un ensemble de facteurs de classification qui englobe la province, la strate écologique, les essences dominantes, la classe de productivité et plusieurs autres éléments de classification qui diffèrent entre les provinces et les territoires. Les ensembles de courbes pour chaque province et territoire du Canada s'apparentent à ceux qui sont utilisés par les organismes de gestion des ressources dans le cadre des processus de

Tableau A3-63 **Réservoirs de carbone forestier selon le GIEC et le MBC-SFC3**

Réservoirs de carbone du GIEC		Noms des réservoirs selon le MBC-SFC3
Biomasse vivante	Biomasse aérienne	Bois de tige marchand Autres (bois de tige marchand secondaire, cimes, branchages, souches, arbres, invendables) Feuillage
	Biomasse souterraine	Racinelles Racines grossières
Matière organique morte (MOM)	Bois mort	Bois mort aérien rapide Bois mort souterrain rapide Moyen Chicot de tiges de résineux Chicot de branches de résineux Chicot de tiges de feuillu Chicot de branches de feuillu
	Litière	Litière aérienne très rapide Litière aérienne lente
Sols	Matière organique du sol	Souterrain très rapide ¹ Souterrain lent Carbone noir ² Tourbe ²

Notes :

1. Le réservoir souterrain très rapide comprend les racinelles mortes et en décomposition, qui, dans la pratique, sont inséparables du sol.
2. Actuellement, le carbone noir et la tourbe ne sont pas estimés.

planification forestière et sont extraits de parcelles d'échantillonnage permanentes ou provisoires ou d'autres données des inventaires forestiers.

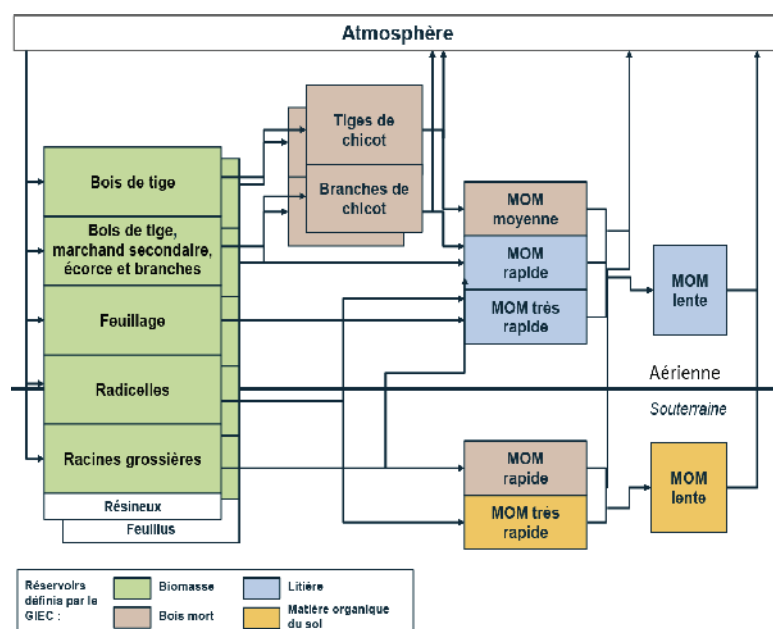
Pour convertir les courbes de volume marchand en courbes de biomasse aérienne, on utilise une série d'équations conçues pour l'Inventaire forestier national du Canada (Boudewyn *et al.*, 2007). Calculées pour chaque province ou territoire, chaque écozone, chaque essence dominante ou type de forêt, ces équations estiment la biomasse aérienne de chaque élément de peuplement à partir du calcul du volume du bois de tige marchand (par hectare [ha]). Enfin, les réservoirs de biomasse souterraine sont estimés au moyen d'équations de régression (Li *et al.*, 2003). On ne se sert pas des accroissements annuels moyens dans les calculs.

La modélisation des transferts de carbone déclenchés par les perturbations repose sur le type et la gravité de la perturbation, l'écosystème forestier touché et la région écologique. Pour les besoins de la modélisation, différentes pratiques de conversion des forêts sont également représentées comme des perturbations. L'impact d'une perturbation est représenté par une matrice de perturbation, qui précise, pour un ou plusieurs types de perturbations, la proportion de carbone de chaque réservoir de l'écosystème

qui est transférée vers d'autres réservoirs, rejetée dans l'atmosphère ou transférée dans les produits ligneux récoltés (Figure A3-12). Dans le présent rapport, la simulation est fondée sur 157 matrices de perturbations. Le nombre de matrices de perturbations dépend des données disponibles sur les activités (p. ex. la résolution spatiotemporelle des données sur les perturbations) et des connaissances nécessaires pour établir les paramètres des matrices de perturbations pour des régions ou des intensités de perturbations plus précises.

Sur les terres perturbées, la proportion de CO_2 -C émise par chaque réservoir au moment de la perturbation, documentée dans chacune des matrices de perturbation, peut être propre au réservoir, au type de forêts, à l'intensité de la perturbation et à la zone écologique. C'est pourquoi aucun coefficient d'émission de CO_2 ne s'applique à toutes les perturbations d'un type donné, comme les incendies. À quelques exceptions près, la proportion de carbone total émis dans chaque GES qui renferme du carbone (CO_2 , CO et CH_4) associé à des incendies demeure constante : 90 % du carbone est émis sous forme de CO_2 , 9 % sous forme de CO et 1 % sous forme de CH_4 (Cofer *et al.*, 1998; Kasischke et Bruhwiler, 2003).

Figure A3-11 Réservoirs de carbone et transferts de carbone simulés au moyen du MBC-SFC3



Source : White *et al.* (2008), mise à jour.

Figure A3-12 **Matrices des perturbations simulant les transferts de carbone attribuables à la coupe à blanc et la coupe de récupération applicables dans toutes les écozones, sauf celles de l'Alberta et du Québec**

	13	14	15	16	17	18	19	24	25	Produits
1. Bois de résineux marchand					0,15					0,85
2. Feuillage de résineux	1									
3. Autres composantes de résineux			1							
4. Bois de résineux marchand secondaire			1							
5. Racines grossières de résineux			0,5	0,5						
6. Radicelles de résineux	0,5	0,5								
7. Bois de feuillus marchand					0,15					0,85
8. Feuillage de feuillus	1									
9. Autres composantes de feuillus			1							
10. Bois de feuillus marchand secondaire			1							
11. Racines grossières de feuillus			0,5	0,5						
12. Radicelles de feuillus	0,5	0,5								
13. C de MOM aérienne très rapide	1									
14. C de MOM souterraine très rapide		1								
15. C de MOM aérienne rapide			1							
16. C de MOM souterraine rapide				1						
17. C de MOM moyenne					1					
18. C de MOM aérienne lente						1				
19. C de MOM souterraine lente							1			
20. Chicot de tiges de résineux					0,5					0,5
21. Chicot de branches de résineux			1							
22. Chicot de tiges de feuillus					0,5					0,5
23. Chicot de branches de feuillus			1							
24. Carbone noir								1		
25. Tourbe									1	

Les émissions de carbone rejetées sous forme de CO s'oxydent dans l'atmosphère, ce qui crée des émissions indirectes de CO₂. Ces émissions indirectes de CO₂ sont calculées sur la base d'une unité de carbone comme les émissions initiales en unités de C-CO par 28/12 pour une conversion en unités de CO, puis par 44/28 pour une conversion en émissions de CO₂ indirectes. On trouvera plus de détails, au chapitre 6 et dans l'annexe 7, sur la présentation dans les rapports de ces émissions de CO₂ indirectes.

Bien que le MBC-SFC3 permette de modéliser les flux de carbone à différentes échelles spatiales, il faut harmoniser, intégrer et ingérer d'énormes quantités de données provenant de nombreuses sources pour arriver à produire des estimations nationales. La section suivante présente les principales sources de données utilisées.

A3.5.2.2. Sources des données

Terres forestières aménagées

Au Canada, les forêts sont réparties dans deux catégories : « forêts aménagées » et « forêts non aménagées », d'après la fréquence des activités de

gestion visant la récolte de bois d'œuvre ou d'autres produits du bois et le degré de protection contre des perturbations (Figure A3-13). On trouve des forêts aménagées dans l'ensemble des provinces et des territoires du Canada, à l'exception du Nunavut (Figure A3-14). Pour estimer la superficie de forêts aménagées, il a fallu procéder à la délimitation spatiale et à la combinaison des limites de nombreuses zones forestières différentes, y compris toutes les unités d'aménagement forestier exploitées, les zones d'approvisionnement en bois d'œuvre, les concessions de fermes forestières, les terres boisées industrielles en franche tenure, les terres boisées privées et toute autre terre dans la catégorie des forêts faisant l'objet d'un aménagement actif des ressources en bois d'œuvre et autres, de même que toute autre zone forestière faisant l'objet de mesures de protection intensive contre les perturbations naturelles. Toutes ces couches sont regroupées et recoupées avec les données d'inventaire forestier sous-jacentes. Les procédures sont documentées dans Stinson *et al.* (2011).

Le modèle fait le suivi des terres forestières aménagées perturbées par les activités de récolte avant et après 1990, les terres touchées par différentes

perturbations naturelles depuis 1990, et les terres non touchées par des perturbations depuis 1990. Les terres non touchées par des perturbations depuis 1990 sont subdivisées en peuplements créés par les activités de récolte ou par des incendies qui ont détruit les peuplements d'origine avant 1990. Toutes les superficies de terres en 1990 qui n'étaient pas identifiées comme le résultat d'activités de

récolte étaient considérées comme causées par des incendies de forêt (il n'y a pas de données sur les perturbations causées par les insectes avant 1990). Ces distinctions sont utilisées pour séparer les peuplements dominés par les émissions et les absorptions anthropiques et naturelles (voir la section A3.5.2.3).

Figure A3-13 **Arbre décisionnel pour le calcul de la superficie des forêts aménagées**

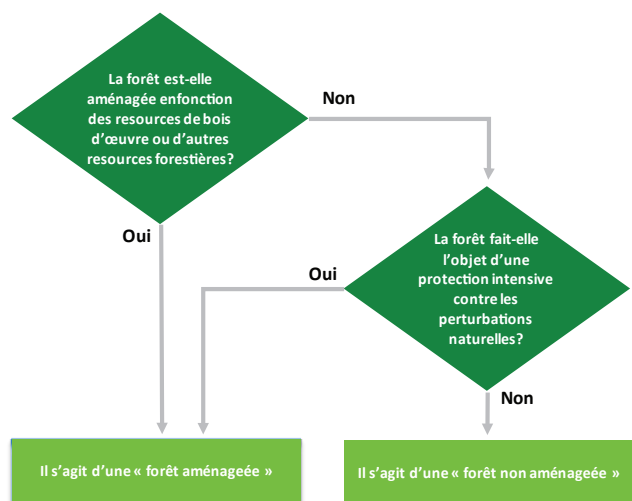
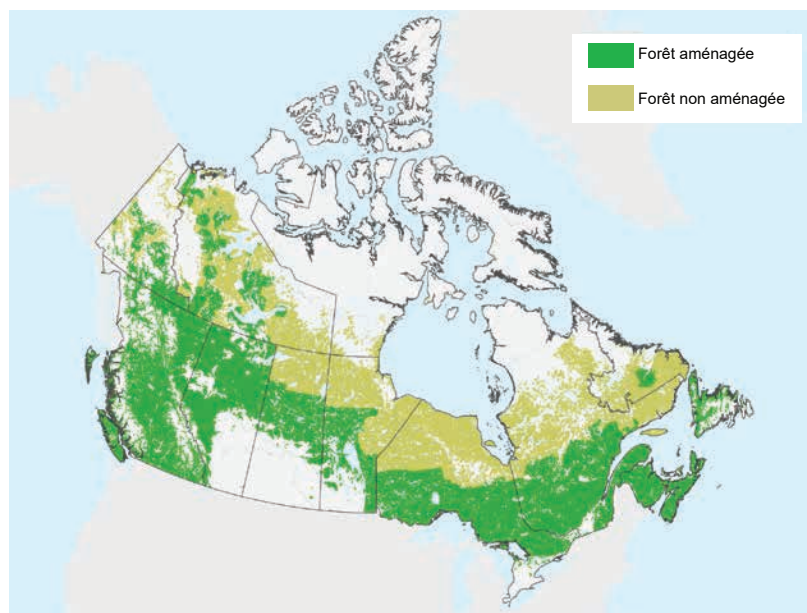


Figure A3-14 **Terres avec forêts aménagées et non aménagées au Canada**



Les activités d'aménagement forestier sont documentées dans la Base de données nationale sur les forêts²⁹, et d'autres renseignements sur des activités bien précises ont été obtenus directement auprès des organismes provinciaux et territoriaux responsables de l'aménagement des forêts. Les gouvernements provinciaux et territoriaux du Canada, dont le champ de compétence englobe la gestion des ressources naturelles, fournissent des données essentielles, notamment des données détaillées d'inventaires forestiers et des précisions sur les activités et les méthodes d'aménagement des forêts, de l'information sur les perturbations, y compris leur prévention ou leur maîtrise, des tableaux de rendement régionaux (courbe de volume/âge), des indices relatifs aux sites et une expertise régionale (Tableau A3-64). On a utilisé les

données de l'Inventaire forestier du Canada (IFC, 2001) pour le Nouveau-Brunswick, le Manitoba, la Saskatchewan, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest. Les provinces de l'Île-du-Prince-Édouard, de Terre-Neuve-et-Labrador, de la Nouvelle-Écosse, du Québec, de l'Ontario, de la Colombie-Britannique et de l'Alberta ont fourni des données d'inventaire plus récentes et à plus haute résolution. Une série de « documents méthodologiques » décrivent le processus de compilation pour chaque inventaire forestier provincial ou territorial. Comme les données des inventaires forestiers n'ont pas toutes été recueillies la même année, il a fallu ajouter des étapes pour synchroniser les données d'inventaire de l'année 1990 (Stinson *et al.*, 2011).

Les données sur les activités de brûlage des déchets de coupe (« rémanents ») de toutes les provinces, à l'exception de la Colombie-Britannique, pour laquelle l'opinion des experts est utilisée, proviennent de la Base de données nationale sur les

29 Base de données nationale sur les forêts, disponible en ligne à l'adresse http://nfdp.ccfm.org/about_us_f.php.

Tableau A3-64 Principales sources d'informations et de données sur les forêts aménagées

Description	Source	Résolution spatiale	Couverture temporelle	Référence
Données climatologiques	SCF	Unités analytiques	Normales de 1961–1990	McKenney et al. 2001
Données des inventaires forestiers et du volume marchand ¹	Inventaire forestier canadien (IFCI)	Maille de l'IFC	1949–2004	https://nfi.nfis.org/index.php
	Terre-Neuve-et-Labrador	Unités analytiques	1991–2006	Experts provinciaux
	Île-du-Prince-Édouard	Unités analytiques	2000	Experts provinciaux
	Nouvelle-Écosse	Unités analytiques	2006	Experts provinciaux
	Québec	Unités analytiques	2000	Experts provinciaux
	Ontario	Unités analytiques	2000	Experts provinciaux
	Alberta ²	Unités analytiques	1949–1999	Experts provinciaux
	Colombie-Britannique	Unités analytiques	1995–2011	Experts provinciaux
Données sur la récolte ³	Base de données nationale sur les forêts	Limites provinciales	1990–2017	http://nfdp.ccfm.org/
	Base de données nationale sur les forêts	Unités analytiques	1990–2016	http://nfdp.ccfm.org/
Brûlage des résidus	Base de données nationale sur les forêts et Colombie-Britannique	Limites provinciales	1990–2017	Experts provinciaux et http://nfdp.ccfm.org/
Données sur la récolte de bois de chauffage commercial	Données du secteur de l'énergie sur l'utilisation du bois de chauffage résidentiel	Limites provinciales	1990–2017	Section A3.1.4.1.4
Données sur les insectes	Relevé des insectes et des maladies des arbres	Spatialement explicite	1990–2017	Centre de foresterie de l'Atlantique et Centre de foresterie du Pacifique
	Terre-Neuve-et-Labrador	Spatialement explicite	2000–2003	Experts provinciaux
	Québec	Spatialement explicite	1985–2017	Experts provinciaux
	Manitoba	Spatialement explicite	1990–1998	Experts provinciaux
	Saskatchewan	Spatialement explicite	1998–2001	Experts provinciaux
	Alberta	Spatialement explicite	1990–2017	Experts provinciaux
	Colombie-Britannique	Spatialement explicite	1990–2017	Experts provinciaux
Données sur les incendies	Composite national des superficies brûlées	Spatialement explicite	2004–2017	http://www.nrcan.gc.ca/node/13159
	Base de données sur les feux de forêt au Canada	À référence spatiale	1959–2003	http://www.nrcan.gc.ca/node/13159

Notes :

1. Les données de rendement du volume du bois marchand et des inventaires forestiers proviennent de la base nationale de données sur les forêts et/ou d'experts provinciaux, tel qu'il est indiqué.
2. La base de données de l'inventaire forestier de l'Alberta comprend les données de l'inventaire forestier provincial pour les zones d'aménagement forestier de la province et les données de l'inventaire IFC pour le restant de la superficie boisée aménagée.
3. Étant donné qu'il n'y a pas de données complètes sur la récolte de la dernière année de déclaration pour toutes les provinces et tous les territoires, on suppose que les données sur la récolte de 2015 sont les mêmes que pour 2014.

forêts³⁰. Les données sur la biomasse utilisée comme bois de chauffage résidentiel sont tirées d'études sur l'utilisation résidentielle et l'origine du bois (TNS, 2006; TNS, 2012). La section A3.1.4.1.4 du présent rapport fournit des informations supplémentaires. Les zones spécifiquement attribuées à la récolte de bois de chauffage sont définies par le modèle en fonction des estimations de volume.

Les données sur les secteurs perturbés par des feux de végétation sont tirées de la Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada pour les années 1990 à 2003 et des images composites de la superficie brûlée à l'échelle nationale du Système canadien d'information sur les feux de végétation pour les années 2004 à l'année d'inventaire en cours (Tableau A3-64). Le Système canadien d'information sur les feux de végétation est une combinaison de données de télédétection à résolution faible et moyenne préparées par le Service canadien des forêts et de données fournies par des organismes de gestion des ressources de toutes les régions du Canada. Il fournit une cartographie détaillée des feux de forêt à l'aide de données obtenues par télédétection à moyenne résolution lorsque c'est possible. Les données provenant d'organismes de gestion des ressources viennent ensuite; et les données de télédétection à faible résolution sont utilisées uniquement lorsqu'on ne dispose d'aucune autre donnée de cartographie des incendies.

Les perturbations causées par les insectes font l'objet d'une surveillance par relevé aérien (Tableau A3-64), ce qui permet de répertorier la zone touchée par la perturbation et d'attribuer un niveau de gravité d'impact indiquant le taux de mortalité ou de défoliation des arbres. La zone touchée est attribuée à l'unité analytique appropriée et aux espèces hôtes qui s'y trouvent, et la gravité de l'impact se reflète dans les paramètres de la matrice de perturbation appliquée (Kurz *et al.*, 2009).

A3.5.2.3. Quantification des émissions et absorptions anthropiques

Les variations interannuelles et les tendances des émissions et absorptions des forêts aménagées au Canada sont dominées par l'impact des incendies

et des infestations périodiques d'insectes forestiers, rendant difficile à détecter les tendances résultant de l'activité humaine dans la forêt (Kurz *et al.*, 2008; Stinson *et al.*, 2011; Kurz *et al.* 2013).

Le GIEC ne fournit pas actuellement les méthodes par défaut pour séparer les émissions et les absorptions anthropiques de celles qui se produisent en raison de perturbations naturelles, même s'il reconnaît les difficultés de déterminer les émissions provenant de perturbations naturelles pour certains pays (GIEC, 2010). Par ailleurs, le GIEC (2010) encourage les pays qui utilisent des méthodes de niveau 3 à élaborer de nouvelles approches qui peuvent améliorer la détermination des émissions et des absorptions anthropiques. Le modèle MBC-SFC3 a maintenant la capacité de suivre et de séparer les émissions et les absorptions des peuplements de forêts aménagées dominés par l'impact des activités anthropiques de celles résultant de perturbations naturelles importantes qui ont effacé le legs de la gestion humaine et affecté la valeur commerciale du peuplement.

La gestion et l'historique des perturbations naturelles de chaque peuplement (relevé d'inventaire) dans les forêts aménagées servent à répartir les peuplements dans deux groupes. Les émissions et les absorptions sont définies comme étant anthropiques lorsque i) la trajectoire de croissance d'un peuplement a été fortement modifiée par l'intervention humaine. Cette définition inclut la coupe commerciale et la récolte partielle, l'élagage précommercial et commercial, la coupe de récupération, la préparation du site et sa remise en état et le reboisement de peuplements qui ont été remplacés et qui ont subi des perturbations naturelles partielles; ii) indépendamment de son origine, un peuplement a atteint la maturité commerciale et est donc activement pris en compte dans les scénarios de planification d'aménagement forestier (susceptible d'être récolté). Une fois qu'un peuplement issu de perturbations naturelles a atteint ce stade, les émissions et les absorptions sont transférées à la catégorie déclarée.

En revanche, les émissions et les absorptions résultant de perturbations naturelles sont définies comme i) provenant de peuplements qui ont été remplacés par suite de perturbations naturelles jusqu'à la période où ils ont atteint la maturité commerciale ou ii) provenant de peuplements qui ont été touchés par une perturbation partielle qui a réduit la biomasse jusqu'à ce que ce peuplement ait atteint un niveau de biomasse équivalent à ce qu'il était avant la perturbation. Seules les perturbations partielles

30 En Colombie-Britannique, l'opinion des experts indique que la proportion des zones récoltées utilisait la méthode de coupe à blanc où le brûlage des déchets de coupe est appliqué à 15 % dans la zone côtière et à 50 % dans le reste de la province.

entraînant plus de 20 % de mortalité sont incluses dans la catégorie des perturbations naturelles.

Dans l'application initiale de cette approche dans le RIN de 2017, on a présumé que la période de retour minimale à la maturité commerciale serait généralement une valeur fixe de 60 ans dans l'ensemble du Canada. Depuis le RIN de 2018, des périodes de retour spécifiques fondées sur les différences dans les pratiques d'aménagement forestier, la distribution des essences ou la dynamique des peuplements entre les régions ont été utilisées.

Pour élaborer des définitions de la maturité commerciale représentatives à l'échelle régionale, un questionnaire a été distribué aux provinces et aux territoires en mars 2017. L'objectif de ce processus de consultation était de documenter les pratiques d'aménagement forestier dans l'ensemble du Canada, en mettant l'accent sur le traitement des peuplements forestiers touchés par des perturbations naturelles dans la planification opérationnelle. En collaboration avec des experts provinciaux, il a été possible d'établir une période de retour minimale à la maturité commerciale de 45 à 99 ans, et de 76 ans en moyenne. Dans la plupart des cas, les organismes provinciaux ont défini la maturité commerciale des essences en fonction de l'augmentation annuelle moyenne maximale des courbes de rendement propres à des essences pour une catégorie de sites à productivité élevée dans une région donnée. D'autres organismes provinciaux ont utilisé des données empiriques fondées sur l'âge minimal régional observé à la récolte ou un âge permettant d'obtenir une taille précise. Selon l'âge commercial propre à une essence, une période de retour minimale pondérée a été déterminée pour chaque zone de déclaration en fonction de la ventilation proportionnelle des essences commerciales auxquelles on a attribué un âge d'exploitation minimal, ou un âge de récolte minimal, dans cette zone. Pour de plus amples renseignements sur l'approche méthodologique utilisée pour suivre les émissions anthropiques et les absorptions, veuillez consulter Kurz *et al.* (2018).

Dans le cadre actuel de la modélisation, les perturbations naturelles partielles se produisent principalement en raison des infestations d'insectes. Dans ces cas, la valorisation de la biomasse aérienne a été utilisée pour définir une période de récupération tandis que la courbe de croissance du peuplement n'est que temporairement modifiée. Les peuplements soumis à des perturbations liées aux insectes qui

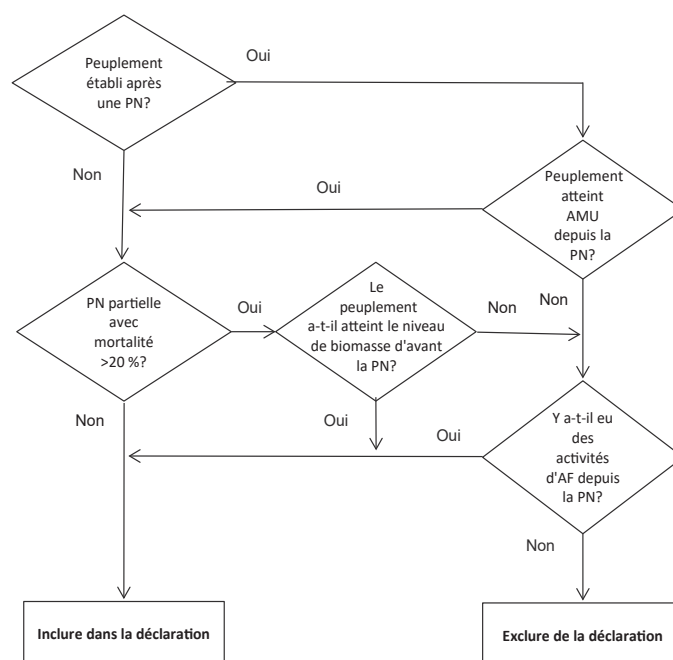
causent au plus 20 % de mortalité de la biomasse ne sont pas considérés comme étant dominés par des perturbations naturelles. À ce niveau de faible mortalité, les perturbations sont considérées comme des facteurs qui contribuent à la réduction de la densité du peuplement.

Cette amélioration de la méthode de déclaration fait en sorte que les émissions des peuplements touchés par des perturbations naturelles incontrôlables et les absorptions subséquentes dues à la croissance de ces peuplements sont suivies séparément de celles des peuplements aménagés à des fins commerciales, ce qui permet de faire une meilleure distinction entre les émissions et absorptions associées aux actions directes d'aménagement forestier et les émissions et absorptions non anthropiques qui se produisent en raison des perturbations naturelles.

Le suivi des peuplements où les émissions et les absorptions sont dominées par la dynamique des perturbations naturelles est effectué en interrogeant les résultats du modèle suivant une approche d'arbre de décision dans laquelle les points de décision clés reposent sur l'origine du peuplement, le type de perturbation (remplacement de peuplement partiel ou total) et une évaluation annuelle de l'état après une perturbation, soit le seuil de la maturité commerciale ou la biomasse avant la perturbation (Figure A3-15).

Après l'exclusion des émissions et des absorptions non anthropiques, les valeurs finales incluses dans le rapport représentent tous les peuplements forestiers de la base des terres forestières aménagées qui ont atteint la maturité commerciale ou dont la courbe de croissance a été modifiée par une activité d'aménagement anthropique directe dans la forêt. La zone dont les données sont temporairement exclues du rapport d'une année quelconque reste relativement constante, variant de +3,2/-2,2 Mha puisque les données sur les peuplements touchés par des perturbations naturelles pendant une année spécifique ne figurent pas dans le rapport et que celles sur les terres perturbées historiquement sont de nouveau incluses dans le rapport. Le total de chacune des catégories de peuplement incluses et exclues correspond à la somme des émissions et des absorptions quantifiées à l'aide de la méthode utilisée pour calculer les émissions totales de la forêt aménagée dans les rapports d'inventaire précédents.

Figure A3-15 **Arbre de décision pour séparer les émissions et les absorptions liées aux sources anthropiques et naturelles**



Note : PN = Perturbation naturelle, AF = aménagement forestier, AMU = Âge minimum

A3.5.2.4. Conversion des forêts

Pour tenir compte des effets résiduels à long terme de la conversion des forêts, on a estimé les taux de conversion à compter de 1970. La démarche adoptée pour estimer les superficies forestières converties à d'autres affectations repose sur trois grandes sources de renseignements : l'échantillonnage systématique ou représentatif des images de télédétection, les registres de données et le jugement d'experts. Les méthodes de base ayant été mises à l'essai dans le cadre de plusieurs projets pilotes (Leckie, 2006a), la méthodologie a été établie partout au Canada.

La méthode de base consiste à cartographier la conversion des forêts par télédétection sur des échantillons d'images du Landsat datant de 1975, 1990, 2000, 2007 et 2011. En faisant ressortir les changements survenus entre deux dates d'images, on met en évidence les secteurs où le couvert forestier a subi des changements, ce qui permet de déceler les éventuels phénomènes de conversion des forêts (les phénomènes candidats). Ensuite, on interprète ces « images » pour déterminer : (1) si la couverture terrestre du phénomène candidat était à l'origine une forêt (au moment 1) et (2), si on observe un changement d'affectation

des terres réel au moment 2 (Leckie *et al.* 2002, 2010a). Cette procédure d'interprétation de la conversion des forêts est fortement étayée par des données de détection spatiale supplémentaires, notamment des photographies aériennes numérisées; des images Landsat hivernales de manteau neigeux et de défoliation; des images Landsat secondaires provenant d'autres dates et années; des données auxiliaires, comme les cartes situant les routes, les établissements, les terres humides, la couverture boisée et l'emplacement des mines et des gravières; et enfin des bases de données spécialisées qui indiquent l'emplacement des oléoducs et des gazoducs ainsi que des plates-formes d'exploitation (Leckie *et al.*, 2006; Dyk *et al.*, 2015). Lorsqu'elles sont facilement accessibles, on utilise également les données détaillées des inventaires forestiers.

Chaque image de changement est interprétée et analysée; chaque conversion de terres forestières supérieure à un hectare est délimitée à la main. On a interprété le type de forêt, sa maturité et sa densité avant la conversion des forêts³¹ et enregistré l'affectation des terres après le déboisement

31 Voir les paramètres de définition de « forêt » au chapitre 6.

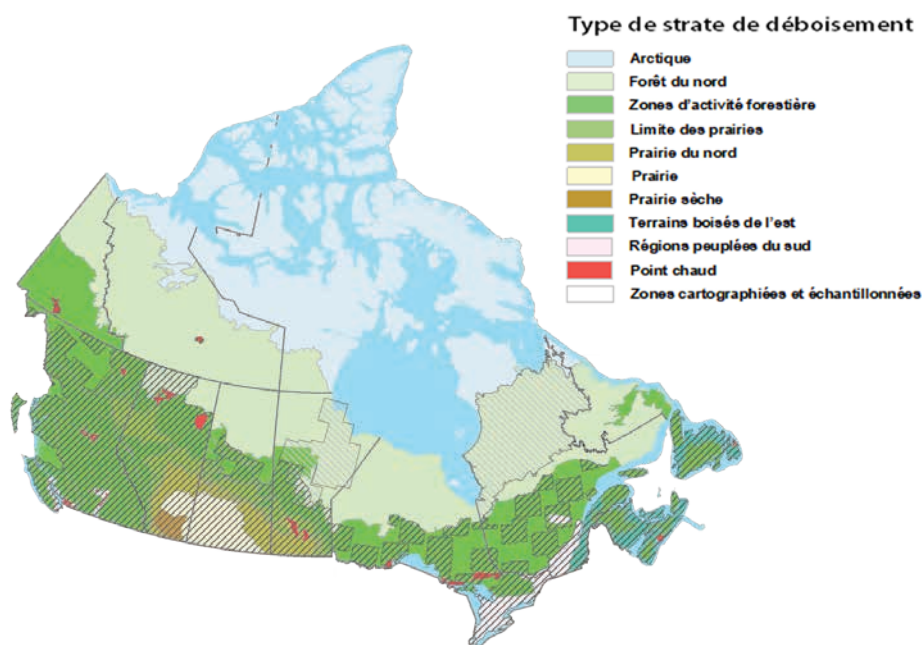
(« post-classe »). Les intervalles de confiance relatifs à l'affectation des terres à la période initiale et à une période ultérieure sont utilisés dans les « contrôles de qualité » subséquents et les procédures de validation sur le terrain.

Loin de se limiter aux forêts aménagées, la surveillance des activités de conversion des forêts couvre toutes les terres forestières du Canada. L'ensemble des zones boisées du Canada ont été stratifiées en régions selon le niveau prévu de conversion des forêts et la cause dominante, ce qui a déterminé l'intensité d'échantillonnage cible. Selon le profil spatial escompté et les taux des phénomènes de conversion des forêts, les méthodes d'échantillonnage ont varié d'une cartographie détaillée à un échantillonnage systématique sur toute l'unité d'analyse d'intérêt à la sélection représentative de cellules d'échantillonnage dans une maille systématique. Par exemple, dans les zones peuplées du sud du Québec et à la limite des prairies, on a atteint en général un taux d'échantillonnage de 12 %, avec des mailles de 3,5 × 3,5 km à des nœuds d'une grille de 10 × 10 km (Figure A3-17). On a utilisé un taux d'échantillonnage plus faible dans certaines zones d'activité forestière caractérisées par une faible densité de la population et où les principales activités économiques sont la foresterie et l'extraction d'autres ressources naturelles.

On définit en outre les cas spéciaux connus et localisés d'activités d'envergure de conversion de forêt, comme les réservoirs hydroélectriques et l'exploitation des sables bitumineux de l'Alberta. Dans de tels cas, les secteurs au complet sont traités comme des phénomènes isolés (« points chauds » à la Figure A3-16), au moyen d'une cartographie spatialement détaillée.

En pratique, les contraintes de ressources limitent la taille de l'échantillon de télédétection; dans la mesure du possible, un taux d'échantillonnage cible de 12 % ou 6 % a été atteint. Il est également important de noter que différents taux d'échantillonnage peuvent être appliqués pour chaque période dans le but de suivre les différents taux d'activité entre les périodes. Les superficies totales, qu'elles fassent l'objet d'une cartographie détaillée ou d'un échantillonnage, couvrent une vaste étendue du territoire canadien (Figure A3-16), p. ex. environ 346 millions d'hectares, dont plus de 17 millions d'hectares cartographiés pour 1975–1990, 41 millions d'hectares cartographiés pour 1990–2000, 22 millions d'hectares pour 2000–2008 et 23 millions d'hectares cartographiés pour 2008–2013. La cartographie est mise à jour une fois par cycle d'environ cinq ans et peut être intégrée progressivement, par projet, pour la période de temps la plus récente.

Figure A3-16 **Strates de conversion des forêts et secteurs d'échantillonnage**



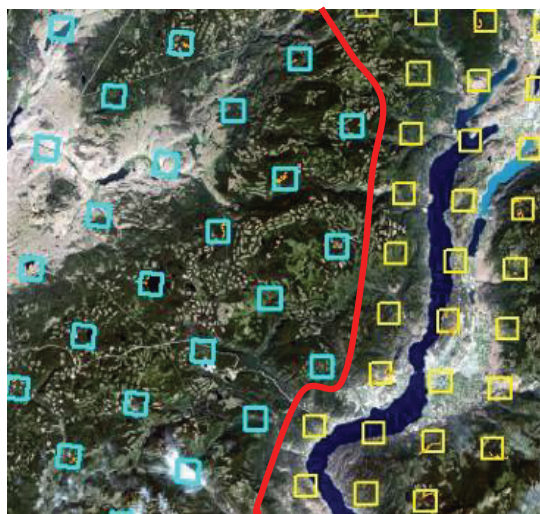
On a rassemblé les registres existants, lesquels renferment surtout des données sur les chemins forestiers, les lignes de transport d'électricité, les infrastructures pétrolières et gazières et les réservoirs hydroélectriques (Leckie *et al.*, 2006). Pour déterminer les sources de données (registres ou images) les plus pertinentes, on se base sur la couverture temporelle, la disponibilité et la pertinence des registres. Des données de registres sont parfois utilisées pour valider les estimations au moyen de l'interprétation d'images. Par exemple, pour la Colombie-Britannique, les données de registres sont utilisées pour fournir des estimations des activités de conversion pour les lignes de transport d'électricité et les activités pétrolières et gazières. On a recours à l'interprétation des images de télédétection et aux données de registres pour évaluer les secteurs de forêts converties en raison d'un aménagement hydroélectrique.

Lorsque les données des registres ne sont pas disponibles ou qu'elles sont de piètre qualité, ou que l'échantillon de télédétection est insuffisant, on sollicite l'avis d'experts. On fait également appel au jugement d'experts pour rapprocher les différences entre les registres et les données de télédétection et résoudre les grands écarts à chaque période (p. ex. en 1975–1990, en 1990–2000, en 2000–2008 et en 2008–2013) dans l'estimation de la superficie. Dans ces cas, on regroupe les avis d'experts et les sources de données, on examine les données de

télédétection et les données des registres et on prend les décisions requises (Leckie, 2006b; Leckie *et al.*, 2010b; Dyk *et al.*, 2015). La majorité des estimations, et, sans aucun doute, celles qui ont eu les incidences les plus marquées, proviennent directement des échantillons de télédétection.

Les données sur les activités sont recueillies et résumées dans un premier temps par unités d'analyse. On rassemble tous les phénomènes de conversion dans une base de données. Par une compilation, on résume les phénomènes pour les classes détaillées suivant la conversion pour chaque unité de rapprochement. Ce processus de compilation fait également appel à l'insertion de données des registres et au jugement d'experts. Pendant cette procédure, on compile tous les phénomènes pour générer un taux de conversion des forêts locales (ha/an) d'après le temps qui s'est écoulé entre les images. Comme les images disponibles ne sont pas forcément d'une année en particulier, les taux couvrent différentes périodes. Au moment de compiler les données, on associe chaque phénomène de conversion de forêt à une période et on attribue le taux de conversion des forêts correspondant à cette période. Par exemple, un phénomène de 7,0 hectares observé sur les images datant de la période 1975–1989 génère un taux de 0,5 ha/an (7,0 ha/14 ans), qu'on attribue ensuite à la période 1975–1990. La superficie totale interprétée dans une unité d'analyse pour cette période sert ensuite à calculer un taux de conversion

Figure A3-17 **Grilles d'échantillonnage sur des images satellites de cartes de conversion des forêts**



Fond : secteur près de Kelowna, Colombie Britannique, image Landsat TM, été 2000.

À droite, les échantillonnages sont plus nombreux, avec une densité de 12 %; à gauche, la densité est de 6 %.

des forêts relatif ([ha/an]/km² interprété) pour tous les phénomènes du même type. Il s'agit ensuite de mettre les taux relatifs à l'échelle de chaque unité d'analyse. Enfin, les données sont regroupées selon l'utilisation finale (p. ex. le taux de changement pour les cultures agricoles ou les secteurs résidentiels ruraux), puis résumées selon des catégories plus vastes au moment de la recompilation par unité de rapprochement.

Les données de télédétection proviennent d'images à résolution moyenne datant d'environ 1975, 1990, 2000, 2007, 2011 et d'années plus récentes à mesure que de nouvelles images sont disponibles, tandis que les données des registres sont des données annuelles ou des données résumées sur plusieurs périodes. Comme nous l'avons vu ci-dessus, la méthode de télédétection de base donne, jusqu'ici, cinq taux moyens distincts de conversion des forêts pour 1975–1990, 1990–2000, 2000–2008, 2008–2013, et 2013–2018, mais aucune estimation annuelle de ces taux. Pour déterminer des taux annuels de conversion des forêts pour la période 1970–2017 par rapport à l'année d'inventaire actuelle, il a fallu appliquer deux procédures simultanées : (1) extrapoler les taux annuels d'avant 1983 et d'après la valeur médiane des données de la période disponible la plus récente; (2) effectuer une interpolation linéaire entre les valeurs médianes des données de 1975–1990, 1990–2000, 2000–2008, 2008–2013 et celles des analyses récentes achevées au moment de la présentation du rapport (Figure A3–18). En plus des données interpolées, on peut aussi compter sur les grands phénomènes

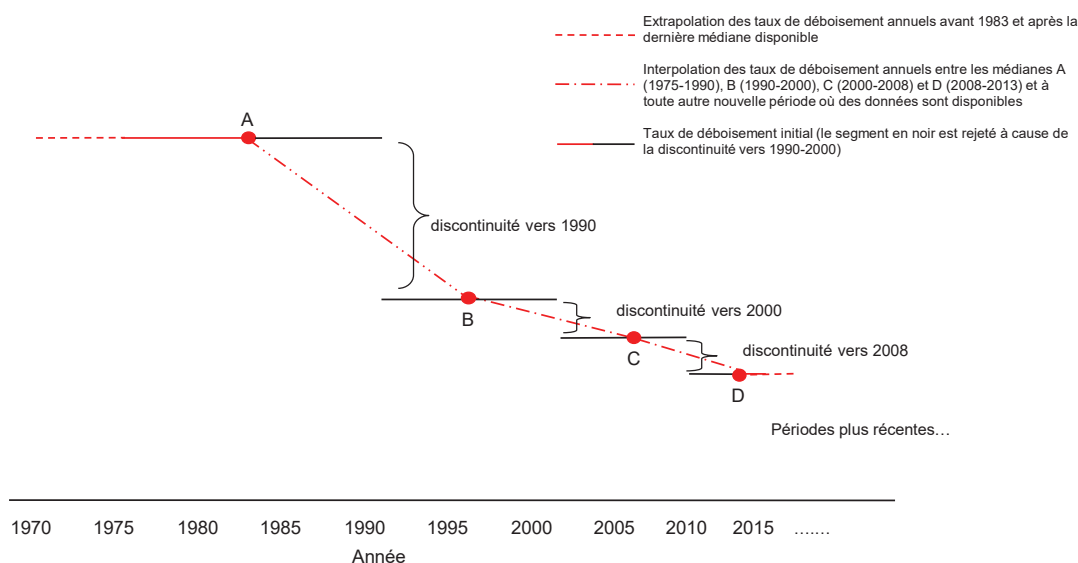
individuels pour lesquels on possède de l'information sur les perturbations par l'entremise de registres ou d'activités de cartographie détaillée; les réservoirs hydroélectriques représentent un exemple d'une telle situation.

ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES DONNÉES SUR LA CONVERSION DES FORÊTS

On s'est attardé avec soin à comprendre les données des registres, leur pertinence et leurs limites. On a examiné la provenance des données des registres, interrogé les personnes qui ont pris part à la gestion et à la mise en œuvre du système de collecte et de stockage des données et, lorsqu'ils étaient disponibles, on a vérifié les chiffres par rapport à des sources de données indépendantes, à l'échantillon d'images à haute résolution et aux connaissances des experts.

L'interprétation des données de télédétection se fait selon une procédure définie (Leckie *et al.*, 2010a; Dyk *et al.*, 2015), même si elle est réalisée par divers organismes, dont des groupes de foresterie ou de géomatique des gouvernements provinciaux, des entreprises de télédétection ou de cartographie, des organismes de recherche et développement et les experts internes du gouvernement. La procédure de contrôle de qualité (CQ) de base de l'analyse des images comprend : des contrôles de qualité effectués au sein même de l'organisme ou de la société de cartographie par un employé de rang supérieur; l'assurance de la qualité (AQ) en temps réel, réalisée durant l'interprétation par des spécialistes du Service

Figure A3–18 Procédure d'établissement d'une série chronologique cohérente des taux de conversion des forêts



canadien des forêts (SCF) qui communiquent leurs commentaires dans les jours qui suivent l'interprétation de chaque secteur; et une AQ et une vérification finale de l'interprétation des données, réalisée par le SCF. Une validation sur le terrain est réalisée sur une base continue selon la disponibilité de ressources. Chaque point de CQ et révision est documenté dans la base de données du système d'information géographique (SIG) sur les phénomènes de conversion (Dyk *et al.*, 2015).

Les rapports de décision sur les données utilisées, le jugement d'experts et la conciliation des données contradictoires de chaque nouveau rapport sont documentés dans la base de données de traitement global (Leckie, 2006b) et ont été mis à jour (Dyk *et al.*, 2015). La provenance et les limites des données sont enregistrées, et les données et les interprétations de télédétection archivées.

Degré d'incertitude des données sur la conversion des forêts

L'élaboration d'une estimation de l'incertitude pour la conversion des forêts est une tâche complexe et difficile en raison de la variabilité spatiale et temporelle de cette activité. Comparativement aux estimations antérieures, les estimations actuelles profitent de plusieurs années d'expérience et de connaissances acquises durant l'élaboration des précédentes estimations (Leckie, 2011; Dyk *et al.*, 2015). Les améliorations apportées comprennent les suivantes :

1. Ensemble de données élargi comprenant des données additionnelles d'observation de la Terre (OT), Landsat, SPOT-5, photographies aériennes, images satellites à haute résolution.
2. Agrandissement de la superficie échantillonnée pour les secteurs ciblés et d'autres secteurs.
3. Analyse et validation des données de registres avec des images à haute résolution (par exemple, perturbations connexes aux pipelines et aux routes d'accès).
4. Prolongement de la couverture temporelle jusqu'à la période de temps la plus récente.
5. Examen de la série chronologique sur la déforestation à la période 1970–2004, fondée sur des analyses spatiales plus récentes.
6. Connaissances accrues découlant d'une plus grande expérience et de l'expertise acquise durant les activités de CQ et de validation.

Ces améliorations permettent une meilleure détection, délimitation et détermination de la taille et de la cause des phénomènes, et elles permettent aussi d'estimer plus précisément le moment de la survenue des phénomènes de conversion.

Deux approches ont été prises en compte pour estimer les incertitudes; une approche empirique et une approche analytique. L'estimation obtenue repose sur ces approches, et elle représente une estimation de l'incertitude associée aux estimations de la superficie des activités. Les sources additionnelles d'incertitude liée aux types de forêts converties, à la catégorie des terres après la conversion et au moment de la survenue du phénomène ne sont pas prises en compte.

L'approche empirique vise à estimer l'incertitude globale pour la conversion des forêts. Cette approche fournit une estimation tenant compte de toutes les composantes variées et de leurs interactions potentielles.

L'estimation empirique a été élaborée en estimant des valeurs extrêmement faibles, faibles, élevées et extrêmement élevées pour le taux de conversion des forêts, et ce, pour chaque unité de rapprochement et classe d'utilisation finale. Ces estimations étaient basées sur la connaissance des experts sur le plan des activités et des pratiques à l'échelle régionale. Toutes ces estimations ont ensuite été compilées à l'échelle nationale. Les comparaisons entre les estimations extrêmes et non extrêmes ont donné un certain aperçu d'une plage de conversion possible. En suivant cet exercice, on a estimé que l'incertitude globale pour la conversion des forêts se situait entre $\pm 20\%$ et $\pm 30\%$.

L'approche analytique décompose l'incertitude en sous-composantes, puis combine celles-ci au moyen d'une simple méthode de propagation d'erreur. Les composantes prises en compte sont les erreurs d'omission et d'inclusion, d'échantillonnage et de délimitation.

Les erreurs d'omission et d'inclusion varient en fonction d'un certain nombre de facteurs, mais elles dépendent particulièrement de la date et de la qualité de l'imagerie avant et après la conversion. Pendant toute la série chronologique, il semble que les perturbations omises soient de taille moins importante, tandis que les erreurs d'inclusion sont habituellement associées à une mauvaise interprétation plutôt qu'à une méprise et dépendent donc moins de la taille de

la perturbation. Les erreurs d'inclusion et d'omission ont tendance à s'équilibrer. Pour la période après 2000, les erreurs d'inclusion sont possiblement supérieures aux erreurs d'omission, particulièrement en raison d'un délai insuffisant suivant la perturbation pour confirmer que les superficies ont bel et bien été déboisées de façon permanente.

L'incertitude associée aux erreurs de délimitation tient compte des erreurs résultant d'une localisation erronée des limites de la superficie convertie par rapport à la superficie réelle de la conversion. Une surestimation et une sous-estimation de la superficie sont possibles. Cette source d'incertitude varie grandement en fonction de la qualité et de la résolution des images utilisées dans le processus de délimitation; les améliorations apportées à la résolution et à la qualité des images réduisent cette source d'incertitude.

Les estimations de l'incertitude sur l'échantillonnage tiennent compte de l'incertitude associée au processus réel d'échantillonnage et à la mise à l'échelle des estimations pour de grands secteurs (strates/unités de rapprochement). Le processus d'échantillonnage est un mélange de cartographie détaillée et d'échantillonnage systématique. Dans certains secteurs, la couverture et la conception de l'échantillonnage différaient entre toutes les périodes de cartographie. L'erreur d'échantillonnage varie en fonction de la quantité d'activité dans chaque région au cours de chaque période échantillonnée. En outre, cette erreur varie en fonction de la taille et de la distribution spatiale des phénomènes de conversion (Leckie *et al.*, 2015). L'incertitude due à l'échantillonnage et à la mise à l'échelle diffère donc sur le plan régional; de plus, puisque les causes des phénomènes de conversion peuvent également varier d'une région à l'autre, on considère cette incertitude comme étant variable.

Les résultats de cette approche analytique sont cohérents avec ceux obtenus avec une approche empirique. À la lumière de ces calculs, une estimation conservatrice est déterminée, laquelle établit l'incertitude à la limite supérieure de la plage de conversion, soit $\pm 30\%$. Des travaux plus approfondis aideront à améliorer notre compréhension actuelle des différentes sources d'incertitude, de leurs interactions et des approches utilisées pour combiner ces composantes.

La plage d'incertitude de $\pm 30\%$ est une estimation globale tenant compte de l'ensemble des périodes,

des régions et des types de conversion des forêts. Il faut donc faire preuve de prudence lorsqu'on applique le degré d'incertitude de 30% à la superficie cumulative de terres forestières converties à une autre catégorie depuis 20 ans ou depuis 10 ans dans le cas des réservoirs (superficies déclarées dans les tableaux du CUPR).

Terres converties en terres forestières

Les registres de conversion de terres en terres forestières au Canada étaient disponibles pour 1990–2002 grâce à l'initiative de l'Étude de faisabilité sur le boisement comme mode de séquestration du carbone (EFBMP) (White et Kurz, 2005). Les activités de conversion pour 1970–1989 et 2003–2008 ont été estimées en fonction des taux d'activité observés dans les données de l'EFBMP. D'autres données provenant du Programme d'évaluation et de démonstration de plantations de Forêt 2020 sont comprises en 2004 et 2005 et un examen environnemental a été réalisé pour relever d'autres sources d'information sur les taux de déboisement de 2000 à 2008. Chaque phénomène, quels qu'en soient la date, la source, le type ou l'emplacement, a été converti en un relevé d'inventaire pour les besoins des modèles du carbone. Tous les phénomènes ont été regroupés en un seul ensemble de données sur les activités de boisement au Canada entre 1970 et 2008. Aucune nouvelle donnée sur les activités de boisement n'a été obtenue pour la période s'étendant de 2009 à l'année d'inventaire actuelle. Les efforts se poursuivent en vue d'obtenir des données supplémentaires sur les récentes activités de boisement au Canada.

La superficie plantée de 1990 à 2008 a été stratifiée par écozone, province et essence d'arbre. La superficie totale plantée par province et écozone, parallèlement à la proportion d'essences plantées dans chaque province, a servi à calculer la superficie plantée par essence, ce qui a permis d'estimer la superficie convertie en forêts, par essence, dans chaque unité de rapprochement.

Les courbes de rendement ne sont pas toujours disponibles pour certaines essences plantées ou conditions de croissance (niveau de peuplement forestier ou historique du site); les courbes utilisées pour estimer les paliers d'accroissement proviennent d'une diversité de sources, et le plus souvent, directement d'experts provinciaux. Lorsque des essences n'avaient pas leur propre courbe de rendement, on leur a

attribué celle d'une autre essence présentant des caractéristiques de croissance semblables ou de l'essence qui était le plus susceptible d'être présente dans ce secteur. Les fluctuations des stocks de carbone dans le sol sont hautement incertaines, en raison des difficultés qu'il y a à trouver des données sur les stocks de carbone avant la plantation. On a présumé que l'écosystème accumulerait généralement lentement le carbone dans le sol; compte tenu de l'échéancier limité de cette analyse et de l'ampleur des activités concernant d'autres activités d'affectation des terres et de changement d'affectation des terres, on peut en déduire que l'impact de ce degré d'incertitude est minime.

A3.5.2.5. Estimation des fluctuations des stocks de carbone, des émissions et des absorptions

Au début de chaque pas de temps annuel et lorsqu'un cas de boisement ou de conversion des forêts est traité, le MBC-SFC3 commence par affecter la nouvelle classification d'affectation des terres avant que les impacts soient enregistrés pour faire en sorte que les incidences du changement d'affectation des terres (conversion en forêts et conversion des forêts) soient déclarées dans la nouvelle catégorie de terres. La sélection des peuplements forestiers touchés par les perturbations liées au changement d'affectation des terres et par les perturbations liées à d'autres facteurs repose sur certaines règles d'admissibilité (Kurz *et al.*, 2009).

Lorsque le modèle calcule l'effet immédiat des perturbations sur tous les peuplements forestiers, il simule la croissance de la forêt, le dépôt de la litière, le taux de renouvellement et le taux de décomposition, de même que les processus annuels de transferts de carbone connexes (forêts aménagées, terres converties en forêts et terres forestières converties à d'autres affectations), ce qui englobe à la fois les peuplements boisés et non boisés. Les résultats du modèle désignent les changements dans le stock de carbone, les flux et les émissions immédiates attribuables au brûlage en fonction desquels il est possible de calculer le bilan net de GES des forêts aménagées. Les flux des composantes incluent la croissance, les émissions immédiates attribuables aux perturbations (fluctuations des stocks de carbone, pertes de carbone dans l'atmosphère et dans les produits forestiers), et la décomposition à la fois de la MOM et de la matière organique du sol, notamment

dans les peuplements affectés par les perturbations. À cette étape, les relevés d'inventaire qui se trouvaient dans une catégorie de « terres converties en » depuis 20 ans passent à la catégorie de « Terres dont la vocation n'a pas changé » et la simulation de la dynamique du C (en général une décomposition) continue dans cette nouvelle catégorie.

Les mêmes données de sortie (à l'exception de la croissance des arbres) sont disponibles au sujet des terres forestières converties, mais sont déclarées dans la nouvelle catégorie de terre, par exemple les Terres forestières converties en terres cultivées (tableau 4.B du CUPR, sous-catégorie 2.1), les Terres converties en terres humides (tableau 4.D du CUPR, sous-catégories 2.1 et 2.2.1) et les Terres forestières converties en établissements (tableau 4.E du CUPR, sous-catégorie 2.1). L'estimation des émissions de la matière organique du sol des Terres forestières converties en terres cultivées et en champs d'extraction de tourbe fait exception, étant établie séparément; les méthodes sont décrites aux sections A3.5.4.3 et A3.5.6.1. De même, les méthodes d'estimation des émissions (par opposition aux fluctuations des stocks de carbone) des Terres forestières converties en terres submergées sont décrites à la section A3.5.6.2.

A3.5.2.6. Degré d'incertitude

Les recommandations en matière de bonnes pratiques préconisent l'utilisation de méthodes numériques pour l'évaluation des incertitudes au moyen des cadres de modélisations complexes avec interactions multiples entre les données et les paramètres. Ces méthodes nécessitent beaucoup de données et les exigences de calculs peuvent rapidement devenir un facteur limitatif. Les paramètres des modèles et les données d'entrée n'ont pas tous une incidence similaire sur les sorties des modèles. Il est donc important de rechercher un équilibre entre la capacité de calcul disponible et l'inclusion dans l'évaluation de l'incertitude de données d'entrée, de paramètres et d'autres fonctions, pouvant influencer considérablement sur les résultats des modèles.

L'approche générale pour évaluer l'incertitude souligne le fait que les données d'entrée et les paramètres du modèle sont les principales sources d'incertitude. Les sources d'incertitude particulières sont les données des inventaires forestiers, les paramètres des modèles d'une grande influence et l'initialisation des stocks de carbone dans le sol et de la matière organique morte avant d'exécuter le modèle. Des étapes de randomisation additionnelles sont également incluses

dans l'élaboration des intervalles de confiance, et ce, en sélectionnant de façon aléatoire 10 000 échantillons des résultats de 100 analyses de Monte-Carlo à l'échelle nationale (Metsaranta *et al.* 2017). Toutes les sources d'incertitude n'ont pas été prises en compte. Plus important encore, l'analyse n'a pas tenu compte de l'impact des processus qui ne sont pas simulés pour le moment (Kurz *et al.*, 2013). Les résultats ne doivent donc pas servir à évaluer les biais potentiels (ou l'exactitude) des estimations. Les paragraphes suivants présentent des détails sur la caractérisation des sources d'incertitude.

Les données des inventaires forestiers utilisées dans les modèles de simulation répondent à des besoins de planification et d'exploitation. Les méthodes, normes, définitions et niveaux de qualité diffèrent d'une instance à l'autre, selon leurs objectifs. Bien que les différentes techniques et procédures d'inventaire utilisées à travers le pays soient généralement documentées, il est rare que cette documentation contienne une évaluation quantitative de l'incertitude. Bien qu'il soit actuellement impossible de quantifier les incertitudes qui entachent, par exemple, les superficies de forêts aménagées, les effets de cette source d'incertitude peuvent être indirectement élaborés dans l'incertitude relative à la simulation de l'augmentation de la biomasse. Pour les besoins de la présente évaluation, on assume une incertitude de 50 % pour l'augmentation de la biomasse. Outre les superficies de forêts aménagées, ce pourcentage tient compte des incertitudes associées à la répartition des classes d'âge, aux courbes de rendement et aux équations allométriques utilisées pour l'estimation.

Les superficies de forêts aménagées touchées annuellement par des perturbations naturelles et anthropiques ont une grande incidence sur la dynamique du carbone forestier dans son ensemble. Les perturbations influent sur les émissions et les absorptions de C à court terme, et à long terme par la décomposition des résidus et la répartition des classes d'âge. On présume des incertitudes de 10 % pour les superficies de forêts aménagées sujettes chaque année à des incendies et de 25 % pour celles sujettes à des infestations d'insectes.

Les incertitudes relatives au carbone libéré par les produits récoltés sont propres aux régions et incorporent des plages d'erreur pour le volume récolté (± 1 %) et des écarts types pour la densité du bois rond et le facteur d'ajustement pour l'écorce

(Tableau A3-65). Aucune erreur n'a été présumée pour la proportion de carbone de la biomasse. Le coefficient annuel de variation a été multiplié par deux pour approcher une distribution normale d'une distribution triangulaire.

L'évaluation établit également les incertitudes liées aux émissions découlant de la conversion des forêts. On utilise ici un taux d'incertitude de 30 % pour les zones converties chaque année. La section de cette annexe portant sur la conversion des forêts donne une description du calcul de cette valeur.

Les réservoirs du sol et de MOM contiennent un volume important de carbone. Des travaux précédents ont montré que les stocks initiaux de C dans la MOM, au début d'une simulation complète, sont sensibles aux taux de perturbations historiques. Dans la présente évaluation, les stocks initiaux de C dans les réservoirs du sol et de MOM pouvaient varier en modifiant les intervalles historiques (avant 1990) de récurrence des feux. Même si les taux de décomposition modélisés de la matière organique du sol par les processus annuels sont infimes, en raison de la taille des réservoirs et des superficies boisées, ils influent fortement sur les émissions attribuables aux processus annuels. Une analyse de la sensibilité des émissions de carbone issues de la matière organique morte et des réservoirs de sol a révélé que les paramètres de modèle les plus influents étaient le taux de décomposition pour la matière organique du sol et les rejets atmosphériques de carbone et la décomposition de réservoirs à cycle très rapide, comme la litière et les racines mortes (White *et al.*, 2008).

Tableau A3-65 Plages d'incertitude pour le carbone des produits ligneux récoltés, par province et territoire du Canada

Province ou territoire	Multiplicateur minimal	Multiplicateur maximal
Terre-Neuve-et-Labrador	0,96	1,04
Île-du-Prince-Édouard	0,88	1,12
Nouvelle-Écosse	0,88	1,12
Nouveau-Brunswick	0,92	1,08
Québec	0,86	1,14
Ontario	0,92	1,08
Manitoba	0,86	1,14
Saskatchewan	0,92	1,08
Alberta	0,90	1,10
Colombie-Britannique	0,92	1,08
Yukon	0,84	1,16
Territoires du Nord-Ouest	0,74	1,26

Source : Metsaranta *et al.* (2014)

Pour les besoins de la présente analyse, on autorise la variation de 28 paramètres dans les analyses de Monte Carlo :

- taux de décomposition de base pour les réservoirs de MOM (11 paramètres);
- proportion de matériel décomposé qui est oxydé comparativement au matériel qui est transféré dans un autre réservoir de MOM (5 paramètres);
- taux de renouvellement pour les réservoirs de biomasse (12 paramètres).

En l'absence d'indications probantes pour étayer des fonctions plus complexes, toutes les fonctions de distribution des probabilités des données d'entrée pour l'augmentation de la biomasse, les données sur les activités sur les perturbations humaines et naturelles et les paramètres de décomposition sont triangulaires. Une fonction de la distribution de probabilité gamma est utilisée pour les intervalles de feux (Metsaranta *et al.*, 2014).

On croit que l'incertitude significative qui entache les résultats du cadre de modélisation pourrait être attribuable à la sélection aléatoire de peuplements d'arbres sujets à des perturbations dues aux incendies et au déboisement (Kurz *et al.* 2008 b), laquelle interagit avec l'incertitude liée aux données des inventaires forestiers. L'analyse tient compte de l'effet aléatoire des algorithmes de sélection des peuplements, en permettant l'initialisation de ces algorithmes au moyen de différentes valeurs de départ.

Il est important de noter les interactions entre les données d'entrée et les paramètres. Par exemple, l'incertitude associée à l'âge d'un peuplement forestier (ou structure de classe d'âge d'un paysage forestier) peut influencer la productivité simulée du peuplement (ou paysage), selon les courbes de rendement et l'emplacement spécifique d'une catégorie d'âge donnée le long de ces courbes. Les émissions dues aux perturbations—y compris la conversion des forêts à d'autres catégories de terres—ne sont pas seulement régies par les zones touchées, mais aussi par les stocks de carbone présents avant la conversion, les paramètres des matrices de perturbation qui répartissent le carbone entre les réservoirs ou les « rejets » dans l'atmosphère, et les taux de décomposition après la conversion. Par conséquent, il est impossible d'établir les incertitudes associées aux estimations simplement en combinant les incertitudes sur les « données sur les activités » et les « coefficients d'émission ».

Des estimations de l'incertitude sont établies à la fois pour les émissions et les absorptions déclarées représentant des facteurs anthropiques et pour les émissions et les absorptions non déclarées associées à des perturbations naturelles. Les années où il n'y avait pas de variation importante, aucune analyse approfondie de l'incertitude au moyen de la simulation de Monte Carlo n'a été réalisée. À la place, une extrapolation statistique des intervalles de confiance de chaque catégorie, pour l'année du rapport en cours, est effectuée pour les estimations concernant la forêt et les PLR. Ces extrapolations font appel aux données des rapports antérieurs, dans lesquels les estimations numériques des incertitudes ont été déterminées au moyen de simulations de Monte Carlo, comme expliqué ci-dessus et décrit plus en détail dans Metsaranta *et al.* (2017). Les estimations totales de l'incertitude sont attribuées aux catégories déclarées et non déclarées au moyen des mêmes procédures de catégorisation que celles utilisées pour estimer les valeurs déclarées et exclues (voir la section A3.5.2.3).

Il y aurait peut-être lieu de prendre d'autres aspects en considération pour déterminer les effets directs de l'activité humaine, et les incertitudes, en ce qui concerne la dynamique du carbone forestier. Des améliorations sont prévues pour les prochaines années, en fonction de l'amélioration des connaissances, des procédures, des mises en œuvre de logiciels et de l'accès à une capacité de calcul supérieure.

A3.5.3. Produits ligneux récoltés

Le secteur ATCATF de l'inventaire comprend une estimation des émissions de CO₂ liées à l'utilisation et à l'élimination des produits ligneux récoltés (PLR) fabriqués avec du bois découlant d'activités d'exploitation et de conversion des forêts du Canada, que les produits soient consommés au Canada ou ailleurs dans le monde, conformément au cadre général de l'approche de la décomposition simple, décrite dans l'annexe du volume 4, au chapitre 12, des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006). Quoique différente, la méthode est semblable à l'approche de la production en ce sens que le réservoir des PLR est traité comme un transfert de carbone à partir de la récolte forestière et, par conséquent, cette approche ne suppose pas une oxydation instantanée du bois l'année de la récolte. L'approche permet de suivre le devenir du carbone

dans toute la biomasse ligneuse récoltée à l'échelle du pays et transportée hors site. Les émissions de CO₂ attribuables à l'utilisation et à l'élimination des PLR sont estimées et déclarées dans le secteur ATCATF, tandis que les émissions de CH₄ et de N₂O attribuables à la combustion des PLR ou à la décomposition au pays sont estimées et déclarées dans les secteurs des déchets et de l'énergie.

Démarche générale et méthodes

Un nouveau modèle propre au pays, le Système national de surveillance, de comptabilisation et de production de rapports sur le carbone des forêts pour les produits ligneux récoltés (SNSCPR-CF-PLR) a été élaboré pour estimer et décrire le sort du C présent dans les forêts exploitées au Canada.

DONNÉES D'ENTRÉE DU MODÈLE ET SOURCES DE DONNÉES

Parmi les données d'entrée du modèle figure la masse annuelle de carbone transférée aux produits forestiers par des activités de récolte classiques, des activités de récolte par déforestation, des activités de récolte de bois de chauffage résidentiel sur les terres forestières et des activités de conversion des forêts depuis 1990. Elle fait l'objet d'une distribution spatiale par unités de rapprochement (voir la section A3.5.1), selon les calculs du Modèle du bilan de carbone pour le secteur forestier canadien (MBC-SCF3, voir la section A3.5.2.1), ce qui permet de s'assurer qu'il n'y a ni gains, ni pertes, dans le flux de carbone des forêts aux produits.

Les données sur le volume annuel de bois de chauffage résidentiel et de déchets ligneux industriels sont fournies par le secteur de l'énergie. Dans le cas du bois de chauffage résidentiel, les données proviennent de sondages menés par une tierce partie (appelée Canadian Facts) en 1996, en 2006 et en 2012, financés par Ressources naturelles Canada et Environnement et Changement climatique Canada, sur l'utilisation du bois de chauffage résidentiel. Les résultats des sondages ont été interpolés entre les années de sondage ou extrapolés pour les années avant 1996 et après 2012, compte tenu des données provinciales sur le nombre de ménages utilisant du bois de chauffage, les données étant recueillies par province et regroupées selon les cinq principales catégories d'appareil : les poêles à bois classiques, les poêles encastrables dotés d'une technologie évoluée, les foyers classiques, les chaudières et les autres

appareils (voir la section A3.1.4.1.4 pour plus de détails sur ces sondages). Dans le cas de la consommation de bois de chauffage par l'industriel (biomasse et liqueurs résiduelles), les quantités de biomasse forestière sont tirées du *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* (BDEEC) annuel.

En termes d'exploitation historique, l'apport de C provient de la production de produits (Statistique Canada), à une résolution spatiale d'échelle nationale pour la période 1941–1989 et pour la période 1900–1940, les apports de C sont extrapolés rétrospectivement en fonction des données de production historiques.

FLUX ET PARAMÈTRES DU MODÈLE

Le modèle utilise un schéma de flux conceptuel décrivant le mouvement et la transformation du bois récolté après qu'il est retiré de la forêt (Figure A3–19). Le modèle reçoit les apports de C et, en intervalles d'une année, exporte une partie du bois rond récolté, convertit tout le bois récolté en produits (bois scié et autre bois rond industriel, panneaux dérivés du bois, pâte à papier et pâte commerciale, et résidus de transformation du bois exporte une partie des produits et assure le suivi des intrants et des extrants pour les PLR utilisés aux fins de bioénergie. Le modèle complet est composé de 15 schémas de flux semblables—un pour chaque province et territoire (exception faite du Nunavut), un pour les États-Unis, un pour le Japon et un autre qui combine tous les autres importateurs de produits forestiers canadiens. La décomposition sur place des résidus de récolte continue d'être prise en compte par les fluctuations des stocks de carbone dans le réservoir de MOM de la catégorie des Terres forestières.

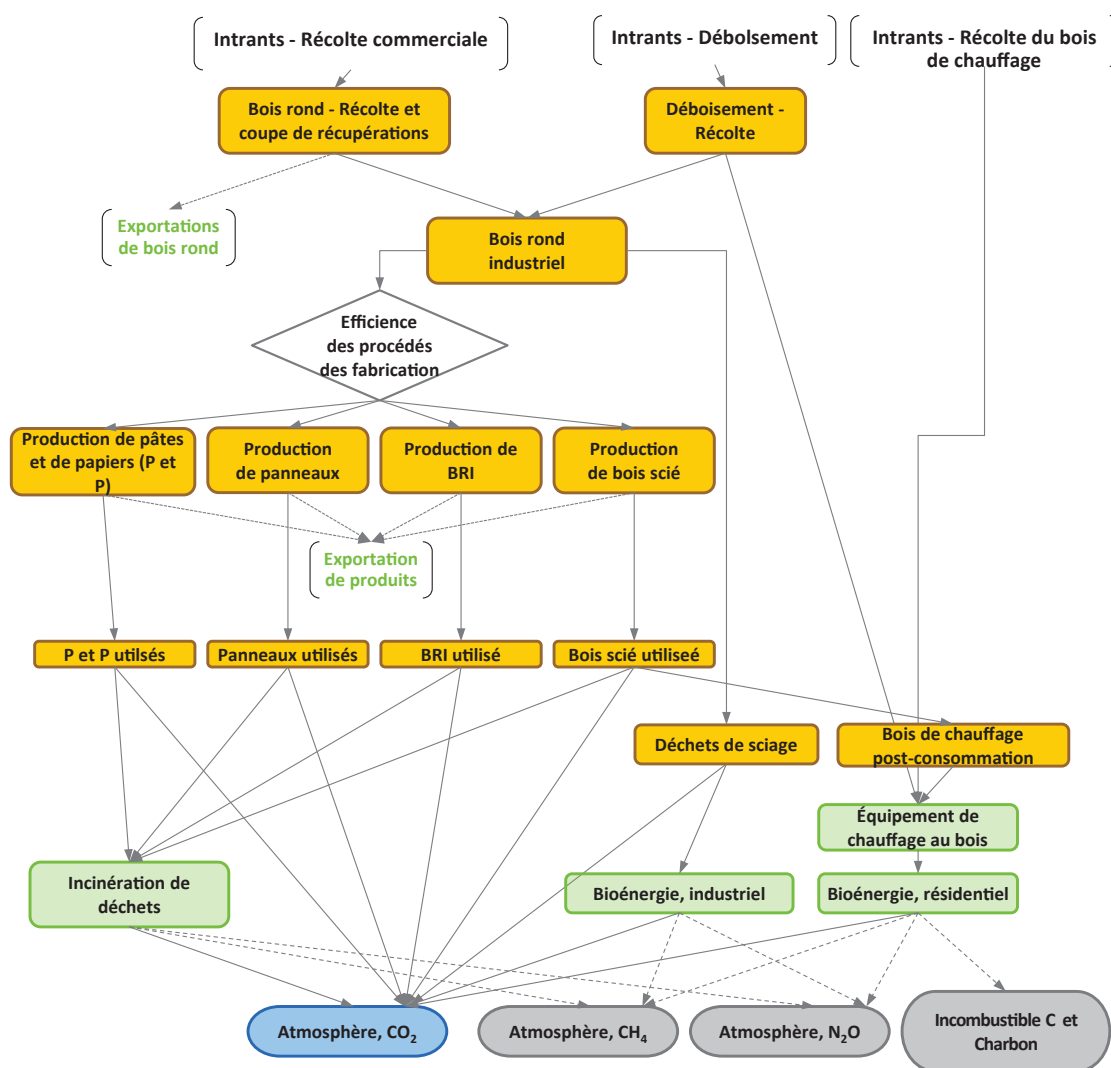
Les statistiques récentes disponibles dans la base de données de la FAO pour les échanges commerciaux de produits forestiers ont été utilisées pour déterminer la proportion de la production canadienne de bois rond et de produits du bois qui est exportée dans trois destinations principales. Par exemple, selon les statistiques récentes de la FAO, au cours d'une année donnée, 98 % du bois rond industriel provenant de la récolte nationale demeure au pays afin d'être transformé, dont environ 67 % sont transformés en bois scié, en panneaux dérivés du bois et en d'autres produits de bois rond industriel ou de pâtes et papiers. De même, sur toute la série chronologique, environ 32 % du bois scié, entre 20 % et 65 % des panneaux dérivés du bois et moins de 10 %

des pâtes et papiers sont utilisés au pays. La proportion des PLR qui sont transférés hors du réservoir de produits utilisés est établie à l'aide de l'équation 12.1 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006). On suppose que le C est oxydé instantanément dès qu'il est retiré du réservoir de produits utilisés. Les émissions découlant de l'utilisation de bois de chauffage résidentiel et des déchets de sciages utilisés dans les processus industriels (p. ex. la bioénergie industrielle) ont été représentées séparément afin de prévenir tout chevauchement potentiel avec les estimations déclarées par le secteur de l'Énergie.

L'efficacité des procédés de fabrication détermine la proportion de la biomasse de bois rond industriel qui est convertie en produits—la fraction inutilisée étant

les déchets de sciage. Ces proportions sont calculées au moyen d'une approche par bilan massique, qui permet de faire le rapprochement entre les données sur la récolte nationale et les données de la FAO sur la production et le commerce. L'efficacité des procédés de fabrication est calculée annuellement pour chaque type de produit : pour le Canada, les États-Unis et le Japon séparément; et conjointement pour toutes les autres destinations d'exportation. Des valeurs par défaut ont été utilisées pour les facteurs d'expansion de l'écorce et la teneur en carbone du bois, pour tous les pays (Tableau A3-66). Des paramètres par défaut ont été appliqués pour convertir le volume de produits en unités de carbone pour les pays autres que le Canada et les États-Unis, et aussi lorsque des paramètres propres au pays

Figure A3-19 **Schéma simplifié du flux de carbone dans les produits ligneux récoltés**



n'étaient pas disponibles pour le Canada ou les États-Unis (Tableau A3-67). Des valeurs de densité du bois propres au Canada ont été utilisées pour les catégories suivantes de produits canadiens : bois rond, bois scié, tout autre bois rond industriel (autre BRI) et panneaux, et des valeurs par défaut ont été utilisées pour les catégories nationales de pâte à papier et de pâte commerciale (P et P). Des valeurs propres au pays ont été utilisées pour toutes les quantités nationales des États-Unis. Des valeurs par défaut ont été utilisées pour les quantités nationales et importées pour le Japon et les autres endroits. On suppose que toutes les matières premières fibreuses ligneuses

produites une année donnée sont transformées par le secteur de la fabrication des produits forestiers au cours de la même année.

Le modèle, dans lequel le réservoir voit le jour en 1900, applique les demi-vies de produits utilisés aux types de produits ligneux selon l'emplacement géographique. Les valeurs de demi-vies sont tirées directement du tableau 3a.1.3 du GIEC (2003), ou bien sont calculées à partir de ce tableau à l'aide de moyennes pondérées (production) correspondant aux catégories de produits ligneux du SNSCP-PLR (Tableau A3-68).

Tableau A3-66 Valeurs par défaut des paramètres utilisés dans l'analyse des PLR

Description	Unités	Valeur	Source
Facteur d'expansion de l'écorce, espèces résineuses	sans unité	1,11	GIEC 2006 (Vol. 4, tableau 12.5)
Facteur d'expansion de l'écorce, espèces feuillues	sans unité	1,15	GIEC 2006 (Vol. 4, tableau 12.5)
Facteur d'expansion de l'écorce, espèces mélangées	sans unité	1,13	GIEC 2006 (Vol. 4, tableau 12.5)
Teneur en C du bois	tonnes C/t.a. ¹	0,5	GIEC 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)

Note :

1. Tonnes de carbone par tonne anhydre (t.a.) de matériaux ligneux.

Tableau A3-67 Densités du bois selon les produits

Pays	Description	Unité ¹	Valeur	Source
Canada	Densité moyenne pondérée selon l'espèce, bois rond	t.a./m ³	0,386	calculée
Canada	Densité moyenne pondérée selon l'espèce, bois scié	t.a./m ³	0,481	calculée
Canada	Densité moyenne pondérée selon l'espèce, autre bois rond industriel	t.a./m ³	0,583	calculée
Canada	Densité moyenne pondérée selon l'espèce, panneaux de bois	t.a./m ³	0,643	Environnement et Changement climatique Canada
Canada	Densité moyenne pondérée selon l'espèce, bioénergie	t.a./m ³	0,523	calculée
États-Unis	Bois rond résineux	t.a./volume (m ³) du bois vert	0,455	FAO, 2010
États-Unis	Bois rond non résineux	t.a./volume (m ³) du bois vert	0,527	FAO, 2010
États-Unis	Bois rond résineux et non résineux	t.a./volume (m ³) du bois vert	0,465	FAO, 2010
États-Unis	Contreplaqué et feuille de placage - feuillus	tonne C/m ³	0,28	Skog, 2008
États-Unis	Bois d'œuvre de résineux	tonne C/m ³	0,22	Skog, 2008
États-Unis	Bois d'œuvre de feuillus	tonne C/m ³	0,26	Skog, 2008
États-Unis	Panneau de particules	tonne C/m ³	0,29	Skog, 2008
États-Unis	Panneau dur	tonne C/m ³	0,42	Skog, 2008
États-Unis	Panneau de fibres de moyenne densité	tonne C/m ³	0,32	Skog, 2008
États-Unis	Panneau de fibres comprimé	tonne C/m ³	0,37	calculée
États-Unis	Pâtes et papier et carton	tonne C/t.s.a.	0,42	Skog, 2008
États-Unis	Carton isolant	tonne C/m ³	0,45	Skog, 2008
Tous les autres	Bois scié - résineux	t.a./m ³	0,45	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)
Tous les autres	Bois scié - non résineux	t.a./m ³	0,45	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)
Tous les autres	Panneaux structurels	t.a./m ³	0,628	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)
Tous les autres	Panneaux non structurels	t.a./m ³	0,628	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)
Tous les autres	Papier	t.a./t.s.a.	0,9	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)
Tous les autres	Pâte de bois	t.a./t.s.a.	0,9	GIEC, 2006 (Vol. 4, tableau 12.4)

Note :

1. t.a. = tonne anhydre de matériaux ligneux; t.s.a. = tonne de produits séchés à l'air

Tableau A3-68 **Demi-vies (années) des produits ligneux récoltés utilisés**

Pays	Description ¹	Valeur	Source
Canada	Bois scié	35	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Canada	Panneaux de bois	25	Calculée d'après les données du GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Canada	Pâtes et papier	2	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Canada	Autre bois rond industriel	35	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
États-Unis	Bois scié	40	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
États-Unis	Panneaux de bois	27	Calculée d'après les données du GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
États-Unis	Pâtes et papier	3	Calculée d'après les données du GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
États-Unis	Autre bois rond industriel	40	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Reste du monde	Bois scié	35	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Reste du monde	Panneaux de bois	25	Calculée d'après les données du GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Reste du monde	Pâtes et papier	2	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)
Reste du monde	Autre bois rond industriel	35	GIEC, 2003 (annexe 3a.1, tableau 3a.1.3)

Note :

1. On suppose que le bois de chauffage et les résidus des scieries sont brûlés et éliminés, respectivement, au cours de l'année de la récolte.

COMBUSTION DE LA BIOMASSE

Les émissions attribuables à la biomasse, telles qu'elles sont déclarées dans le secteur de l'énergie, sont regroupées en trois sources principales : (i) bois de chauffage résidentiel; (ii) déchets ligneux industriels (y compris les liqueurs résiduelles); et (iii) éthanol-carburant/biodiesel (avec l'hypothèse qu'ils ne proviennent pas de déchets ligneux ou de liqueurs résiduelles).

La combustion du bois de chauffage résidentiel produit du CO₂, du CH₄, du N₂O et une quantité restante non prise en compte de carbone probablement présent dans les COV, les hydrocarbures et le charbon non brûlés, dans des quantités qui dépendent de la technologie de combustion utilisée. Les émissions sont calculées en multipliant la quantité de bois brûlé dans chaque type d'appareil par le coefficient d'émission pour le type d'appareil en question. Les coefficients d'émission pertinents sont fournis au tableau A6-56, et ils sont exprimés sous forme de grammes de gaz émis par kilogramme de combustible consommé, qui, aux fins du modèle, ont été convertis en tonnes de C par kilogramme de combustible.

On suppose que les émissions attribuables à l'utilisation industrielle de l'énergie dérivée du bois (traitée en tant que résidus de transformation du bois dans le modèle) résultent de la combustion des déchets ligneux (ou déchets de bois) et des liqueurs résiduelles par le secteur de la fabrication de pâtes et papiers. Comme c'est le cas pour l'utilisation de bioénergie résidentielle, les émissions

attribuables à l'utilisation industrielle de l'énergie de la biomasse sont calculées en multipliant la quantité de combustible consommé par le coefficient d'émission du type de combustible en question. Les coefficients d'émission pour les déchets ligneux industriels et les liqueurs résiduelles sont aussi fournis dans le tableau A6-56. À noter que les coefficients d'émission pour les déchets ligneux industriels et les liqueurs résiduelles sont exprimés sous forme de grammes de gaz émis par kilogramme de combustible consommé, en supposant une teneur en humidité de 50 % du combustible.

Le traitement des données sur le bois de chauffage résidentiel permet d'assurer l'uniformité avec le secteur de l'énergie et de veiller à ce que les répercussions de ce type de récolte sur l'écosystème forestier soient correctement représentées dans la modélisation des émissions provenant des terres forestières. Tous les apports en C de la biomasse du réservoir de bois de chauffage sont fondés sur les volumes annuels indiqués par le secteur de l'énergie et tirés de l'écosystème forestier, en fonction de la répartition suivante : (i) 53 % de la biomasse provient du réservoir de biomasse vivante, dont 45 % de la récolte directe et 8 % de la conversion des forêts; (ii) 34 % proviennent du réservoir de matière organique morte, dont 7 % de la récolte postérieure à l'exploitation forestière commerciale et 27 % de la récolte postérieure à des perturbations naturelles; et (iii) les 13 % restants proviennent de produits post-consommation que l'on brûle comme du bois de chauffage résidentiel

Degré d'incertitude

Les estimations du degré d'incertitude de cette catégorie sont basées sur l'incertitude relative aux apports de carbone, notamment : (i) le carbone estimé sous forme de produits forestiers issus de l'exploitation et de la conversion des forêts dans le modèle MBC-SFC3; (ii) le volume du bois de chauffage résidentiel fourni par le secteur de l'Énergie; et (iii) les statistiques disponibles pour la production de produits avant 1990.

Deux approches ont été utilisées : i) on a fait varier les paramètres du modèle pour les simulations de Monte-Carlo tout en maintenant constants les apports de carbone issus du modèle d'écosystème forestier MBC-SFC3; ii) on a maintenu constants les paramètres du modèle tout en faisant varier les apports de carbone provenant du modèle d'écosystème forestier MBC-SFC3.

Dans le cas de la première approche, l'analyse de l'incertitude a pris en considération plusieurs paramètres du modèle, y compris ceux reliés aux valeurs d'allocation des produits et aux demi-vies des produits en usage (Metsaranta *et al.*, 2016). On a attribué une plage et une répartition prévues à chacun de ces paramètres, en se basant sur des valeurs publiées ou sur l'avis d'experts. Les valeurs des paramètres sont réparties de façon triangulaire ou uniforme, cette dernière répartition étant employée lorsqu'on connaît mal un paramètre. Pour chaque simulation Monte Carlo, les paramètres de référence du modèle sont remplacés par des valeurs aléatoirement tirées des répartitions pertinentes, créant ainsi 100 ensembles distincts de paramètres de modèle. Comme les paramètres sont produits indépendamment, on peut postuler l'absence de toute corrélation entre leurs valeurs, sauf lorsque les paramètres représentent des proportions qui doivent totaliser un, auquel cas on veille à que la somme des proportions corresponde exactement à un. Chaque ensemble de valeurs de paramètre est appliqué à la fois aux simulations contemporaine et historique, de sorte que 200 itérations de simulation sont nécessaires pour mener à bien cette approche. La deuxième approche utilise les quantités maximum et minimum d'intrants de carbone fournies par le traitement de l'incertitude du modèle MBC-SFC3, ce qui exige deux itérations de simulation. Compte tenu du fait que les intrants provenant du modèle MBC-SFC3 servent uniquement aux simulations contemporaines des produits ligneux récoltés,

aucune simulation de modèle historique n'est nécessaire ici.

Comme il a déjà été mentionné en A3.5.2.6, les années où les variations ne sont pas importantes, aucune analyse approfondie de l'incertitude n'est réalisée et, à la place, on détermine les intervalles de confiance pour chaque catégorie et pour l'année du rapport en cours en extrapolant statistiquement les résultats du rapport précédent.

A3.5.4. Terres cultivées

Les méthodes décrites dans la présente section s'appliquent aux variations des stocks de carbone dans les sols minéraux soumis à la gestion des terres cultivées; à la conversion des terres des catégories des forêts et des prairies en terres cultivées; aux émissions et à l'absorption de CO₂ provenant de la culture des histosols; aux variations de la biomasse des espèces vivaces ligneuses; et aux émissions de N₂O causées par la perturbation des sols consécutive à la conversion en terres cultivées. La méthode d'estimation des fluctuations des stocks de carbone et des émissions de GES des réservoirs de biomasse et de MOM au moment de la conversion des terres forestières en terres cultivées est décrite à la section A3.5.2.5.

A3.5.4.1. Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé

On trouvera une description détaillée des méthodes utilisées pour cette catégorie dans McConkey *et al.* (2007a).

Variation des stocks de carbone dans les sols minéraux

ÉVOLUTION DES PRATIQUES D'AMÉNAGEMENT

La quantité de carbone organique retenue dans le sol représente l'équilibre entre les taux d'introduction dus aux résidus agricoles et les pertes dues à la décomposition du carbone organique dans le sol (COS). La façon dont le sol est aménagé détermine si la quantité de carbone organique stocké dans un sol augmente ou baisse. L'élaboration de la méthode d'estimation du CO₂ part du principe que, dans les terres cultivées depuis longtemps, les fluctuations des stocks de C du sol au cours d'une certaine période surviennent après des changements de méthodes de gestion du sol qui influent sur les taux d'ajout de

carbone ou de déperdition du carbone du sol. Si aucun changement ne survient dans les pratiques de gestion, on présume que les stocks de C sont en état d'équilibre, et que leur taux de fluctuation est nul.

On sait qu'un certain nombre de pratiques d'aménagement augmentent le COS dans les terres cultivées travaillées, comme une réduction de l'intensité de travail du sol, l'intensification des systèmes culturaux, l'adoption de pratiques d'augmentation du rendement et le rétablissement d'une végétation pérenne (Janzen *et al.*, 1997; Bruce *et al.*, 1999). L'adoption de pratiques de travail réduit du sol (TRS) ou de culture sans travail (CSL) peut entraîner une accumulation sensible du COS comparativement à ce qu'on obtient avec les techniques de travail intensif (TI) (Campbell *et al.*, 1995; 1996a; 1996 b; Janzen *et al.*, 1998; McConkey *et al.*, 2003). Il est possible d'intensifier de nombreux systèmes culturaux en rallongeant la durée de l'activité photosynthétique par réduction des jachères (Campbell *et al.*, 2000, 2005; McConkey *et al.*, 2003) et utilisation accrue de plantes fourragères pérennes (Biederbeck *et al.*, 1984; Bremer *et al.*, 1994; Campbell *et al.*, 1998). L'intensification des systèmes culturaux non seulement augmente la quantité de C qui pénètre dans le sol, mais également réduit les taux de décomposition en refroidissant le sol par ombrage et en l'asséchant. À l'inverse, le fait de passer de systèmes de travail du sol classiques à des systèmes conservateurs ou de systèmes intensifs à des systèmes extensifs a pour effet de réduire généralement les apports de C et d'augmenter le taux de décomposition de la matière organique, ce qui réduit le COS.

VandenBygaert *et al.* (2003) ont rassemblé les données publiées dans des études de longue durée menées au Canada en vue d'évaluer l'effet des pratiques de gestion agricole sur le COS. Cette compilation, de même que l'existence de données sur les activités provenant du *Recensement de l'agriculture*, ont permis de définir plusieurs pratiques d'aménagement et changements de gestion essentiels, utilisés par la suite pour estimer les fluctuations des stocks de C dans le sol. Les taux d'émission et d'absorption du CO₂ des sols minéraux sont estimés pour chacun des changements d'aménagement des terres (CAT) suivants :

1. Changement dans la gamme des cultures :

- a) Augmentation des cultures pérennes
- b) Augmentation des cultures annuelles

2. Changement des pratiques de travail du sol :

- a) TI à TRS
- b) TI à CSL
- c) TRS à TI
- d) TRS à CSL
- e) CSL à TI
- f) CSL à TRS

3. Changement dans la superficie en jachère :

- a) Augmentation de la superficie des jachères
- b) Diminution de la superficie des jachères

Lorsque les éléments nutritifs sont d'importants facteurs de limitation, une fertilisation adéquate peut augmenter le COS. En pareil cas, toutefois, on utilise généralement l'épandage d'engrais ou d'autres pratiques d'augmentation des éléments nutritifs. L'irrigation dans les régions semi-arides peut affecter le COS, mais l'impact manque de clarté, et la superficie de terres irriguées est toujours demeurée relativement constante au Canada. C'est pourquoi on présume que les CAT choisis représentaient les influences les plus importantes et les plus uniformes affectant le COS dans les sols minéraux.

COEFFICIENT DE VARIATION DES STOCKS DE CARBONE

Pour estimer les émissions ou les absorptions de C, on multiplie un coefficient de variation des stocks de COS propre à chaque combinaison de polygone PPC et de changement d'aménagement par la superficie de changement. Le coefficient est le taux moyen de fluctuation du COS par an et par unité de superficie de CAT.

Équation A3-58 :

$$\Delta C = F \times A$$

ΔC = variation du stock de COS pour l'année d'inventaire, en Mg de C

F = fluctuation annuelle moyenne du COS, ou coefficient de C, soumis à un changement d'aménagement (Mg C/ha/an)

A = superficie touchée par le CAT, en ha

Les superficies de CAT, comme les changements dans les méthodes de culture, le type de récolte et les jachères, proviennent du *Recensement de l'agriculture*. Les données du Recensement fournissent des éléments sur les fluctuations nettes de la superficie

durant les périodes quinquennales du Recensement. Dans la pratique, les terres sont assujetties et soustraites à une pratique d'aménagement, et il se produit des combinaisons de changement d'aménagement. Toutefois, étant donné qu'on ne dispose que de données sur les changements nets, deux hypothèses sont formulées : l'additivité et la réversibilité des coefficients de COS. La réversibilité présume que le coefficient d'un CAT de A à B est l'opposé de celui d'un CAT de B à A. L'additivité présume que les fluctuations de C attribuables à chaque CAT qui survient sur la même parcelle de terrain sont indépendantes et par conséquent qu'elles s'additionnent. Cette hypothèse est corroborée par les constatations de McConkey *et al.* (2003), qui affirment que l'impact du travail du sol et de la rotation des cultures sur le COS est additif.

Il existe un ensemble relativement important d'observations canadiennes sur les fluctuations à long terme du COS attribuables au CAT, comme l'adoption de la CSL et la fréquence réduite des jachères (VandenBygaart *et al.*, 2003; Campbell *et al.*, 2005). Cependant, même cet ensemble de données relativement important ne couvre pas toute l'étendue géographique de l'agriculture canadienne. En outre, les données de mesure présentent plusieurs difficultés quand il s'agit de comparer les mesures d'une station de recherche à l'autre, de déterminer la durée d'un effet, d'estimer le degré d'incertitude total à partir de l'éventail des conditions initiales du sol et de déterminer la variabilité des fluctuations du C sans changement d'aménagement des terres.

En raison de ces limites, un modèle bien étalonné et validé de la dynamique du carbone du sol, le modèle CENTURY (Parton *et al.* 1987, 1988) est utilisé pour calculer les coefficients de carbone individuels pour les changements survenus entre la CSL et le TI, le TRS et le TI, le TRS et la CSL, les cultures annuelles et vivaces et la superficie des jachères. On a beaucoup utilisé le modèle CENTURY pour simuler le changement de COS dans les conditions propres au Canada (Voroney et Angers, 1995; Liang *et al.*, 1996; Monreal *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 2000, 2005; Pennock et Frick, 2001; Carter *et al.*, 2003; Bolinder, 2004).

Smith *et al.* (1997, 2000, 2001) ont conçu une approche fondée sur le modèle CENTURY pour estimer les fluctuations du COS dans les terres agricoles du Canada. Pour estimer les fluctuations de C, il a fallu établir une description généralisée

de l'affectation et de l'aménagement des terres à partir de 1910 sur les terres cultivées pour un échantillon représentatif des types de sols et des conditions climatiques de tout le Canada. Ces scénarios ont été créés à partir d'une combinaison de connaissances d'experts et de statistiques agricoles sur l'aménagement des terres, notamment les types de cultures, les jachères, les engrais épandus (Smith *et al.*, 1997, 2000). Ils ont été utilisés pour les premières évaluations détaillées des fluctuations du COS des terres agricoles, dans le cadre d'une évaluation élargie de l'état de santé des sols (McCrae *et al.*, 2000).

Comme point de départ à l'élaboration des coefficients de C, on a utilisé les valeurs du COS dans la base de données des attributs des polygones PPC (SISCan) (Figure A3-20 et Figure A3-21). Les valeurs du COS proviennent des mesures prises dans le cadre de relevés pédologiques et d'études sur les ressources pédologiques (Tarnocai, 1997); on a présumé qu'elles représentaient la teneur moyenne en COS dans les terres cultivées en 1985. Le COS initial de 1910 a été estimé à 1,25 fois le COS du polygone PPC. On a estimé les coefficients de fluctuation du COS à partir de la différence dans les stocks de COS entre la simulation d'une affectation généralisée des terres et un scénario d'aménagement avec et sans le CAT d'intérêt (Smith *et al.*, 2001).

Un régime de culture et travail du sol sur 10 ans (RCT) a été établi pour chaque unité d'analyse et année de recensement, au moyen des données du *Recensement de l'agriculture*. Le RCT porte sur sept cultures ou types de cultures (céréales, oléagineux, légumineuses, luzerne, cultures racines, cultures vivaces et jachère) et trois méthodes de travail du sol (TI, TRS et CSL). Essentiellement, chaque RCT représente une combinaison spatiale de cultures et de pratiques de travail du sol sous la forme d'une combinaison temporelle de cultures et de pratiques de travail. Dans ce système, un polygone comptant 20 % de terres plantées de céréales et 20 % de terres de CSL équivaut à 2 ans sur 10 de céréales et 2 ans sur 10 de CSL. Des séquences temporelles des pratiques culturales et de travail du sol sont établies à partir d'ensembles de règles définies par des experts, comme « une jachère ne suit jamais une jachère » et « la culture du maïs suit généralement celle du soja ». Ainsi, on arrive facilement à saisir un RCT de base et des remplacements des CAT dans le RCT dans le modèle CENTURY.

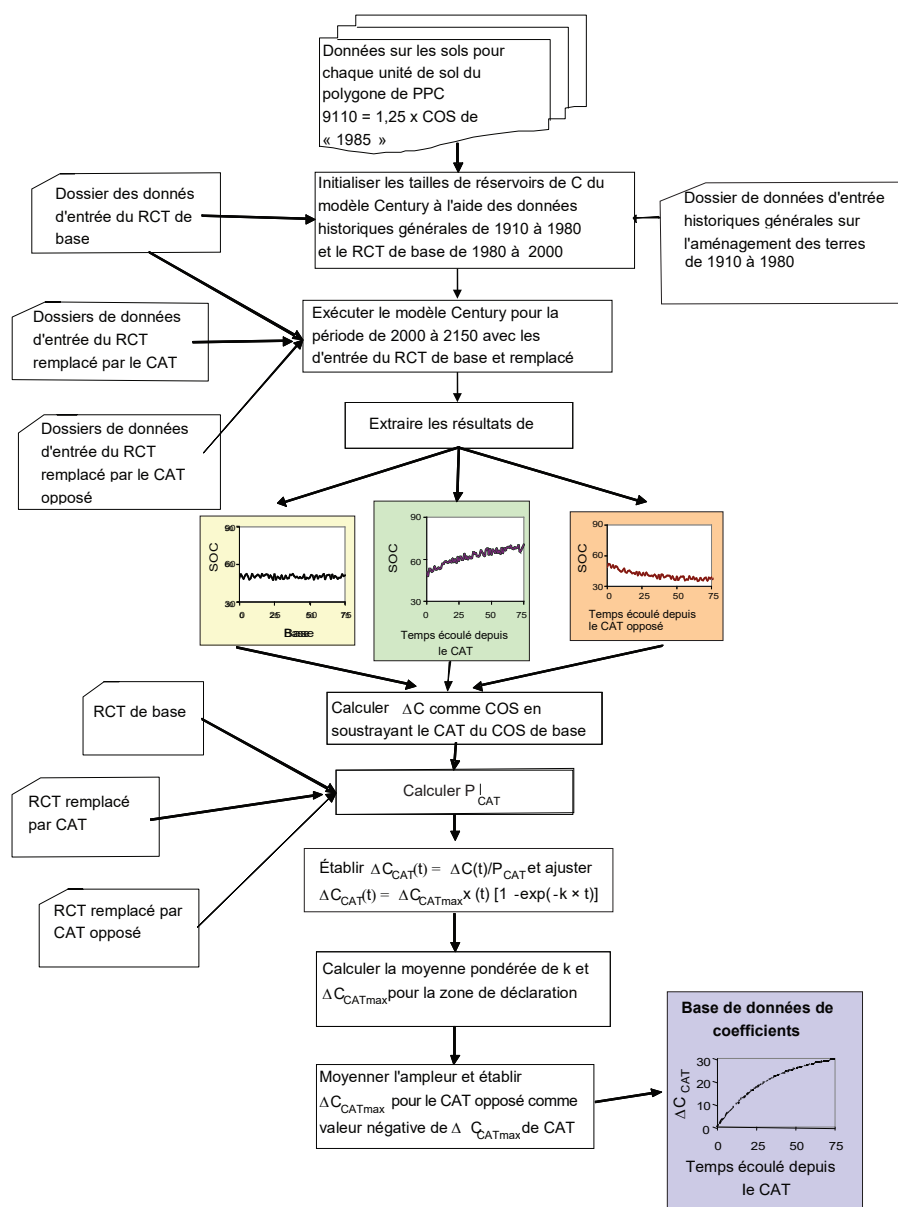
comme Coefficient = (C pour RCT avec CAT - C pour RCT de base) / [(fraction du RCT remplacé par le CAT) × (durée considérée)]. Si un régime d'aménagement des terres est défini comme une combinaison particulière de pratiques culturales et de travail du sol sur une superficie donnée, la variation du COS due à un CAT (ΔC_{CAT}) peut être estimée comme la différence du stock de COS entre deux régimes d'aménagement des terres, divisée par la proportion des terres sujettes à un CAT.

Équation A3-59 :

$$\Delta C_{CAT}(t) = \frac{\Delta C}{P_{CAT}}$$

$\Delta C_{CAT}(t)$	=	fluctuation du COS entre les régimes d'aménagement des terres au cours de l'année « t » (Mg COS/ha)
ΔC	=	fluctuation du COS sous réserve du CAT
P_{CAT}	=	proportion de la superficie soumise à un régime d'aménagement des terres donné sous réserve du CAT

Figure A3-20 **Méthode d'établissement des coefficients de carbone pour un changement d'aménagement des terres d'intérêt**



On peut calculer la proportion (PCAT) en soustrayant la proportion d'AT dans le régime de base de celle d'AT dans le nouveau régime après le changement d'aménagement des terres, comme suit :

Équation A3-60 :

$$P_{CAT} = P_{ATbase} - P_{ATnouveau}$$

P_{CAT}	=	proportion de la superficie soumise à un régime d'aménagement des terres donné sous réserve du CAT
P_{ATbase}	=	fraction de l'aménagement de terres d'intérêt dans le régime d'aménagement des terres de base
$P_{ATnouveau}$	=	fraction de l'aménagement de terres d'intérêt dans le nouveau régime d'aménagement des terres

On trouvera ci-dessous un exemple de séquences d'utilisation du modèle CENTURY pour un loam de Lethbridge (tchernozem brun foncé d'orthite) dans l'écozone de déclaration des prairies semi-arides. On a réalisé une séquence d'utilisation du modèle à l'aide d'une combinaison de base de 10 ans de cultures reposant sur le *Recensement de l'agriculture* de 1996 et les données météorologiques de 1951 à 2000. On a procédé à des simulations du COS avec le modèle CENTURY en remplaçant 7 des 10 cultures annuelles

par des cultures vivaces dans la combinaison de base. Dans un essai distinct, 4 années de TI sur 10 dans la combinaison de base ont été remplacées par la CSL (Figure A3-20). L'étape suivante consiste à calculer la fonction $\Delta C_{CAT}(t)$ en soustrayant les valeurs simulées de COS pour la combinaison de base de celles imposées par le CAT d'intérêt (Équation A3-59). Enfin, on calcule la valeur de $\Delta C_{CAT}(t)$ qui correspond à la proportion de la superficie soumise au système cultural divisée par P_{CAT} (Équation A3-60). Dans ce cas particulier relatif à la série chronologique de ΔC_{CAT} , les valeurs respectives de P_{CAT} pour la transition du TI à la CSL et l'ajout des cultures vivaces ont été de 4/10 et de 7/10 (Figure A3-23).

Comme on croit que la dynamique du COS est régie par une cinétique de premier ordre, les fluctuations du C peuvent s'exprimer comme suit :

Équation A3-61 :

$$\Delta C_{CAT}(t) = \Delta C_{CATmax} \times [1 - \exp(-k \times t)]$$

$\Delta C_{CAT}(t)$	=	fluctuation du COS sous réserve du CAT à un temps « t » donné
ΔC_{CATmax}	=	fluctuation maximale du COS induite par le CAT
k	=	constante de taux, année ⁻¹
t	=	année après l'effet du CAT

Figure A3-21 **Méthode d'établissement de fichiers de données d'entrée pour l'aménagement des terres utilisés par le modèle CENTURY afin d'estimer le coefficient de carbone pour un changement d'aménagement des terres d'intérêt**

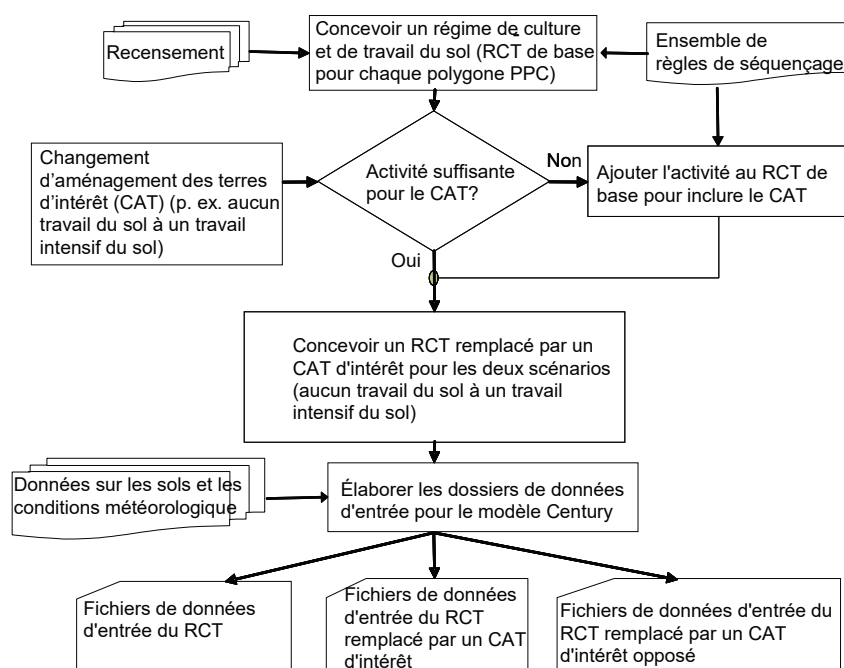


Figure A3-22 Carbone organique du sol (COS) pour une combinaison de cultures de base et le remplacement de cultures annuelles (blé) par une culture vivace (luzerne) et le remplacement du travail intensif (TI) par une culture sans labour (CSL), en fonction du modèle CENTURY pour un loam de Lethbridge

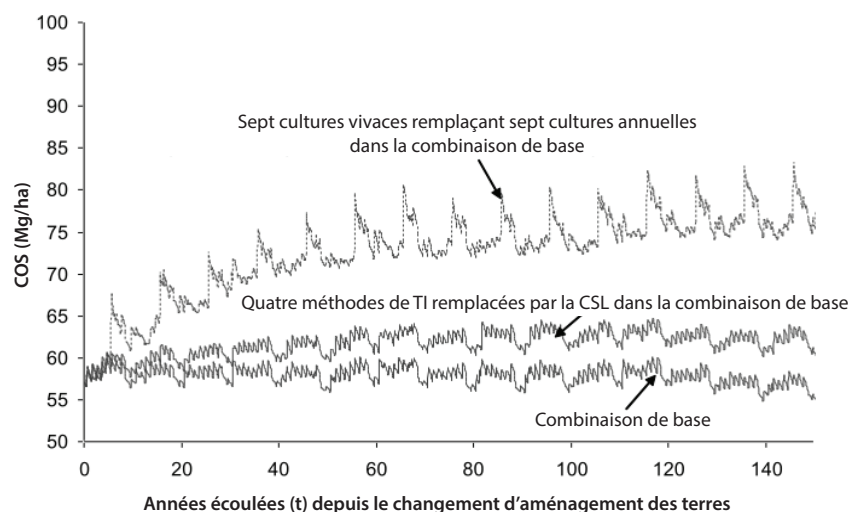
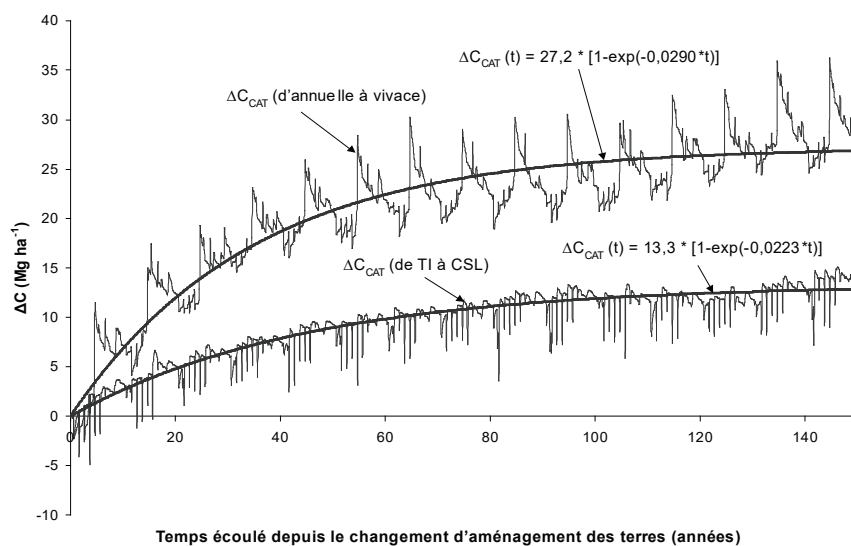


Figure A3-23 Fluctuations du COS dans le cadre de simulations avec remplacements par rapport à des simulations de la combinaison de cultures de base



Dans la pratique, les équations exponentielles sont rajustées statistiquement à l'aide de méthodes des moindres carrés. La pente de l'équation exponentielle transformée en log naturel a des unités de mg C/ha par an et représente la valeur instantanée des facteurs. Comme l'estimation est fondée sur des variations annuelles, l'équation utilisée pour l'estimation du facteur de variation annuelle par rapport à l'année précédente (de l'an $t-1$ à l'an t) est :

Équation A3-62 :

$$F_{CAT}(t) = \Delta C_{CATmax} \times [exp^{(-k \times [t-1])} - exp^{(-k \times t)}]$$

$F_{CAT}(t)$	=	valeur instantanée du coefficient de C sous réserve du CAT à un temps « t » donné
ΔC_{CATmax}	=	fluctuation maximale du COS induite par le CAT
k	=	constante de taux, année ⁻¹
t	=	année après l'effet du CAT

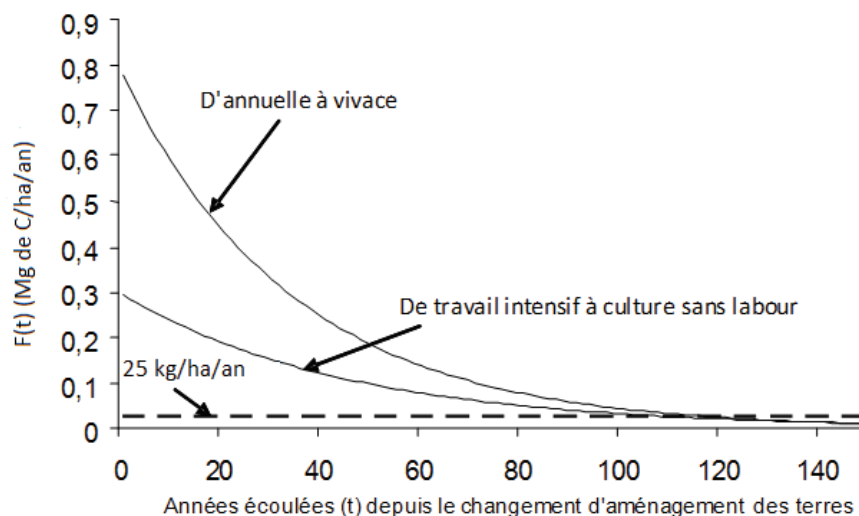
Comme on ne parvient jamais à un état d'équilibre parfait, l'équation exponentielle doit théoriquement s'appliquer pour toujours. Dans la pratique toutefois, l'équation exponentielle a été tronquée lorsque la valeur $F_{CAT}(t)$ a chuté à 25 kg C/ha par an. Ce taux est inférieur à une limite de mesure pratique (Figure A3-24).

ESTIMATION DES VALEURS MOYENNES DE K ET DE ΔC_{CATmax} AUX FINS DES CALCULS DES COEFFICIENTS PRATIQUES

Les paramètres ΔC_{CATmax} et k ont été calculés pour la totalité des 11 602 échantillons de sol de la base de données SISCan et pour trois CAT (changements quant aux pratiques de labour, aux pratiques de jachère et à la combinaison de cultures annuelles vivaces). Ces échantillons de sol représentent un vaste éventail d'états initiaux du COS et de combinaisons de cultures de base et de volumes de remplacement. Les valeurs des paramètres ont été estimées pour chaque zone de déclaration comme étant la moyenne entre ces échantillons de sol, pondérée par la superficie agricole sur chaque échantillon (Tableau A3-69). On a utilisé la moyenne géométrique pour k , étant donné que sa distribution est désaxée vers la droite. Ces moyennes ont été calculées pour trois classes générales de textures du sol (sablonneux, loameux et argileux) et appliquées à chaque échantillon de sol en fonction de sa classe de texture. À l'occasion, des valeurs de k inférieures à 0 ont résulté de l'ajustement par rapport à la valeur ΔC_{CAT} ; les valeurs de k et de ΔC_{CATmax} résultant de ces rajustements ont été exclues des moyennes des zones de déclaration.

La dynamique des fluctuations du COS en fonction des changements de la jachère a fait l'objet de nombreuses études au Canada. C'est pourquoi, au lieu d'utiliser la valeur de ΔC_{CATmax} tirée des simulations

Figure A3-24 Coefficients du carbone en fonction du temps



du modèle CENTURY, on a fixé la valeur de ΔC_{CATmax} de manière à ce que F soit de 0,15 mg C/ha par an (Campbell *et al.*, 2005) à 20 ans selon une valeur P_{CAT} de 0,5 (par exemple, passage d'une proportion des superficies en jachère de 50 % à zéro). La valeur k a été établie à partir des simulations du modèle CENTURY, comme nous l'avons vu ci-dessus.

En général, on peut s'attendre à ce que les déperditions de COS lors d'un CAT soient supérieures aux gains de COS lors d'un CAT inverse. Toutefois, cet effet dépend dans une large mesure de la quantité relative de COS au moment du CAT. Pour le moment, par souci de transparence et de simplicité, comme il est impossible de documenter le niveau de COS correspondant à chaque CAT, on tient pour acquis que les coefficients sont réversibles. Or, la réversibilité présuppose que l'effet d'un CAT sur le COS dans un sens est exactement l'inverse de l'effet du changement de pratique sur le COS dans le sens opposé.

VALIDATION DES COEFFICIENTS ASSOCIÉS AU CARBONE AU SOL

On a comparé les coefficients d'évolution du COS applicables aux CAT utilisés dans l'inventaire aux coefficients empiriques que donnent VandenBygaart *et al.* (2008). Cette comparaison a révélé que les données empiriques comparant les fluctuations du COS entre le TI et la CSL étaient très variables, notamment pour l'est du Canada. Néanmoins, les facteurs modélisés demeuraient dans la plage calculée des données empiriques. Le coefficient TI-CSL moyen des expériences menées dans la région des Prairies subhumides était plus de quatre fois supérieur à celui des Prairies semi-arides. Le coefficient moyen calculé par le modèle CENTURY pour la région des Prairies semi-arides était sensiblement le même que celui tiré des expériences sur le terrain. Toutefois, le coefficient TI-CSL issu du modèle CENTURY pour la zone de déclaration des Prairies subhumides était inférieur d'environ 30 % au coefficient calculé dans des expériences sur le terrain.

Si on considère le passage de cultures annuelles aux cultures vivaces, le coefficient empirique moyen était de 0,59 mg C/ha par an, ce qui se compare favorablement à la plage de 0,46 à 0,56 M COS/ha par an des facteurs modélisés dans les zones des forêts parcs, des Prairies semi-arides et de l'Ouest (Tableau A3-69). Dans l'est du pays, il n'existait que deux facteurs de fluctuation empiriques dans la

zone de déclaration Centre Est, mais ils semblaient correspondre aux valeurs modélisées (valeurs empiriques : 0,60-1,07 M COS/ha par an; valeurs modélisées : 0,74-0,77 M C/ha par an).

Pour ce qui est de la conversion de l'alternance culture-jachère à la culture continue, le taux de stockage du C dépassait le double du taux moyen de $0,15 \pm 0,06$ Mg/ha par an calculé dans deux études documentaires indépendantes. Cet écart justifie la décision d'utiliser des facteurs empiriques pour évaluer les fluctuations de la jachère d'été dans l'inventaire.

ESTIMATION DES CHANGEMENTS DES STOCKS DE CARBONE AU SOL

Les fluctuations du carbone du sol résultant d'un CAT ont été déclarées pour la période 1990-2017. Compte tenu de l'effet de la diminution des CAT avec le temps, une année ou une période où le changement est censé être survenu est attribuée à chaque CAT. Le coefficient de variation du C a été multiplié par la superficie sujette à un CAT. La somme de la valeur résultante pour chaque composante du sol donne une estimation des changements de COS pour le polygone PPC. Il s'agit de la plus petite unité géoréférencée des stocks de carbone organique des sols et des variations des stocks de carbone, calculée selon une méthode de niveau 2 du GIEC comme suit :

Équation A3-63 :

$$\Delta C_{CAT} = \sum_{1951-2016} \sum_{TOUSPPC} (\Delta C_{TRAVAIL} + \Delta C_J + \Delta C_{CULTURE})$$

ΔC_{CAT}	=	changement des stocks de COS attribuable au CAT d'une année donnée depuis 1951
$TOUSPPC$	=	tous les polygones de pédo-paysages du Canada comprenant des pratiques d'aménagement des terres relatives aux terres cultivées dont la vocation n'a pas changé
$\Delta C_{TRAVAIL}$	=	changement des stocks de COS attribuable à un changement des méthodes de travail du sol dans chaque PPC, étant donné que chaque pratique de travail change
ΔC_J	=	changement des stocks de COS attribuable au changement des jachères dans chaque PPC
$\Delta C_{CULTURE}$	=	changement des stocks de carbone attribuable au changement des cultures annuelles et vivaces dans chaque PPC

La Figure A3-25 illustre la méthode d'estimation du C.

Sources de données

Pour estimer les fluctuations des stocks de carbone, on utilise les coefficients de C et une série chronologique de données de gestion des terres tirée du *Recensement de l'agriculture*. Deux types de données servent à calculer les coefficients de carbone (modélisation) et à établir les estimations réelles des variations des stocks de C au sol. Parmi les données qui servent essentiellement à la modélisation des coefficients de C figurent les PPC, les systèmes de culture et de labour tirés des données du *Recensement de l'agriculture*, le rendement des cultures, les données climatologiques et les données sur les activités provenant d'autres relevés et bases de données. Les pratiques d'aménagement des terres du *Recensement de l'agriculture* sont principalement

utilisées pour estimer les variations annuelles de stocks de C au sol.

Informations sur les terres et activités

Les pédo-paysages du Canada (PPC) sont une base nationale de données spatiales qui décrit les types de sols associés à la topographie et présentés comme polygones à une échelle voulue de représentation de 1:1 million³². Bien que la version actuelle des PPC dans les banques de données de la Base nationale de données sur les sols soit la version 3.2, les PPC ont été retenus pour le secteur ATCATF en raison de sa portée nationale et de sa structure normalisée qui font que toutes les

32 Disponible sur Internet à l'adresse : <http://sis.agr.gc.ca/siscan/>.

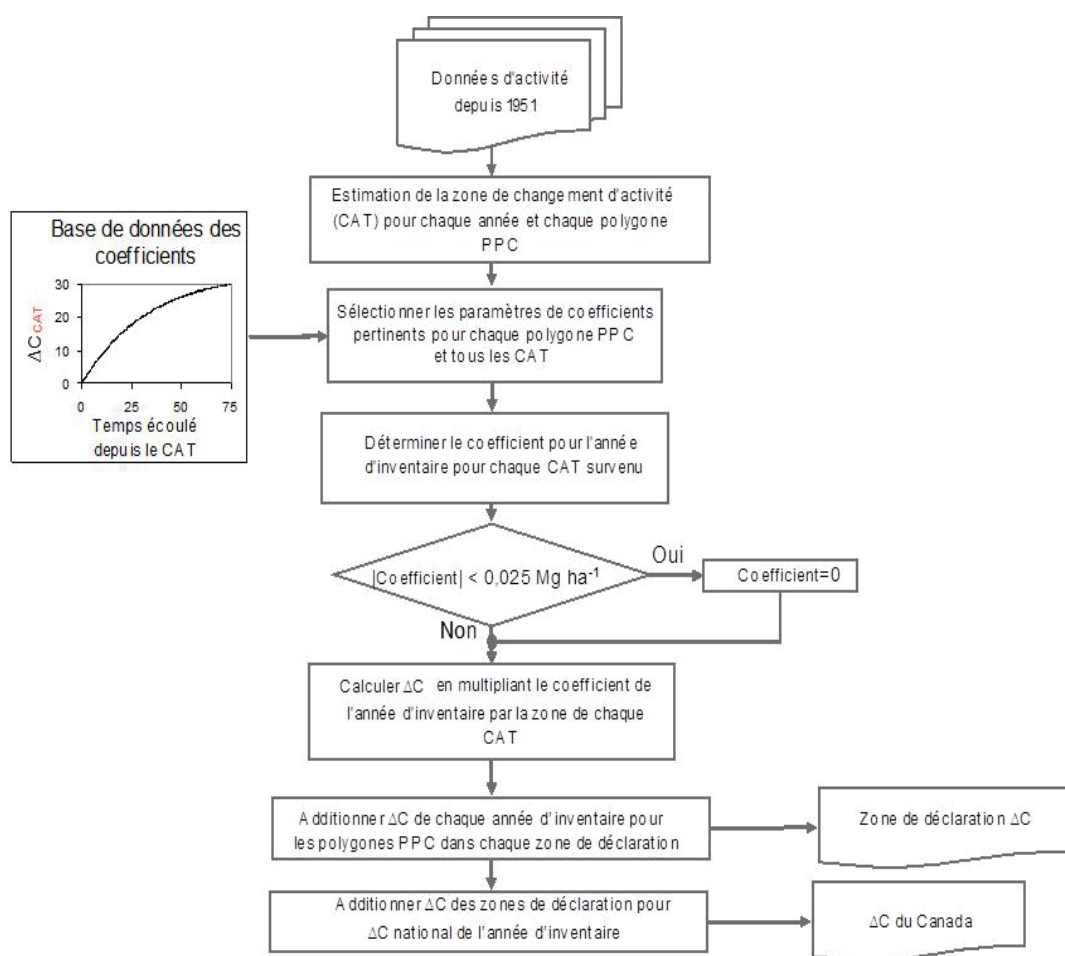
Tableau A3-69 Coefficients linéaires efficaces du carbone organique du sol pour le changement d'aménagement des terres (CAT)¹

Zone ²	CAT ³	k/an	ΔCCATCmax (Mg/ha)	Dernière année d'effet d'après le CAT ⁴	Coefficient linéaire moyen annuel de durée de l'effet du CAT (Mg/ha par an)	Coefficient linéaire moyen annuel pour les premières 20 années du CAT (Mg/ha par an)
Est de l'Atlantique	TI à CSL	0,0216	3,5	52	0,05	0,06
	TI à TRS	0,0251	2,4	36	0,04	0,05
	TRS à CSL	0,0233	1,1	1	0,03	0
	Diminution des jachères	0,0305	13,1	91	0,14	0,3
	Augmentation des vivaces	0,0217	43,4	167	0,25	0,77
Centre-Est	TI à CSL	0,025	5	65	0,06	0,1
	TI à TRS	0,0261	1,9	25	0,04	0,04
	TRS à CSL	0,0255	3,2	46	0,05	0,06
	Diminution des jachères	0,0305	13,1	91	0,14	0,3
	Augmentation des vivaces	0,0247	38,2	147	0,25	0,74
Forêts-parcs	TI à CSL	0,0286	6,5	70	0,08	0,14
	TI à TRS	0,0242	2,8	41	0,04	0,05
	TRS à CSL	0,0263	3,7	51	0,05	0,07
	Diminution des jachères	0,0305	13,1	91	0,14	0,3
	Augmentation des vivaces	0,0233	29,4	142	0,2	0,55
Prairies semi-arides	TI à CSL	0,0261	4,9	63	0,06	0,1
	TI à TRS	0,0188	2,3	30	0,03	0,04
	TRS à CSL	0,0222	2,5	37	0,04	0,05
	Diminution des jachères	0,0305	13,1	91	0,14	0,3
	Augmentation des vivaces	0,0281	26,1	120	0,21	0,56
Ouest	TI à CSL	0,0122	4,8	69	0,04	0,05
	TI à TRS	0,0116	0,8	0	0	0
	TRS à CSL	0,0119	3,9	53	0,03	0,04
	Diminution des jachères	0,0305	13,1	91	0,14	0,3
	Augmentation des vivaces	0,0155	34,4	198	0,17	0,46

Notes :

1. Les coefficients linéaires efficaces du COS ont été générés à l'aide de l'équation $FCAT(t) = \Delta CCATCmax \times [1 - \exp(-k t)]$.
2. Résumé pondéré par zone : « Est de l'Atlantique » est la zone de déclaration maritime de l'Atlantique plus la zone de déclaration du Bouclier boréal à Terre-Neuve-et-Labrador, « Centre-Est » est la zone de déclaration des plaines de forêts mixtes plus la section est de la zone de déclaration du Bouclier boréal en Ontario et au Québec; « Forêts-parcs » désigne les zones des Prairies subhumides, du Bouclier boréal ouest et des plaines boréales plus les régions de la zone de déclaration de la Cordillère montagnarde où des activités agricoles sont attenantes aux activités agricoles dans le reste de la zone des forêts-parcs; enfin « Ouest » désigne la zone de déclaration maritime du Pacifique plus la Cordillère montagnarde, à l'exception de la portion de cette dernière comprise dans la zone des forêts-parcs décrite ci-dessus.
3. Pour les changements d'aménagement des terres dans le sens opposé à celui qui est énuméré, la valeur FCATmax est l'inverse additif de la valeur indiquée.
4. Aucune autre fluctuation de C quand la valeur absolue du taux de fluctuation est inférieure à 25 kg C/ha par an.

Figure A3-25 **Méthode d'utilisation des coefficients de changement d'aménagement des terres pour estimer la variation du carbone sur de grandes superficies**



régions du pays sont traitées de manière uniforme pour ce qui est des procédures d'évaluation de l'inventaire. De plus, tous les polygones des PPC sont « emboîtés » dans le Cadre écologique national pour le Canada de 1995, ce qui permet d'augmenter ou de réduire l'échelle des données et des estimations selon les besoins. La version actuelle des PPC dans les banques de données de la Base nationale de données sur les sols est la version 3.2.

Dans toutes les provinces situées dans la région agricole du Canada, on a utilisé les données détaillées des relevés pédologiques, à des échelles de carte supérieures à 1:1 million, pour délimiter les polygones des PPC et constituer les fichiers des bases de données connexes. Les fichiers de composante, de nom de sol et de couche

de sol des PPC ont fourni des données d'entrée spécifiques, telles que la teneur en C du sol, la texture du sol, le pH, la densité apparente et les propriétés hydrauliques du sol, requises pour modéliser les coefficients de C avec le modèle CENTURY. Les polygones des PPC sont le fondement spatial qui permet d'attribuer des pratiques d'aménagement des terres, comme les pratiques de travail du sol ou les systèmes culturaux provenant du *Recensement de l'agriculture*, ou encore la conversion de terres forestières et de prairies en terres cultivées, à des coefficients de C modélisés. Les superficies estimées pour les terres cultivées et les autres utilisations des terres en fonction des polygones des PPC ont été obtenues à partir de cartes fondées sur l'observation de la Terre (OT) pour 1990, 2000 et 2010.

Unités analytiques

On dénombre 3 404 polygones des PPC où sont menées des activités agricoles. Étant donné que les polygones des PPC comportent plusieurs éléments des pédo-paysages, la résolution spatiale la plus fine pour l'analyse des activités agricoles est constituée par 13 771 combinaisons uniques de sols, de formes de relief et d'inclinaisons de pente dans les polygones des PPC. Ces combinaisons uniques représentent les unités analytiques de base. L'emplacement des composantes de gestion des terres et des sols n'est pas spatialement explicite, mais renvoie plutôt spatialement aux polygones des PPC.

On a élaboré une procédure permettant d'attribuer les activités agricoles aux PPC en tenant compte du caractère approprié de chacune des composantes d'un polygone de sol. Les composantes des sols ont différentes propriétés intrinsèques qui font en sorte qu'elles sont plus ou moins susceptibles d'être utilisées pour des types d'activités agricoles spécifiques. Chaque composante d'un sol dans le fichier des attributs des PPC a une cote de probabilité élevée, modérée ou faible de porter des cultures agricoles annuelles. De cette façon, les composantes agricoles annuelles sont liées à ces sols avec une cote de probabilité élevée. En cas de superficie insuffisante à laquelle une cote élevée de probabilité de porter des cultures agricoles annuelles ne peut être attribuée, les cultures agricoles annuelles restantes seront attribuées à des composantes agricoles annuelles présentant une probabilité modérée de porter des cultures agricoles annuelles et, au besoin, à des composantes assorties d'une cote faible. Après avoir lié la superficie des cultures agricoles annuelles, on a lié la superficie plantée de plantes fourragères pérennes et de pâturages ensemencés aux composantes résiduelles de la même façon, en commençant par les composantes les plus susceptibles de porter des cultures annuelles et en terminant par les moins susceptibles de porter des cultures.

Rendement des cultures

Le rendement des cultures au niveau des écodistricts a été calculé à partir des sondages annuels menés par Statistique Canada auprès d'un maximum de 31 000 agriculteurs, stratifiés par région, afin d'établir des estimations de la superficie, du rendement, de la production et des stocks des principaux produits de grande culture cultivés au Canada. Plusieurs documents sont publiés par Statistique Canada à des

moments stratégiques de la campagne agricole. Les rendements et les niveaux de production par province sont estimés à deux reprises, selon les attentes à la fin de la récolte, alors que l'estimation du mois de novembre est publiée après la récolte. Les rendements et les niveaux de production par province sont estimés à deux reprises, selon les attentes à la fin de la récolte, alors que l'estimation du mois de novembre est publiée après la récolte. Les données, diffusées au niveau des régions agricoles du Recensement, font état des rendements des cultures d'environ 70 unités spatiales au pays. Les limites des régions agricoles du Recensement recoupent les limites des PPC dans un SIG, et on attribue une valeur de rendement de chaque culture dans chaque polygone des sols en fonction d'une proportion majoritaire. Les données utilisées englobent les données sur le rendement de 1975 à 2004 pour le blé, l'orge, l'avoine, le maïs, le soja, les pommes de terre et le canola. Ces rendements ont servi à étalonner le sous-modèle de croissance des cultures CENTURY.

Données climatologiques

On dénombre 958 stations météorologiques dans la base de données archivées d'AAC. Pour modéliser les coefficients de C, on a utilisé les normales à long terme des températures mensuelles maximales et minimales (en °C) et des précipitations (en mm) de 1951 à 2000 dans chaque écodistrict. Les données météorologiques archivées d'AAC ont été fournies par le Service météorologique du Canada d'Environnement et Changement climatique Canada.

Observation de la terre et *Recensement de l'agriculture*

Les données sur les activités pour l'estimation du carbone dans les Terres cultivées dont la vocation n'a pas changé sont principalement une combinaison de données provenant du *Recensement de l'agriculture* et d'estimations de superficie fondées sur des analyses des observations de la Terre. Le *Recensement de l'agriculture* est mené tous les cinq ans pour élaborer un portrait statistique des exploitations et des exploitants agricoles du Canada. Pour des raisons de confidentialité, le plus petit secteur (on en compte environ 52 000 au Canada) pour lequel Statistique Canada est prêt à divulguer à l'externe des données du *Recensement de l'agriculture* est le secteur de diffusion/dénombrement. Pour fournir une base biophysique au modèle, des données à ce niveau ont été attribuées aux polygones des PPC (McConkey et al., 2007a).

On a utilisé des données cartographiques fondées sur les observations de la Terre afin de fournir des estimations des superficies pour toutes les pratiques d'utilisation des terres à l'intérieur de chacun des PPC agricoles du Canada. Les données d'observation de la Terre ont servi à établir des cartes d'utilisation des terres pour les années 1990, 2000 et 2010 (Huffman *et al.*, 2015). En utilisant les polygones des PPC, comme le niveau de stratification spatiale, des données ont été compilées dans sept catégories principales de couverture terrestre : Terres cultivées, Prairies, Terres forestières, Établissements, Terres humides, plans d'eau et autres terres. De 1990 à 2016, des estimations annuelles des superficies d'utilisation des terres ont été obtenues par interpolation entre les années d'observations terrestres et par extrapolation pour les années après 2010. Les estimations d'utilisation des terres agricoles avant 1990 sont fondées sur les données du *Recensement de l'agriculture* et sur l'évolution relative des superficies de terres cultivées et de prairies entre les périodes de recensement. Les estimations d'utilisation des terres pour 1981 ont été produites en calculant l'évolution relative de l'utilisation des terres agricoles à l'aide de données provenant des recensements de 1991 et 1981 et en appliquant les résultats aux données d'observation de la Terre de 1990. Ensuite, on est revenu progressivement sur les périodes entre les années de recensement, et l'évolution relative a servi à établir des estimations de l'utilisation des terres agricoles en remontant jusqu'à 1951. Dans le but de réduire le plus possible la variabilité spatiale associée aux difficultés connues de déterminer aux fins du rapport les superficies d'utilisation des terres en fonction de l'emplacement principal de l'exploitation agricole, on a calculé l'évolution relative de l'utilisation des terres à l'échelle spatiale de l'écodistrict, et les résultats ont été appliqués à tous les polygones des PPC à l'intérieur de l'écodistrict.

Les attributs des terres cultivées d'après les observations de la Terre ont été estimés en prenant en compte le rapport entre les attributs de la superficie des terres cultivées et la superficie totale des terres cultivées figurant dans le *Recensement de l'agriculture*. De plus, afin de réduire l'écart entre les estimations de la superficie des terres cultivées provinciales fondées sur les observations de la Terre et celles fondées sur les données du recensement, on a fait concorder les catégories de Terres cultivées d'après les observations de la Terre (c'est-à-dire les terres cultivées, les pâturages, les vergers et les

vignobles) à l'aide de facteurs d'échelle provinciale. Ces rapprochements ont été limités par la superficie totale des terres agricoles dans les polygones, selon l'interprétation de l'analyse des données d'observation de la Terre. Les données sur les pratiques de travail du sol sont extraites du *Recensement de l'agriculture* selon les catégories suivantes : (1) TI—travail qui incorpore la majeure partie des débris végétaux dans le sol; (2) TRS—travail qui maintient la majeure partie des débris végétaux à la surface du sol; (3) CSL—culture sans labour ou semis direct. Pour ce qui est des jachères, les catégories sont les suivantes : (1) CSL—superficie sur laquelle on a utilisé seulement des produits chimiques pour lutter contre les mauvaises herbes; (2) TI—superficie sur laquelle on a uniquement travaillé le sol; (3) TRS—superficie sur laquelle on a utilisé une combinaison de travail et de produits chimiques. Pour obtenir des détails techniques sur la méthode de production de données sur les activités agricoles d'après les observations terrestres, consulter Cerkowniak (2015).

DEGRÉ D'INCERTITUDE

Pour établir les degrés d'incertitude associés à l'estimation des émissions ou des absorptions de CO₂, il faut d'abord estimer l'incertitude reliée à la superficie des CAT et coefficients de C associés aux changements entre la jachère, le travail du sol et les cultures annuelles et vivaces (McConkey *et al.*, 2007b). Le degré d'incertitude tel qu'il est décrit dans ce rapport est fondé sur les méthodes suivies pour le rapport de 2014 et n'a pas encore été mis à jour en fonction des nouvelles méthodes d'observation de la Terre.

On a déterminé le degré de l'incertitude relative à la superficie du changement à l'échelle des écodistricts. La superficie moyenne de terres agricoles par écodistrict est d'environ 140 kha, ce qui est assez pour qu'on puisse considérer la superficie de chaque pratique d'aménagement indépendamment de la superficie de la même pratique dans les autres écodistricts, y compris les écodistricts attenants. On suppose que les erreurs dans la superficie des pratiques d'aménagement de chaque écodistrict représentent une incertitude inhérente, aucunement touchée par le degré d'incertitude associé à la même pratique dans les autres écodistricts. En outre, chaque écodistrict est assez vaste pour qu'on puisse présumer que la déclaration d'une activité nulle signifie que cette activité n'a pas cours dans l'écodistrict. En

conséquence, le degré d'incertitude relative à la superficie peut être considéré comme relativement plus fiable pour un écodistrict que pour un polygone de PPC.

Le degré d'incertitude de la superficie sujette à une pratique d'aménagement à un moment précis pour un écodistrict moyen est fondé sur la proportion relative de la superficie sujette à cette pratique d'aménagement, comparativement à la superficie totale des terres agricoles de cet écodistrict. L'incertitude relative de la superficie d'une pratique de gestion (exprimée comme l'écart type d'une population supposée normale) a baissé, passant de 10 % à 1,25 % de la superficie à mesure qu'augmentait la superficie relative de cette pratique³³.

Les hypothèses relatives aux degrés d'incertitude associés aux coefficients de fluctuation du C pour les terres en jachère, en travail du sol et en cultures annuelles et vivaces ont deux sources d'influence principales : 1) l'incertitude des processus associée aux changements du C, attribuable à l'inexactitude des prédictions relatives aux changements du C, même si la situation de la pratique d'aménagement était définie à la perfection; 2) l'incertitude situationnelle associée aux changements du C, attribuable à la variation de la situation de la pratique d'aménagement.

L'incertitude des processus comprend l'effet du degré d'incertitude du modèle, lequel englobe l'incertitude des prédictions du modèle découlant de paramètres incertains et celle qui découle d'une représentation inexacte ou incomplète de tous les processus pertinents par le modèle. Lorsqu'on utilise des données empiriques, l'incertitude des processus peut découler de carences dans les techniques de mesure, d'erreurs d'analyse, de la piètre représentativité des mesures et de composantes des variations du C non prises en compte. Pour estimer la marge d'erreur des processus, on s'est servi de l'écart par rapport aux variations du C mesurées dans le cadre d'expériences contrôlées. On présume que cet écart représente le degré d'incertitude inhérent, même lorsque la situation est décrite avec précision. Les coefficients de mise à l'échelle associés à l'incertitude des processus pour le travail du sol et la jachère ont été calculés pour le Canada des données de VandenBygaard *et al.* (2003).

L'incertitude situationnelle provient de l'incapacité à décrire précisément chaque situation. Elle comprend notamment l'effet des interactions avec les changements passés ou simultanés de l'utilisation ou de l'aménagement des terres, la variabilité des conditions météorologiques ou des propriétés du sol, la variabilité de l'aménagement des cultures et la continuité des changements d'affectation des terres. Les coefficients de mise à l'échelle associés à l'incertitude situationnelle pour les changements d'aménagement des terres en jachère, en travail du sol et en cultures annuelles et vivaces ont été estimés à partir de la variabilité observée des changements du C simulés dans le modèle CENTURY pour toutes les combinaisons composantes du sol—aménagement—climat de l'unité de conciliation. On a calculé les changements du C pour un grand nombre de combinaisons d'aménagements. On a également inclus un éventail de conditions météorologiques historiques par écodistrict aux simulations du modèle CENTURY. L'incertitude situationnelle inclut aussi la variabilité additionnelle des facteurs régionaux introduits par l'imposition de la réversibilité des changements du C. Des coefficients de mise à l'échelle moyens du degré d'incertitude situationnelle ont été calculés pour le Canada (McConkey *et al.*, 2007b).

Bien qu'on s'attende à une interaction entre l'incertitude de processus et l'incertitude situationnelle, étant donné la complexité des nombreuses interactions possibles entre les écarts attribuables à l'incertitude des processus et ceux attribuables à l'incertitude situationnelle, il est impossible de décrire leurs relations. On a donc supposé que l'écart total des variations du C correspond à la somme des écarts associés aux incertitudes des processus et situationnelles. On trouvera dans McConkey *et al.* (2007 b) des renseignements détaillés sur la façon d'estimer l'incertitude. Le chapitre 6 donne les résultats de cette analyse.

Émissions et absorptions de CO₂ imputables à la biomasse ligneuse

Les estimations des émissions et des absorptions de la biomasse ligneuse sur les terres cultivées incluent celles qui proviennent des arbres et des arbustes sur les terres agricoles, de même que des vignes, des vergers et des arbres de Noël. Une approche d'échantillonnage par télédétection a été utilisée pour déterminer les zones d'arbres et d'arbustes pendant la période de déclaration, et le Recensement de l'agriculture a

33 Huffman, T. 2006. Communication personnelle à B.G. McConkey (Agriculture et Agroalimentaire Canada).

été utilisé pour obtenir des estimations des zones de vignes, de vergers et d'arbres de Noël.

Les vignobles, les vergers à fruits et les plantations d'arbres de Noël font l'objet d'un aménagement intensif afin d'assurer leur rendement soutenu. Les plants de vigne sont taillés chaque année, ne laissant que le tronc et les tiges âgées d'un an. De même, les arbres fruitiers sont taillés chaque année pour préserver la forme et la taille voulues du couvert. Les vieux plants font l'objet de remplacement par rotation pour empêcher les maladies, améliorer les sujets ou introduire de nouvelles variétés. En général, les arbres de Noël sont récoltés vers l'âge d'un an. Pour ces trois récoltes, en raison des pratiques de rotation et des impératifs de rendement soutenu, on a présumé que la répartition des classes d'âge dans les exploitations était généralement uniforme. C'est pourquoi il ne devrait pas y avoir de hausse ou de baisse nettes du C de la biomasse dans les exploitations existantes, car le C perdu à l'occasion de la récolte ou du remplacement des arbres est équilibré par les gains attribuables à la croissance des nouveaux végétaux. La méthode s'est donc limitée à déceler les changements survenus dans les superficies des vignobles, des vergers à fruits ou des plantations d'arbres de Noël et à estimer les variations des stocks de C correspondantes dans la biomasse totale.

Aucune étude n'a été réalisée au Canada sur la dynamique du C aérien ou souterrain dans les vignobles ou les vergers à fruits. Toutefois, on peut estimer que les résultats d'autres études sont valables dans la mesure où les variétés, les techniques de production et même les porte-greffes sont souvent les mêmes. On a utilisé la littérature canadienne sur les plantations d'arbres de Noël dans la mesure du possible.

D'après les travaux de Mailvaganam (2002), on a présumé qu'en moyenne, les plants de vigne étaient remplacés à l'âge de 28 ans et que l'âge moyen d'un plant de vigne était donc de 14 ans. En raison de la taille intensive, les taux linéaires d'accumulation de biomasse aérienne et souterraine dans les troncs et les racines sont respectivement de 0,4 et de 0,3 Mg/ha par an (Nendel et Kersebaum, 2004). Ces taux ont été convertis en valeurs du C en utilisant une teneur de la biomasse en C de 50 %. En cas de diminution de la superficie d'un vignoble, on présume une perte instantanée de 4,9 mg C/ha, ce qui équivaut à la biomasse sur pied moyenne de plants de vigne âgés de 14 ans (McConkey *et al.*, 2007a).

À cause de différences de densité de plantation, la quantité de biomasse sur pied par unité de superficie pour les pommiers et pêchers était étroite, entre 36 et 40 Mg/ha (McConkey *et al.*, 2007a). Cette similitude n'a rien d'étonnant étant donné que, quelles que soient la taille des arbres et la densité de plantation, la forme et le couvert des arbres sont modifiés de manière à maximiser la photosynthèse nette par superficie. On a calculé le taux annuel de séquestration du C sur une période de croissance de 10 ans, ce qui a donné 1,6 mg C/ha par an. Le même taux, multiplié par un rapport système racinaire/système foliacé de 0,40 (Bartelink, 1998), a été utilisé pour estimer le taux de séquestration du C dans la biomasse souterraine. La perte instantanée de C lors d'une diminution des vergers équivaut à 50 % de la biomasse totale d'un arbre âgé de 10 ans (22,4 mg C/ha).

En général, les arbres de Noël sont commercialisés à l'âge d'environ 10 ans (McConkey *et al.*, 2007a). Avec un rapport système racinaire/système foliacé de 0,3 (Bartelink, 1998; Litton *et al.*, 2003; Xiao et Ceulemans, 2004), le C total de la biomasse d'une plantation d'arbres marchands est donc estimé à 11,1 mg C/ha. La séquestration du carbone dans la biomasse de nouvelles plantations d'arbres de Noël est calculée pour cinq ans à des taux de 0,85 et 0,26 mg C/ha respectivement pour la biomasse aérienne et la biomasse souterraine. Une diminution de la superficie de plantation provoque la perte immédiate de 5,6 mg C/ha.

Les arbres et les arbustes sur les terres agricoles comprennent les types de couverture ligneuse vivace dans les fermes, les brise-vent et les haies. Le stockage de carbone à l'échelle du paysage dans la biomasse ligneuse change avec le temps à mesure que les arbres et les arbustes croissent et meurent; ou dans des zones terrestres où la biomasse ligneuse change en raison de la plantation, de la colonisation de terres cultivées ou du déboisement.

L'approche d'échantillonnage fondée sur l'observation de la terre, utilisée pour quantifier les changements dans la biomasse ligneuse sur les terres cultivées au Canada a été élaborée par Huffman *et al.* (2015). En bref, le cadre écologique national (Marshall *et al.* 1999) a servi de base à une approche d'échantillonnage aléatoire stratifié. Des photos aériennes historiques à haute résolution provenant de la Photothèque nationale de l'air et de bases de données provinciales ont été choisies pour numériser la couverture terrestre des arbres et des arbustes à l'intérieur d'une parcelle

de 2 km sur 2 km vers les années 1990 et 2000 à une échelle de 1:10000. La catégorie « arbres » de la couverture terrestre a été définie comme ayant moins de 25 % de fermeture du couvert forestier et s'étendant sur une superficie de moins d'un hectare. La catégorie « arbustes » de la couverture terrestre représente les plantes ligneuses non agricoles qui ne seraient pas censées correspondre à la définition de la forêt ou des « arbres » lorsque parvenues à maturité. Les estimations du rendement en volume ligneux pour chaque écozone ont été établies en fonction de la littérature publiée et de consultations auprès de spécialistes provinciaux de la foresterie et de l'agriculture, d'associations pour la conservation et d'universitaires. Dans l'ensemble, les estimations du volume ligneux au-dessus du sol ont varié de 99,3 à 181,7 m³/ha dans les écozones, et les augmentations moyennes annuelles ont varié entre 1,2 et 3,8 m³/ha/année. Les analyses, les coefficients et les paramètres utilisés pour estimer les changements des stocks de carbone sont fondés sur la méthodologie décrite par Huffman *et al.* (2015).

DEGRÉ D'INCERTITUDE

Les éléments des vergers et des vignes qui poussent mal sont régulièrement enlevés et remplacés. Souvent, les arbres fruitiers et les vignes sont irrigués afin de maintenir la croissance désirée au cours des périodes de sécheresse. En conséquence, la variabilité des changements des stocks de C devrait être moindre que pour les autres activités agricoles.

En ce qui concerne la perte de superficie, on présume que tout le C de la biomasse ligneuse est émis immédiatement. Comme il n'existe aucune donnée particulière au Canada sur l'incertitude concernant les vignes, les vergers et les arbres de Noël, on a utilisé le degré d'incertitude par défaut de ± 75 % pour la biomasse ligneuse sur les terres cultivées, tiré des Lignes directrices 2006 du GIEC pour ces types de couverture terrestre. Une approche de propagation d'erreurs décrite dans Huffman *et al.* (2015) a été appliquée pour les arbres et les arbustes. Si on estime que la perte de superficie d'arbres fruitiers, de vignes ou d'arbres de Noël s'est faite au profit de cultures annuelles, on présume également une certaine conversion des cultures vivaces au profit des cultures annuelles, associée à son propre degré d'incertitude quant aux variations du C, lequel contribue à l'incertitude globale des variations du C pour une zone de déclaration donnée.

Travail des sols organiques

Le travail des histosols pour les cultures agricoles annuelles comprend généralement des opérations de drainage, de labour et de fertilisation. Toutes ces pratiques ont pour effet d'accélérer la décomposition du COS et par conséquent de rejeter du CO₂ dans l'atmosphère.

MÉTHODOLOGIE

La méthode de niveau 1 du GIEC repose sur le taux de carbone rejeté par unité de superficie :

Équation A3-64 :

$$C = \sum (A_i \times CE)$$

- C** = émissions de carbone résultant du travail des sols organiques (Mg C année⁻¹)
- A_i** = superficie de sols organiques travaillés pour les cultures agricoles annuelles dans la province i, en ha
- CE** = coefficient d'émission de carbone, en Mg de C perdu/ha par an. On a utilisé un CE par défaut de 5,0 Mg C/ha par an (GIEC, 2006)

SOURCES DE DONNÉES

Les superficies d'histosols travaillés à l'échelle provinciale ne sont pas comprises dans le *Recensement de l'agriculture*. Faute de ces données, on a consulté de nombreux spécialistes des sols et des cultures du Canada. D'après ces consultations, on estime la superficie totale de sols organiques travaillés au Canada à 16 kha (Liang *et al.*, 2004).

DEGRÉ D'INCERTITUDE

Le degré d'incertitude associé aux émissions de cette source provient des incertitudes liées aux estimations de la superficie pour les histosols cultivés ainsi qu'au coefficient d'émission. On évalue la limite de confiance à 95 % associée à l'estimation de la superficie des histosols cultivés à ± 50 %. La limite de confiance à 95 % du coefficient d'émission proposée dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) est de ± 90 %.

A3.5.4.2. Prairies converties en terres cultivées

La conversion de prairies indigènes en terres cultivées entraîne des pertes de COS et d'azote organique du sol, ce qui a pour effet de rejeter du CO₂ et du N₂O dans l'atmosphère. Les changements de teneur en carbone dans la biomasse aérienne ou souterraine ou la matière organique morte lors de la conversion ne sont généralement pas significatifs, d'après une étude récente sur le brûlage de prairies aménagées au Canada par Bailey et Liang (2013), qui ont indiqué que la biomasse aérienne moyenne était de 1 100 kg ha⁻¹ dans le tchernoziem brun et de 1 700 kg ha⁻¹ dans le tchernoziem brun foncé. La biomasse aérienne des prairies aménagées serait inférieure à son rendement si elles étaient cultivées (Liang *et al.*, 2005).

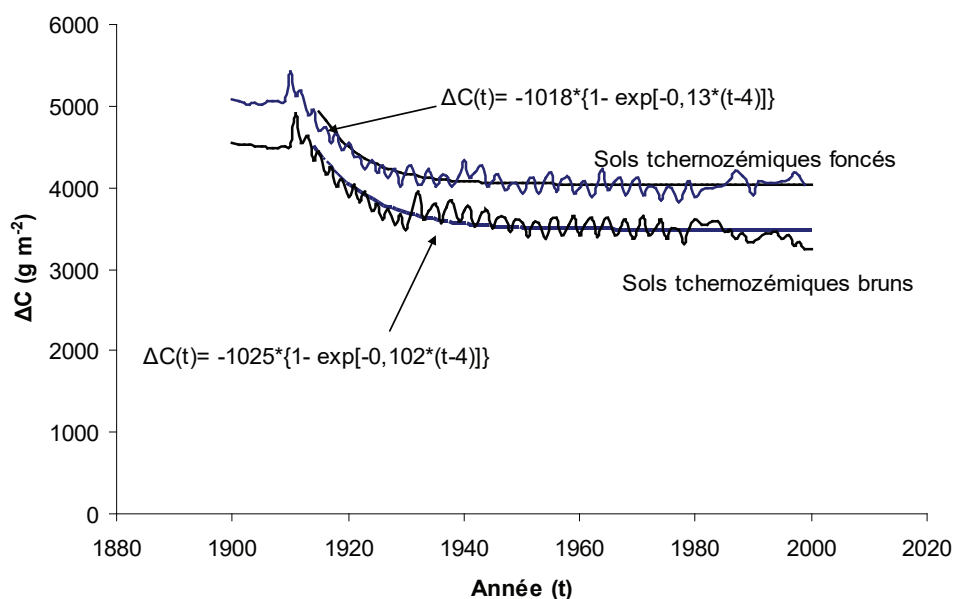
Un certain nombre d'études sur les changements du COS et de l'azote organique du sol dans les prairies converties en terres cultivées ont été menées dans les zones de sol brun, brun foncé et noir des Prairies du Canada; McConkey *et al.* (2007a) en résumant les résultats.

Pertes de carbone organique du sol

D'après les observations de terrain, la perte moyenne de COS s'établit à 22 % (McConkey *et al.*, 2007a). Bon nombre des études comportaient des comparaisons dans les 30 ans suivant la mise en culture des prairies indigènes, alors que d'autres étaient réalisées 70 ans ou plus après la mise en culture. Étant donné que beaucoup de ces études ne précisait pas le délai écoulé depuis la mise en culture, on présume qu'une perte de 22 % du COS correspond à un intervalle d'environ 50 à 60 ans après la conversion des prairies.

Le modèle CENTURY (version 4.0) est utilisé pour estimer la dynamique du COS résultant de la conversion des prairies en terres cultivées pour les tchernoziems bruns et brun foncé (Figure A3-26). Peu après la mise en culture, on constate une augmentation de la matière organique du sol, étant donné que la biomasse souterraine des herbes fait maintenant partie du COS. Au bout de quelques années, le COS baisse en deçà de la quantité de COS qui existait dans les conditions de prairie. Le taux de diminution du COS ralentit progressivement avec le temps. Si l'on ne tient pas compte de l'augmentation

Figure A3-26 **Dynamique du COS simulée par le modèle CENTURY après la conversion de prairies en terres agricoles pour des sols tchernoziémiques bruns et brun foncé**



initiale du COS attribuable au C qui est ajouté par les racines, cette dynamique du COS est décrite par l'équation suivante :

Équation A3-65 :

$$\Delta C(t) = \Delta C_{Bmax} \times [1 - \exp(-k \cdot t - t_{ec})]$$

$\Delta C(t)$	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha
ΔC_{Bmax}	=	le changement ultime du COS des prairies à la terre cultivée, Mg C/ha
k	=	vitesse constante qui décrit la décomposition
t	=	temps écoulé depuis la mise en culture des prairies, en années
t_{ec}	=	temps écoulé avant que le ΔC ne devienne négatif, en années

Si on suppose que la perte de 22 % survenue environ 50 à 60 ans après la mise en culture initiale représente la perte totale, la valeur de ΔC_{Bmax} s'établit alors à $0,22/(1-0,22) = 28\%$ du COS stabilisé sous des conditions de culture. Étant donné l'incertitude de la dynamique réelle, on n'a présumé qu'il n'y avait eu aucun décalage dans la déperdition de COS depuis la mise en culture des prairies jusqu'au déclin immédiat suivant la mise en culture. Compte tenu de ces hypothèses, l'équation générale qui permet de prédire la perte de COS à partir de la mise en culture des prairies devient la suivante :

Équation A3-66 :

$$\Delta C(t) = 0,28 \times COS_{agric} \times [1 - \exp(-0,12 \times t)]$$

$\Delta C(t)$	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha
t	=	temps écoulé depuis la mise en culture, en années
COS_{agric}	=	COS de 0 à 30 cm, tiré de la Base de données nationales sur les sols de SISCan pour l'utilisation des terres agricoles (catégorie des Terres cultivées), en Mg C/ha

C'est ainsi que les pertes totales de COS dans les Prairies converties en terres cultivées ont été calculées à l'aide de la méthode de niveau 2 du GIEC :

Équation A3-67 :

$$\Delta C_{PR-TC} = \sum_{1951-2016} \sum_{TOUSPPC} \sum_t (\Delta C_t \times AIRE_{PR-TC})$$

ΔC_{PR-TC}	=	pertes de COS attribuables à la conversion des prairies en terres cultivées de 1951 à 2016, en Mg C
$TOUSPPC$	=	tous les polygones du sol qui contiennent des prairies converties en terres cultivées
t	=	temps qui s'est écoulé depuis la conversion de la prairie, en années
ΔC_t	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha
$AIRE_{PR-TC}$	=	superficie des prairies converties annuellement en terres cultivées depuis 1951, en ha

Pertes d'azote organique du sol et émissions de N₂O

On estime que la variation de la concentration en azote organique du sol correspond à une proportion fixe des pertes de carbone. Lorsqu'on décelait à la fois des fluctuations de l'azote organique du sol et du COS, on a déterminé que la fluctuation moyenne de l'azote organique du sol était de 0,06 kg N perdu/kg C (McConkey *et al.*, 2007a). Ainsi, les émissions de N₂O dans les Prairies converties en terres cultivées ont été calculées au moyen de la méthode de niveau 2 du GIEC :

Équation A3-68 :

$$N_2O_{PR-TC} = \sum_{1951-2016} \sum_{TOUSPPC} \sum_t (\Delta C_{PR-TC} \times AIRE_{PR-TC}) \times 0,06 \times CE_{BASE} \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{PR-TC}	=	émissions de N ₂ O en 2016 attribuables à la conversion des prairies en terres cultivées depuis 1951, en kt
$TOUSPPC$	=	tous les polygones du sol qui contiennent des prairies converties en terres cultivées
t	=	temps qui s'est écoulé depuis la conversion de la prairie, en années
ΔC_{PR-TC}	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion des prairies, en Mg C/ha
$AIRE_{PR-TC}$	=	superficie des prairies converties annuellement en terres cultivées depuis 1951, en ha
CE_{BASE}	=	coefficient d'émission de N ₂ O, défini comme une fonction des normales climatiques à long terme (précipitations divisées par l'évapotranspiration potentielle de mai à octobre; P/EP) à l'échelle de l'écodistrict (voir la section A3.4.6)
$0,06$	=	conversion du C en N
$44/28$	=	facteur de conversion de N ₂ O- N à N ₂ O

SOURCES DE DONNÉES

La superficie des Prairies dont la vocation n'a pas changé (PR-PR) a été estimée au moyen d'une combinaison de données tirées du *Recensement de l'agriculture* et de l'observation de la Terre. Les estimations de la superficie des Prairies converties en terres cultivées reposent sur le rapprochement des changements dans la superficie des terres entre les PR-PR et les terres soumises à la gestion des terres cultivées. Pour éviter les problèmes liés aux déclarations faites par les exploitations agricoles, les données ont été regroupées à l'échelle des écodistricts avant le processus de rapprochement des terres. Les estimations par écodistrict de superficie des Prairies converties en terres cultivées ont ensuite été réparties en polygones des PPC.

Dans un PPC, les PR-PR ont été affectées aux composantes du sol cotées « faibles » en ce qui concerne la « probabilité d'être cultivées ». Les données sur la teneur en carbone du sol tirées de la Banque de données nationales sur les sols ont servi à calculer la teneur moyenne en COS dans les sols des polygones des PPC.

DEGRÉ D'INCERTITUDE

La conversion de prairies agricoles en terres cultivées est permise, contrairement à l'inverse. L'incertitude de la superficie soumise à cette conversion dans un écodistrict donné ne peut être plus grande que l'incertitude de la superficie finale des terres cultivées ou de la superficie initiale de prairie. Par conséquent, on a établi le degré d'incertitude de la superficie de conversion au moindre du degré d'incertitude de la superficie de terres de la catégorie des Terres cultivées ou de celle des Prairies. On a présumé que le coefficient de mise à l'échelle était le même que pour les conversions entre cultures annuelles et vivaces (McConkey *et al.*, 2007b).

A3.5.4.3. Forêts converties en terres cultivées

Émissions de CO₂ et de N₂O des sols

Le défrichage des forêts pour accroître la superficie de terres agricoles est en baisse, mais reste important au Canada. La présente section décrit la méthode d'estimation des changements des émissions de CO₂

et de N₂O se rattachant aux perturbations du sol. La méthode d'estimation des émissions de la biomasse au moment de la conversion est présentée à la sections A3.5.2.1 et A3.5.2.4. En ce qui concerne les fluctuations du COS, il faut faire la distinction entre l'est et l'ouest du Canada.

EST DU CANADA

Il existe quantité d'observations qui comparent le COS dans les terres couvertes de forêt avec le COS dans les terres agricoles attenantes dans l'Est du Canada. La perte moyenne de C était de 20,3 % à une profondeur d'environ 30 cm (McConkey *et al.*, 2007a). Cette valeur est comparable à celle qu'on retrouve dans la base de données des sols de SISCan (Tableau A3-70), laquelle montre qu'en moyenne, le COS dans la couche supérieure de 30 cm des sols affectés à l'agriculture était inférieur de 20,5 % au carbone dans les sols couverts de forêts.

Même si le COS des terres boisées représente le C dans la couche de litière au-dessus du sol minéral, dans la pratique, il subsiste toujours un degré d'incertitude rattaché à la quantification du C dans la couche de litière et du C organique dans les débris du sol (Paul *et al.*, 2002). L'érosion du sol, dont on présume généralement qu'elle augmente dans les sols affectés à l'agriculture, a aussi pour effet de réduire le COS mesuré dans les sols agricoles.

On a utilisé le modèle CENTURY (version 4.0) pour estimer la dynamique du COS résultant de la conversion des forêts (Figure A3-27). Au cours des premières années qui suivent la conversion, on constate une augmentation de la matière organique du sol, car la litière et la MOM aérienne et souterraine deviennent partie intégrante du COS. Au bout de quelques années, le COS baisse en deçà de la quantité qui existait avant la conversion des forêts. Le taux de diminution du COS ralentit progressivement avec le temps.

L'équation suivante a été ajustée aux résultats du modèle CENTURY dans la Figure A3-25, en négligeant l'augmentation initiale du COS :

Équation A3-69 :

$$\Delta C(t) = \Delta C_{Dmax} \times [1 - \exp(-k \times [t - t_{éc}])]$$

$\Delta C(t)$	= variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en mg C/ha
ΔC_{Dmax}	= changement ultime du COS depuis la conversion des forêts jusqu'à l'agriculture, mg C/ha
K	= constante qui décrit la décomposition, par année ⁻¹
T	= temps écoulé depuis la conversion des terres, en années
$t_{éc}$	= temps écoulé avant que le ΔC ne devienne négatif, en années

Dans le cas du COS simulé après la conversion d'une forêt caducifoliée en terres cultivées (Figure A3-27),

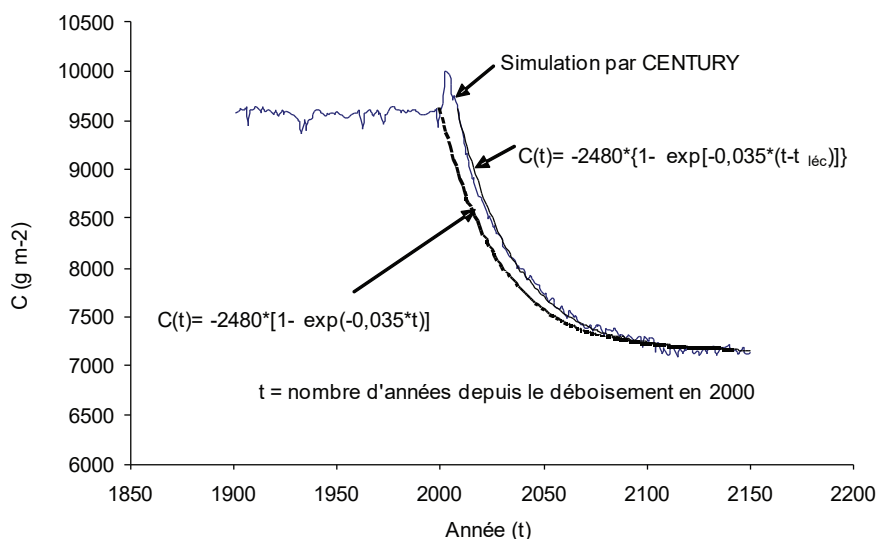
25 % des pertes de C se produisent dans les 20 ans qui suivent le déboisement et 90 %, dans les 100 ans. Compte tenu de l'incertitude de la dynamique réelle, on a présumé qu'il n'y avait pas de décalage dans la perte du COS depuis la conversion des forêts, de sorte que le COS commence à régresser immédiatement après la conversion des forêts; on utilise donc la déperdition de COS rajustée (Figure A3-24) pour estimer la perte de COS avec un décalage fixé à 0 après rajustement.

On a supposé que la perte moyenne de 20,5 % de COS découlant de la conversion de forêts en terres cultivées dans l'est du Canada, basée sur les données du système SISCan, correspondait à la période de ≈ 100 ans écoulée depuis la conversion des forêts.

Tableau A3-70 **COS dans les terres forestières et agricoles de l'est et de l'ouest du Canada selon le Système d'information sur les sols du Canada (profondeur de sol de 0 à 30 cm)**

Texture du sol	Carbone organique du sol (Mg C/ha)		Différence (%)
	Terre forestière ¹	Terre cultivée ¹	
Est du Canada			
Grossière	85 (26)	68 (42)	-20
Moyenne	99 (38)	77 (35)	-22
Fine	99 (58)	78 (36)	-21
Ouest du Canada			
Grossière	73 (39)	74 (38)	0
Moyenne	66 (30)	73 (30)	4
Fine	74 (38)	77 (25)	1
Note :			
1. L'écart-type est entre parenthèses.			

Figure A3-27 **COS simulé selon le modèle CENTURY après la conversion d'une forêt caducifoliée en terres cultivées**



Ainsi, la valeur de $\Delta C_{D_{max}}$ est corrigée par un facteur de 1/0,927 fois, où l'on suppose, d'après l'intégration de l'équation A3-70, que la perte de carbone après 100 ans s'élève à 92,7 % seulement, donnant une valeur de $\Delta C_{D_{max}}$ de 22,1 % de COS dans des conditions forestières à long terme. Comme la base de données SISCan contient plus de données sur le COS dans les conditions de culture à long terme que sur le COS dans des conditions forestières à long terme dans les régions où on trouve des terres cultivées, les pertes maximales de COS ont été calculées par rapport à un COS de terres cultivées stabilisées (perte = $0,221/(1-0,221) \times \text{COS}$, ou $= 0,284 \times \text{COS}$ dans des conditions de culture). Ainsi, l'équation finale qui permet d'estimer la déperdition de COS attribuable à la conversion des forêts au profit de l'agriculture dans l'est du Canada est la suivante :

Équation A3-70 :

$$\Delta C(t) = 0,284 \times \text{COS}_{\text{agric}} \times [1 - \exp^{(-0,0262 \times t)}]$$

$\Delta C(t)$	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha
$\text{COS}_{\text{agric}}$	=	COS de 0 à 30 cm, d'après les données de SISCan pour une terre cultivée, en mg C/ha
-0,0262	=	constante qui décrit la décomposition, par année
t	=	temps écoulé depuis la conversion, en années

Ainsi, la quantité totale de COS perdu des terres forestières converties en terres cultivées est estimée de la manière suivante :

Équation A3-71 :

$$\Delta C_{TF-TC} = \sum_{1970-2016} \sum_{\text{TOUSPPC}} \sum_t (\Delta C_t \times \text{AIRE}_{TF-TC})$$

ΔC_{TF-TC}	=	perte totale de COS en 2016 dans les terres forestières converties en terres cultivées depuis 1970, en Mg C/ha
t	=	temps écoulé depuis la conversion, en années
TOUSPPC	=	tous les polygones de sol renfermant des terres forestières converties en terres cultivées
ΔC_t	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha (voir l'équation A3-69)
AIRE_{TF-TC}	=	superficie de terres forestières converties en terres cultivées chaque année depuis 1970, ha

Signalons que la perte de COS définie par l'équation A3-71 s'ajoute aux variations du stock de carbone dans la biomasse ligneuse et dans la MOM ligneuse qui existait dans la forêt au moment de la conversion des forêts.

D'après les observations effectuées sur le terrain, on a établi la variation moyenne de la concentration de N dans l'est du Canada à -5,2 %, soit 0,4 Mg N/ha (McConkey *et al.*, 2007a). Pour les comparaisons où l'on a déterminé à la fois la perte de N et de C, la perte correspondante de C est de 19,9 Mg C/ha, et la perte de carbone est 50 fois supérieure à celle de N. Par souci de simplicité, on a présumé que la perte de N était fixée à une valeur constante de 2 % de la perte de C. Ainsi, les émissions de N₂O des terres forestières converties en terres cultivées sont estimées de la manière suivante :

Équation A3-72 :

$$N_2O_{TF-TC} = \sum_{1970-2016} \sum_{\text{TOUSPPC}} \sum_t (\Delta C_t \times \text{AIRE}_{TF-TC}) \times 0,02 \times \text{CE}_{\text{BASE}} \times \frac{44}{28}$$

N_2O_{TF-TC}	=	émissions de N ₂ O attribuables à la conversion des forêts en terres cultivées depuis 1970, en kt
TOUSPPC	=	tous les polygones du sol qui contiennent des terres forestières converties
ΔC_t	=	variation du COS pour la t ^e année après la conversion, en Mg C/ha
AIRE_{TF-TC}	=	superficie des forêts converties annuellement en terres cultivées depuis 1970, en ha
0,02	=	conversion du C en N
CE_{BASE}	=	coefficient d'émission de base, défini comme une fonction des normales climatiques à long terme (précipitations mensuelles divisées par l'évapotranspiration potentielle de mai à octobre; P/EP) à l'échelle de l'écodistrict (voir la section A3.3.6)
t	=	temps écoulé depuis la conversion, en années
44/28	=	Facteur de conversion de N ₂ O-N en N ₂ O

Ouest du Canada

Une bonne part des sols agricoles actuels de l'ouest du Canada étaient des prairies avant d'être cultivés. C'est ainsi que la conversion de forêts a concerné principalement les forêts attenantes aux prairies. On constate également la conversion limitée des forêts de seconde venue qui ont poussé sur d'anciennes prairies depuis la suppression des feux de végétation

grâce au développement agricole. Historiquement, la conversion a été moins importante que dans l'est du Canada; c'est pourquoi la documentation offre moins de comparaisons entre le COS dans les sols forestiers et dans les sols agricoles. Ellert et Bettany (1995) ont signalé qu'il n'y avait aucune différence entre le COS des forêts de tremble indigène et celui des pâturages à long terme qui n'ont pas été cultivés depuis le défrichage pour un luvisol brun orthique, près de Star City, en Saskatchewan.

Les données du SISCan permettent de nombreuses comparaisons du COS dans les sols forestiers et dans les sols agricoles (Tableau A3-70). En moyenne, ces données indiquent qu'il n'y a pas de déperdition de COS attribuable à la conversion des forêts. Cela semble indiquer qu'à long terme, l'équilibre entre les apports de C et la minéralisation du COS demeure semblable dans les sols agricoles et dans les sols forestiers. Il est important de savoir que la périphérie nord des secteurs agricoles de l'ouest du Canada, où se produit actuellement la majeure partie de la conversion des forêts, est marginale pour ce qui est des cultures annuelles; les pâturages et les cultures fourragères sont les principales utilisations agricoles après le défrichage. En général, la déperdition de C des forêts converties en terres cultivées sont moindres lorsque les terres agricoles portent des fourrages et des pâturages.

Pour l'ouest du Canada, on n'a présumé aucune perte de COS à long terme résultant de la conversion des terres forestières en pâturages et en cultures fourragères. C'est pourquoi la perte de C résultant de la conversion des terres dans l'ouest du Canada serait attribuable aux pertes de C dans la biomasse aérienne et souterraine des arbres et dans la MOM ligneuse grossière qui existait dans la forêt au moment de la conversion. De même, les changements moyens de l'azote (N) organique dans l'ouest du Canada aux stations déboisées depuis au moins 50 ans étaient de +52 % (McConkey *et al.* 2007a), ce qui traduit l'ajout appréciable de N aux systèmes agricoles par rapport à la situation des forêts. Toutefois, considérant le degré d'incertitude qui entache la dynamique du ratio C-N dans les sols en conditions de conversion, on a présumé que les terres forestières converties en terres cultivées n'étaient pas une source de N₂O provenant du réservoir pédologique. Des émissions de N₂O sont déclarées chaque fois que la conversion s'accompagne d'une combustion de biomasse (voir la section A3.5.2.1).

Sources de données

La méthode qui a servi à estimer la superficie de terres forestières converties en terres cultivées est décrite à la section A3.5.2.2. La conversion annuelle de terres forestières par unité de rapprochement a été subdivisée en polygones des PPC en fonction des changements simultanés qui surviennent dans la superficie des terres cultivées dans les polygones des PPC. Seuls les polygones qui affichaient une hausse de la superficie des terres cultivées au cours de la période voulue ont été affectés à la conversion des forêts, et la quantité affectée équivaut à la proportion de l'augmentation totale des terres cultivées de ce polygone au sein de l'unité de rapprochement.

Degré d'incertitude

Le degré d'incertitude des changements du carbone dans chaque zone de déclaration a été estimé différemment dans l'est et dans l'ouest du Canada, en raison d'écarts entre les méthodes d'estimation (McConkey *et al.*, 2007b). Dans l'ouest du Canada, on a estimé un degré d'incertitude des variations du C, même si la valeur moyenne du coefficient de variation du COS était de zéro. L'hypothèse était que le degré d'incertitude des changements du COS après la conversion de forêts en terres cultivées dans l'ouest du Canada suivrait une tendance similaire à celle de l'est du Canada.

A3.5.5. Prairies

Les terres de la catégorie des prairies agricoles sont des « pâturages non bonifiés » qui servent à l'alimentation du bétail domestique, mais seulement dans les régions géographiques où les prairies ne retournent pas naturellement à l'état de forêt si elles sont abandonnées, soit le sud de la Saskatchewan et l'Alberta et une petite partie du sud de la Colombie-Britannique. Essentiellement, la catégorie « prairies agricoles » comprend les grands parcours naturels aménagés de manière extensive au Canada.

Les principales activités humaines directes ayant une incidence sur les prairies agricoles du Canada sont la suppression par le feu, l'ajout de nouvelles espèces végétales dans les prairies ainsi que le volume, la durée et le moment du broutage par les animaux domestiques. Les méthodes d'estimation des émissions ou des absorptions de CO₂ résultant d'activités humaines directes et des émissions de CH₄

et de N₂O attribuables aux feux naturels ou au brûlage dirigé dans les prairies agricoles au Canada, sont présentées dans la section suivante.

A3.5.5.1. Prairies dont la vocation n'a pas changé

L'élaboration de la méthode d'estimation du CO₂ part du principe que, dans les prairies aménagées depuis longtemps, les fluctuations des stocks de C du sol au cours d'une certaine période surviennent après des changements des méthodes de gestion du sol qui influent sur les taux d'ajout de carbone ou de déperdition de carbone du sol.

Équation A3-73 :

$$COS = COS_{REF} \cdot CV_G \cdot CV_A$$

COS	=	stock de carbone organique du sol à un moment donné, depuis le changement de gestion et d'apport, Mg C ha ⁻¹
COS_{REF}	=	stock de carbone organique du sol de référence, Mg C ha ⁻¹
CV_G	=	coefficient de variation des stocks de carbone pour le régime de gestion, sans unité
CV_A	=	coefficient de variation des stocks de carbone pour l'apport de matière organique, sans unité

La superficie totale de prairies aménagées est calculée comme suit :

Équation 3-74 :

$$A_{2016} = PR - PR_{1990} - \sum_{1990}^{2016} PR - TC$$

A₂₀₁₆	=	superficie totale des prairies dont la vocation n'a pas changé en 2016, en ha
PR-PR₁₉₉₀	=	superficie des prairies dont la vocation n'a pas changé en 1990, en ha
PR-TC	=	superficie des prairies converties en terres cultivées depuis 1990, en ha

Par conséquent, le changement net du COS à cause de changements de gestion et d'apport liés aux prairies dont la vocation n'a pas changé peut être estimé au moyen de la méthode de niveau 1 du GIEC :

Équation A3-75 :

$$\Delta C_{PR-PRMinéral} = [(COS_0 - COS_{0-T}) \times A] / T$$

$\Delta C_{PR-PRMinéral}$	=	changement net du COS dû aux changements de gestion et d'apport liés aux prairies dont la vocation n'a pas changé, en Mg C ha ⁻¹ année ⁻¹
COS₀	=	stock de carbone organique du sol au cours de l'année d'inventaire, en Mg C ha ⁻¹
COS_{0-T}	=	stock de carbone organique du sol, T années avant l'année d'inventaire, en Mg C ha ⁻¹
A	=	superficie touchée par le changement (changements de gestion et d'apport liés aux prairies dont la vocation n'a pas changé), en ha
t	=	période d'inventaire, en années (20 par défaut)

Si aucun changement ne survient dans les pratiques de gestion, on présume que les stocks de C sont en équilibre, et que, par conséquent, leur taux de fluctuation est nul.

Un certain nombre d'études ont été réalisées sur les effets du broutage par opposition au non-broutage sur le COS. Bien que la productivité des pâturages fortement broutés soit inférieure, ce qui peut se traduire par une dégradation de l'état du parcours, cela est sans rapport avec les baisses du COS (Biondini et Manske, 1996). L'effet du régime de broutage est complexe, en raison de ses effets sur la phytocénose et des apports de C dans le sol attribuables à la croissance aérienne et souterraine des végétaux (Schuman *et al.*, 2002; Liebig *et al.*, 2005). Une autre influence du régime de broutage est la restitution accrue de C dans les matières fécales à mesure qu'augmente le taux de charge (Baron *et al.*, 2002). Bruce *et al.* (1999) ont estimé qu'il n'était pas possible d'accroître la quantité de COS découlant d'une amélioration de la gestion du broutage sur les grands parcours faisant l'objet d'une gestion extensive en Amérique du Nord.

L'ajout de fertilisants organiques et d'engrais inorganiques a pour effet d'améliorer la productivité des prairies indigènes (Smoliak, 1965), ce qui incite à penser que ces pratiques pourraient accroître la quantité de COS grâce à des apports de C accrus. Néanmoins, ces pratiques présentent essentiellement un intérêt théorique, car les seules options de gestion pratiques sur le plan économique en ce qui concerne les prairies semi-arides consistent à modifier le régime de broutage, à pratiquer le brûlage et à introduire de nouvelles espèces végétales (Liebig *et al.*, 2005).

Il arrive, à l'occasion, que les prairies aménagées pour le broutage dans l'ouest du Canada, dans les zones de sol brun et brun foncé de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, soient ravagées par des feux ou fassent l'objet de brûlage dirigé, à des fins, par exemple, de gestion des broussailles, de gestion de l'habitat, d'enlèvement de la végétation en dépérissement et d'exercices d'entraînement militaire. Les feux dans les prairies aménagées sont une source nette de CH₄, de CO, de NO_x et de N₂O.

Équation A3-76 :

$$\text{ÉMISSION}_{\text{BRÛLAGE}} = \sum (\text{AIRE}_i \times \text{CHARGE COMBUSTIBLE}_i \times C_{Fi} \times G_{CE}) / 1\,000$$

ÉMISSION _{BRÛLAGE}	=	émissions de CH ₄ ou de N ₂ O dues au brûlage dirigé ou aux feux naturels dans les prairies agricoles aménagées, kt CH ₄ ou N ₂ O
AIRE _i	=	superficie de la prairie agricole aménagée <i>i</i> ayant brûlé, ha
CHARGE COMB _i	=	charge de combustible moyenne pour la prairie agricole aménagée <i>i</i> ayant brûlé, Mg de matière sèche ha ⁻¹
C _{Fi}	=	taux de rendement de combustion pour la prairie agricole aménagée <i>i</i> ayant brûlé, fraction, sans unité
G _{CE}	=	coefficient d'émission du CH ₄ (2,7 g CH ₄ kg ⁻¹ de matière sèche brûlée) ou de N ₂ O (0,07 g N ₂ O kg ⁻¹ de matière sèche brûlée) (GIEC, 2006)
1 000	=	conversion de Mg en kt

Sources de données

Comme il en a été fait mention à la section *Prairies converties en terres cultivées*, la superficie des *Prairies* dont la vocation n'a pas changé (PR-PR) a été estimée au moyen d'une combinaison des données du *Recensement de l'agriculture* et de l'observation de la Terre, tel que décrit à la section A3.5.4.1. Il n'existe pas de données détaillées exhaustives dans le temps sur les activités relatives aux changements de gestion des prairies agricoles du Canada, sauf en ce qui concerne les feux de végétation et le brûlage dirigé. Des données sur les activités sur la superficie, la charge de combustible et le rendement de la combustion pour chaque cas de combustion ayant touché les prairies agricoles aménagées, ont été recueillies par le biais de consultations (Bailey et Liang, 2013). Les données sur les activités de 2013 à 2015 ont été mises à jour en 2017 et ont été maintenues constantes après la période d'échantillonnage.

A3.5.6. Terres humides

A3.5.6.1. Extraction de la tourbe

Démarche générale et méthodes

Au Canada, l'extraction de tourbe est uniquement destinée à la production de produits de tourbe horticole et à des applications connexes; le Canada ne produit pas de tourbe destinée à servir de combustible. Depuis les années 1970, la technique d'extraction pneumatique est la principale méthode d'extraction de la tourbe. Cette technique exige un vaste réseau de fossés de drainage pour sécher la tourbe afin de la récolter au moyen d'équipements pneumatiques lourds. Avant l'utilisation de cette technique, on découpait manuellement des blocs de tourbe pour les extraire avec des pelles, aboutissant à la topographie des hauts terre-pleins et des basses tranchées. Bien que ces méthodes manuelles ne soient plus utilisées, il reste de nombreux sites de récolte par blocs abandonnés dans le paysage.

On a estimé les émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O pour la conversion et la gestion des tourbières aux fins d'extraction de la tourbe en utilisant une méthode de niveau 2 du GIEC conformément à des directives issues d'une combinaison des Lignes directrices de 2006 du GIEC et du Supplément 2014 aux Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre : terres humides (GIEC, 2014). L'approche repose sur les données scientifiques nationales et les pratiques de gestion des terres propres à l'activité d'extraction de tourbe au Canada. Les estimations des émissions comprennent les émissions sur place de CO₂, de CH₄ et de N₂O, les émissions hors site de CO₂ de la tourbe extraite et les pertes de carbone organique dissous (COD) du carbone d'origine hydrique des sites drainés et réhydratés.

Les études des flux de GES à des sites d'extraction de tourbe au Canada ont été examinées et les mesures ont été compilées pour élaborer des coefficients d'émission et des paramètres propres au pays (Tableau A3-71). Comme la plupart des mesures de flux déclarées ont été enregistrées pendant la saison de croissance, des coefficients d'émission annuels de CO₂ ont été élaborés en ajoutant les valeurs mesurées en hiver de Strack et Zuback (2013), les tourbières drainées ayant des émissions de CO₂ plus élevées en hiver que les tourbières naturelles. Des coefficients

d'émissions de CH₄ annuels ont été élaborés en supposant que les flux pendant des saisons, autres que la saison de croissance, représentent 15 % des totaux annuels selon les données des tourbières naturelles (Saarnio *et al.*, 2007).

En raison des techniques d'extraction et des propriétés recherchées de la tourbe de sphaigne, on accorde la préférence aux tourbières ouvertes (ombrotrophes—pauvres en nutriments) qui sont classées comme « Autres terres » dans le cadre de catégorisation des terres du Canada pour le secteur ATCATF. Par conséquent, environ 5 % seulement de la superficie avant la conversion satisfait à la définition de « Terres forestières ». Les estimations des émissions sont réparties dans les catégories des « Terres converties pour l'extraction de tourbe » et « Extraction de la tourbe dont la vocation n'a pas changé ». Dans le calcul des émissions provenant de la conversion des terres, une période de changement d'affectation des terres d'un an est utilisée pour représenter les pratiques de conversion des terres qui consistent

à drainer et à enlever la couche de végétation de surface (acrotelme) en vue de l'extraction de la tourbe. Par la suite, les émissions résultant de la gestion continue des sites d'extraction de tourbe, ainsi que leur déclassement par l'abandon, la remise en état, la réhydratation et la restauration, sont toutes déclarées dans la catégorie de l'« Extraction de la tourbe dont la vocation n'a pas changé ». Les sections suivantes décrivent les sources des émissions et des absorptions de GES au cours des phases d'aménagement des terres pour l'extraction de la tourbe.

Drainage et extraction de la biomasse

Dans les sites d'extraction, le drainage et l'enlèvement de la végétation entraînent une perte d'absorption du CO₂ une plus forte décomposition de la tourbe et un accroissement de l'exportation de carbone organique dissous (COD) résultant en une augmentation des émissions de CO₂. Les émissions de CH₄ diminuent de manière importante dans les champs drainés, mais les fossés de drainage, qui représentent 5 % de la

Tableau A3-71 Paramètres et coefficients d'émission permettant d'estimer les émissions de CO₂-C résultant de l'extraction de tourbe

Paramètre/coefficient d'émission	Unité	Valeur	Sources
Extraction de la biomasse			
Biomasse extraite des terres forestières	t C ha ⁻¹	19,2	Hayne et Verbicki, 2011
Biomasse extraite d'autres terres	t C ha ⁻¹	2,8	Hayne et Verbicki, 2011
Drainage			
CO ₂ des zones drainées	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	11,4	Moore <i>et al.</i> , 2002 cité dans Cleary, 2003; Glatzel <i>et al.</i> , 2003; Waddington <i>et al.</i> , 2010; Strack et Zuback, 2013; Strack <i>et al.</i> , 2014
CO ₂ -COD des zones drainées	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,60	Waddington <i>et al.</i> , 2008; Strack et Zuback, 2013
CH ₄ des champs drainés	t CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,008	Moore <i>et al.</i> , 2002 cité dans Cleary 2003; Waddington et Day, 2007; Strack et Zuback, 2013; Strack <i>et al.</i> , 2014
CH ₄ des fossés de drainage	t CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,15	Waddington et Day, 2007
N ₂ O des zones drainées	t N ₂ O ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,00047	Supplément des terres humides du GIEC de 2014 (Tableau 2.5, Valeur par défaut pour les zones climatiques boréale et tempérée)
CO ₂ des zones abandonnées de coupe en blocs	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	8,6	Waddington et Price, 2000; Waddington et Warner, 2001; Waddington <i>et al.</i> , 2002; McNeil et Waddington, 2003
CH ₄ des zones abandonnées de coupe en blocs	t CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,012	Waddington et Price, 2000
Absorption de CO ₂ par la biomasse des arbres	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	-0,32	Garcia Bravo, 2015
Empilage et transformation de la tourbe			
Quantité de tourbe empilée	t C ha ⁻¹	50	Cleary, 2003
Constante de décomposition exponentielle, tourbe empilée		0,05	Cleary, 2003
Fraction de carbone des produits de la tourbe	t C t de tourbe séchée à l'air ⁻¹	0,26	Hayne <i>et al.</i> , 2014
Réhydratation et restauration			
CO ₂ des zones restaurées	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	7,60	Moore <i>et al.</i> , 2002 cité dans Cleary 2003; Petrone <i>et al.</i> , 2001; Petrone <i>et al.</i> , 2003; Waddington <i>et al.</i> , 2010; Strack et Zuback, 2013; Strack <i>et al.</i> , 2014
CO ₂ -COD des zones restaurées	t CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,13	Waddington <i>et al.</i> , 2008; Strack et Zuback, 2013
CH ₄ des champs restaurés	t CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,03	Moore <i>et al.</i> , 2002 cité dans Cleary 2003; Waddington et Day, 2007; Strack et Zuback, 2013; Strack <i>et al.</i> , 2014
CH ₄ des fossés restaurés	t CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,28	Waddington et Day, 2007; Strack et Zuback, 2013
N ₂ O des zones restaurées	t N ₂ O ha ⁻¹ yr ⁻¹	N/D	Supplément de 2014 du GIEC sur les terres humides, hypothèse par défaut d'absence d'émissions de N ₂ O des zones réhydratées/restaurées

superficie drainée, deviennent des points chauds de CH₄ (Waddington et Day, 2007). La plus forte décomposition de la tourbe augmente également les émissions de N₂O. Les coefficients d'émission de CO₂ et de CH₄ pour les zones drainées proviennent d'études nationales (Tableau A3-71), mais en raison du manque de mesures nationales du N₂O, on a utilisé le coefficient d'émission par défaut pour les sites d'extraction de tourbe du Supplément du GIEC de 2014 pour les terres humides

Les sites qui n'ont plus de valeur économique pour l'extraction sont mis hors service ou abandonnés. L'hydrologie perturbée et les propriétés de la tourbe de ces sites entravent la régénération naturelle, ayant pour résultat des émissions persistantes de CO₂ (Waddington *et al.*, 2002). Cependant, la végétalisation survient plus fréquemment dans des sites abandonnés de coupe en blocs, bien que la couverture totale de la végétation soit faible et que la régénération de mousse se limite à des dépressions de tranchée plus humides (Poulin *et al.*, 2005). Le coefficient d'émission de CO₂ pour les sites abandonnés de coupe en blocs est inférieur à celui des sites drainés pour la récolte par machinerie pneumatique, tandis que le coefficient d'émission de CH₄ est plus élevé. Cela est probablement attribuable aux conditions de revégétation et à la plus grande humidité des sites de coupe en blocs.

Des interventions sont faites pour remettre en état certains sites abandonnés afin d'établir un autre type de milieu. Compte tenu de l'absence de mesures des flux pour ces sites, les coefficients d'émission pour les sites drainés sont généralement utilisés pour les sites remis en état. Toutefois, l'absorption de CO₂ par les arbres dans les plantations d'arbres est calculée en fonction des mesures d'une étude de plantation d'arbres (Garcia Bravo, 2015). Les plantations d'arbres peuvent accroître la séquestration de CO₂ dans la biomasse des arbres, mais cela ne contrebalance pas les importantes émissions de CO₂ des tourbières drainées.

Empilage et transformation de la tourbe

La tourbe récoltée est empilée avant d'être transformée en divers produits de tourbe. Les émissions des tas de tourbe sont calculées suivant une courbe exponentielle de décomposition pendant six mois (Cleary *et al.*, 2005). Une fois les produits de tourbe emballés, ils sont transportés hors site, en grande partie, vers les États-Unis, aux fins

d'utilisations non énergétiques, comme l'horticulture, où l'on suppose que la tourbe se décompose dans un milieu aérobie. En raison du manque d'information sur les taux de décomposition lors de l'utilisation finale, on suppose que toutes les émissions sont produites pendant l'année d'extraction. Les émissions de CO₂ sont calculées selon une estimation du carbone organique total de la tourbe à l'aide d'un paramètre de fraction de carbone propre au pays (Tableau A3-71) établi par une analyse de laboratoire des produits de tourbe pure avec une teneur en humidité variant de 27 % à 64 % (Hayne *et al.*, 2014).

Réhydratation et restauration

Un nombre croissant de sites déclassés sont réhydratés et restaurés. La réhydratation augmente les conditions anaérobies, ce qui réduit la décomposition de la tourbe et l'exportation de COD, ainsi que les émissions de CO₂ tout en augmentant les émissions de CH₄ (Strack et Zuback, 2013). Depuis les années 1990, la technique de transfert de couche de mousse a été utilisée au Canada pour la restauration des tourbières dominées par les sphaignes dans le but de remettre en état des sites dans les écosystèmes où s'accumule la tourbe. Cette technique consiste à réhydrater et à ensemercer des champs avec des spores de mousse fraîche et à épandre une couche de paillis pour soutenir la régénération de la mousse (Rocheffort *et al.*, 2003). La surveillance à long terme des sites de restauration indique que la réussite de la réhydratation et de la restauration varie en raison de la gestion (par exemple l'efficacité du blocage du réseau de drainage secondaire, le calendrier des procédures de restauration et la qualité du matériel végétal) ainsi que des conditions météorologiques après la restauration (González et Rocheffort, 2014). Les travaux de recherche sur les GES faits au Canada dans les sites restaurés depuis 10 ans ou moins ont montré qu'il y a de grands écarts entre les sites allant des sources aux puits. Compte tenu des résultats très différents obtenus dans divers sites et de la variabilité des mesures des flux, des valeurs d'émission moyennes sont utilisées pour représenter au mieux les flux nets des sites réhydratés et restaurés.

Sources de données

Une approche cartographique d'après les observations de la Terre fondée sur la délimitation manuelle et l'interprétation des photographies aériennes, de l'imagerie par satellite et de données connexes a

été mise au point pour cartographier l'étendue des zones de tourbières perturbées par l'extraction de la tourbe dans les années 1990, 2007 et 2013. Pour interpréter les images, la superficie perturbée a été répartie en quatre sous-catégories de gestion des terres : zones d'extraction active, zones abandonnées, zones remises en état et restaurées. Les données géospatiales fournies par le Groupe de recherche en écologie des tourbières et les informations fournies par les experts de l'industrie ont été utilisées pour faciliter l'attribution des sous-catégories. En outre, pour un sous-ensemble de sites, la classe de couverture terrestre avant la perturbation (forêt, tourbière arbustive ou ouverte) a été déterminée afin d'identifier les types de catégories de terres converties (Terres forestières ou Autres terres).

On a établi des estimations annuelles des superficies par interpolation entre les périodes cartographiées et par extrapolation après 2013. Les estimations annuelles des superficies pour l'aménagement des terres de différentes catégories ont été ensuite affinées avec des données de sources secondaires. Les deux principales sources de données secondaires étaient les statistiques de l'industrie sur les zones de tourbières aménagées pour l'extraction de la tourbe en 2015 compilées par l'Association canadienne de tourbe de sphaigne et une étude des sites d'extraction de tourbe abandonnés dans les provinces du Québec et du Nouveau-Brunswick (Poulin *et al.*, 2005). Des sources de données secondaires ont été utilisées 1) pour fournir une vérification comparative des superficies totales converties historiquement en sites d'extraction de tourbe et des superficies de production actuelles et 2) pour compléter l'approche cartographique dont la capacité de déterminer les sous-catégories d'aménagement des terres est limitée. Des statistiques nationales sur la production de tourbe ont été utilisées pour représenter la quantité annuelle de tourbe extraite qui est transportée hors site (RNCAN, 2018).

Degré d'incertitude

Compte tenu de l'augmentation de la disponibilité et de la qualité des images d'observations de la Terre et des informations complémentaires recueillies au fil du temps, on suppose qu'il y aura une diminution de l'incertitude liée aux zones cartographiées pour les périodes de cartographie ultérieures. L'utilisation d'images satellitaires à haute résolution pour la période de 2013 réduit l'incertitude de l'estimation globale de la superficie totale convertie pour l'extraction de tourbe. Cependant, il y a beaucoup

d'incertitudes associées à la détermination des sous-catégories d'aménagement des terres. L'incertitude liée aux statistiques de l'Association des producteurs de tourbe du Canada pour 2015 est due à des interprétations différentes des définitions de catégories d'aménagement des terres (p. ex. la restauration) à et une couverture incomplète des terres non aménagées par les membres de l'Association.

Les mesures des GES pour les différentes catégories de sites désaffectés sont insuffisantes. Par conséquent, les coefficients d'émission ne représentent peut-être pas la gamme complète des techniques de réaménagement et de restauration et ne rendent pas compte de tous les résultats obtenus. La forte variation de la teneur en humidité des produits de tourbe pourrait contribuer de façon considérable au degré d'incertitude lié aux estimations des émissions de CO₂ hors site attribuables à la tourbe récoltée.

A3.5.6.2. Terres submergées

Démarche générale et méthodes

Conformément aux Lignes directrices 2006 du GIEC, on a estimé les émissions des Terres converties en terres humides (création de terres submergées, notamment des réservoirs) pour tous les réservoirs qui ont été submergés depuis moins de 10 ans. Seules les émissions de CO₂ sont déclarées. On a utilisé la méthode de niveau 2 du GIEC, établissant des coefficients d'émission de CO₂ propres à chaque pays en fonction des mesures décrites ci-dessous. On trouvera des détails dans Blain *et al.* (2013). On estime que la méthode par défaut, qui présume que tout le carbone de la biomasse est émis au moment de la submersion, a pour effet de surestimer les émissions immédiates associées à la conversion des forêts résultant de la création d'un réservoir, étant donné que la majeure partie de la biomasse de la végétation submergée ne se décompose pas avant longtemps.

Deux méthodes complémentaires d'estimation ont servi à comptabiliser les flux de GES des terres submergées, selon les pratiques de conversion des terres. Lorsqu'il y avait des preuves de déboisement ou de brûlage avant la submersion, on a estimé les émissions immédiates et résiduelles de tous les réservoirs de carbone au moyen du MBC-SFC3 (voir la section A3.5.2.1). Les émissions associées au déboisement en vue de l'aménagement d'infrastructures sont déclarées dans la sous-catégorie des Terres forestières converties en établissements. Les

émissions résultant de l'utilisation et de l'élimination des produits ligneux récoltés avant la mise en eau sont déclarées dans la catégorie des Produits ligneux récoltés (voir la section A3.5.3).

En l'absence de preuves de déboisement, on a supposé que la totalité de la végétation était simplement submergée, conduisant à l'émission—sous forme de CO_2 —d'une fraction du carbone submergé à partir de la surface du réservoir. La proportion de la superficie submergée qui était auparavant boisée a été utilisée pour attribuer les émissions soit à la catégorie des Terres forestières converties en terres humides, soit à la catégorie des Autres terres converties en terres humides.

Depuis 1993, des mesures des flux de CO_2 ont été prises au-dessus de 57 réservoirs hydroélectriques dans quatre provinces : le Québec, le Manitoba, la Colombie-Britannique et Terre-Neuve-et-Labrador (Duchemin, 2006). Dans la plupart des études, les réservoirs étaient situés dans des bassins hydrographiques peu touchés par l'activité humaine, à l'exception notoire du Manitoba. Dans presque tous les cas, on a uniquement mesuré les flux diffusifs de CO_2 , de CH_4 ou de N_2O (par ordre de fréquence). Les études sur l'ébullition, les émissions de dégazage et les émissions hivernales sont rares et insuffisantes pour justifier l'établissement de coefficients d'émission intérieurs. Les mesures des

flux diffusifs au-dessus de la surface des réservoirs ont été compilées pour l'ensemble du pays. De tous les réservoirs qui ont fait l'objet de mesures, un sous-ensemble de 25 réservoirs a été retenu pour tracer une courbe d'émissions nationales pour la période de 50 ans qui a suivi la construction du barrage. Les mesures ont été choisies en fonction des documents dont on disposait sur les procédures de mesure et la comparabilité des mesures. La courbe d'émission a été tracée à partir de 25 réservoirs et d'un total de 34 mesures (Figure A3-28). Il importe de signaler que chacune de ces mesures (données ponctuelles à la Figure A3-28) représente en moyenne l'intégration de 8 à 28 échantillons de flux par réservoir.

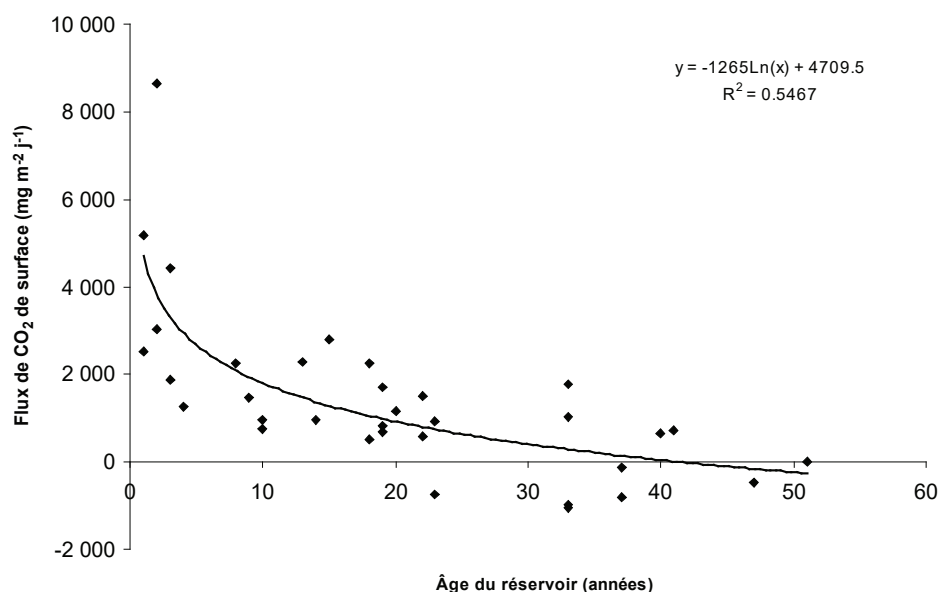
On a eu recours à l'analyse de régression non linéaire pour paramétrer la courbe d'émission sous la forme suivante :

Équation A3-77 :

$$CO_{2\text{tauxL,réservoirs}} = b_0 + b_1 \times \ln(t)$$

$CO_{2\text{tauxL,réservoirs}}$	=	taux des émissions de CO_2 des Terres converties en terres humides (réservoirs), en mg/m^2 par jour
b_0, b_1	=	paramètres de courbe, grandeurs sans unité
t	=	temps écoulé depuis la submersion, en années

Figure A3-28 Courbe logarithmique rajustée en fonction des coefficients nationaux d'émission des réservoirs



Les émissions totales de CO₂ de la surface des réservoirs ont été estimées comme étant la somme de toutes les émissions des réservoirs submergés depuis 10 ans ou moins :

Équation A3-78 :

$$\sum (CO_{2 \text{ L_réservoir}} \times A_{\text{réservoir}} \times Jours_{\text{sans glace}} \times 10^{-8})$$

$CO_{2 \text{ L_réservoir}}$	=	émissions des Terres converties en terres submergées (réservoirs), en Gg CO ₂ /an
$CO_{2 \text{ taux L_réservoir}}$	=	taux des émissions de CO ₂ de chaque réservoir, en Mg/m ² par jour
$A_{\text{réservoir}}$	=	superficie du réservoir, en ha
$Jours_{\text{sans glace}}$	=	nombre de jours sans glace, en jours

Le paramètre $A_{\text{réservoir}}$ a servi de meilleure estimation disponible de la superficie convertie en terres humides aménagées (réservoirs), même si, en réalité, les réservoirs peuvent contenir des îles, c'est-à-dire des terres émergées. La période sans glace se définit comme le nombre moyen de jours entre la date observée de prise des glaces et la date de bris de la glace sur un plan d'eau (Magnuson *et al.*, 2000). Dans le cas des réservoirs hydroélectriques, les emplacements ont été cartographiés et les estimations de la période sans glace ont été établies à partir de la carte d'isolignes de la période sans glace des lacs du Canada (RNCAN, 1974).

On a calculé les émissions à partir de l'année où s'est achevé le remplissage du réservoir. Les réservoirs mettent au minimum un an à se remplir après l'achèvement d'un barrage, à moins d'indication contraire. Étant donné que les émissions de CO₂ provenant de la surface des réservoirs ne sont déclarées que pour les 10 ans qui suivent la construction des réservoirs, tous les phénomènes de submersion postérieurs à 1980 ont été utilisés.

Sources de données

Les trois principales sources des données qui ont servi à estimer la superficie sont : (1) les renseignements sur la conversion des forêts attribuable à la construction des réservoirs dans les zones de déclaration 4 et 5 (voir la section A3.5.2.2, Conversion des forêts); (2) le Répertoire des réservoirs canadiens (Duchemin, 2002) et (3) les données officielles de

l'industrie, provenant de la correspondance de l'industrie (Eichel, 2006; Tremblay³⁴).

Le Répertoire des réservoirs canadiens contient des renseignements sur 282 réservoirs hydroélectriques. On a consulté les données des services publics hydroélectriques provinciaux et privés afin d'actualiser la base de données et de contre-vérifier la date de construction des réservoirs et la superficie totale de tous ces réservoirs. Dans certains cas, la base de données déclarait comme nouvelles installations certains sites de petite taille réaffectés à la production d'hydroélectricité dans la province de Québec qui sont entrés en service sous une nouvelle administration. C'est pourquoi une catégorie distincte a été ajoutée à la base de données pour illustrer à la fois la construction originale et l'entrée en service d'un barrage et la date à laquelle une installation hydroélectrique a été remise en état sans qu'aucun changement ne survienne dans la superficie du réservoir.

Il importe de signaler que les changements de la superficie des Terres converties en terres humides (réservoirs) déclarés dans les tableaux du CUPR ne sont pas indicatifs de changements dans les taux de conversion actuels, mais reflètent plutôt la différence entre les superficies converties récemment (il y a moins de 10 ans) en réservoirs et les réservoirs plus vieux (plus de 10 ans) dont les superficies ont été retirées de la comptabilisation. Le système de déclaration n'englobe pas la superficie de tous les réservoirs du Canada, laquelle est observée séparément dans le Répertoire des réservoirs canadiens.

Degré d'incertitude

Une courbe temporelle reflète mieux la tendance à la baisse des émissions après la construction d'un barrage qu'un coefficient d'émission unique. C'est ainsi que la démarche intérieure devrait réduire le degré d'incertitude des coefficients d'émission. Toutefois, parmi les importantes sources résiduelles d'incertitude, il faut mentionner :

- **Variabilité saisonnière.** Certains réservoirs présentent une variabilité saisonnière marquée des flux de CO₂, dont on ne tient pas compte dans l'établissement des estimations. Selon certaines indications anecdotiques, la prolifération d'algues au printemps pourrait

34 Tremblay, A. Hydro-Québec. 2010. Communication personnelle à Dominique Blain, Environnement Canada, 19 novembre 2010.

expliquer cette variabilité, en particulier dans les réservoirs qui reçoivent des éléments nutritifs d'origine humaine.

- **Superficie du réservoir.** Il y a certaines variations quant à la superficie des réservoirs en raison des fluctuations du niveau d'eau durant l'année.
- **Voies d'émission.** L'omission de voies potentiellement importantes d'émission de CO₂, comme le dégazage.

A3.5.7. Établissements

Cette catégorie comprend les estimations des absorptions de CO₂ par les terres classées comme Établissements dont la vocation n'a pas changé (puits de carbone des arbres urbains) et les émissions découlant de la conversion des terres en établissements (conversion de terres forestières et de prairies non aménagées en établissements). Les sections suivantes comprennent la description des démarches élaborées pour estimer la séquestration du carbone par les arbres en milieu urbain et les émissions résultant de la conversion de terres non forestières (toundra ou prairies non aménagées) en établissements dans les régions arctique et subarctique du Canada et une estimation de la superficie des Terres cultivées converties en établissements. Les démarches, les méthodes et la provenance des données utilisées pour estimer les émissions résultant de la conversion des Terres forestières en établissements sont abordées à la section A3.5.2.1 et à la section A3.5.2.2.

A3.5.7.1. Établissements dont la vocation n'a pas changé

Démarche générale et méthodes

Au Canada, l'aménagement et la surveillance des arbres urbains sont effectués à l'échelle de chaque municipalité, et il n'y a pas d'autorité ni d'organisation centralisée chargée de compiler les données sur les arbres urbains à l'échelle nationale. Compte tenu du manque d'information précise sur les classes d'essences et des ressources considérables nécessaires à l'élaboration d'une telle base d'information, une méthode fondée sur la superficie du couvert arboré urbain a été élaborée pour estimer la séquestration du CO₂ par les arbres urbains au Canada. La méthode suppose l'échantillonnage

de photos aériennes numériques et d'images satellites à haute résolution pour estimer la proportion du couvert arboré urbain dans les principales régions urbaines au Canada. La croissance des arbres urbains au Canada a été estimée à l'aide d'une méthode de niveau 2A du GIEC (GIEC, 2006) :

Équation A3-79 :

$$\Delta C_G = \sum ST \times Taux_{CR}$$

ΔC_G = accumulation annuelle de carbone attribuée à l'augmentation de la biomasse des arbres urbains dans les Établissements dont la vocation n'a pas changé, tonnes C an⁻¹

ST = superficie totale du couvert arboré urbain, ha

$Taux_{CR}$ = taux de croissance des arbres urbains fondé sur le couvert arboré urbain, tonnes C (ha de couvert arboré)⁻¹ an⁻¹

La superficie urbaine totale au Canada en 2012 a été estimée au moyen des limites de la couche numérique des limites³⁵ des lieux habités de 2011 de Statistique Canada, étant donné qu'il s'agit de la délimitation la plus uniforme disponible à l'échelle nationale des régions urbaines. Les limites urbaines de 1990 sont basées sur la couche de polygones de Statistique Canada de 1990, mais elles ont été modifiées manuellement selon des interprétations visuelles des photos aériennes et de l'ensemble de données d'images orthorectifiées de la couverture des terres GeoCover de 1990 (MDA, 2004³⁶) afin de réduire les erreurs de délimitation connues (Statistique Canada, 2010). La couche des zones urbaines en 1990 ainsi obtenue représentait une superficie totale (1,53 Mha) inférieure à la superficie urbaine totale déterminée en 2012. Parmi les 947 agglomérations (2,42 Mha) au Canada, 69 agglomérations (1,53 Mha) tirées de l'ensemble de données de Statistique Canada comptaient une population de plus de 30 000 habitants. Ce sous-ensemble comprend toutes les grandes villes canadiennes et représentait respectivement 62 % et 67 % de la superficie urbaine totale en 1990 et en 2012. De plus, ce sous-ensemble comprend des centres urbains qui représentaient environ 79 % et 76 % de la population canadienne en 1990

35 Statistique Canada. Données spatiales et information sur les lieux habités disponibles à l'adresse : <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/bound-limit/bound-limit-2011-fra.cfm>.

36 Information sur la couverture MDA de GeoCover : <http://www.mda.federal.com/geocover/geocoverlc/gclcoverview/>. Consultée le 4 novembre 2016.

et 2012, respectivement (Statistique Canada, 2011; McGovern, 2016). Bien que les agglomérations sélectionnées ne représentent pas complètement tous les lieux habités au Canada, bon nombre de petites collectivités laissées de côté font partie d'une matrice globale de terres forestières ou agricoles qui peuvent être prises en compte dans d'autres catégories de terres.

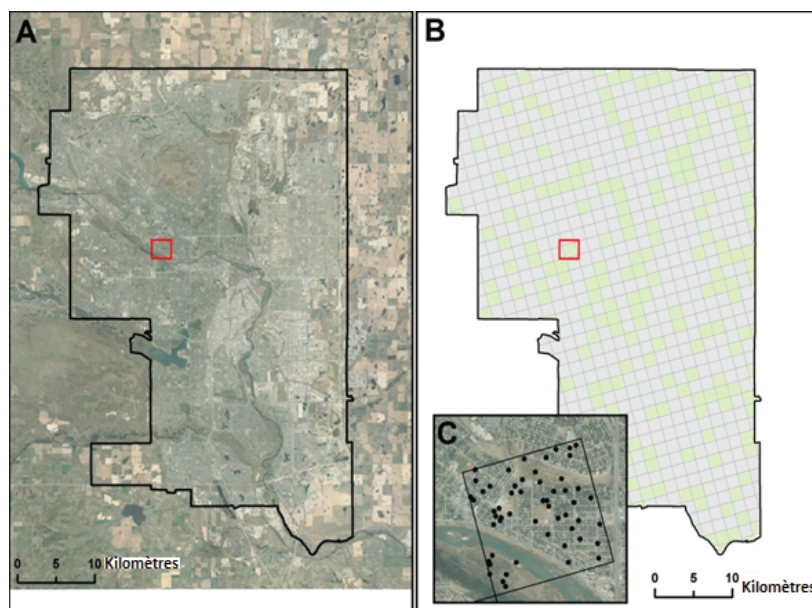
Les 67 agglomérations ont été affectées spatialement à 18 des 60 unités de rapprochement (voir la section A3.5.1). Les 18 unités de rapprochement englobaient 97 % et 99 % de la superficie et de la population totales, respectivement, de l'ensemble des 947 agglomérations. Des estimations de la proportion du couvert arboré urbain ont été élaborées pour chaque unité de rapprochement au moyen d'une méthode d'échantillonnage ponctuel (Pasher *et al.*, 2014). Une méthode fondée sur les mailles de la grille a été appliquée pour s'assurer de la bonne distribution spatiale des mailles d'échantillonnage (Figure A3-29). Des points aléatoires dont la densité était de 55 points/km² sur les photos aériennes numériques ou les images satellites à haute résolution ont été interprétés

manuellement et classés dans des catégories générales de couvert arboré et de couvert non arboré.

Les mêmes emplacements des points d'échantillonnage ont été utilisés pour les évaluations du couvert arboré urbain de 1990 et de 2012, bien que les mailles et les points d'échantillonnage se trouvant à l'extérieur des limites urbaines de 1990 n'ont pas été inclus pour s'assurer que l'échantillonnage était restreint aux zones urbaines représentatives pour cette période. Un processus de contrôle de la qualité a été mis en œuvre qui impliquait des vérifications aléatoires par d'autres interprètes ou une réinterprétation. Le pourcentage de couvert arboré urbain pour chaque unité de rapprochement a été calculé comme la proportion de tous les points correspondant à un couvert arborescent par rapport au nombre total de points évalués à l'intérieur de l'unité de rapprochement. L'estimation du couvert arboré urbain à l'échelle nationale s'élevait à 28,5 % en 1990 et à 27 % en 2012.

La superficie totale du couvert arboré urbain pour chaque unité de rapprochement a été estimée en

Figure A3-29 **Grilles d'échantillonnage et points d'échantillonnage ponctuel superposés à des photos aériennes géoréférencées**



Fond : A) délimitation de la zone urbaine de Calgary (Alberta); B) mailles de 1 km × 1 km représentant un taux d'échantillonnage de 25 % – les mailles choisies au hasard sont en vert; C) vue rapprochée d'une maille (20 points d'échantillonnage par km²). Orthophoto gracieusement fournie par la Ville de Calgary.

multipliant le pourcentage du couvert arboré urbain par les estimations de la superficie urbaine totale pour l'unité de rapprochement connexe en 1990 et en 2012. Bien que la superficie urbaine ait augmenté de 6 % entre 1990 et 2012, l'estimation nationale du couvert arboré a peu changé, les tendances présentant des variations à l'échelle régionale. Les gains de la superficie du couvert arboré (p. ex. la croissance et la plantation d'arbres) et les pertes (p. ex. l'enlèvement et la mortalité d'arbres et le changement d'affectation des terres urbaines) s'équilibraient de façon générale.

Une valeur nationale du TauxCR (2,12 t C/ha) a été obtenue à partir d'ensembles de données des États-Unis (Nowak *et al.*, 2013), avec un ajustement compte tenu de la durée moyenne plus courte de la saison de croissance au Canada (en moyenne de 133 jours). On a estimé que la séquestration nette du carbone représentait 74 % de la séquestration brute, prenant en compte les caractéristiques de croissance des arbres urbains et la mortalité et la décomposition des arbres (Nowak *et al.*, 2013). Ces facteurs de croissance et de séquestration sont appliqués de manière uniforme à toutes les régions du pays et, par conséquent, les estimations de la superficie du couvert arboré urbain sont le principal élément déterminant les estimations des absorptions globales. On a procédé par interpolation et extrapolation pour élaborer une série chronologique cohérente pour la période 1990–2017.

Degré d'incertitude

Les incertitudes liées aux estimations de la superficie des zones urbaines, du couvert arboré urbain et du taux de séquestration du carbone contribuent au degré d'incertitude global des estimations et des absorptions de CO₂ par les arbres urbains. On a estimé, à l'aide d'une méthode de propagation d'erreur de niveau 1, que le degré d'incertitude total était de 21 % pour 1990 et pour 2012.

Les incertitudes liées à la superficie des zones urbaines en 1990 et en 2012 n'ont pas été quantifiées par Statistique Canada. Une estimation d'erreur de 10 % a été utilisée pour la superficie des zones urbaines en 2012, conformément à la méthode utilisée dans le rapport d'inventaire national des GES des États-Unis de 2012 (U.S. EPA, 2013). On a supposé, compte tenu de l'avis d'experts, que l'erreur liée à l'estimation de la superficie des zones urbaines en 1990

était, à 15 %, légèrement plus élevée qu'en 2012. Cette méthode est semblable à l'estimation du degré d'incertitude pour la délimitation (15 %) utilisée pour le calcul des estimations de la conversion des forêts (Leckie, 2011).

Le degré d'incertitude lié aux estimations du couvert arboré urbain était fondé sur l'écart-type de la méthode d'échantillonnage calculé pour chaque période d'échantillonnage (1990 et 2012). Les estimations du couvert arboré urbain présentaient des écarts-types faibles (0,2 % pour l'estimation du couvert arboré urbain national), compte tenu du nombre très élevé de points d'échantillonnage utilisés.

L'estimation du degré d'incertitude relatif au taux de séquestration du carbone (16 %) brut national a été élaborée à partir de l'erreur d'échantillonnage liée aux données de terrain sur les arbres urbains recueillies aux États-Unis. Cette estimation du degré d'incertitude ne tient pas compte de l'erreur d'estimation liée à l'utilisation d'équations de la biomasse et de facteurs de conversion, ni de l'erreur de mesure (Nowak *et al.*, 2013).

A3.5.7.2. Terres cultivées converties en établissements

Sources des données

L'accroissement urbain et l'expansion industrielle ont été l'un des principaux moteurs de la conversion des terres cultivées au Canada. La superficie des Terres cultivées converties en établissements a été calculée en fonction des cartes d'utilisation des terres pour 1990, 2000 et 2010 préparées par Huffman, *et al.* (2015). Les zones converties pour les périodes 1990–2000 et 2000–2010 ont été calculées au moyen de l'analyse spatiale pour chaque unité déclarante et divisées par le nombre d'années afin d'établir le taux de conversion annuel constant. Les zones converties ont été extrapolées après 2010. La superficie totale des Terres cultivées converties en établissements pour la période 1990–2000 et 2000–2010 était de 184 kha et 115 kha, respectivement. La majorité des changements étaient attribuables à l'accroissement urbain dans les zones de déclaration 7 et 11, notamment dans les grandes villes densément peuplées, comme Toronto, Hamilton, Oshawa, Montréal et Edmonton.

Degré d'incertitude

Étant donné que les taux de conversion les plus élevés sont attribuables à l'accroissement urbain, une évaluation indépendante a été menée des superficies converties en comparant la couverture terrestre de chaque carte à une interprétation visuelle d'images orthorectifiées du satellite Landsat pour les centres urbains. La stratégie d'échantillonnage pour la présente évaluation consistait à effectuer l'analyse des cinq principales régions métropolitaines de recensement (RMR³⁷), qui contribuent à 45 % de la conversion des terres cultivées en établissements. Les polygones du recensement de 2011 ont été utilisés pour définir la limite de chaque RMR. Plus de 400 points aléatoires stratifiés ont servi à vérifier la classe de couverture terrestre dans les zones où il y a des exemples de Terres cultivées converties en établissements séparées par une distance minimale de 1 km, pour éviter les erreurs statistiques. L'unité de cartographie minimale pour l'analyse de la précision a été définie comme un cercle d'un rayon de 100 m pour éviter les erreurs dues à la présence de bruit dans chaque carte classifiée. La classe de chaque emplacement a été attribuée selon la classe de la majorité des pixels, pour tenir compte des changements d'utilisation des terres. On a obtenu une précision globale de 80 % et 84 % pour les superficies touchées par des changements établies à partir de ces cartes. Cela concorde avec l'évaluation de l'exactitude réalisée dans Huffman *et al.* (2015).

A3.5.7.3. Prairies converties en établissements

Démarche générale et méthode

Près de la moitié de la masse continentale du Canada se trouve dans les régions arctique et subarctique et englobe toutes les catégories de terres (GIEC, 2006), à l'exclusion des Terres cultivées. Une évaluation du changement d'affectation des terres a été réalisée sur une superficie d'environ 359 millions d'hectares, y compris les zones de déclaration 1, 2, 3, 4, 5, 8, 10, 13, 16, 17 et 18 au nord du 60^e degré de latitude Nord. L'analyse couvre la partie nord de la Cordillère boréale, la Taïga des plaines, la Taïga du

Bouclier (est et ouest), l'Arctique (sud et nord) et la Cordillère Arctique. La difficulté a été de bien rendre compte des changements d'affectation des terres et d'estimer les émissions connexes dans ce paysage aussi vaste qu'éloigné. Une démarche a été conçue expressément pour cette tâche, laquelle comporte les éléments suivants :

1. Numérisation manuelle des polygones d'affectation des terres dans les régions arctique et subarctique du Canada pour les années 1990, 2000 et 2010, en fonction de l'imagerie Landsat orthorectifiée.
2. Estimation de la biomasse aérienne fondée sur les échantillons de terrain prélevés dans les régions arctique et subarctique du Canada pour la période 2004–2010.

Une analyse détaillée et exhaustive de l'affectation des terres vers les années 1990, 2000 et 2010 a été effectuée en fonction de l'interprétation des images, suivie d'une numérisation manuelle des sites faisant l'objet de changements. Une vaste gamme de perturbations anthropiques telles que des pistes d'atterrissage, des routes, des lignes électriques, des lignes sismiques, des zones urbaines, des mines, des réservoirs et même de plus petits éléments comme des sites de puits et des zones dégagées en bordure de route ont été identifiées grâce à des images exemptes de neige et de glace. Une analyse des ensembles actuels de données SIG indiquant la présence d'activités anthropiques a permis de guider la recherche des secteurs présentant de fortes probabilités de changement d'affectation des terres. On a ensuite étendu la cartographie à l'extérieur de ces régions en fonction des observations de perturbations additionnelles. L'ensemble de données spatiales ainsi produit a fourni la cartographie la plus exhaustive et complète des perturbations anthropiques dans le Nord du Canada, fondée sur les activités de cartographie précédentes des perturbations de la zone boréale menées par ECCC. Un guide d'interprétation semblable à celui du Service canadien des forêts (Dyk *et al.*, 2015) a permis d'assurer l'uniformisation de la détection, de la numérisation et de la catégorisation des perturbations. Au total, 1 135 scènes ont été interprétées (395 pour 1990, 348 pour 2000 et 392 pour 2010).

Les changements d'affectation des terres ont été établis en fonction de la différence entre les zones de polygone pour chaque date, ce qui a produit une zone de changement entre les trois périodes de temps

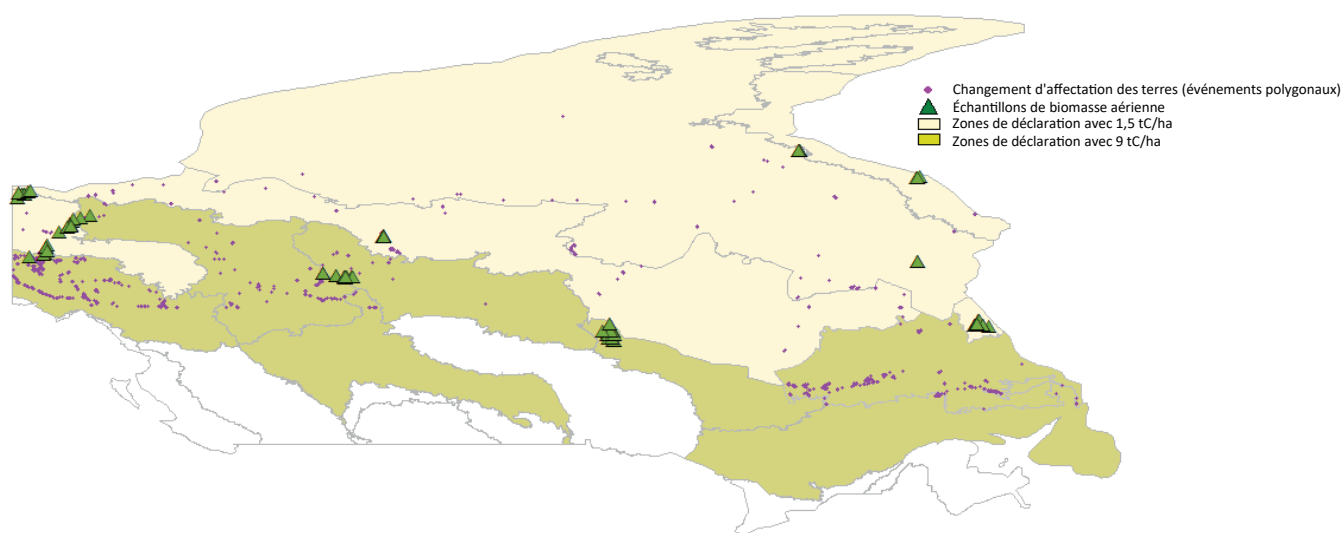
³⁷ Ce terme a été défini par Statistique Canada comme étant la zone consistant en une ou plusieurs municipalités voisines avec une population de 100 000 habitants ou plus.

(1990–2000, 2000–2010), qui a été divisée par 10 ans, en présumant un taux de changement annuel constant. Le même taux annuel de changements d'affectation des terres a été appliqué aux années antérieures à 1990 et postérieures à 2010. Le type d'affectation des terres avant la conversion pour chacun des polygones d'affectation des terres était fondé sur les cartes de couvertures terrestres disponibles (Wulder *et al.*, 2008; Hermosilla *et al.*, 2016), une interprétation visuelle et des indices de végétation d'images simultanées pour éviter d'inclure des zones dans d'autres catégories d'affectation des terres (p. ex., Terres forestières, Terres cultivées, Terres humides et Autres terres). De plus, les événements de déforestation au-delà de 60 degrés ont aussi servi à confirmer que les Terres forestières converties en établissements ont été exclues, pour éviter une double comptabilisation.

La biomasse perdue a été calculée à partir d'une analyse statistique des échantillons de terrain recueillis entre 2004 et 2011 dans le Nord du Canada (Figure A3–30). Plus de 116 échantillons ont été prélevés dans différents types de couverture terrestre (p. ex., arbustes, toundra à herbacées, terres humides, forêt et terre stérile) dans huit zones de déclaration. La végétation dans cette région consiste en des îlots boisés répartis dans la Cordillère boréale et la Taïga des plaines, mais il s'agit surtout de végétation basse composée d'arbustes épars, d'un mélange d'herbes

et d'arbustes nains, de lichen, de touffes de carex raide, de sols nus et de toundra de saule arctique pour les autres zones de déclaration. En raison de la diversité des types de végétation et de paysage dans cette région, les échantillons de terrain en forêt ont été exclus et les échantillons restants ont été regroupés en deux catégories : végétation haute et basse. Ce regroupement est dû au fait que, après l'examen statistique des valeurs de la biomasse aérienne, les types de végétation échantillonnés présentaient une variabilité importante d'une zone de déclaration à une autre. À des fins de mise en œuvre initiale, on a utilisé la valeur moyenne des échantillons pour les zones de déclaration 1 (Cordillère de l'Arctique), 2 (Arctique Nord), 3 (Arctique Sud) et 17 (Cordillère de la Taïga) pour obtenir une valeur unique de la biomasse aérienne (1,5 t de C/ha) qui a été appliquée à l'ensemble des zones comprenant une végétation « basse ». De même, une valeur moyenne unique (9 t de C/ha) découlant de tous les échantillons recueillis dans les zones de déclaration restantes (Taïga des plaines, Taïga du bouclier ouest, Cordillère boréale et Plaines hudsoniennes) a été appliquée aux zones restantes présentant une végétation « haute ». Les zones de déclaration avec des données sur les changements d'affectation des terres mais sans échantillons de terrain (Taïga du bouclier est, Bouclier boréal est et Plaines boréales) ont été classées dans l'un des deux groupes de végétation basse ou haute d'après une analyse des indices de végétation.

Figure A3–30 **Emplacement des événements d'affectation des terres et de la prise d'échantillons de terrain de la biomasse aérienne dans le Nord du Canada**



Les émissions des changements d'affectation des terres ont été estimées en multipliant la superficie annuelle de changement d'affectation des terres par un facteur de perte de biomasse spécifique à chaque terre afin de déterminer les variations des stocks de carbone. Les taux de changements d'affectation des terres annuels et les émissions pour les années postérieures à 2010 ont été extrapolés à partir de la période 2000–2010, en présumant un taux annuel constant.

Le facteur de biomasse obtenu pour chacun des deux groupes de végétation a été évalué en fonction des caractéristiques de la végétation pour chaque écozone (Marshall, 1999) et des valeurs publiées dans la littérature (Shaver et Chapin, 1991; Hudson, 2009; Gould *et al.* 2003), puis comparé aux valeurs du GIEC pour les régions boréales et tempérées. Toutes les activités de changements d'affectation des terres comprenaient une conversion de la végétation de la toundra arctique en des établissements, et tout le carbone de la biomasse pré-conversion a été considéré comme émis au moment du déboisement ou de l'enlèvement de la végétation.

Degré d'incertitude

On a utilisé l'approche de la propagation des erreurs pour estimer le degré d'incertitude selon un intervalle de confiance de 95 %. Le pourcentage d'incertitude du volume de biomasse aérienne était de 70 % pour les écozones ayant une végétation basse et de 80 % pour toutes les autres écozones, en tenant compte du coefficient de variation. On a estimé à 30 % le degré d'incertitude de la superficie totale touchée par des changements d'affectation des terres, d'après un échantillonnage aléatoire et une interprétation des images. Fondé sur les Lignes directrices du GIEC, un taux d'incertitude de 20 % a été utilisé pour la teneur en carbone qui, selon les estimations, correspondait à 50 % du poids de la biomasse sèche. Ces valeurs ont été prises en compte dans l'estimation d'un degré d'incertitude global de 87 % pour cette catégorie.

A3.6. Méthodologie pour le secteur des déchets

Le secteur des déchets comprend quatre sources d'émissions : l'évacuation des déchets solides, le traitement biologique des déchets solides, l'incinération des déchets et le traitement et le rejet des eaux usées. La présente section de l'annexe 3 décrit en détail les méthodes de comptabilisation utilisée pour estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) des catégories et des gaz suivants du secteur des déchets :

- les émissions de CH_4 attribuables à l'évacuation des déchets solides (sites d'enfouissement);
- les émissions de CH_4 et de N_2O attribuables au traitement biologique des déchets solides (compostage);
- les émissions de CO_2 , de CH_4 et de N_2O attribuables à l'incinération des déchets (déchets solides municipaux, déchets dangereux, déchets médicaux et boues d'épuration);
- les émissions de CH_4 et de N_2O attribuables au traitement des eaux usées (municipal et industriel).

A3.6.1. Émissions attribuables à l'évacuation des déchets solides

A3.6.1.1. Approche générale et méthodologies

Au Canada, le sous-secteur de l'évacuation des déchets solides se compose de deux types de sites d'enfouissement : les sites d'enfouissement de déchets solides municipaux (DSM) et les sites d'enfouissement de déchets ligneux. Le traitement et l'élimination des déchets solides produisent des quantités importantes de CH_4 et de plus petites quantités de CO_2 . Cependant, comme le CO_2 provient principalement de sources biogènes, il n'est pas inclus dans les émissions totales des déchets et est plutôt comptabilisé dans le secteur de l'agriculture, de la foresterie et autres utilisations des terres (AFAUT). Les émissions de N_2O provenant des sites d'enfouissement ne sont pas estimées, car elles ne sont pas significatives, et aucune méthodologie de quantification n'est fournie par le GIEC (GIEC, 2006).

Le méthane produit par les sites d'enfouissement de déchets solides municipaux et les sites d'enfouissement de déchets ligneux est calculé à l'aide de la méthode du premier ordre de désintégration (DPO), conformément au chapitre 3 du volume 5 des *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (GIEC, 2006). La méthode DPO considère que les déchets déposés au cours d'une année donnée se décomposent lentement sur plusieurs décennies. La quantité de CH_4 produite est la plus élevée au cours des premières années suivant le dépôt des déchets, puis on observe un déclin graduel (Figure A3-31 Représentation de la décomposition dans un site d'enfouissement selon le modèle Scholl Canyon).

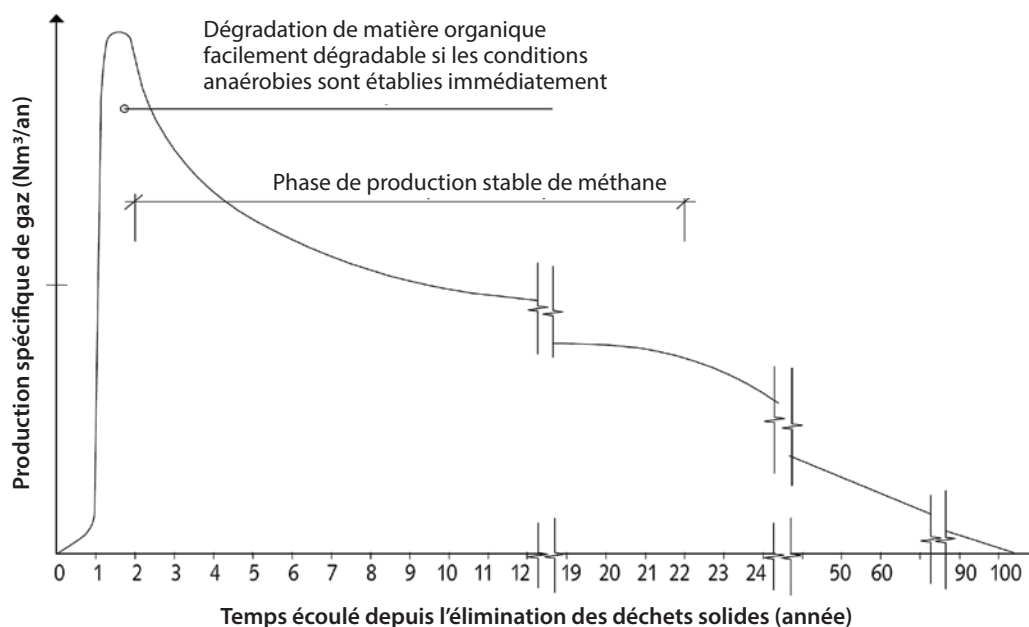
Ce n'est pas tout le CH_4 produit dans un site d'enfouissement qui est rejeté dans l'atmosphère sous forme d'émissions. Les pratiques de captage, de brûlage à la torche et d'utilisation des gaz d'enfouissement sont de plus en plus courantes dans les sites d'enfouissement au Canada. La quantité de gaz des sites d'enfouissement captés par les installations est soustraite de la quantité

totale de gaz produits dans les sites d'enfouissement afin de déterminer la quantité réellement rejetée annuellement par les déchets en décomposition.

Une petite quantité de méthane est libérée par les activités de torchage, car la combustion par torchage est considérée comme étant efficace à 99,7 %. Le CH_4 rejeté par le torchage est ajouté au CH_4 rejeté par les sites d'enfouissement pour obtenir le total des émissions de CH_4 .

Enfin, la quantité de CH_4 finalement émise par un site d'enfouissement est réduite davantage par l'oxydation d'une partie du CH_4 en CO_2 par des bactéries méthanotrophes dans le matériau de couverture du site d'enfouissement. Par conséquent, le calcul des émissions de CH_4 attribuables à l'évacuation de déchets solides peut être résumé au moyen de l'Équation A3-80. Les calculs par étapes qui composent le modèle DPO sont représentés par les Équation A3-81 à A3-84.

Figure A3-31 Représentation de la décomposition dans un site d'enfouissement selon le modèle Scholl Canyon



Note : Ce graphique tiré de GIEC (2002) a été reproduit tel quel.

Équation A3-80 : (modifiée d'après l'équation 3.1 des directives du GIEC de 2006)

$$CH_4 \text{ émis}_T = [\sum CH_4 \text{ produit}_T - R_T] \times (1 - OX) + (CH_4 \text{ brûlé par torchage}_T \times (1 - f))$$

$CH_4 \text{ émis}_T$	=	CH ₄ émis par les sites d'enfouissement pendant l'année T
T	=	année d'inventaire
$CH_4 \text{ produit}_T$	=	CH ₄ produit par les déchets enfouis pendant l'année T
R_T	=	CH ₄ récupéré par le captage des gaz des sites d'enfouissement pendant l'année T
OX	=	facteur d'oxydation
$CH_4 \text{ brûlé par torchage}_T$	=	quantité de CH ₄ brûlé par torchage pendant l'année T
F	=	efficacité du torchage

Équation A3-81 : (éq. 3.2 des Lignes directrices 2006 du GIEC)

$$CODDm = D \times COD \times COD_f \times FCM$$

$CODD_m$	=	masse de COD décomposable déposé
D	=	masse de déchets déposés
COD	=	fraction du carbone organique dégradable dans l'année de dépôt
COD_f	=	fraction de COD susceptible de se décomposer
FCM	=	coefficient de correction du CH ₄ pour la décomposition en aérobie de l'année de dépôt (fraction)

Équation A3-82 : (modifiée d'après l'équation 3.4 des directives du GIEC de 2006)

$$CODDma_T = CODDmd_T + (CODDma_{T-1} \times e^{-k})$$

T	=	année d'inventaire
$CODDma_T$	=	CODDm accumulé dans SEDS à la fin de l'année T
$CODDma_{T-1}$	=	CODDm accumulé dans les SEDS à la fin de l'année (T-1)
$CODDmd_T$	=	CODDm décomposé dans les SEDS pendant l'année T
K	=	constante de réaction

Équation A3-83 : (modifiée d'après l'équation 3.5 des directives du GIEC de 2006)

$$CODDmdécomp_T = CODDma_{T-1} \times (1 - e^{-k})$$

T	=	année d'inventaire
$CODDmdécomp_T$	=	CODDm décomposé dans les SEDS pendant l'année T
$CODDma_{T-1}$	=	CODDm accumulé dans les sites d'élimination de déchets solides (SEDS) à la fin de l'année (T-1)
k	=	constante de réaction

Équation A3-84 : (éq. 3.6 des Lignes directrices 2006 du GIEC)

$$CH_4 \text{ produit} = CODDmdécomp_T \times F \times 16/12$$

$CH_4 \text{ produit}$	=	quantité de CH ₄ produite à partir de la matière décomposable
$CODDm \text{ décomp}_T$	=	CODDm décomposé pendant l'année T. Le CODDm étant la partie du carbone organique qui se dégradera en anaérobie dans les sites d'enfouissement
F	=	fraction de CH ₄ par volume, contenue dans les gaz produits dans les sites d'enfouissement.
16/12	=	rapport moléculaire pondéral CH ₄ /C

Les émissions sont calculées à l'échelle provinciale/territoriale à l'aide de modèles DPO distincts pour les sites d'enfouissement de déchets solides municipaux et de déchets ligneux et sont additionnées pour obtenir les valeurs nationales. Les émissions des sites d'enfouissement de déchets solides municipaux sont déclarées à la CCNUCC dans le sous-secteur 5.A.1., Sites d'élimination des déchets solides gérés, tandis que les émissions des sites d'enfouissement de déchets municipaux sont déclarées dans le sous-secteur 5.A.2, Sites d'élimination des déchets solides non gérés.

Le Tableau A3-72 décrit les paramètres utilisés dans les calculs ci-dessus. Les émissions sont déterminées à l'aide de plusieurs facteurs, dont certains sont personnalisés pour être propres au Canada, tandis que d'autres sont des paramètres par défaut du GIEC. Par exemple, le potentiel de production de méthane est surtout influencé par la composition des déchets, en particulier la quantité de carbone organique

Tableau A3-72 Descriptions et paramètres du modèle de décomposition de premier ordre (DPO)

Paramètre	Description
Carbone organique dégradable (COD)	Le COD représente la partie du carbone organique dans les déchets qui est disponible pour la décomposition et qui est déterminée par la composition des déchets entrant dans la décharge. La composition des déchets change au fil du temps, à mesure que différentes pratiques de gestion des déchets entrent en vigueur (p. ex. recyclage et compostage). La composition des déchets varie également d'un bout à l'autre du pays en raison des règlements provinciaux et territoriaux et des habitudes des consommateurs.
La fraction de COD qui se décompose (COD _p)	Le COD _p est une estimation de la quantité de COD dans les déchets solides qui se décomposent réellement dans les décharges.
Facteur de correction du méthane (MCF)	MCF tient compte de la décomposition des déchets dans le cadre de différentes pratiques de gestion. La MCF peut différer selon que les déchets sont éliminés dans des sites d'enfouissement non gérés ou gérés
Constante de réaction (k)	k représente la vitesse à laquelle le CH ₄ est généré lors de la réaction de désintégration du premier ordre après que les déchets ont été déposés dans la décharge. La valeur de k est influencée par la teneur en humidité, la disponibilité des éléments nutritifs, le pH et la température
Fraction de gaz d'enfouissement qui est CH ₄ (F)	F représente la quantité de gaz produite par la décomposition anaérobie dans le site d'enfouissement qui est le CH ₄ .
Facteur d'oxydation (OX)	OX représente la quantité de CH ₄ qui est oxydée par des micro-organismes méthanotrophes en CO ₂ lorsqu'elle passe à travers les matériaux qui recouvrent le site d'enfouissement.

dégradable (COD) contenue dans les déchets, ainsi que par les conditions environnementales. Pour plus de détails sur les paramètres eux-mêmes, comme la façon dont ils sont élaborés et des conseils sur le choix des valeurs appropriées, voir le volume 5, chapitre 3 des *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (GIEC, 2006). La façon dont les paramètres utilisés pour les estimations canadiennes ont été choisis ou calculés est décrite plus en détail dans cette section.

A3.6.1.2. Sites d'enfouissement des déchets solides municipaux (DSM)

A3.6.1.2.1. Sources de données

Le modèle de décomposition de premier ordre (DPO) utilisé pour calculer le CH₄ produit par les sites d'enfouissement de déchets solides municipaux a besoin de données sur la quantité annuelle de déchets enfouis au Canada. Bien qu'il n'existe pas d'ensemble de données cohérent sur les déchets envoyés spécifiquement aux sites d'enfouissement au Canada, il existe des données sur la quantité totale de déchets éliminés. Cependant, les déchets éliminés au Canada n'aboutissent pas tous dans des sites d'enfouissement. Une partie des déchets

est exportée vers les États-Unis, tandis que d'autres sont envoyés dans des installations d'incinération. Par conséquent, pour isoler la quantité de déchets envoyés dans les sites d'enfouissement, la quantité de déchets incinérés et exportés est retirée du total des déchets éliminés (Équation A3-85). Il convient de noter que, bien que les estimations des émissions soient établies à partir de 1990, il faut connaître la quantité de déchets enfouis depuis 1941 en raison de l'effet cumulatif des déchets éliminés par le passé sur la production actuelle d'émissions.

Équation A3-85 :

$$\text{déchets enfouis}_T = \text{déchets éliminés}_T - \text{déchets incinérés}_T - \text{déchets exportés}_T$$

T = année d'inventaire

Déchets éliminés

Les déchets éliminés comprennent les déchets provenant de sources résidentielles, institutionnelles, commerciales, industrielles, de construction et de démolition. Les valeurs en tonnes des déchets éliminés pendant la période 1941–1990 pour l'ensemble des provinces et des territoires sont tirées de Levelton (1991). Le présent rapport estime les déchets annuels éliminés par chaque province et territoire en multipliant le facteur d'élimination de déchets par habitant par la valeur arrondie de la population des provinces et des territoires. Plutôt que d'utiliser le tonnage indiqué dans le document, qui a été estimé à l'aide de données démographiques arrondies, les taux d'élimination par habitant de Levelton ont été multipliés par les données démographiques les plus récentes de Statistique Canada (Statistique Canada, pas de date, tableau 051-0001).

Les données sur les déchets éliminés de 1998–2000 à aujourd'hui sont tirées de l'Enquête bisannuelle sur la gestion des déchets de Statistique Canada (Statistique Canada, 2003; Statistique Canada, 2004; Statistique Canada, sans date [a]). Actuellement, cette enquête produit des données sur l'élimination des déchets pour chaque année paire depuis 1998 jusqu'à aujourd'hui. Les données de l'enquête comprennent les déchets gérés par les entreprises, les gouvernements et d'autres organismes de gestion des déchets au Canada. Lorsque les données de l'enquête n'ont pas encore été publiées pour la dernière année

d'inventaire, les résultats de l'enquête la plus récente sont maintenus constants.

Le manque de données pour les années 1991–1997 nécessite l'interpolation des données sur l'élimination des déchets à partir des données finales fournies par Levelton en 1990, jusqu'au début de la période des données de Statistique Canada, soit en 1998. Par conséquent, les déchets éliminés par chaque province et territoire sont estimés par interpolation linéaire pour les années 1991–1997/1999, selon la province. En raison de problèmes de compatibilité des données concernant l'exclusion des déchets exportés dans les totaux de 1998 de Statistique Canada, les données sur les déchets éliminés sont interpolées jusqu'en 1999 pour l'Ontario, le Québec et la Colombie-Britannique. Le tonnage de déchets pour toutes les autres provinces pour lesquelles des données de Statistique Canada sont disponibles est interpolé jusqu'en 1997.

Les données sur l'élimination des déchets pour l'Île-du-Prince-Édouard, le Yukon, les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut doivent être estimées séparément du reste des provinces en raison de données manquantes. Les déchets éliminés dans ces régions en 1992 sont estimés à partir d'un rapport interne produit par Environnement Canada (1996b). Bien que la quantité totale de déchets déclarée pour le Canada dans l'Enquête de l'industrie de la gestion des déchets comprenne l'Île-du-Prince-Édouard et les territoires, la quantité attribuée à cette province et aux territoires est supprimée en raison des exigences de confidentialité des données. Au lieu de cela, les données sur l'élimination pour l'Î.-P.-É. ont été obtenues directement d'un représentant provincial pour les années 1995–2016. Les lacunes dans les données ont été comblées par interpolation linéaire ou par un calcul de la moyenne des points de données précédents et en cours. On suppose que la quantité de déchets éliminés dans les territoires correspond à la différence entre le total des données déclarées sur l'élimination des déchets au Canada, les données provinciales déclarées et les données provenant directement de l'Île-du-Prince-Édouard. Les déchets éliminés sont ensuite répartis entre les territoires en fonction des ratios de population.

Déchets incinérés

Les données sur la quantité de déchets incinérés sont discutées dans la section A3.6.3, Incinération des déchets solides municipaux (5.C.1 a).

Déchets exportés

Les exportations de déchets vers les États-Unis sont prises en compte pour les années 1989 à aujourd'hui. La quantité annuelle de déchets exportés a été obtenue auprès des fonctionnaires des États de New York, du Michigan, de l'Indiana, de la Pennsylvanie, de Washington et de l'Ohio. Lorsque les données ne sont pas disponibles pour les années de déclaration les plus récentes, le dernier point de données est maintenu constant. On suppose que l'Ontario, le Québec et la Colombie-Britannique sont les seules provinces qui exportent des déchets vers ces États. Les données sur la quantité de déchets exportés vers les États-Unis sont présentées dans le Tableau A3–73.

Déchets enfouis

La quantité finale de déchets enfouis déterminée à partir des déchets éliminés, incinérés et exportés est indiquée dans le Tableau A3–74.

Tableau A3–73 Exportations canadiennes de déchets solides municipaux vers les États Unis (en tonnes)

Année	Déchets exportés par province (tonnes)			Total des déchets canadiens exportés vers les États-Unis (tonnes)
	QC	ON	BC	
1989	0	3 031	0	3 031
1990	0	2 099	0	2 099
1991	0	91 311	188	91 499
1992	0	1 668 574	26 882	1 695 456
1993	90 720	522 074	22 456	635 249
1994	0	59 215	14 486	73 701
1995	26 751	48 494	6 385	81 629
1996	0	821 907	16 632	838 539
1997	0	757 523	39 952	797 475
1998	14 010	785 076	51 687	850 774
1999	73 826	782 274	46 871	902 970
2000	91 205	1 366 361	52 318	1 509 885
2001	9 718	1 792 257	66 677	1 868 653
2002	85 438	2 083 621	65 823	2 234 882
2003	85 354	2 940 856	42 949	3 069 158
2004	133 761	3 629 114	85 938	3 848 813
2005	126 372	3 718 248	92 382	3 937 002
2006	202 333	3 857 369	107 564	4 167 266
2007	245 985	3 567 210	121 582	3 934 777
2008	379 853	3 622 182	108 328	4 110 364
2009	353 285	3 092 470	120 309	3 566 064
2010	171 246	2 819 323	155 858	3 146 427
2011	82 021	2 203 568	239 006	2 524 595
2012	483 661	2 529 930	239 764	3 253 354
2013	442 897	2 842 826	235 115	3 520 838
2014	413 685	2 755 712	289 183	3 458 581
2015	414 096	2 859 646	289 183	3 562 925
2016	412 669	3 099 840	289 183	3 801 692
2017	100 297	3 771 085	314 926	4 186 308

Tableau A3-74 **Déchets solides municipaux enfouis—1990–2017 (en tonnes)¹**

Année	NL	PE ²	NS	NB	QC ³	ON ³	MB	SK	AB	BC ³	NT et NU ⁴	YT ⁴	Canada
1941–1989	Données disponibles sur demande.												
1990 ⁵	290 908	48 135	527 551	472 775	3 843 269	6 430 464	706 088	643 686	1 627 400	1 843 564	37 646	17 858	16 489 343
1991 ⁶	290 966	60 420	517 679	472 250	3 981 780	6 576 766	738 418	669 276	1 739 952	1 888 392	34 897	16 904	16 987 700
1992 ⁷	285 226	74 963	526 807	471 724	4 115 467	5 055 634	770 748	694 867	1 852 504	1 909 266	35 300	17 200	15 809 705
1993 ⁶	284 407	67 002	516 935	471 199	4 299 383	6 442 842	803 077	720 457	1 965 056	1 956 734	39 464	18 992	17 585 548
1994	284 565	63 456	507 064	470 673	4 719 927	7 148 409	835 407	746 047	2 077 609	2 007 391	43 628	20 784	18 924 960
1995	288 283	58 177	478 192	470 148	4 845 937	7 390 286	867 737	771 637	2 190 161	2 074 730	47 791	22 577	19 505 656
1996	286 301	55 115	468 320	469 622	5 002 257	6 840 828	900 067	797 228	2 298 168	2 119 646	51 955	24 369	19 313 877
1997	287 932	62 021	478 149	469 097	5 136 278	7 151 515	932 396	822 818	2 411 059	2 136 434	56 119	26 161	19 969 980
1998 ⁹	291 057	57 912	456 449	468 571	5 255 705	7 358 510	964 726	848 408	2 523 950	2 186 874	60 283	27 953	20 500 397
1999	307 462	61 173	403 552	441 815	5 321 351	7 599 545	939 619	835 177	2 635 382	2 231 812	52 289	23 891	20 853 069
2000 ⁹	324 611	60 429	351 087	415 058	5 435 239	7 266 028	914 511	821 946	2 746 815	2 272 651	44 294	19 829	20 672 497
2001 ⁶	315 265	40 398	349 771	414 332	5 529 337	7 203 182	905 534	808 535	2 816 803	2 321 266	46 547	20 412	20 771 381
2002	303 384	40 527	335 194	413 606	5 471 197	7 272 062	896 556	795 124	2 887 918	2 358 046	48 800	20 995	20 843 409
2003	316 498	38 433	340 581	427 890	5 759 522	6 625 056	912 337	795 029	2 982 259	2 435 300	56 723	24 394	20 714 022
2004	335 595	35 556	345 967	442 173	6 009 558	6 027 115	928 117	794 933	3 074 903	2 406 545	64 645	27 793	20 492 900
2005	365 364	27 460	325 536	476 940	6 194 430	5 899 983	916 195	814 343	3 446 577	2 472 416	57 930	25 065	21 022 239
2006	385 036	24 336	359 105	511 706	6 283 240	5 705 321	904 272	833 753	3 818 998	2 535 995	51 215	22 338	21 435 314
2007	368 844	30 206	356 668	495 584	5 916 395	5 971 022	924 857	868 348	3 983 679	2 452 842	42 393	18 550	21 429 387
2008	359 203	35 691	354 231	479 461	5 448 420	5 857 030	945 441	902 943	4 147 520	2 428 206	33 571	14 763	21 006 480
2009	376 639	32 246	360 739	477 363	5 317 341	6 193 342	982 961	920 106	4 032 506	2 337 961	46 676	20 876	21 098 756
2010	386 301	26 831	367 246	475 265	5 325 128	6 335 724	1 020 481	937 268	3 917 430	2 218 136	59 780	26 989	21 096 580
2011	387 261	26 624	366 163	484 102	5 310 422	6 848 629	1 019 072	947 469	3 915 706	2 111 044	61 771	28 175	21 506 438
2012	386 166	24 922	365 079	492 938	4 806 244	6 502 979	1 017 663	957 670	3 913 922	2 083 123	63 761	29 362	20 643 830
2013	400 888	28 291	364 636	500 527	4 761 990	6 168 313	1 003 947	949 133	4 005 752	2 147 442	64 883	29 882	20 425 683
2014	414 360	27 139	364 193	508 115	4 722 759	6 233 657	990 230	940 595	4 097 582	2 156 866	66 006	30 402	20 551 903
2015	404 443	27 379	369 726	505 619	4 728 175	6 184 017	979 760	919 500	4 152 126	2 122 113	64 275	29 762	20 486 893
2016	394 937	29 042	375 258	503 123	4 676 220	6 071 195	969 289	898 404	4 206 668	2 070 660	62 543	29 122	20 286 461
2017 ¹⁰	394 937	29 466	375 258	503 123	4 980 357	5 388 699	969 289	898 404	4 206 668	2 039 413	62 543	29 122	19 877 279

Notes :

1. Toutes les données sur les sites d'enfouissement sont fondées sur le total des déchets éliminés après avoir comptabilisé les déchets incinérés et/ou exportés.
2. Les données de 1995 à 2017 ont été fournies directement par les représentants provinciaux de PE.
3. Depuis 1989, la quantité de déchets exportés est prise en compte dans le calcul de la quantité de déchets enfouis pour l'Ontario, le Québec et la Colombie-Britannique.
4. En raison des données régionales confidentielles de Statistique Canada, les données sur l'élimination des déchets sont approximatives pour les territoires à partir de 1998.
5. Les données sur les sites d'enfouissement pour 1941–1990 ont été établies d'après l'étude de Levelton (1991).
6. L'interpolation linéaire a été utilisée pour combler les lacunes suivantes : 1991–1997 pour toutes les provinces sauf l'Île-du-Prince-Édouard, l'Ontario, la Colombie-Britannique, l'Alberta, le Québec et les territoires; 1991–1998 pour l'Ontario, le Québec et la Colombie-Britannique; 1993–1994 et 2001–2003 pour PE et 1993–1997 pour les territoires.
7. Les données sur l'élimination pour PE et les territoires proviennent d'Environnement Canada, 1996b.
8. Les données sur l'élimination des déchets tous les deux ans depuis 1998 jusqu'à aujourd'hui sont tirées des résultats de l'Enquête de l'industrie de la gestion des déchets menée tous les deux ans par Statistique Canada (tableau CANSIM 153-0041). Cela exclut l'Ontario, le Québec, la Colombie-Britannique (voir référence 10), l'Île-du-Prince-Édouard (voir référence 4) et les territoires (voir référence 5). Pour les années comprises entre les points de données de Statistique Canada, les valeurs moyennes du point de données précédent et du point de données suivant sont utilisées.
9. Pour l'Ontario, la Colombie-Britannique et le Québec, les données sur l'élimination des déchets tous les deux ans depuis 2000 sont tirées des résultats de l'Enquête de l'industrie de la gestion des déchets menée tous les deux ans par Statistique Canada (tableau CANSIM 153-0041).
10. Lorsque les dernières données de Statistique Canada ne sont pas encore disponibles, le dernier point de données connu est reporté. Cela exclut PE. (voir référence 4).

A3.6.1.2.2. Paramètres du modèle

Carbone organique dégradable (COD)

Le COD, qui représente la quantité de carbone organique disponible pour la décomposition, est fondé sur la composition des déchets déversés dans les sites d'enfouissement. La composition des déchets change au fil du temps, à mesure que différentes pratiques de gestion des déchets entrent en vigueur (p. ex. recyclage et compostage).

Les facteurs de COD pour les déchets enfouis sont calculés en utilisant la moyenne pondérée du COD pour chaque type de déchets. Les types de déchets qui contiennent la majorité du COD dans les déchets solides municipaux sont les suivants (GIEC, 2006) :

- Déchets alimentaires
- Déchets de jardin et de parc
- Papier et carton
- Bois

- Textiles
- Couches jetables
- Caoutchouc et cuir

Les études sur la composition des déchets enfouis sont utilisées pour calculer les valeurs de COD pour chaque province. Étant donné que la composition des déchets change au fil du temps en raison de l'évolution des pratiques de gestion des déchets et des habitudes des consommateurs, les valeurs de COD sont également calculées pour différentes périodes de temps. Quatre périodes ont été choisies comme périodes représentatives au cours desquelles la composition des déchets a changé au Canada : 1941–1975, 1976–1989, 1990–2007 et de 2008 à aujourd'hui.

Les valeurs par défaut du contenu en COD pour les différents types de déchets sont tirées du tableau 2.4, volume 5 des Lignes directrices 2006 du GIEC^{38, 39}. Ces valeurs par défaut sont multipliées par le pourcentage de types de déchets dans les ordures ménagères, tel que déterminé par des études de composition des déchets, pour obtenir les valeurs finales de COD indiquées dans le Tableau A3–75. L'Équation A3–86 a été utilisée pour calculer les paramètres du COD pour les trois premières périodes (1941–1975, 1976–1989, 1990–2007), tandis que l'Équation A3–87 a été utilisée pour calculer les paramètres du COD pour la période la plus récente (de 2008 à aujourd'hui).

38 Teneur en COD par défaut en % de déchets humides.

39 Le facteur par défaut pour les textiles est de 0,24, bien qu'il ait été révisé pour les trois premières séries chronologiques (1941–1975, 1976–1989 et 1990–2007), et fixé à 0,4. Le facteur par défaut est appliqué aux textiles qui sont censés contenir 40 % de fibres synthétiques, et ce facteur a été corrigé pour les séries chronologiques antérieures où la composante biogène des textiles est présumée plus élevée.

Plusieurs études sur la composition des déchets sont utilisées pour déterminer la composition des déchets solides municipaux dans les séries chronologiques. Les valeurs de COD pour la période la plus récente, 2008–2017, ont été déterminées à partir des résultats d'une composition nationale de déchets réalisée en 2014 et 2015 (ECCC, 2016a). Les valeurs du COD pour la période 1990–2007 ont été déterminées à partir des résultats d'une étude sur la composition des déchets réalisée par Ressources naturelles Canada pour les caractéristiques des déchets en 2002 (RNCAN, 2006).

En raison d'un manque de données sur la composition des déchets pour la période 1976–1989, les résultats de RNCAN de 2006 ont été utilisés en supposant que les déchets détournés grâce au recyclage en 2002 auraient été envoyés dans un site d'enfouissement. Les données de Statistique Canada sur les déchets détournés des sites d'enfouissement ont donc été ajoutées au total des déchets enfouis, comme l'a fait RNCAN (Statistique Canada, 2007a). Les vérifications des déchets effectuées en 1976, 1978 et 1980 (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991) indiquent que la composition des déchets au cours de la période 1976–1989 est plus semblable aux estimations de la production de 2002 qu'aux estimations de 1967.

Enfin, les valeurs du COD pour la période 1941–1975 ont été déterminées à partir des résultats d'une étude nationale réalisée en 1967 (tableau 1.1-9, CRC Press, 1973). Le rapport de cette étude établit la composition nationale des déchets à partir des compositions nationales de déchets fournies dans l'article «World Survey Finds Less Organic Matter» (Anonyme, 1967a). Le rapport a produit des données à l'échelle

Tableau A3–75 Valeurs (en %) du carbone organique dégradable (COD) pour les DSM, par province et territoire

Province/ Territoire	1941 à 1975	1976 à 1989	1990 à 2007	2008 à aujourd'hui
Terre-Neuve	0,31	0,19	0,19	0,20
Île-du-Prince-Édouard	0,28	0,17	0,16	0,16
Nouvelle-Écosse	0,27	0,16	0,16	0,15
Nouveau-Brunswick	0,25	0,17	0,16	0,18
Québec	0,39	0,21	0,20	0,21
Ontario	0,37	0,21	0,21	0,21
Manitoba	0,35	0,19	0,19	0,20
Saskatchewan	0,38	0,22	0,22	0,19
Alberta	0,29	0,19	0,19	0,22
Colombie-Britannique	0,28	0,18	0,17	0,18
Territoires ¹	0,23	0,15	0,17	0,16

Notes :

1. Les valeurs de COD ont été calculées à l'échelle du territoire en raison du peu de données sur la caractérisation des déchets.

Sources : D'après les données obtenues d'Environnement Canada (2016b), de RNCAN (2006), de Statistique Canada (2007a) et de CRC Press (1973).

nationale, de sorte que les ratios provinciaux de la période 1976–1989 ont été utilisés pour estimer les valeurs de la composition provinciale des déchets.

Équation A3–86 :

$$COD = (0,4 \times A) + (0,2 \times B) + (0,15 \times C) + (0,43 \times D)$$

A	=	% de DSM constitué de papier et de textiles
B	=	% de DSM constitué de déchets de jardin ou de parc
C	=	% de DSM constitué de déchets alimentaires
D	=	% de DSM constitué de bois ou de paille

Équation A3–87 :

$$COD = (0,4 \times A) + (0,24 \times B) + (0,15 \times C) + (0,43 \times D) + (0,20 \times E) + (0,24 \times F) + (0,39 \times G)$$

A	=	% de DSM constituée de papier/carton
B	=	% de DSM constituée de textiles
C	=	% de DSM constituée de déchets alimentaires
D	=	% de DSM constituée de bois
E	=	% de DSM constituée de déchets de jardin ou de parc
F	=	% de DSM constituée de couches pour bébés
G	=	% de DSM constituée de caoutchouc et de cuir

Fraction de carbone organique dégradable qui se décompose (COD_f)

La valeur du COD_f est une estimation de la quantité de COD dans les déchets solides qui se décomposent réellement dans le site d'enfouissement. Le Canada utilise le facteur COD_f par défaut de 0,5, comme le recommandent les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) pour l'ensemble des provinces, des territoires et des années.

Facteur de correction du méthane (FCM)

Le FCM tient compte de la décomposition des déchets dans le cadre de différentes pratiques de gestion. Le FCM peut différer selon que les déchets sont éliminés dans des sites d'enfouissement gérés ou non gérés. Le Canada utilise un facteur FCM de 1,0, comme recommandé pour les sites d'élimination des déchets solides gérés en anaérobiose, comme recommandé dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC 2006).

Constante de réaction (k)

La valeur k représente la vitesse à laquelle le CH₄ est produit dans la réaction DPO après l'enfouissement des déchets. Bien que la valeur de k puisse varier en fonction de la teneur en humidité, la disponibilité des éléments nutritifs, la température et le pH, l'humidité est le seul paramètre pris en compte dans les valeurs k calculées. On suppose que la température de la décharge est indépendante de la température ambiante à des profondeurs supérieures à deux mètres et que la biodégradation anaérobiose exothermique des déchets maintient les méthanogènes dans la plage mésothermique optimale (25-40 °C). La disponibilité des éléments nutritifs et le pH sont des facteurs relativement mineurs et sont trop spécifiques au site pour être inclus dans le modèle (Maurice et Lagerkvist, 2003; Thompson et Tanapat, 2005).

Les valeurs k utilisées pour estimer les émissions des sites d'enfouissement de déchets solides municipaux sont basées sur les données provinciales sur les précipitations de 1941 à 2017 (ECCC, 2018). Les stations météorologiques à partir desquelles les précipitations annuelles moyennes ont été calculées sont celles situées près des principaux sites d'enfouissement, comme indiqué dans l'étude de Levelton (Levelton, 1991), avec des données supplémentaires pour la Colombie-Britannique provenant d'une étude de Golder Associates Ltd (2008). Les précipitations moyennes ont été calculées pour chaque station pour les quatre intervalles de temps utilisés dans les calculs du COD (1941–1975, 1976–1989, 1990–2007 et 2008–2017).

À partir de ces valeurs de précipitations, les valeurs k ont été déterminées à l'aide d'une relation préparée par le Research Triangle Institute pour l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA) et vérifiée à l'aide d'une étude réalisée par Golder Associates Ltd (2008). Le calcul est illustré dans l'Équation A3–88. Les valeurs de K sont calculées sur une base annuelle, mais la moyenne est calculée à l'échelle provinciale pour chacun des quatre intervalles de temps. Ces valeurs sont fournies dans le Tableau A3–76.

Équation A3–88 :

$$k(an^{-1}) = 7 \times 10^{-5} \times \text{précipitations (mm)} - 0,0172$$

k	=	constante de réaction
an	=	année d'intérêt

Tableau A3-76 **Estimation des valeurs de k relatives aux précipitations annuelles moyennes et aux sites d'enfouissement de DSM, par province et territoire**

Région	Précipitations annuelles (mm) tirées des données climatiques historiques d'ECCC				Constante k calculée (par an)			
	1941-1975	1976-1989	1990-2007	2008-présent	1941-1975	1976-1989	1990-2007	2008-présent
Terre-Neuve	1 315	1 391	1 356	1 387	0,075	0,080	0,078	0,080
Île-du-Prince-Édouard	1 052	1 136	1 123	1 086	0,056	0,062	0,061	0,059
Nouvelle-Écosse	1 331	1 377	1 334	1 396	0,076	0,079	0,076	0,080
Nouveau-Brunswick	1 103	1 150	1 089	1 128	0,060	0,063	0,059	0,062
Québec	1 008	1 059	1 085	1 048	0,053	0,057	0,059	0,056
Ontario	834	911	902	884	0,041	0,047	0,046	0,045
Manitoba	527	493	521	493	0,020	0,017	0,019	0,017
Saskatchewan	383	375	422	412	0,010	0,009	0,012	0,012
Alberta	424	421	417	390	0,012	0,012	0,012	0,010
Colombie-Britannique	872	880	912	815	0,044	0,044	0,047	0,040
Yukon	264	262	272	292	0,001	0,001	0,002	0,003
Territoires du Nord-Ouest et Nunavut	341	361	330	323	0,007	0,008	0,006	0,005

Fraction (F) de CH₄ dans les gaz des sites d'enfouissement

La valeur F représente la quantité de gaz (CH₄) qui a été produite par décomposition anaérobie dans le site d'enfouissement. La valeur par défaut recommandée de 0,5 dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) est utilisée pour toutes les périodes et régions.

A3.6.1.2.3. Établissement des rejets de méthane

Le modèle DPO produit des estimations de la quantité de CH₄ produite par la décomposition des déchets dans le site d'enfouissement. Cependant, tout le CH₄ généré n'est pas libéré dans l'atmosphère. Pour calculer le CH₄ émis dans l'atmosphère, il faut tenir compte de la quantité de déchets oxydés par la couverture du site d'enfouissement, ainsi que de la quantité de gaz des sites d'enfouissement qui a été captée pour utilisation et/ou brûlage à la torchère. De plus, une petite quantité de CH₄ est ajoutée par le procédé de torchage, car on suppose que les torchères ne sont pas efficaces à 100 %. Ce calcul est illustré dans l'Équation A3-80.

Une étude récente commandée par ECCC a révélé qu'environ 90 % des sites d'enfouissement de moyenne et de grande taille étudiés utilisent actuellement des technologies de captage des gaz d'enfouissement (GHD, 2017). De plus, la quantité de CH₄ émise à terme par un site d'enfouissement est réduite davantage par l'oxydation du CH₄ en CO₂ par des bactéries méthanotrophes dans le matériau de couverture du site d'enfouissement. Un large éventail de règlements provinciaux exige que les sites d'enfouissement canadiens soient recouverts d'une couverture

quotidienne de matières comme de la terre, du compost, des matières ligneuses ou des matériaux de remblai. Lorsqu'un site d'enfouissement n'est plus opérationnel, il est recouvert d'une couverture finale plus robuste.

Récupération du méthane

Le captage des gaz d'enfouissement dans les grandes installations municipales de gestion des déchets solides est courant au Canada. Les installations peuvent capter le gaz d'enfouissement et, en raison de la concentration relativement élevée de CH₄ dans le gaz, l'utiliser pour la production de chaleur ou d'électricité. Les installations peuvent également choisir de brûler simplement le gaz capté. Il convient de noter que toutes les émissions résultant de la production de chaleur ou d'électricité à partir de gaz d'enfouissement sont déclarées dans le secteur de l'énergie.

Les données sur le captage des gaz d'enfouissement sont recueillies au moyen d'enquêtes menées par divers groupes au sein d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) (Perkin, 2008; Environnement Canada, 2003a; Environnement Canada, 2007). De 2006 à 2014, les enquêtes ont été menées aux deux ans par la Division des inventaires et rapports sur les polluants d'ECCC. Pour les années 2015 et 2016, les données de captage des gaz d'enfouissement ont été recueillies par la Division de la réduction et de la gestion des déchets d'ECCC.

Lorsque des points de données manquent ou ne sont pas disponibles, on utilise les moyennes des points de données environnants. Si les résultats de l'enquête pour les dernières années ne sont pas encore disponibles, les données les plus récentes sont maintenues constantes. Lorsque les anciens registres ne sont pas disponibles

pour les années auxquelles une installation donnée aurait, selon l'information obtenue, capté des gaz d'enfouissement, on utilise les données disponibles de l'année la plus proche.

La quantité de méthane récupéré pour chaque province est calculée à partir du volume de gaz capté par les installations.

CH₄ provenant du torchage

Bien que le brûlage à la torchère des gaz d'enfouissement captés réduise considérablement les émissions de CH₄ lorsque l'utilisation n'est pas viable, il ne s'agit pas d'un procédé efficace à 100 %. Une efficacité de brûlage par torchage (f) de 99,7 % est utilisée pour calculer le CH₄ total produit par les sites d'enfouissement (U.S. EPA, 1995).

Facteur d'oxydation

Le facteur d'oxydation (OX) a été incorporé dans le modèle d'estimation cette année et représente la

fraction de CH₄ produite dans le site d'enfouissement qui est oxydée lorsqu'elle traverse la couverture du site d'enfouissement. Les lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) recommandent un facteur par défaut de 0,1 pour les sites d'enfouissement gérés recouverts d'un matériau pouvant oxyder le CH₄ et ce facteur est utilisé pour toutes les régions et périodes. La grande majorité des déchets solides municipaux au Canada sont éliminés dans des sites d'enfouissement gérés qui sont tenus par les règlements provinciaux et territoriaux de recouvrir les déchets de terre ou d'autres matières.

Il est à noter que le facteur d'oxydation est utilisé dans le calcul des émissions de CH₄ après la prise en compte de la récupération du méthane.

Méthane émis

Le Tableau A3-77 présente les estimations utilisées pour calculer les émissions de CH₄ provenant des sites d'enfouissement pour la période 1990-2017.

Tableau A3-77 Quantité de méthane produit par les DSM, captée, oxydée, brûlée par torchage et émise au Canada, de 1990 à 2017

Année	CH ₄ produit ¹ (kt)	CH ₄ capté ² (kt)	CH ₄ oxydé ³ (kt)	CH ₄ brûlé par torchage (kt)	Total des émissions de CH ₄ (kt)
1990	766	142	62	0,025	562
1991	776	157	62	0,026	558
1992	788	183	61	0,034	545
1993	794	197	60	0,038	538
1994	806	202	60	0,039	544
1995	821	206	62	0,033	554
1996	837	235	60	0,031	543
1997	852	269	58	0,027	524
1998	867	271	60	0,027	537
1999	884	280	60	0,030	543
2000	900	280	62	0,031	558
2001	915	318	60	0,041	538
2002	930	307	62	0,039	561
2003	944	333	61	0,047	550
2004	957	322	63	0,043	572
2005	968	347	62	0,050	560
2006	980	313	67	0,041	601
2007	992	336	66	0,046	591
2008	953	346	61	0,047	547
2009	963	399	56	0,063	509
2010	974	420	55	0,067	499
2011	984	436	55	0,070	494
2012	996	463	53	0,075	480
2013	1 003	446	56	0,067	502
2014	1 010	433	58	0,062	520
2015	1 017	434	58	0,058	525
2016	1 023	441	58	0,066	525
2017	1 029	441	59	0,066	530

Notes :

1. Sorties du modèle DPO
2. Comprend les gaz d'enfouissement captés pour être utilisés et brûlés par torchage.
3. Oxydation du CH₄ au fur et à mesure qu'il traverse les couvertures des sites d'enfouissement.

A3.6.1.3. Sites d'enfouissement de déchets ligneux

A3.6.1.3.1. Sources de données

Les estimations des déchets ligneux sont fondées sur la quantité de déchets de bois qu'on estime être éliminés dans des sites d'enfouissement privés. Ce sous-secteur comprend les déchets ligneux qui n'entrent pas dans les flux de gestion des déchets au Canada et ne sont donc pas pris en compte dans la composante des déchets solides municipaux de la catégorie des déchets solides municipaux. Comme pour le sous-secteur des déchets solides municipaux, le modèle DPO utilisé pour produire des estimations des émissions de CH_4 provenant des sites d'enfouissement de déchets ligneux nécessite des données historiques sur la quantité de déchets envoyés dans les sites d'enfouissement.

La quantité de déchets ligneux éliminés en 1990 est estimée à l'échelle nationale à l'aide de la base nationale de données sur les résidus de bois (RNCAN, 1997) et est utilisée pour la période de 1970 à 1990. Deux autres points de données sont disponibles pour 1998 et 2004 dans des publications subséquentes (RNCAN, 1999, 2005). Étant donné que la réutilisation des déchets ligneux est une activité qui gagne en popularité comparativement à l'enfouissement, on suppose que la quantité de déchets ligneux éliminés diminue rapidement. Par conséquent, l'extrapolation exponentielle est utilisée pour estimer la quantité de déchets de bois éliminés pour les années 1991–1997, 1999–2003 et 2005 à aujourd'hui en se basant sur les trois points de données.

On suppose que les déchets ligneux éliminés au Canada proviennent de deux sources : l'industrie du bois massif et l'industrie des pâtes et papiers. On estime que 80 % des déchets ligneux sont éliminés par l'industrie du bois massif, tandis que les 20 % restants sont éliminés par l'industrie des pâtes et papiers (MWA Consultant Paprican, 1998). De ces déchets éliminés, on suppose que 15 % sont envoyés dans des sites d'enfouissement privés par l'industrie du bois massif et 86 % par l'industrie des pâtes et papiers (RNCAN, 1997). La quantité estimée de déchets ligneux éliminés est ensuite convertie à partir des unités «séchées au four» et des unités «hydratées» en utilisant un taux d'humidité des déchets de bois de 20 % (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Les valeurs nationales pour les déchets de bois éliminés et enfouis sont indiquées dans le Tableau A3–78.

La quantité nationale de déchets de bois enfouis est ensuite répartie entre les provinces et les territoires selon des ratios; les valeurs de 1970–1997 sont calculées à l'aide des ratios provinciaux et territoriaux de RNCAN 1997, les valeurs de 1998–2003 sont calculées à l'aide des ratios de RNCAN 1999, et les valeurs actuelles de 2005 sont calculées à l'aide des ratios de RNCAN 2005. La quantité finale estimée de déchets ligneux enfouis est indiquée dans le Tableau A3–79.

A3.6.1.3.2. Paramètres du modèle

Carbone organique dégradable (COD)

On suppose que tous les déchets destinés aux sites de déchets ligneux privés sont entièrement composés de bois. Par conséquent, la valeur par défaut du COD pour le bois, soit 0,43, est utilisée pour toutes les régions et toutes les périodes, conformément aux Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

Fraction de carbone organique dégradable qui se décompose (COD_f)

Les lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) recommandent une valeur par défaut du COD_f de 0,5 pour toutes les régions et périodes.

Facteur de correction du méthane (FCM)

Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) recommandent une valeur par défaut de 0,8 pour les sites d'enfouissement en profondeur non gérés, car elle représente le mieux les pratiques de l'industrie.

Constante de réaction (k)

En se basant sur la valeur par défaut recommandée par le National Council for Air and Stream Improvement Inc. pour estimer les émissions de CH_4 des sites d'enfouissement de l'industrie des produits du bois, une valeur k de 0,03/année a été utilisée pour toutes les régions et toutes les périodes (NCASI, 2003).

Fraction (F) de CH_4 dans les gaz d'enfouissement

La valeur par défaut de 0,5 recommandée par les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) est utilisée pour toutes les périodes et les régions.

Tableau A3-78 **Quantité de déchets ligneux éliminés et enfouis au Canada (1990–2017)**

Année ⁵	Total des déchets ligneux éliminés (BDt) ¹	Déchets enfouis		
		Pâtes et papiers ² (BDt)	Bois massif ³ (BDt)	Total ⁴ (Tonnes hydratées)
1970–1990 ⁶	9 055 310	1 557 513	1 086 637	3 305 188
1991	8 726 019	1 500 875	1 047 122	3 184 997
1992	8 020 433	1 379 514	962 452	2 927 458
1993	7 371 900	1 267 967	884 628	2 690 744
1994	6 775 808	1 165 439	813 097	2 473 170
1995	6 227 915	1 071 201	747 350	2 273 189
1996	5 724 326	984 584	686 919	2 089 379
1997	5 261 457	904 971	631 375	1 920 432
1998 ⁷	5 400 000	928 800	648 000	1 971 000
1999	4 444 974	764 536	533 397	1 622 416
2000	4 085 553	702 715	490 266	1 491 227
2001	3 755 195	645 894	450 623	1 370 646
2002	3 451 550	593 667	414 186	1 259 816
2003	3 172 457	545 663	380 695	1 157 947
2004 ⁸	2 737 805	470 902	328 537	999 299
2005	2 680 150	460 986	321 618	978 255
2006	2 463 433	423 710	295 612	899 153
2007	2 264 239	389 449	271 709	826 447
2008	2 081 153	357 958	249 738	759 621
2009	1 912 871	329 014	229 544	698 198
2010	1 758 196	302 410	210 984	641 742
2011	1 616 028	277 957	193 923	589 850
2012	1 485 356	255 481	178 243	542 155
2013	1 365 250	234 823	163 830	498 316
2014	1 254 856	215 835	150 583	458 022
2015	1 153 388	198 383	138 407	420 987
2016	1 060 125	182 342	127 215	386 946
2017	974 403	167 597	116 928	355 657

Notes :

1. BDt = Tonnes « sèches »
2. On estime que 20 % des déchets ligneux sont éliminés par l'industrie des pâtes et papiers et 85 % de ces déchets sont enfouis dans des lots privés.
3. On estime que 80 % des déchets ligneux sont éliminés par l'industrie du bois et que 15 % de ces déchets sont enfouis dans des lots privés.
4. Converti de tonnes sèches (BDt) en tonnes hydratées avec un taux d'humidité de 20 %.
5. Toutes les années qui ne sont pas associées à une référence spécifique ont été calculées par extrapolation exponentielle.
6. Ressources naturelles Canada. 1997. Base de données nationale sur les résidus de bois. Ressources naturelles Canada. Ce point de données est utilisé pour 1970–1990.
7. Ressources naturelles Canada. 1999. Canada's Wood Residues : A Profile of Current Surplus and Regional Concentrations.
8. Ressources naturelles Canada. 2005. Estimation de la production, de la consommation et des surplus de résidus de bois d'usines au Canada en 2004.

Facteur d'oxydation (OX)

Le facteur par défaut recommandé par les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) de 0,1 est utilisé pour toutes les périodes et les régions.

Récupération du méthane

On suppose qu'aucune technologie de captage des gaz d'enfouissement n'est utilisée sur les terrains boisés privés. L'utilisation de ces sites diminue rapidement, et il est peu probable que les installations investiraient dans de telles infrastructures étant donné la pratique plus populaire de récupérer et réutiliser les déchets ligneux.

Méthane émis

Le Tableau A3-80 décrit les émissions finales estimées de CH₄ provenant des sites d'enfouissement de déchets ligneux au Canada.

A3.6.2. Traitement biologique des déchets solides (5.B)

Le sous-secteur du traitement biologique des déchets solides comprend les deux sources d'émissions suivantes : le compostage et la digestion anaérobie.

Tableau A3-79 Déchets ligneux enfouis, par province (en tonnes)

Année	NL	PE	NS	NB	QC	ON	MB	SK	AB	BC
1970–1990 ¹	49 702	674	50 587	32 527	418 671	285 928	21 592	89 629	472 427	1 883 451
1991	47 895	649	48 747	31 344	403 447	275 530	20 807	86 370	455 248	1 814 960
1992	44 022	597	44 805	28 809	370 824	253 251	19 124	79 386	418 437	1 668 203
1993	40 463	548	41 182	26 480	340 839	232 773	17 578	72 967	384 602	1 533 312
1994	37 191	504	37 852	24 339	313 279	213 951	16 156	67 067	353 503	1 409 328
1995	34 184	463	34 792	22 371	287 947	196 651	14 850	61 644	324 918	1 295 369
1996	31 419	426	31 978	20 562	264 664	180 749	13 649	56 659	298 646	1 190 626
1997	28 879	391	29 393	18 899	243 263	166 134	12 546	52 078	274 497	1 094 352
1998	7 884	-	21 681	65 043	601 155	165 564	7 884	17 739	329 157	754 893
1999	6 490	-	17 847	53 540	494 837	136 283	6 490	14 602	270 943	621 385
2000	5 965	-	16 403	49 210	454 824	125 263	5 965	13 421	249 035	571 140
2001	5 483	-	15 077	45 231	418 047	115 134	5 483	12 336	228 898	524 957
2002	5 039	-	13 858	41 574	384 244	105 825	5 039	11 338	210 389	482 509
2003	4 632	-	12 737	38 212	353 174	97 268	4 632	10 422	193 377	443 494
2004	9 993	-	9 993	-	39 972	39 972	9 993	59 958	179 874	649 544
2005	9 783	-	9 783	-	39 130	39 130	9 783	58 695	176 086	635 866
2006	8 992	-	8 992	-	35 966	35 966	8 992	53 949	161 848	584 449
2007	8 264	-	8 264	-	33 058	33 058	8 264	49 587	148 761	537 191
2008	7 596	-	7 596	-	30 385	30 385	7 596	45 577	136 732	493 754
2009	6 982	-	6 982	-	27 928	27 928	6 982	41 892	125 676	453 829
2010	6 417	-	6 417	-	25 670	25 670	6 417	38 504	115 513	417 132
2011	5 899	-	5 899	-	23 594	23 594	5 899	35 391	106 173	383 403
2012	5 422	-	5 422	-	21 686	21 686	5 422	32 529	97 588	352 401
2013	4 983	-	4 983	-	19 933	19 933	4 983	29 899	89 697	323 906
2014	4 580	-	4 580	-	18 321	18 321	4 580	27 481	82 444	297 715
2015	4 210	-	4 210	-	16 839	16 839	4 210	25 259	75 778	273 641
2016	3 869	-	3 869	-	15 478	15 478	3 869	23 217	69 650	251 515
2017	3 557	-	3 557	-	14 226	14 226	3 557	21 339	64 018	231 177

Note :

1. Les valeurs de 1990 sont utilisées pour 1970–1990.

A3.6.2.1. Compostage (5.B.1)

Les estimations des émissions de gaz à effet de serre provenant du compostage au Canada comprennent le CH₄ et le N₂O. Comme les émissions de CO₂ libérées par le compostage résultent de la décomposition de matières organiques provenant de sources de biomasse, ces émissions ne sont pas incluses dans le total national. Les émissions nettes de CO₂ résultant de sources biogènes sont comptabilisées dans le secteur.

A3.6.2.1.1. Méthodologie

Une méthode de niveau 1 est utilisée pour estimer les émissions provenant du compostage puisqu'il n'existe aucun coefficient d'émission propre au pays ni aucune mesure propre à une installation ou à un site. Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) recommandent des équations par défaut (c.-à-d. les équations 4.1 et 4.2) qui sont utilisées pour estimer les émissions de CH₄ et de N₂O, respectivement, pour

toutes les périodes et les régions. L'Équation A3-89 et l'Équation A3-90 présentent les équations par défaut utilisées :

Équation A3-89 : Émissions de CH₄ par traitement biologique (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 4.1, chapitre 4, volume 5)

$$\text{Émissions CH}_4 = \sum_i (M_i \cdot CE_i) \cdot 10^{-3} - R$$

Émissions CH₄	=	total des émissions de CH ₄ de l'année d'inventaire, Gg CH ₄
M_i	=	masse de déchets organiques traités par type de traitement biologique i, Gg
CE	=	coefficient d'émission pour le traitement i, g CH ₄ /kg déchets traités
i	=	compostage ou digestion anaérobie
R	=	volume total de CH ₄ récupéré dans l'année d'inventaire, Gg CH ₄

Tableau A3-80 **Quantité de méthane produite oxydée et émise par les sites d'enfouissement de déchets ligneux au Canada, de 1990 à 2017**

Année	CH ₄ produit (kt)	CH ₄ oxydé ¹ (kt)	CH ₄ émis (kt)
1990	171	17	154
1991	177	18	159
1992	183	18	164
1993	187	19	169
1994	191	19	172
1995	194	19	174
1996	196	20	176
1997	197	20	177
1998	198	20	178
1999	198	20	179
2000	198	20	178
2001	197	20	177
2002	196	20	176
2003	195	19	175
2004	193	19	173
2005	190	19	171
2006	188	19	169
2007	186	19	167
2008	183	18	165
2009	180	18	162
2010	177	18	159
2011	174	17	157
2012	171	17	154
2013	168	17	151
2014	164	16	148
2015	161	16	145
2016	158	16	142
2017	154	15	139

Note :

1. Oxydation des matériaux de couverture des sites d'enfouissement.

Équation A3-90 : **Émissions de N₂O par traitement biologique** (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 4.2, chapitre 4, volume 5)

$$\text{Émissions } N_2O = \sum_i (M_i \cdot CE_i) \cdot 10^{-3}$$

Émissions N₂O	=	total des émissions de N ₂ O de l'année d'inventaire, Gg N ₂ O
M_i	=	masse de déchets organiques traités par type de traitement biologique <i>i</i> , Gg
CE	=	coefficient d'émission pour le traitement <i>i</i> , g N ₂ O/kg déchets traités
i	=	compostage ou digestion anaérobie

Il convient de noter que, dans le cas de l'Équation A3-89, le Canada ne dispose pas de données sur le CH₄ récupéré dans les installations de compostage. Par conséquent, on suppose que ce processus n'a pas lieu.

A3.6.2.1.2. Sources de données

Les données d'activité utilisées dans la quantification des émissions provenant du compostage ont été modifiées aux fins de la compilation de l'inventaire de 2018. Auparavant, les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) recommandaient des fractions par défaut des déchets solides municipaux éliminés et compostés au Canada (c.-à-d. 0,71 et 0,19, respectivement). Dans le présent inventaire, les données sur les activités utilisées pour estimer les émissions de CH₄ et de N₂O provenant du compostage sont la quantité de déchets organiques détournés au Canada (Statistique Canada, sans date). Ces données ont été recueillies par Statistique Canada dans le cadre de l'Enquête de l'industrie de la gestion des déchets : secteurs des entreprises et des administrations publiques (CANSIM 153-0043) et sont disponibles pour les provinces et les territoires sur une base biennale de 1998 à 2016. Pour remédier à la quantité manquante de déchets organiques détournés pour les années impaires de cette série chronologique, on prend la moyenne de la valeur connue pour l'année précédente et la valeur connue pour l'année suivante.

Pour traiter les données sur les activités des années antérieures à 1998 dans la série chronologique de l'inventaire, le dernier point de données connu fait l'objet d'une tendance rétrospective à l'aide des deux derniers points de données connus. Cette méthode suppose que les activités de compostage se déroulaient en fait dans la province ou le territoire avant 1998 pour les années où la tendance produisait des valeurs supérieures à zéro. De plus, on suppose que toutes les matières organiques détournées au Canada sont compostées puisque les données sur la distribution des déchets organiques selon différentes méthodes de traitement ne sont pas disponibles.

L'utilisation des données de Statistique Canada pose un autre problème, en ce sens que la quantité de déchets organiques détournés ne figure pas pour les territoires et une province du Canada, pour des raisons de confidentialité. La quantité de déchets organiques détournés est alors obtenue directement des autorités

responsables de la gestion des déchets dans cette province et ces territoires. Un résumé des quantités de déchets organiques compostés pour les années 1990 à 2017 est présenté dans le Tableau A3–81.

Les coefficients d'émission utilisés pour estimer les émissions de CH₄ et de N₂O provenant du compostage au Canada sont les facteurs par défaut en poids humide fournis dans les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 5, chapitre 4, tableau 4.1. Ces coefficients d'émission comprennent une valeur de 4 g de CH₄/kg de déchets traités et de 0,24 g de N₂O/kg de déchets traités.

A3.6.2.1.3. Digestion anaérobie aux installations de biogaz (5.B.2)

À l'heure actuelle, les émissions de gaz à effet de serre provenant de la digestion anaérobie des déchets solides dans les installations de biogaz ne sont pas estimées pour le Canada. Il existe cinq grands digesteurs anaérobies dont on sait qu'ils fonctionnent au Canada et qui traitent les matières organiques séparées à la source des flux de déchets municipaux et commerciaux. Sur la base des calculs pour 2016, le niveau approximatif des émissions de ces installations identifiées est de 7 kt d'éq. CO₂, soit 0,001 % des émissions nationales totales. On suppose que ce

Tableau A3–81 **Quantité (en tonnes) de déchets organiques compostés par province, de 1990 à 2017, poids humide¹**

Année	NL ²	PE ³	NS	NB ⁴	QC	ON	MB	SK	AB	BC	YT ⁵	NT ⁵	NU ⁶	Canada
1990	0	0	0	35 565	0	282 629	2 764	127	0	0	0	0	0	321 085
1991	0	0	0	39 495	0	282 593	2 928	262	0	5 446	0	0	0	330 722
1992	0	0	0	43 425	0	282 556	3 091	396	0	24 854	0	0	0	354 322
1993	0	0	0	47 355	0	282 520	3 254	531	0	44 263	0	0	0	377 922
1994	0	0	0	51 285	0	282 483	3 418	665	6 651	63 671	0	0	0	408 173
1995	0	6 596	0	55 215	20 750	282 447	3 581	800	27 386	83 080	0	0	0	479 854
1996	0	8 037	0	59 145	72 000	282 410	3 745	935	48 122	102 488	0	0	0	576 881
1997	0	8 741	0	63 075	123 250	282 374	3 908	1 069	68 857	121 897	0	0	0	673 170
1998	0	9 831	16 751	67 005	174 500	282 337	4 071 ⁷	1 204 ⁷	89 593 ⁷	141 305	0	0	0	786 597
1999	0	9 702	38 266	70 935	225 750	282 301	4 235	1 338	110 328	160 714	0	0	0	903 568
2000	0	10 113	59 780	74 865	277 000	282 264	4 398	1 473	131 064	180 122	229	0	0	1 021 308
2001	0	10 217	71 061	78 795	261 500	337 796	10 330	2 710	196 067	189 559	388	0	0	1 158 421
2002	0	14 233	82 341	82 725	246 000	393 328	16 261	3 947 ⁷	261 069	198 996	852	0	0	1 299 752
2003	0	21 561	87 900	86 655	235 500	483 213	15 949	3 911	248 020	226 937	943	0	0	1 410 587
2004	0	28 888	93 458	90 585	225 000	573 098	15 636	3 875 ⁷	234 970	254 878	1 005	0	0	1 521 393
2005	0	27 931	113 696	98 203	292 500	652 649	14 063	3 751	233 215	273 455	1 041	0	0	1 710 503
2006	0	26 973	133 934	105 821 ⁷	360 000	732 200	12 490	3 627	231 459	292 031	977	0	0	1 899 512
2007	0	27 846	146 177	114 342	372 000	880 855	14 195	7 909	231 502	317 809	1 131	0	0	2 113 764
2008	0	28 719	158 419	122 863	384 000	1 029 510	15 901 ⁷	12 190	231 544	343 586	1 314	0	0	2 328 046
2009	0	25 238	153 585	108 790	318 500	1 043 891	17 786	13 168	221 101	360 863	1 828	85	0	2 264 833
2010	0	21 756	148 750	94 716	253 000	1 058 272	19 672	14 146 ⁷	210 657	378 139	2 149	205	0	2 201 462
2011	0	20 905	144 758	95 094	319 500	1 064 447	21 899	21 175	225 261	412 000	2 569	331	0	2 327 937
2012	0	20 053	140 765	95 471	386 000	1 070 622	24 125	28 204 ⁷	239 864	445 860	2 117	200	0	2 453 281
2013	0	20 204	146 094	94 585	404 346	1 112 038	36 072	29 826	247 852	476 326	2 267	101	0	2 569 708
2014	0	20 355	151 423	93 698	422 691	1 153 454	48 018	31 447	255 839	506 792	2 222	163	0	2 686 102
2015	0	20 355	154 013	95 828	345 346	1 143 529	49 921	31 388	247 635	549 543	2 789	364	0	2 640 710
2016	401	20 484	156 603	97 958	268 000	1 133 603	51 824	31 329	239 431	592 294	2 752	483	0	2 595 162
2017 ⁸	401	20 078	156 603	97 958	268 000	1 133 603	51 824	31 329	239 431	592 294	2 457	684	0	2 594 662

Notes :

1. Sauf indication contraire, les données ont été obtenues en utilisant les deux derniers points de données connus pour les années 1990 à 1997. Pour les années paires entre 1998 et 2017, les données ont été tirées de l'Enquête de l'industrie de la gestion des déchets, menée tous les deux ans par Statistique Canada (2018). Pour les années impaires entre 1998 et 2014, les valeurs moyennes ont été calculées à partir des valeurs des années précédentes et des années suivantes.
2. Pour les années paires entre 1998 et 2014, les données déclarées pour Terre-Neuve par Statistique Canada (2018) étaient nulles ou avaient été supprimées. Statistique Canada (2018) a fourni une estimation qui n'était pas de zéro en 2019, par conséquent, cette valeur a été adoptée pour 2017.
3. Pour les années 1990 à 1994, les données relatives à l'Île-du-Prince-Édouard ont été établies à l'aide des deux derniers points de données connus. Pour les années 1995 à 2002 et pour les années paires entre 2002 et 2016, les données ont été obtenues directement des représentants provinciaux. Pour les années impaires entre 2002 et 2016, les valeurs moyennes ont été calculées à partir des valeurs des années précédentes et des années suivantes. Pour 2017, les données ont été reçues directement des représentants des provinces.
4. Les données ont été analysées à l'aide des deux derniers points de données connus pour les années 1990 à 2001. Pour les années paires entre 2002 et 2017, les données ont été obtenues de Statistique Canada (2018). Pour les années impaires entre 2002 et 2017, les valeurs moyennes ont été calculées à partir des valeurs des années précédentes et des années suivantes.
5. Données obtenues directement auprès de représentants des territoires.
6. Aucune donnée n'est disponible pour le Nunavut. On suppose qu'il n'y a pas de programmes de compostage à grande échelle.
7. Le point de données a été supprimé à Statistique Canada (2018). La valeur a été calculée à l'aide des points de données connus les plus proches.
8. Lorsque les dernières données de Statistique Canada ne sont pas encore disponibles, le dernier point de données connu est reporté. Cela exclut PEI. (voir note de bas de page 3).

chiffre est représentatif des estimations pour toutes les années, y compris 2016. Comme ce chiffre est inférieur à 0,05 % des émissions totales et inférieur au seuil de 500 kt précisé au paragraphe 37(b) de l'annexe I des directives de la CCNUCC pour la notification des inventaires, cette source peut être considérée comme non significative.

A3.6.3. Incinération et combustion à l'air libre des déchets (5.C)

L'incinération des déchets est définie dans les Lignes directrices 2006 du GIEC comme étant la combustion de déchets solides et liquides dans des installations d'incinération contrôlées. Au Canada, les émissions liées à l'incinération proviennent de l'incinération des déchets solides municipaux, de l'incinération des déchets dangereux, de l'incinération des déchets médicaux et de l'incinération des boues d'épuration. La combustion à l'air libre des déchets se produit principalement dans les zones rurales, y compris le brûlage des ordures dans des barils ou des fosses à ciel ouvert. Cette section de l'annexe 3 détaille les méthodes comptables utilisées pour décrire les estimations des émissions de gaz à effet de serre (GES) pour ces sous-secteurs.

Conformément aux Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006), seules les émissions de CO₂ résultant de l'oxydation du carbone dans les déchets d'origine fossile (p. ex., plastiques, certains textiles, caoutchouc, solvants liquides et huiles usées) sont considérées comme des émissions nettes et sont incluses dans l'estimation nationale des émissions de CO₂. Les émissions de CO₂ provenant de la combustion de matières issues de la biomasse (p. ex. papier, aliments et déchets ligneux) contenue dans les déchets sont des émissions biogènes et ne sont pas incluses dans les estimations des émissions totales nationales.

A3.6.3.1. Incinération des déchets solides municipaux (5.C.1.1.a/5.C.1.1.b)

Bien que l'incinération des déchets solides municipaux (DSM) ne soit pas une pratique courante au Canada, elle est exercée dans un certain nombre de grandes installations partout au pays. L'incinération des déchets permet à certaines installations de produire de l'énergie sous forme d'électricité et/ou de chaleur. Ces installations sont des installations favorisant la valorisation énergétique des déchets (VED). D'autres

installations vont simplement incinérer les déchets pour les éliminer; ce sont des installations sans valorisation énergétique des déchets (non VED). Pour la première fois, les émissions provenant de l'incinération des DSM sont divisées entre celles provenant des installations VED et des installations non VED. Conformément aux Lignes directrices 2006 du GIEC, les émissions issues de l'incinération à récupération d'énergie sont déclarées dans le secteur Énergie, tandis que les émissions issues de l'incinération des déchets sans récupération d'énergie sont déclarées dans le secteur Déchets. La section suivante porte sur la méthodologie concernant tous les incinérateurs de DSM, bien que les émissions finales soient déclarées dans le secteur approprié.

Aussi, pour la première fois, des données du Programme de déclaration des gaz à effet de serre (PDGES) sont intégrées dans le secteur Incinération des DSM. Le PDGES a un portrait presque complet du secteur Incinération des DSM ces dernières années en raison du petit nombre d'installations d'incinération en activité au Canada et du seuil abaissé de déclaration au PDGES. Pour les émissions non couvertes par le PDGES, une méthode d'estimation des émissions propres à l'installation a été élaborée au moyen des meilleures données disponibles. Cette méthode ascendante, propre à l'installation, pour estimer les émissions diffère du précédent cycle d'inventaire où la méthode utilisée était descendante (Figure A3-32).

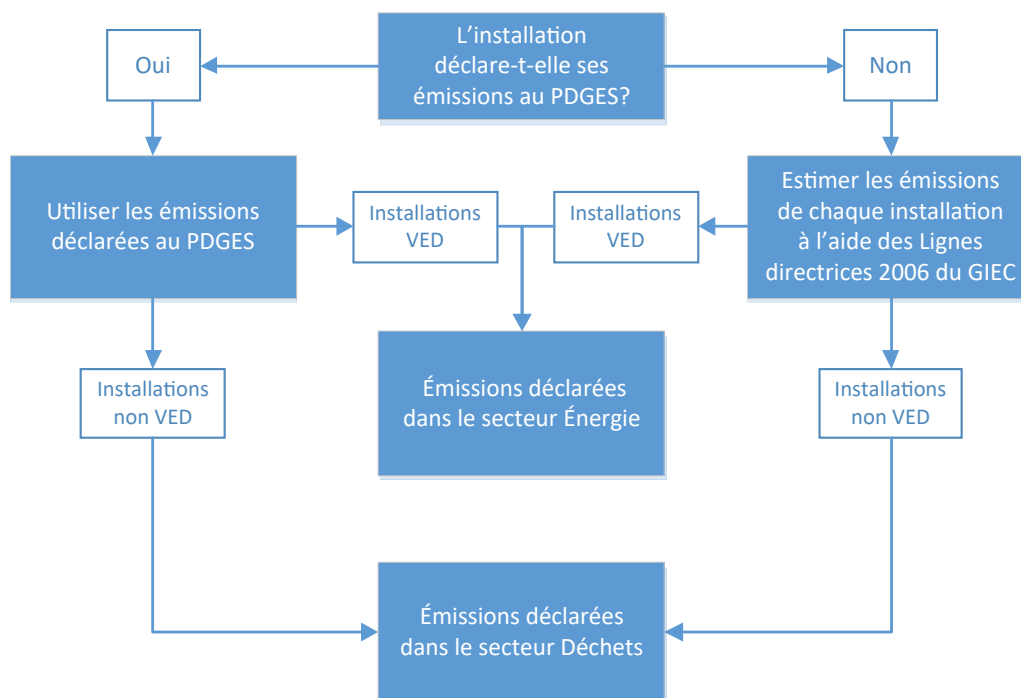
3.6.3.1.1. Sources de données

Quantité (en tonnes) de déchets incinérés

Il est important de noter que la quantité totale de déchets incinérés n'est pas directement utilisée dans la méthode d'estimation des émissions provenant de l'incinération des DSM. On utilise la quantité de déchets incinérés d'une installation pour déterminer les émissions seulement lorsque les émissions déclarées au PDGES ne sont pas disponibles. Cependant, comme indiqué à la section A3.6.1.2.1 du présent chapitre, il faut connaître la quantité totale de déchets incinérés annuellement au Canada pour déduire la quantité de déchets enfouis à partir de la quantité totale de déchets éliminés. Par conséquent, même lorsqu'une installation déclare le total de ses émissions au PDGES, on recueille quand même la quantité annuelle de déchets incinérés (en tonnes).

La quantité de déchets incinérés dans des installations partout au Canada est obtenue à l'aide d'enquêtes bisannuelles à participation facultative menées auprès

Figure A3-32 **Arbre décisionnel permettant de recueillir, d'estimer et de déclarer les émissions de GES produites par les installations d'incinération de DSM**



des installations d'incinération par ECCC. L'enquête a permis de recueillir des données aux deux ans depuis 2008, la plus récente ayant eu lieu à l'été 2018. L'enquête vise à recueillir des données pour toutes les années d'exploitation depuis 1990. Lorsqu'une installation n'est pas comprise dans l'enquête, c'est qu'elle n'a pas répondu à l'enquête ou qu'elle a arrêté ses activités avant la première enquête réalisée en 2008, et alors la quantité est estimée à l'aide d'anciennes déclarations (Sawell *et al.*, 1996; Environnement Canada, 1999; Environnement Canada, 2003). Lorsque la série chronologique pour la quantité de déchets incinérés n'est pas complète pendant la durée de l'exploitation d'une installation, les données de l'année la plus proche sont utilisées, qu'elles soient reportées avant l'année manquante ou après.

Les estimations de la quantité d'ordures ménagères incinérées au cours de la période 1990–2017 sont indiquées dans le Tableau A3-82.

A3.6.3.1.2. Méthodologie

On compile les estimations des émissions à l'échelle de l'installation, et on sépare les installations VED des installations non VED. Si les données sur les émissions du PDGES sont disponibles, on les utilise. Dans le cas contraire, les émissions propres à une installation sont estimées à l'aide des méthodes prescrites dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

Déclaration des installations au PDGES

Les données du PDGES sur les installations sont disponibles pour chaque année depuis 2004, bien que la plupart des incinérateurs de DSM aient commencé à déclarer leurs émissions en 2009. Si une installation était en activité avant 2009, on a complété la série chronologique pour les émissions en supposant que la quantité incinérée est en corrélation directe avec la quantité d'émissions. La méthode des « données de substitution » prescrite dans le volume 1, section 5.3.3.2, des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) est utilisée pour combler le manque de données dans la série chronologique des émissions et fait appel à

la quantité de déchets incinérés annuellement par l'installation, donnée obtenue par les enquêtes et/ou les déclarations, ainsi qu'aux données du PDGES pour toutes les années où ces données existent.

Veuillez noter que les lignes directrices sur la déclaration au PDGES exigent que les émissions de CO₂ déclarées par l'installation proviennent uniquement des déchets d'origine fossile (p. ex., plastiques, certains textiles, caoutchouc, solvants liquides et huiles usées). Les émissions de CO₂ produites par la partie biogène des déchets (p. ex., aliments, bois, résidus de jardin) sont exclues du total des émissions.

Installations non déclarantes

Un grand nombre d'incinérateurs ont soit mis fin à leurs activités avant la création du PDGES, soit leurs activités produisaient une quantité d'émissions inférieure au seuil de déclaration.

Bon nombre de ces installations sont de petits incinérateurs situés à Terre-Neuve-et-Labrador, mais certaines installations sont plus grandes, comme en Ontario, au Québec, en Colombie-Britannique et en Alberta. Les émissions produites par ces installations ont été estimées à l'aide des Lignes directrices 2006 du GIEC et des meilleurs paramètres disponibles de chaque installation.

Émissions de CO₂

Les émissions de CO₂ issues de l'incinération des DSM sont estimées à l'aide de la méthode du bilan massique représentée par l'équation 5.2 des Lignes directrices 2006 du GIEC.

Tableau A3-82 **Estimation en tonnes de DSM incinérés par province, de 1990 à 2017**

DSM incinérés (t)										
Installations de valorisation énergétique des déchets						Autres installations			Total	
Année	PE	NS	QC	ON	AB	BC	NL	QC	BC	Canada
1990	35 158	54 000	598 271	143 900	-	238 372	77 886	27 785	20 900	1 196 272
1991	34 627	54 000	593 395	143 900	-	241 206	77 514	27 838	20 900	1 193 380
1992	31 837	35 000	593 568	323 282	-	241 488	82 940	27 665	20 900	1 356 680
1993	32 436	35 000	454 034	318 088	-	248 296	83 444	26 251	18 900	1 216 449
1994	33 021	35 000	256 275	310 894	-	252 359	82 972	27 873	20 000	1 018 394
1995	32 054	54 000	237 288	315 252	-	254 871	78 940	27 788	6 100	1 006 293
1996	33 981	54 000	241 602	326 810	4 545	249 558	80 608	27 591	4 100	1 022 794
1997	29 907	34 300	241 862	316 021	4 206	257 300	78 662	26 998	4 100	993 355
1998	32 250	46 128	245 165	316 987	3 867	247 075	75 223	23 945	-	990 640
1999	32 135	43 650	251 688	314 267	3 528	254 803	75 087	25 648	-	1 000 806
2000	33 018	40 740	253 883	299 211	3 189	256 367	74 207	25 873	-	986 488
2001	32 224	40 740	259 743	293 178	3 346	246 666	72 441	27 532	-	975 870
2002	29 706	54 000	263 291	289 950	2 376	264 013	73 210	26 533	-	1 003 079
2003	26 963	54 000	279 073	161 537	1 544	249 521	71 823	26 281	-	870 742
2004	25 302	54 000	283 890	153 035	2 408	275 174	64 453	26 791	-	885 053
2005	26 580	54 000	284 162	141 631	2 014	277 571	49 065	26 256	-	861 279
2006	25 623	-	293 313	147 769	874	273 521	43 773	29 554	-	814 428
2007	24 282	-	286 010	132 777	36	289 900	45 153	28 990	-	807 149
2008	24 188	-	289 480	152 347	38	275 034	39 981	28 566	-	809 633
2009	23 911	-	274 240	153 675	19	276 650	20 071	26 147	-	774 713
2010	25 436	-	273 333	92 368	62	284 277	7 934	26 000	-	709 410
2011	26 099	-	279 965	175 930	2	281 159	5 642	17 756	-	786 553
2012	26 978	-	272 772	175 930	2	281 260	5 405	21 944	-	784 291
2013	25 257	-	274 531	175 930	2	280 171	2 477	20 162	-	778 530
2014	26 081	-	257 657	175 930	2	275 260	798	20 438	-	756 166
2015	26 871	-	224 807	276 722	0	256 402	798	18 259	-	803 859
2016	26 281	-	245 990	304 437	-	254 244	387	21 255	-	852 594
2017	25 857	-	252 690	315 688	-	259 748	387	22 790	-	877 160

Équation A3-91 : (version modifiée de l'équation 5.2 des Lignes directrices 2006 du GIEC)

Émissions de CO₂ =

$$DSM \times \sum (FD_j \times ms_j \times FC_j \times FCF_j \times FO) \times 44/12$$

Émissions de CO₂	=	émissions de CO ₂ dans l'année visée par l'inventaire
DSM	=	quantité totale de DSM incinérés
J	=	Composant DSM incinérés : papier/carton, textiles, résidus alimentaires, bois, plastique, résidus de jardin, métaux, verre, etc.
FD_j	=	fraction du type de déchets/matière j dans la quantité totale de DSM incinérés
ms_j	=	teneur en matière sèche du composant j dans la quantité totale de DSM incinérés
FC_j	=	fraction de carbone dans la matière sèche (c.-à-d. teneur en carbone) du composant j
FCF_j	=	fraction de carbone d'origine fossile dans la quantité totale de carbone dans le composant j
FO	=	facteur d'oxydation
44/12	=	facteur de conversion de C en CO ₂

Lorsqu'elles étaient disponibles, les données de caractérisation des déchets propres à une installation étaient utilisées pour déterminer les différents types de déchets contenus dans les DSM incinérés (le facteur «FDj» dans l'Équation A3-91). Lorsque ces données n'étaient pas disponibles, les données de caractérisation provinciales provenaient du rapport d'Environnement Canada (1996). Ce rapport contient les données de caractérisation pour les volets VED et non VED de l'incinération des déchets.

Le Tableau A3-83 contient les facteurs par défaut des Lignes directrices 2006 du GIEC qui ont été utilisées pour déterminer les émissions de CO₂ provenant de chaque type de déchets incinérés.

Un facteur par défaut de 1 est utilisé comme facteur d'oxydation (FO) pour tous les types de déchets et toutes les installations.

Émissions de CH₄

La quantité d'émissions de CH₄ produites par l'incinération de DSM est déterminée, pour chaque installation, à l'aide de coefficients d'émission par défaut provenant des Lignes directrices 2006 du GIEC. Les coefficients d'émission sont multipliés par la quantité totale annuelle de déchets incinérés à l'installation (Équation A3-92). Les coefficients d'émission varient selon la manière dont l'incinérateur est alimenté (incinération continue, semi-continue ou par lot) et le type d'incinérateur (fourneau mécanique ou lit fluidisé) (Tableau A3-84). Le coefficient d'émission le plus approprié pour chaque installation a été choisi.

Tableau A3-83 Facteurs par défaut utilisés dans l'équation A3-93 pour déterminer les émissions de CO₂ provenant des DSM incinérés

Type de déchets (j)	Contenu en matière sèche (dmj) (% Poids sec)	Contenu en carbone total (CFj) (% Poids sec)	Fraction de carbone fossile (FCFj) (% de carbone total)
Papier	0,9	0,46	0,01
Vitre	1	SO	SO
Métal	1	SO	SO
Plastique	1	0,75	1
Organiques ¹	0,4	0,435	0
Nourriture ¹	0,4	0,38	0
Jardin ¹	0,4	0,7	0,1
Bois	0,85	0,5	0
Inorganiques	1	0,03	1
Textiles/Caoutchouc ²	0,82	0,585	0,2
Autres ³	1	0,34	0,35

Notes :

1. Dans certains cas, où les installations font une caractérisation des déchets qui incluent les organiques en général, les paramètres pour les organiques sont utilisés. Si une installation fait la distinction entre la nourriture et les déchets de jardin, ces coefficients spécifiques sont utilisés.
2. Les paramètres pour le textile et le caoutchouc sont combinées, comme leurs compositions sont souvent déclarées ensemble.
3. Plusieurs installations déclarent "autres" déchets, sans identifier ce que cela inclue. Dans ce cas, une moyenne des textiles, nourriture, jardin, caoutchouc et des déchets inertes est utilisée. Notez que le papier et le plastique sont toujours caractérisés séparément et ne sont pas incorporés dans les paramètres "autres".

Tableau A3-84 Coefficients d'émission de CH₄ pour les installations d'incinération de DSM

Type d'incinérateur/Technologie		Coefficients d'émission du CH ₄ (tonnes de CH ₄ /tonne DSM incinérée, W et Poids)
Incineration en continu	Brûleur	0,0002
	Lit fluidisé	0
Incineration en semi-continu	Brûleur	0,006
	Lit fluidisé	0,188
Incineration de type par fournées	Brûleur	0,06
	Lit fluidisé	0,237

Équation A3-92 : (modifiée de l'équation 5.4 des Lignes directrices 2006 du GIEC)

$$\text{Émissions de } CH_4 = \sum (D_f \times CE_f)$$

Émissions de CH_4 = émissions de CH_4 provenant de l'incinération des DSM produites l'année de l'inventaire

D_f = quantité totale de DSM incinérés à l'installation f

CE_f = coefficient d'émission le plus approprié pour l'installation f

Émissions de N_2O

Comme pour les émissions de CH_4 , la quantité d'émissions de N_2O produites par l'incinération de DSM est déterminée pour chaque installation à l'aide de coefficients d'émission par défaut provenant des Lignes directrices 2006 du GIEC. Les coefficients d'émission sont multipliés par la quantité totale annuelle de déchets incinérés par l'installation (Équation A3-93). Les coefficients d'émission pour l'incinération des DSM varient selon le type de fonctionnement de l'incinérateur (incinération continue, semi-continue ou par lot) (Tableau A3-85). Veuillez noter que bien que les Lignes directrices 2006 du GIEC fournissent un coefficient d'émission pour les incinérateurs de DSM à incinération à ciel ouvert, on a supposé qu'aucune installation d'incinération de DSM ne pratique l'incinération à ciel ouvert au Canada. Le coefficient d'émission le plus approprié pour chaque installation a été choisi.

Équation A3-93 : (modifiée de l'équation 5.5 des Lignes directrices 2006 du GIEC)

$$\text{Émissions de } N_2O = \sum (D_f \times CE_f)$$

Émissions de N_2O = émissions de N_2O provenant de l'incinération de DSM produites l'année de l'inventaire

D_f = quantité totale de DSM incinérés à l'installation f

CE_f = coefficient d'émission le plus approprié pour l'installation f

Tableau A3-85 Coefficients d'émission de N_2O par défaut pour les installations à incinération de DSM

Type d'incinérateur/Technologie	Coefficients d'émission du N_2O (tonnes N_2O /tonne DSM incinérée, Poids humide)
Incinération en continu/semi-continu	0,00005
Incinération de type par fournées	0,00006

Émissions totales

Le Tableau A3-86 résume les émissions provenant d'installations VED et non VED. Les émissions produites par les installations VED sont déclarées dans le secteur Énergie, tandis que les émissions produites par les installations non VED sont déclarées dans le secteur Déchets.

A3.6.3.2. Incinération de déchets dangereux (5.C.1.2.b)

3.6.3.2.1. Sources de données

Les données sur les activités d'incinération des déchets dangereux ont été obtenues directement des installations. Environnement et Changement climatique Canada a mené des enquêtes bisannuelles entre 2006 et 2018 (ECCC, 2018c). Les quantités de déchets et les émissions sont présentées à l'échelle nationale dans le Tableau A3-87.

Ces quantités de déchets incinérés comprennent les substrats contaminés tels que les sols, le bois, le métal et d'autres matériaux. Les quantités de déchets dangereux peuvent également inclure des déchets inorganiques tels que des solutions aqueuses contenant des métaux lourds ou des déchets comme des uréthanes à base d'eau, par opposition aux déchets d'uréthane à base de solvants qui ont une teneur élevée en carbone d'origine fossile.

3.6.3.2.2. Méthodologie

Les valeurs par défaut des Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques ont été utilisées pour l'estimation du CO_2 : teneur en carbone (50 %) et carbone d'origine fossile en % du carbone total (90 %). Les émissions de CO_2 sont ensuite calculées en multipliant la masse des déchets dangereux incinérés par leur teneur en carbone, le pourcentage de carbone d'origine fossile et le facteur de conversion du CO_2 .

Tableau A3-86 **Sommaire national des émissions pour l'incinération de DSM**

Année	Installations de valorisation énergétique des déchets (déclarées sous Énergie) (kt)				Autres installations (déclarées sous Déchets) (kt)			
	Émissions de CO ₂	Émissions de CH ₄	Émissions de N ₂ O	Total des émissions de CO ₂ E	Émissions de CO ₂	Émissions de CH ₄	Émissions de N ₂ O	Total des émissions de CO ₂ E
1990	356	1,7	0,089	424	47	5,1	0,0072	177
1991	355	1,7	0,088	423	46	5,1	0,0072	176
1992	415	1,7	0,091	483	48	5,3	0,0075	184
1993	377	1,2	0,084	432	47	5,3	0,0073	182
1994	321	0,59	0,073	358	47	5,5	0,0075	187
1995	324	0,67	0,071	361	41	5,0	0,0064	168
1996	329	0,71	0,073	368	41	5,1	0,0064	169
1997	315	0,70	0,071	354	40	4,9	0,0063	165
1998	319	0,73	0,073	359	36	4,6	0,0057	153
1999	324	0,66	0,073	362	37	4,7	0,0058	155
2000	321	0,61	0,073	358	37	4,6	0,0057	153
2001	315	0,59	0,074	352	37	4,5	0,0057	151
2002	324	0,61	0,075	361	37	4,6	0,0057	152
2003	282	0,22	0,071	309	36	4,5	0,0056	150
2004	289	0,22	0,072	316	35	4,0	0,0052	136
2005	287	0,22	0,072	314	27	3,1	0,0042	106
2006	272	0,05	0,071	294	28	2,8	0,0041	98
2007	269	0,04	0,069	291	27	2,7	0,0040	97
2008	271	0,05	0,070	293	25	2,2	0,0035	82
2009	269	0,05	0,067	290	21	1,1	0,0025	49
2010	255	0,03	0,068	276	17	0,37	0,0018	27
2011	282	0,07	0,070	305	12	0,23	0,0012	18
2012	328	0,06	0,033	339	14	0,22	0,0014	20
2013	324	0,06	0,024	332	12	0,15	0,0012	16
2014	283	0,13	0,027	294	12	0,05	0,0011	13
2015	360	0,17	0,031	373	11	0,05	0,0010	12
2016	396	0,19	0,043	414	12	0,03	0,0011	13
2017	440	0,26	0,063	465	13	0,03	0,0012	14

En l'absence de valeurs par défaut du GIEC pour les coefficients d'émission de N₂O et de CH₄, on a établi des coefficients d'émission d'après les données d'une installation d'incinération de déchets dangereux qui avait fourni les émissions totales sur la base de mesures directes des émissions de N₂O et de CH₄ pour l'année 2007. Le site a brûlé 177 tonnes de déchets dangereux (DD) et émis 0,03 tonne de CH₄ et 0,56 tonne de N₂O en 2007. Les coefficients d'émission ont ensuite été calculés comme suit : 0,0001695 t de CH₄/t de DD et 0,003164 t de N₂O/t de DD. Les émissions de N₂O et de CH₄ provenant de l'incinération des déchets dangereux ont été estimées en multipliant ces coefficients d'émission par la masse des déchets incinérés.

A3.6.3.3. Incinération des boues d'épuration (5.C.1.1.b)

A3.6.3.3.1. Sources de données

Les données sur l'activité incinération des boues d'épuration proviennent directement des installations. Des enquêtes bisannuelles ont été menées par Environnement et Changement climatique Canada entre 2006 et 2018 (ECCC, 2018c).

Les quantités estimatives de boues d'épuration incinérées pour la période 1990–2017 sont présentées dans le Tableau A3-88.

Tableau A3-87 **Données sur les activités et les émissions attribuables à l'incinération de déchets dangereux, de 1990 à 2017**

Année	Quantité de déchets dangereux incinérés (tonnes)	Estimation des émissions de GES		
		(kt CO ₂)	(kt CH ₄)	(kt N ₂ O)
1990	100 762	166	0,017	0,319
1991	109 111	180	0,019	0,345
1992	117 879	195	0,020	0,373
1993	125 109	206	0,021	0,396
1994	142 050	234	0,024	0,449
1995	164 727	272	0,028	0,521
1996	146 125	241	0,025	0,462
1997	132 348	218	0,022	0,419
1998	155 511	257	0,026	0,492
1999	140 820	232	0,024	0,446
2000	168 379	278	0,029	0,533
2001	179 525	296	0,030	0,568
2002	184 845	305	0,031	0,585
2003	144 036	238	0,024	0,456
2004	161 891	267	0,027	0,512
2005	157 788	260	0,027	0,499
2006	147 775	244	0,025	0,468
2007	134 878	223	0,023	0,427
2008	147 494	243	0,025	0,467
2009	134 122	221	0,023	0,424
2010	138 031	228	0,023	0,437
2011	130 503	215	0,022	0,413
2012	86 820	143	0,015	0,275
2013	91 401	151	0,015	0,289
2014	109 524	181	0,019	0,347
2015	124 177	205	0,021	0,393
2016	119 394	197	0,020	0,378
2017	119 434	197	0,020	0,378

A3.6.3.3.2. Méthodologie

Les émissions de N₂O provenant de l'incinération des boues d'épuration ont été mises à jour en utilisant le coefficient d'émission par défaut du GIEC 2006 pour les lits fluidisés, soit 0,99 kg/t de boues d'épuration séchées incinérées (GIEC, 2006). Pour estimer les émissions, le coefficient calculé est multiplié par la quantité de déchets incinérés par chaque province (Équation A3-94). Les valeurs d'émissions nationales sont ensuite déterminées comme étant la somme de ces émissions pour toutes les provinces.

Équation A3-94 : (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 5.5, chapitre 5, volume 5)

$$N_2O_{BE} = M_{BE} \times CE_{N_2O-BE}$$

- N_2O_{BE} = émissions de N₂O attribuables à l'incinération des boues d'épuration, t/an
- M_{BE} = masse des boues d'épuration séchées incinérées, t/an
- CE_{N_2O-BE} = coefficient d'émission de N₂O des boues d'épuration (0,99 kg N₂O/t de boues sèches incinérées/1 000 kg/t)

Les émissions de CH₄ sont estimées à partir des coefficients d'émission obtenus auprès de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA, 1995). Les coefficients d'émission sont établis à 1,6 t/kt de solides séchés totaux pour les incinérateurs de déchets à lit fluidisé et à 3,2 t/kt de solides séchés pour les incinérateurs à soles étagées, ces deux types d'incinérateurs étant équipés d'épurateurs de type Venturi. On suppose que tous les incinérateurs sont du type à lit fluidisé.

Les émissions de CH₄ provenant de l'incinération des boues d'épuration dépendent de la quantité de solides séchés incinérés. Pour calculer les émissions de CH₄, la quantité de solides séchés incinérés est multipliée par un coefficient d'émission approprié.

Les émissions de CH₄ sont calculées comme suit (Équation A3-95).

Équation A3-95 : (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 5.4, chapitre 5, volume 5)

$$CH_{4(s)} = S_{Inc} \times CE_{CH_4-LF}$$

- $CH_{4(s)}$ = émissions de CH₄ attribuables à l'incinération de déchets, t/an
- S_{Inc} = boues d'épuration séchées incinérées t/an
- CE_{CH_4-LF} = coefficient d'émission de CH₄ pour les incinérateurs à lit fluidisé : 1,6 t de CH₄/kt de boues d'épuration incinérées/1 000 kg/t

Tableau A3-88 Quantités estimatives de boues d'épuration incinérées, de 1990 à 2017

Boues d'épuration incinérées (t, poids sec)					
Année	AB	BC	ON	QC	Total national
1990	0	0	14 527	49 019	63 546
1991	0	0	12 486	59 365	71 851
1992	0	0	13 165	65 217	78 382
1993	0	0	23 923	83 174	107 097
1994	0	0	25 467	100 622	126 089
1995	0	0	23 661	102 109	125 770
1996	0	0	24 480	121 124	145 604
1997	0	0	25 460	113 032	138 492
1998	0	0	23 080	115 458	138 538
1999	0	0	27 734	121 100	148 834
2000	0	0	58 163	123 532	181 695
2001	0	0	54 800	130 858	185 658
2002	0	0	66 455	133 157	199 612
2003	0	0	58 243	130 991	189 234
2004	0	0	61 724	126 952	188 676
2005	0	0	57 975	127 581	185 556
2006	0	0	62 136	127 779	189 915
2007	0	0	65 779	123 730	189 509
2008	0	0	43 490	125 924	169 414
2009	0	0	51 668	118 098	169 766
2010	0	0	49 219	117 020	166 239
2011	0	0	58 320	123 605	181 925
2012	0	0	72 001	117 992	189 993
2013	0	0	67 087	121 978	189 065
2014	0	0	74 660	122 967	197 627
2015	0	0	80 510	124 318	204 828
2016	2 738	1 852	70 764	124 318	199 672
2017	1 998	5 732	70 910	124 318	202 958

Note : Les données de l'Alberta en 2016 et en 2017 portent sur un autre type de boues.

A3.6.3.4. Incinération de déchets médicaux (5.C.1.2.b)

A3.6.3.4.1. Sources de données

Les types de déchets médicaux incinérés au Canada comprennent les déchets cytotoxiques, les déchets anatomiques d'origine humaine ou animale et les déchets pharmaceutiques (Stericycle, 2014). Les données d'activités ont été définies comme provenant de l'incinération continue ou par lot; il n'existe aucun incinérateur semi-continu.

On croit actuellement qu'il y a 3 incinérateurs de déchets médicaux centralisés (et commerciaux), 33 incinérateurs hospitaliers et 8 incinérateurs cliniques exploités par le gouvernement du Canada. Les provinces canadiennes de la Colombie-Britannique et du Québec ainsi que la région de Winnipeg au Manitoba ont exporté leurs déchets médicaux vers d'autres provinces canadiennes ou vers les États-Unis au cours de la série chronologique, tandis que la Saskatchewan a exporté des quantités importantes vers l'Alberta.

Les données sur l'activité incinération des déchets médicaux proviennent directement des installations. Des enquêtes bisannuelles ont été menées par Environnement et Changement climatique Canada entre 2006 et 2018 (ECCC, 2018c).

L'enquête sur l'incinération des déchets médicaux a été complétée par des rapports d'étape préparés par le Conseil canadien des ministres de l'environnement sur les questions liées aux émissions de dioxines, de furanes et de mercure, puisque l'incinération des déchets médicaux était auparavant une source importante de ces polluants (CCME, 2006, 2007 et 2010), ainsi que par un rapport sur l'incinération des déchets solides au Canada préparé par A.J. Chandler & Associates Ltd. pour Environnement Canada (Environnement Canada, 2003b). Dans le cas de l'incinération des déchets médicaux, une interpolation linéaire a été utilisée entre les points de données et une extrapolation a été faite à partir des totaux provinciaux de déchets médicaux. Pour les valeurs en dehors des plages de points de données, l'extrapolation était basée sur les données de population.

Les quantités de déchets et les émissions sont présentées à l'échelle nationale dans le Tableau A3-89.

Tableau A3-89 Coefficients d'émission de CH₄ pour Traitement et rejet des eaux usées

Traitement	FCM	CE	Source
Lagune aérobie	0	0	IPCC 2006 Guidelines
Lagune anaérobie	0,8	0,288	IPCC 2006 Guidelines
Lagune facultative	0,2	0,072	IPCC 2006 Guidelines
Lagune/Lagune non spécifié	0,2	0,072	IPCC 2006 Guidelines ¹
Pas de traitement	0,1	0,036	IPCC 2006 Guidelines
Préliminaire	0	0	IPCC 2006 Guidelines
Aérobic centralisée—Primaire	0	0	IPCC 2006 Guidelines
Aérobic centralisée—Secondaire	0	0	IPCC 2006 Guidelines
Anaérobic centralisée	0,8	0,288	IPCC 2006 Guidelines
Septique	0,5	0,18	IPCC 2006 Guidelines
Inconnu/Autre	0,15	0,054	ECCC Estimate ²
Terres humides	0,17	0,0612	IPCC Supplement to 2006 Guidelines for Wetlands (2014) ³
Réacteur discontinu séquentiel	0,05	0,018	Taseli, 2018
Stockage	-	-	Non estimé

Notes :

1. Il est supposé que les types de lagunes non spécifiés sont des lagunes facultatives

2. Hypothèse selon laquelle la plupart des systèmes inconnus sont probablement des lagunes facultatives ou des rejets en mer non traités

3. La valeur moyenne des FCM des trois types de zones humides est utilisée dans les directives du GIEC (2014)

Les émissions provenant du stockage et du stockage des lagunes ne sont pas estimées

A3.6.3.4.2. Méthodologie

La méthode de niveau 1 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) pour les émissions de CO₂ a été utilisée (Équation A3-96).

Équation A3-96 : (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 5.1, chapitre 5, volume 5)

$$\text{Émissions de CO}_2 = \sum_i (DS_i \cdot ms_i \cdot FC_i \cdot FCF_i \cdot FO_i) \cdot 44/12$$

Émissions de CO₂	=	émissions de CO ₂ dans l'année visée par l'inventaire, Gg/année
DS_i	=	quantité totale de déchets solides de type i (poids humide) incinérés
ms_i	=	teneur en matière sèche des déchets (poids humide) incinérés, (fraction)
FC_i	=	fraction de carbone dans la matière sèche (teneur totale en carbone), (fraction)
FCF_i	=	fraction de carbone d'origine fossile dans la teneur totale en carbone, (fraction)
FO_i	=	facteur d'oxydation, (fraction)
44/12	=	facteur de conversion de C en CO ₂
i	=	type de déchets incinérés (DSM, boues d'épuration, déchets dangereux, déchets médicaux, etc.)

La teneur en matière sèche a été établie d'après la valeur par défaut de la teneur en eau de 0,35 pour les déchets médicaux des Lignes directrices 2006

du GIEC (GIEC, 2006). Sont utilisées également les valeurs par défaut de 60 % pour le carbone total (% du poids sec) et de 40 % pour le carbone fossile en % du carbone total ainsi que le facteur d'oxydation par défaut de 100 % pour les déchets médicaux des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

Pour la quantification des émissions de N₂O, on a utilisé la méthode de niveau 1 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) (Équation A3-97).

Équation A3-97 : (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 5.5, chapitre 5, volume 5)

$$\text{Émissions de N}_2\text{O} = \sum_i (DI_i \cdot CE_i) \cdot 10^{-6}$$

Émissions de N₂O	=	émissions de N ₂ O dans l'année visée par l'inventaire, Gg/année
DI_i	=	quantité de déchets incinérés de type i, Gg/année
CE_i	=	coefficient d'émission de N ₂ O (kg de N ₂ O/Gg de déchets) pour les déchets de type i
10⁻⁶	=	facteur de conversion des kilogrammes en gigagrammes
i	=	type de déchets incinérés (DSM, boues d'épuration, déchets dangereux, déchets médicaux, etc.)

On a constaté que les coefficients d'émission d'installations de type incinérateur à alimentation

mécanique étaient plus représentatifs des incinérateurs de déchets médicaux au Canada. Les émissions de N_2O pour un site donné ont donc été calculées en utilisant les coefficients d'émission par défaut de l'incinération en continu (50 g N_2O /t de déchets incinérés) et en discontinu (60 g N_2O /t de déchets incinérés) dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006). Les coefficients d'émission par défaut des déchets solides municipaux ont été utilisés conformément aux Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (GIEC, 2000), car aucune valeur spécifique aux déchets médicaux n'est fournie.

Pour la quantification des émissions de CH_4 , on a utilisé la méthode de niveau 1 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) (Équation A3-98).

Équation A3-98 : (Lignes directrices 2006 du GIEC, équation 5.4, chapitre 5, volume 5)

$$\text{Émissions de } CH_4 = \sum_i (DI_i \cdot CE_i) \cdot 10^{-6}$$

Émissions de CH_4	=	émissions de CH_4 dans l'année visée par l'inventaire, Gg/année
DI_i	=	quantité de déchets solides de type i incinérés, Gg/année
CE_i	=	coefficient d'émission globales de CH_4 , kg CH_4 /Gg de déchets
10^{-6}	=	facteur de conversion des kilogrammes en gigagrammes
i	=	type de déchets incinérés (DSM, boues d'épuration, déchets dangereux, déchets médicaux, etc.)

Les émissions de CH_4 pour un site donné ont donc été calculées en utilisant les coefficients d'émission par défaut de l'incinération en continu (0,2 kg/Gg de déchets incinérés) et en discontinu (60 kg/Gg de déchets incinérés) dans les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 5, chapitre 5, tableau 5.3 (GIEC, 2006). Les coefficients d'émission par défaut des déchets solides municipaux ont été utilisés conformément aux Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (GIEC, 2000), car aucune valeur spécifique aux déchets médicaux n'est fournie.

A3.6.3.5. Combustion à l'air libre des déchets (5.C.2)

Le Canada n'estime pas actuellement les émissions de GES provenant de la combustion à air libre des déchets. Bien que la combustion à air libre dans les

sites d'enfouissement soit interdite par règlement dans la plupart des provinces et des territoires, il existe des preuves anecdotiques que certains brûlages à ciel ouvert se produisent encore dans les régions rurales du pays. Cependant, il s'agit d'une source mineure d'émissions par rapport à d'autres activités. Le niveau probable des émissions provenant de la combustion à air libre des déchets solides municipaux au Canada (estimation pour 2010) était de près de 100 kt ou 0,015 % des émissions nationales totales. Cela représente moins de 0,05 % des émissions totales et moins que le seuil de 500 kt précisé au paragraphe 37(b) de l'annexe I des directives de la CCNUCC pour la notification des inventaires. Comme cette valeur des émissions peut être considérée comme représentative pour toutes les années, cette source peut être considérée comme non significative.

A3.6.4. Émissions provenant du traitement et du rejet des eaux usées (5.D)

Les estimations des émissions pour la section du traitement et du rejet des eaux usées comprennent les émissions de CH_4 provenant du traitement des eaux usées municipales et industrielles, les émissions provenant du rejet des eaux usées non traitées et les émissions de N_2O provenant des eaux usées traitées et non traitées. Comme les eaux usées sont considérées comme étant d'origine biogène, les émissions de CO_2 ne sont pas prises en compte dans le secteur du traitement des eaux usées.

Au Canada, la plupart des eaux usées sont traitées dans des stations d'épuration municipales centralisées. Ces stations reçoivent les eaux usées des utilisateurs domestiques et industriels. Certaines municipalités côtières recueillent et rejettent des eaux usées non traitées. De nombreux Canadiens dans des régions rurales et éloignées utilisent des fosses septiques privées ou communautaires pour le traitement des eaux usées. Les grandes industries traitent ou prétraitent leurs eaux usées sur place et leurs eaux usées sont prises en compte séparément des eaux usées municipales traitées.

A3.6.4.1. Traitement et rejet des eaux usées domestiques municipales— CH_4

Les estimations des émissions des installations municipales de traitement des eaux usées suivent les

recommandations des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les émissions de CH₄ et les Lignes directrices du GIEC—version révisée de 1996—pour les émissions de N₂O (GIEC, 2006; GIEC, 1996). Les émissions provenant du traitement des eaux usées municipales sont déterminées par habitant : la charge de matières organiques par habitant dans les eaux usées et la population desservie par type de traitement sont les principales données sur les activités pour les émissions de CH₄. La charge d'azote dans les eaux usées, estimée à partir de la consommation de protéines par habitant, est la principale donnée sur les activités pour les émissions de N₂O.

Les technologies de traitement varient, mais consistent généralement en des procédés aérobie et anaérobie. On suppose qu'un procédé de traitement aérobie bien géré ne produit pas d'émissions de CH₄. Les estimations des émissions de CH₄ peuvent donc se limiter aux procédés de traitement anaérobie. Au Canada, les systèmes anaérobies comprennent les lagunes facultatives, les fosses septiques et les rejets d'eaux usées non traitées, qui sont considérés comme partiellement anaérobies. Les estimations de CH₄ pour le traitement des eaux usées municipales sont déterminées en fonction de la charge organique dans les systèmes anaérobies de traitement des eaux usées, déterminée à partir de la charge organique par habitant (qui comprend les sources domestiques et industrielles). Les estimations sont basées sur la quantité maximale théorique de méthane produit et sur un facteur de correction du méthane pour tenir compte de la quantité réelle de méthane attendue d'un type de traitement donné.

A3.6.4.1.1. Émissions de CH₄ provenant du traitement et du rejet des eaux usées domestiques municipales

Méthodologie

Les émissions de méthane provenant du traitement des eaux usées domestiques municipales sont calculées conformément à l'approche de niveau 2 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006), en utilisant des coefficients propres au pays, lorsqu'ils sont disponibles. Les émissions de méthane sont estimées pour chaque province en fonction de la charge de matières organiques dans les eaux usées et d'un coefficient d'émission, tel qu'il est indiqué dans l'Équation A3-99.

Équation A3-99 :

$$CH_{4(x)} = CE_{CH_4} \times \text{Charge organique}_{(x)}$$

$CH_{4(x)}$	=	émissions de CH ₄ provenant du traitement des eaux usées, x, t/an
CE_{CH_4}	=	coefficient d'émission de CH ₄ du traitement des eaux usées, t/personne/an
$\text{Charge organique}_{(x)}$	=	charge de matières organiques dans le système de traitement/rejet des eaux usées, pour la province x, t DBO ₅ /an

Les matières organiques retirées des eaux usées sous forme de boues et la récupération du méthane provenant du traitement des eaux usées municipales, qui seraient normalement incluses dans l'équation 6.1 du GIEC 2006 (GIEC, 2006, chapitre 6, volume 5), ne sont pas prises en compte en raison de l'insuffisance des données. Ces paramètres sont effectivement traités comme étant zéro (c.-à-d. aucune réduction des émissions provenant de l'élimination des boues et de la récupération du méthane).

Coefficient d'émission

Le coefficient d'émission pour le traitement et le rejet des eaux usées dépend de la capacité de production maximale théorique de CH₄ (B₀) pour les eaux usées et d'un facteur de correction du méthane (FCM) pour le système de traitement des eaux usées, comme illustré dans l'Équation A3-100 et le Tableau A3-90. La capacité maximale de production de méthane a été établie à 0,36 kg de CH₄ par kg de DBO₅ par AECOM (2011). Le FCM est la fraction du méthane potentiel qui est produite par chaque type de traitement et varie de 0 à 1 (GIEC, 2006), selon le type de système de traitement.

Équation A3-100 :

$$CE_{CH_4} = B_0 \times FCM$$

CE_{CH_4}	=	coefficient d'émission, kg CH ₄ /kg DBO ₅
B_0	=	capacité maximale théorique de production de CH ₄ , kg CH ₄ /kg DBO ₅
FCM	=	facteur de correction du méthane (FCM), fraction

Comme nous l'avons déjà mentionné, les données sont insuffisantes pour déterminer la quantité de boues éliminées du traitement des eaux usées (valeur zéro, selon l'équation 6.1 des Lignes directrices 2006 du

Tableau A3-90 **Consommation canadienne de protéines, de 1990 à 2017**

Année	Consommation de protéines (g/personne/jour)
1990	65,26
1991 ^a	66,19
1992	66,55
1993	67,20
1994	67,86
1995	68,52
1996 ^a	68,59
1997	69,87
1998	70,56
1999	71,25
2000	71,95
2001 ^a	72,97
2002	72,79
2003 ^a	71,76
2004 ^a	72,18
2005 ^b	71,12
2006 ^b	71,03
2007 ^b	71,79
2008 ^b	70,25
2009 ^b	69,85
2010 ^c	69,77
2011 ^c	69,43
2012 ^c	69,09
2013 ^c	68,75
2014 ^c	68,41
2015 ^c	68,07
2016 ^c	67,74
2017 ^c	67,74

Sources :

- Statistique Canada (2008b), Statistiques sur les aliments, no 21-020-X au catalogue. Les données ont été corrigées pour tenir compte des pertes qui peuvent survenir dans les magasins et les foyers et au moment de la cuisson et du service à la table.
- Statistique Canada (2010b), Statistiques sur les aliments, no 21-020-X au catalogue. Les données ont été corrigées pour tenir compte des pertes qui peuvent survenir dans les magasins et les foyers et au moment de la cuisson et du service à la table.
- Données extrapolées à partir des données de Statistique Canada (2008b et 2010b) à l'aide de la fonction de croissance.

GIEC). Par conséquent, les données sont insuffisantes pour estimer la quantité de boues de digestion anaérobie ou pour estimer la récupération du méthane des digesteurs de boues anaérobies (les digesteurs de boues anaérobies sont connus pour avoir des systèmes de récupération du méthane). Les boues provenant du traitement des eaux usées municipales sont généralement placées dans des sites d'enfouissement, appliquées au sol ou incinérées. Les émissions provenant de l'élimination, de l'utilisation ou de l'application des boues municipales et industrielles sont estimées et comptabilisées

dans les catégories des sites d'enfouissement de déchets solides municipaux, de l'incinération ou de l'agriculture.

Données sur les activités

Les émissions de CH₄ provenant des systèmes municipaux de traitement des eaux usées sont déterminées en fonction de la charge organique dans les systèmes anaérobies de traitement des eaux usées, par province (mesurée en tant que demande biogéochimique en oxygène, test de 5 jours ou DBO₅). La charge organique est déterminée à partir du taux de charge organique par habitant (DBO₅/habitant/jour), de la population de chaque province et du pourcentage de la population de cette province qui est desservie par des systèmes de traitement anaérobie (fosses septiques, lagunes facultatives ou rejets collectés et non traités).

Le taux de charge organique par habitant de 0,06 kg/ personne/jour est utilisé dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

La charge organique dans les eaux usées est calculée comme le montre l'Équation A3-101.

Équation A3-101 :

$$\text{Charge organique}_{(x)} = \text{Pop}_{(x)} \times \text{Frac}_{\text{An}(x)} \times \text{DBO}_5 \times 365 \times 0,001$$

Charge organique_(x)	=	charge e matières organiques dans le système de traitement/rejet des eaux usées, pour la province x, t de DBO ₅ /an
Pop_(x)	=	population de la province, x
Frac_{An(x)}	=	fraction (pourcentage) de la population de la province, x, desservie par des systèmes de traitement/rejet des eaux usées en anaérobie
DBO₅	=	charge organique par personne selon le système de traitement des eaux usées, kg de DBO ₅ /personne/jour
365	=	conversion des jours en année
0,001	=	conversion des kg de DBO ₅ en tonnes de DBO ₅

Utilisation de technologies de traitement, par province

Le Canada dispose de plus de 3 000 systèmes de traitement ou de rejet des eaux usées et une grande partie de la population est dotée de fosses

septiques privées. Peu de systèmes de traitement ont directement recensé les populations desservies.

Le pourcentage de la population desservie par type de traitement est estimé à l'aide des données d'enquête (Statistique Canada, 2017), des données sur les populations régionales (Statistique Canada, 2018), les technologies de systèmes de traitement et les volumes des effluents déclarés auprès du Système d'information pour les rapports réglementaires sur les effluents (SIRRE) conformément au *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (RESAEU, 2014), ainsi que des données compilées provenant de diverses sources, comme des rapports annuels sur les installations de traitement, des sites Web municipaux et des rapports, des inventaires et des ensembles de données provinciaux.

Échelle

Le pourcentage de la population par technologie de traitement a été déterminé à l'échelle géographique de la région métropolitaine de recensement (RMR; c.-à-d. régions urbaines), les autres régions (régions rurales ou petites villes) de chaque province étant traitées comme une seule unité (région non RMR).

Les 33 plus grandes RMR (34, si on considère Ottawa et Gatineau séparément) représentent environ 70 % de la population canadienne. Depuis 1990, la croissance démographique de ces RMR est également plus rapide que dans les régions non RMR. Il existe aussi une différence notable dans l'utilisation septique entre les régions urbaines (RMR) et rurales (non RMR).

Les systèmes de traitement municipaux desservent à la fois les utilisateurs domestiques (personnes) et les utilisateurs industriels (apports d'eaux usées industrielles). Bon nombre de systèmes de traitement anciens reçoivent des eaux usées provenant d'égouts unitaires, ce qui signifie que l'installation de traitement reçoit également des apports d'eau de l'écoulement pluvial. En analysant le traitement à l'échelle de la RMR (par ville), la variabilité dans l'utilisation septique, les apports d'eaux usées industrielles et les apports de précipitations est minimisée.

Fosses septiques et égouts

En ce qui concerne le traitement des eaux usées au Canada, la population peut être divisée entre la population qui utilise une fosse septique privée (ou communautaire) et celle qui est reliée à un réseau

d'égout municipal, lequel soit recueille les eaux usées à une installation de traitement centralisée soit, dans certaines régions côtières, rejette les eaux usées dans la mer.

La population de chaque province désignée comme utilisant soit une fosse septique soit le réseau d'égouts municipal est fondée sur l'*Enquête sur les ménages et l'environnement* de Statistique Canada (Statistique Canada, 2017), une enquête bisannuelle menée depuis 2007 auprès d'environ 14 000 ménages qui comprend une question portant sur la destination des eaux usées (en gros, fosse septique ou réseau d'égouts municipal) et qui est présentée sous une forme exploitable pour cette analyse.

La valeur estimative de la population qui utilisait une fosse septique avant 2007, est la valeur de 2007 maintenue constante. Les valeurs des années intermédiaires sont interpolées de façon linéaire entre les années où l'enquête est menée. La valeur estimative de la population utilisant une fosse septique les années suivant la dernière enquête est la valeur de cette année-là maintenue constante.

System de traitement (installations de traitement, usines d'épuration ou systèmes de rejet des eaux usées)

Les données sur la population desservie par installation de traitement ou système de rejet, et les détails sur la technologie à laquelle fait appel l'installation ou le système sont utilisés pour estimer la fraction de la population provinciale desservie par chaque type de traitement. La fraction de la population desservie par une installation de traitement ou un système de rejet des eaux usées est estimée à partir de la population de la région (région RMR ou non RMR) dans laquelle cette installation ou ce système est situé, le pourcentage de cette population estimé être reliée à un réseau d'égout municipal (mentionné ci-dessus), et la proportion relative du volume d'eau usée traitée par ce système par comparaison au volume total régional d'eaux usées traitées pendant une année donnée, comme l'indique l'Équation A3-102. Par exemple, on suppose qu'une installation qui traite 30 % du volume total annuel d'eaux usées d'une RMR dans une année donnée dessert 30 % de la population dans cette RMR qui est reliée au réseau d'égout municipal cette année-là.

Équation A3-102 :

$$Population/réseau_{i,j} = \frac{Volume\ traité_{i,j}}{volume\ total\ traité_{région,j}} * Population_{égout,région,j}$$

population/réseau_j	=	population estimée desservie par le système municipal de traitement des eaux usées (installation ou système de rejet des eaux usées), <i>i</i> , à l'année <i>j</i>
j	=	année
région	=	région métropolitaine de recensement (ou la partie non RMR de la province) dans laquelle le système <i>i</i> est situé à l'année <i>j</i> (Note : les limites de la RMR varient avec le temps.)
volume traité_{i,j}	=	volume d'eau usée traitée par une installation <i>i</i> ou rejetée pendant l'année <i>j</i>
volume total traité_{régiion,j}	=	volume total d'eau usée traitée par tous les systèmes dans la région dans laquelle le système <i>i</i> se trouve.
population_{régiion,égout,j}	=	population de la région dans laquelle le système <i>i</i> se trouve pendant l'année <i>j</i>

La fraction de la population provinciale utilisant chaque technologie de traitement est déterminée par la somme de la population estimée desservie par les systèmes de chaque technologie de traitement, divisée par la population provinciale, comme l'indique l'Équation A3-103 ci-dessous. La population desservie par une fosse septique a été établie directement à partir des résultats de l'*Enquête sur les ménages et l'environnement*, comme mentionné ci-dessus.

Équation A3-103 :

$$Pourcent/tech, t, j, prov = \frac{\sum_t pop/système_{i,j,t}}{population_{prov,j}}$$

pourcent/tech, t, j, prov	=	pourcentage de la population faisant appel à la technologie de traitement <i>t</i> , à l'année <i>j</i> , dans la province <i>prov</i> .
pop/système_{i,j}	=	population estimée desservie par le système municipal de traitement des eaux usées (installation de traitement ou système de rejet des eaux usées), <i>i</i> , à l'année <i>j</i> , disposant d'une technologie de traitement <i>t</i>
population_{prov,j}	=	population de la province à l'année <i>j</i>

Volume traité et technologie utilisée, par système municipal de traitement des eaux usées

Le volume d'eau usée traitée ou rejetée par système de traitement des eaux usées et la technologie de traitement employée par système de traitement sont déterminés à partir des données recueillies de sources multiples et d'une interpolation avec des valeurs connues.

Le volume des eaux usées rejetées de la plupart (>2 500) des systèmes de traitement des eaux usées au Canada (présupposé être égal au volume traité) et la technologie de traitement utilisée sont déclarés au moyen du Système d'information pour les rapports réglementaires sur les effluents (SIRRE) conformément au *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (RESAEU, 2014). Les registres de cette source ont été commencés en 2013. Pour compléter la série chronologique et combler les lacunes éventuelles de données, on a également recueilli les volumes déclarés, le type de technologie de traitement, et des précisions sur la construction, la mise à niveau et la mise hors service des installations à partir des rapports et des inventaires provinciaux, des rapports annuels des installations de traitement, des sites Web municipaux, des rapports techniques, des articles scientifiques, des informations de presse et d'autres sources. Parmi les autres sources de données notables, outre les données recueillies par SIRRE, mentionnons Québec (2003), (2005) et (2013), le ministère de l'Environnement de l'Ontario (1985), et le portail des ressources en eau de Terre-Neuve (consulté en 2018).

Les volumes associés à chaque système de traitement ou de rejet des eaux usées des années où ces données ne sont pas disponibles sont interpolés entre les années où les volumes sont connus. Ou bien, on extrapole les volumes en mettant à l'échelle la dernière valeur connue en fonction de la variation de la population. Par exemple, si la population augmente de 5 %, le volume extrapolé est accru de 5 %. De nombreux petits systèmes n'ont pas déclaré les volumes (791 petits systèmes). C'est peut-être parce que le seuil de déclaration obligatoire de 100 m³/jour du *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (RESAEU) n'est jamais atteint ou parce que ces petits systèmes ont mis fin à leurs activités avant l'entrée en vigueur du *Règlement* en 2014. Ces systèmes se voient attribuer un volume de traitement d'une valeur de 100 m³/jour (ce qui

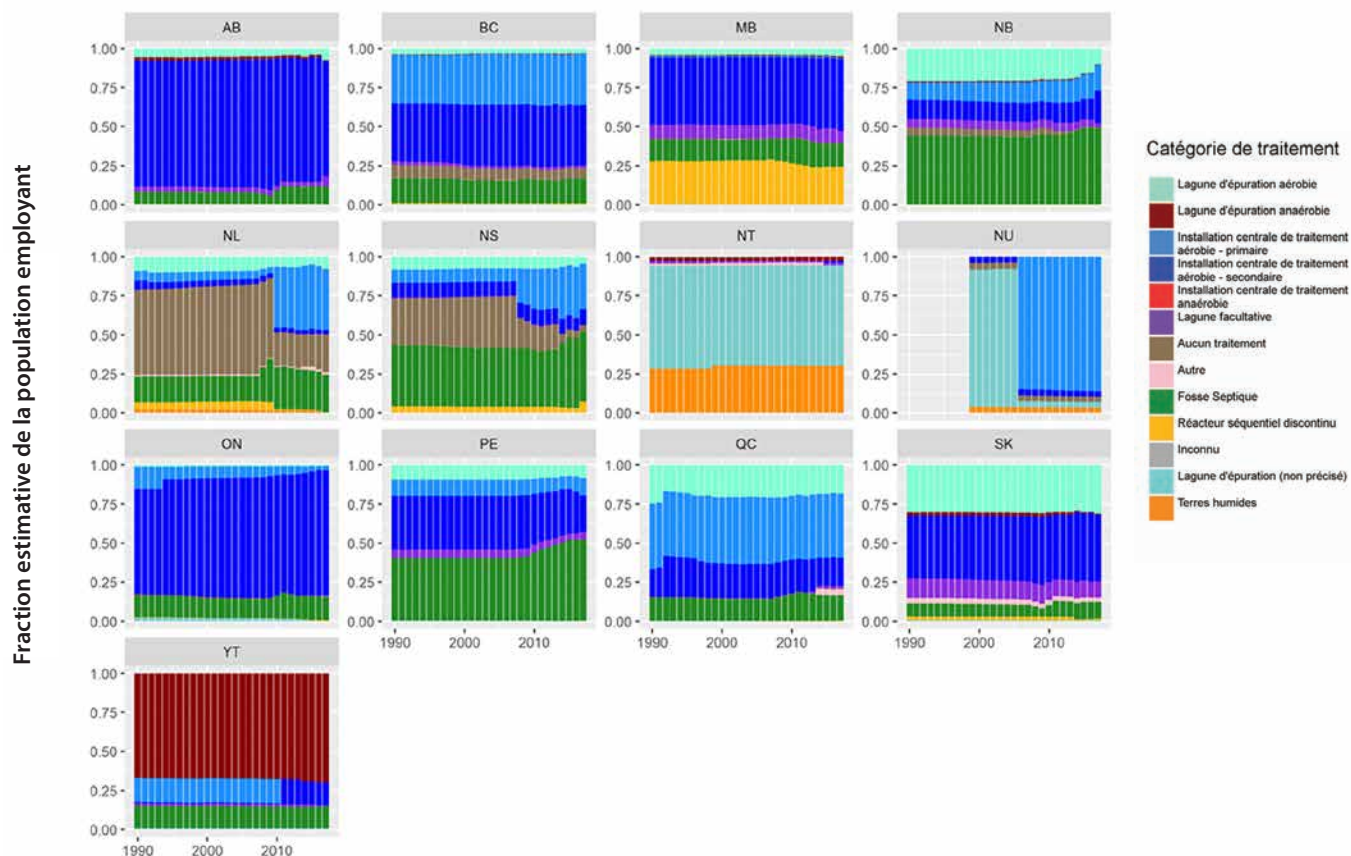
correspond à une population d'environ 100 à 300 personnes). Même avec l'attribution de ce volume, ces «petits» systèmes représentent une contribution négligeable au volume global d'eaux usées traitées au Canada.

En ce qui concerne les systèmes dotés de plus d'un type de traitement, à la fois de cellules d'étangs aérobies et de cellules d'étangs facultatifs, le volume annuel d'eau usée traitée (et, par conséquent, l'estimation de la population desservie) est divisé de façon égale entre les types de traitement. Cela revient à supposer que chaque type de traitement d'une installation (ou partie d'un système de traitement) traite la même proportion d'eaux usées. Pour le moment, il n'est pas possible d'attribuer exactement le volume d'eau usée traitée à l'un et à l'autre des procédés, faute de données suffisantes.

On suppose que la technologie de traitement demeure inchangée avant la valeur connue la plus ancienne et après la valeur connue la plus récente. Si la technologie a été changée entre deux valeurs de référence indiquant que des technologies différentes ont été utilisées à différents moments, les valeurs des années intermédiaires sont attribuées à la technologie la plus ancienne (c.-à-d. on suppose que la première référence à la technologie la plus récente correspond à l'année de l'amélioration).

La population estimée desservie par type de traitement, par année et par province est présenté à la Figure A3–33.

Figure A3–33 Pourcentage de la population desservie par type de technologie de traitement et par province



A3.6.4.1.2. Émissions de N₂O provenant du traitement et du rejet des eaux usées domestiques municipales

Méthodologie

Les émissions d'oxyde nitreux (N₂O) sont estimées à l'aide des méthodes de niveau 1 des Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006). L'oxyde nitreux est associé à la décomposition des composants azotés dans les eaux usées qui sont introduits sous forme d'urée, de nitrates et de protéines dans les déchets humains ainsi qu'aux apports provenant d'autres eaux usées domestiques, lesquelles peuvent comprendre les eaux usées provenant des douches, des éviers et lavabos, des machines à laver, etc. (GIEC, 2006).

Les émissions de N₂O provenant des installations municipales de traitement des eaux usées sont estimées en fonction de la quantité d'azote rejetée dans le milieu aquatique, établie d'après la quantité d'azote introduite dans le flux d'eaux usées, et d'un coefficient d'émission de 0,005 kg de N₂O-N/kg de N₂O-N dans les eaux usées, tel qu'indiqué dans l'Équation A3-104.

Équation A3-104 :

$$N_2O = CE_{N_2O-N} \times N_{\text{effluents}} \times 44/28$$

N₂O	=	émissions de N ₂ O l'année d'inventaire, en kg N ₂ O/an
CE_{N₂O-N}	=	coefficient d'émission pour les émissions de N ₂ O provenant des rejets dans les eaux usées, en kg de N ₂ O-N/kg N
N_{effluents}	=	azote dans les effluents rejetés dans un milieu aquatique, en kg N/an
44/28	=	facteur stœchiométrique utilisé pour convertir l'azote en N ₂ O

Le coefficient d'émission par défaut du GIEC utilisé pour les émissions de N₂O provenant des effluents domestiques d'eaux usées contenant de l'azote est 0,005 (provenant d'une fourchette variant de 0,0005 à 0,25) kg N₂O-N/kg N.

La quantité d'azote introduite dans les eaux usées est déterminée par habitant, en fonction de la consommation de protéines et des coefficients établis pour les apports industriels et les autres apports domestiques, comme l'indique l'Équation A3-105.

Équation A3-105 :

$$N_{\text{effluents}} = (\text{Protéines}_{\text{Consom}} \times \text{Population} \times \text{FRAC}_{\text{N-PR}} \times F_{\text{NON-CON}} \times F_{\text{IND-CON}}) - N_{\text{Boues}}$$

N_{effluents}	=	azote dans les effluents rejetés dans le milieu aquatique, en kg N/an
Protéines_{Consom}	=	consommation annuelle de protéines par habitant, en kg/habitant par an (Statistique Canada 2007b, 2008b, 2010b), kg/personne/an
Population	=	la population humaine
FRAC_{N-PR}	=	fraction d'azote dans les protéines (0,16 kg N/kg protéines)
F_{NON-CON}	=	facteur pour les protéines non consommées introduites dans les eaux usées
F_{IND-CON}	=	facteur pour les protéines d'origine industrielle et commerciale rejetées dans le réseau d'égout
N_{Boues}	=	quantité d'azote éliminé avec les boues (considérée comme la valeur par défaut)

de 0 des Lignes directrices 2006 du GIEC en raison des données limitées), en kg N/an

La quantité de protéines consommées est déterminée à partir des données sur la consommation de protéines au Canada tirées des statistiques sur l'alimentation publiées annuellement (Statistique Canada, 2007b, 2008b, 2010b). Les données de Statistique Canada sont fournies pour les années 1991, 1996 et de 2001 à 2009, à partir des protéines (éléments nutritifs) disponibles corrigées pour tenir compte des pertes de l'apport alimentaire canadien, comme indiqué dans le Tableau A3-90.

On suppose que les protéines sont composées à 16 % d'azote. Les protéines consommées tiennent compte des pertes des détaillants, des ménages et des pertes au moment de la préparation et des restes de table, qui aboutissent généralement dans le flux de déchets solides municipaux et de compostage, plutôt que dans les eaux usées. L'utilisation des protéines disponibles sans tenir compte des pertes entraînerait une surestimation des émissions de N₂O dans les eaux usées (AECOM, 2012).

Le facteur pour les protéines d'origine industrielle et commerciale rejetées dans le réseau d'égout (F_{IND-CON}) est la valeur par défaut de 1,25 tirée des Lignes directrices 2006 du GIEC. Le facteur pour les protéines non consommées introduites dans les eaux usées (F_{NON-CON}), qui représente les apports d'azote provenant d'autres sources domestiques comme les douches, les éviers et les lavabos, et les machines à

laver, entre autres, est la valeur par défaut de 1,1 tirée des Lignes directrices 2006 du GIEC (pour les pays ne disposant pas de système d'élimination des déchets), interprétée comme sans dispositif d'élimination des déchets dans l'évier comme un broyeur à déchets (même si, dans certaines régions canadiennes, des habitants utilisent un broyeur à déchets, ce n'est pas permis dans la plupart des régions).

La quantité d'azote éliminé avec les boues n'est pas estimée, faute de données sur la concentration d'azote dans les boues d'épuration. La valeur par défaut des Lignes directrices 2006 du GIEC qui a été utilisée est 0.

A3.6.4.1.3. Émissions de CO₂ provenant du traitement et du rejet des eaux usées domestiques municipales

Les émissions de CO₂ des eaux usées sont d'origine biogène. Selon les Lignes directrices 2006 du GIEC, le dioxyde de carbone provenant de la combustion ou de la décomposition de matières biogènes à courte durée de vie retirées de l'endroit où elles ont été cultivées est considéré comme nul dans le secteur des déchets. Par conséquent, ces émissions ne sont pas prises en compte pour le traitement des eaux usées.

A3.6.4.2. Traitement des eaux usées industrielles—CH₄ et N₂O

Les estimations des émissions de CH₄ provenant d'installations industrielles dotées d'un système de traitement des eaux usées sur place sont traitées installation par installation selon une approche de niveau 3 (GIEC, 2006). Les systèmes de traitement des eaux usées industrielles sur place peuvent recevoir des charges organiques variables, selon le type d'industrie, la taille de l'installation et les niveaux de production. La récupération du méthane varie d'une installation à l'autre. Par conséquent, les industries ayant des systèmes anaérobies sur place sont estimées individuellement, selon une approche de niveau 3.

Les émissions ne sont pas estimées pour les digesteurs de boues anaérobies sur place dans les installations industrielles. Les émissions de N₂O provenant du traitement des eaux usées industrielles ne sont pas encore estimées.

A3.6.4.2.1. Sources de données et méthodologie

Les enquêtes préliminaires ont indiqué que les unités de traitement anaérobie des eaux usées industrielles étaient relativement peu nombreuses au Canada. Une approche de niveau 3 fondée sur l'information recueillie directement auprès des installations individuelles a été jugée plus exacte que l'approche par défaut. Les volumes d'eau usée traitée, les niveaux de COD ou de DBO₅ et les volumes de biogaz brûlé à la torchère, utilisé et évacué ont été recueillis au moyen d'enquêtes auprès d'installations industrielles connues ou susceptibles d'employer des unités anaérobies pour traiter leurs effluents sur place (Environnement Canada, 2014 c, 2014d; ECCC, 2016 c). Les secteurs industriels visés par l'enquête comprennent : les pâtes et papiers, les produits chimiques, les aliments, les boissons, les produits du pétrole et du charbon, les produits en caoutchouc, les produits en plastique et l'ensemble des textiles.

En 2006, des demandes ont été faites à l'Association canadienne des fabricants de produits chimiques (ACFPC), à l'Association canadienne de l'industrie des boissons gazeuses (ACIBG), à l'Association canadienne des producteurs pétroliers (ACPP), à l'Association canadienne de l'industrie du caoutchouc (ACIC) et à l'Association des produits forestiers du Canada (APFC) afin d'obtenir une confirmation du nombre et de l'identité des industries ayant des systèmes de traitement anaérobie des eaux usées sur place depuis les dernières années. Parmi les membres qui ont répondu, aucun n'a confirmé l'utilisation d'un système anaérobie.

Dix-neuf installations ont été identifiées comme ayant des systèmes anaérobies : deux dans le secteur des pâtes et papiers (confirmé par l'APFC)⁴⁰, quinze dans l'industrie alimentaire, deux dans l'industrie des boissons et une dans l'industrie chimique. Les secteurs industriels suivants ont été exclus sur la base des confirmations des représentants de l'industrie selon lesquels le traitement anaérobie n'a pas lieu dans les installations de leur secteur : produits du pétrole et

40 APFC. Communication personnelle, courriel de Roger Cook, de l'Association des produits forestiers du Canada à Shanta Chakrovorty, Secteur des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Le 4 octobre 2010.

du charbon⁴¹, produits en caoutchouc⁴², produits de plastique⁴³,⁴⁴ et les textiles totaux⁴⁵.

Les installations étudiées ont fourni des volumes de biogaz évacué, brûlé par torchage et utilisé à des fins de chauffage ou d'énergie. La masse de CH₄ de chaque flux de biogaz (utilisé, brûlé par torchage, évacué) a été déterminée à partir de la concentration de méthane dans le biogaz déclarée par l'installation (ou d'une valeur par défaut de 60 % de CH₄ si non déclarée) et de la densité, de la pression et de la température du biogaz déclarées. Les pertes fugitives ont été estimées à 0,5 %. Les émissions de méthane dues à l'inefficacité des dispositifs de combustion et d'utilisation ont également été prises en compte. L'efficacité d'élimination du CH₄ a été estimée à 99,5 % pour un dispositif de combustion fermé et à 98 % pour une chaudière (Climate Action Reserve, 2009). Les émissions totales ont été établies à partir de la somme des émissions de CH₄ dans le biogaz évacué, de CH₄ dans la tuyauterie (émissions fugitives) et des quantités de CH₄ échappant à la combustion dans le dispositif de combustion et la chaudière.

En l'absence de données d'enquête pour deux installations connues pour avoir des systèmes de traitement anaérobie des eaux usées, les paramètres de conception (volumes d'eaux usées de procédé et COD) ont été utilisés par la firme d'ingénierie qui a fourni les unités pour ces installations afin d'estimer les valeurs de production de méthane. Comme on sait que le gaz est collecté, on a supposé que les pertes, c'est-à-dire les émissions, consisteraient en pertes par la tuyauterie et en utilisation par une chaudière.

41 ACPP. Communication personnelle, courriel de Sonia Simard, de l'Association canadienne des producteurs pétroliers, à Paula Critchley, Section des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Le 24 octobre 2006.

42 ACIBG. Communication personnelle par téléphone entre le représentant de l'Association canadienne de l'industrie des boissons gazeuses et Paula Critchley, Section des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Décembre 2006.

43 ACIP. Communication personnelle, courriel de Ray Kelsey, de l'Association canadienne de l'industrie des plastiques, à Paula Critchley, Section des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Le 4 décembre 2006.

44 ACIP. Communication personnelle, courriel de Fred Edgecombe, de l'Association canadienne de l'industrie des plastiques, à Shanta Chakrovorty, Section des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Le 6 octobre 2010.

45 Lincoln Fabrics. Communication personnelle par courriel de Steve Thistle, Gestionnaire de Lincoln Fabrics Ltd., à Shanta Chakrovorty, Secteur des déchets, Division des gaz à effet de serre. Environnement et Changement climatique Canada. Le 4 octobre 2010.

ANNEXE 4

COMPARAISON DES APPROCHES SECTORIELLES ET DE RÉFÉRENCE ET LE BILAN ÉNERGÉTIQUE NATIONAL

A4.1. Comparaison entre la méthode de référence et la méthode sectorielle 202

A4.2. Méthode de référence 203

A4.3. Bilan énergétique national 203

La présente annexe traite des résultats du calcul de l'énergie et des émissions de CO₂ obtenus par la méthode de référence (MR), comparativement à ceux obtenus par la méthode sectorielle (MS). Elle comprend aussi un résumé du bilan énergétique national, principale source de données pour les deux méthodes.

Tableau A4-1 Comparaison entre la méthode de référence rajustée et la méthode sectorielle pour le Canada

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Comparaison globale de l'énergie														
Valeur de la méthode de préférence (PJ)	7 262	7 108	7 312	7 371	7 619	7 788	8 092	8 319	8 396	8 763	9 055	8 980	9 148	9 403
Valeur de la méthode sectorielle (PJ)	6 394	6 223	6 462	6 489	6 719	6 877	7 101	7 254	7 347	7 647	8 001	7 905	8 018	8 248
Pourcentage (%) de différence non rajusté	13,6	14,2	13,2	13,6	13,4	13,2	14,0	14,7	14,3	14,6	13,2	13,6	14,1	14,0
Méthode de référence rajustée, avec utilisation de combustibles fossiles et de matières à des fins non énergétiques (PJ)	6 481	6 301	6 491	6 534	6 780	6 931	7 049	7 245	7 338	7 626	7 999	7 894	8 044	8 257
Pourcentage de différence rajusté—100 % x (MR-MS)/MS	1,35	1,25	0,45	0,69	0,90	0,79	-0,73	-0,12	-0,13	-0,27	-0,02	-0,14	0,32	0,11
Utilisation de combustibles fossiles et de matières premières à des fins non énergétiques—valeur rajustée														
Utilisation non énergétique de combustibles gazeux (PJ)	163	181	172	193	200	198	241	260	255	267	243	205	152	159
Utilisation non énergétique de combustibles liquides (PJ)	512	506	529	527	532	545	690	703	689	754	695	770	842	878
Utilisation non énergétique de combustibles solides (PJ)	103	116	115	113	105	110	108	107	110	112	115	106	106	107
Comparaison globale des émissions														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	423 712	412 239	422 516	421 359	435 286	444 169	451 494	465 990	474 391	489 949	514 490	508 822	517 031	531 450
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	416 197	405 574	419 117	417 049	430 180	440 864	454 212	467 253	474 711	490 962	513 847	508 835	512 765	528 202
Pourcentage de différence (%)	1,81	1,64	0,81	1,03	1,19	0,75	-0,60	-0,27	-0,07	-0,21	0,13	0,00	0,83	0,61
Combustibles liquides														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	209 667	196 663	197 039	199 443	205 070	205 823	204 104	212 396	218 109	219 140	223 695	225 658	230 349	245 288
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	204 498	192 560	195 577	196 739	201 778	204 093	209 077	216 597	220 786	222 616	225 330	229 128	228 453	243 231
Pourcentage de différence (%)	2,53	2,13	0,75	1,37	1,63	0,85	-2,38	-1,94	-1,21	-1,56	-0,73	-1,51	0,83	0,85
Combustibles solides														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	87 046	90 366	92 477	84 112	88 251	89 352	92 012	99 642	104 467	104 847	113 910	113 222	109 820	107 992
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	86 748	90 007	92 409	84 658	89 079	90 498	92 490	99 651	105 485	105 662	115 139	113 407	111 161	110 193
Pourcentage de différence (%)	0,34	0,40	0,07	-0,65	-0,93	-1,27	-0,52	-0,01	-0,96	-0,77	-1,07	-0,16	-1,21	-2,00
Combustibles gazeux														
Reference Approach (Gg CO ₂)	126 166	124 442	132 078	136 878	140 972	148 065	154 433	153 181	150 965	165 106	175 998	169 075	175 843	177 244
Sectoral Approach (Gg CO ₂)	124 472	122 594	130 624	135 102	138 652	145 669	152 029	150 550	147 907	162 152	172 812	165 749	172 456	174 133
Percentage Difference (%)	1,36	1,51	1,11	1,31	1,67	1,65	1,58	1,75	2,07	1,82	1,84	2,01	1,96	1,79

Tableau A4-1 Comparaison entre la méthode de référence rajustée et la méthode sectorielle pour le Canada (continué)

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Comparaison globale de l'énergie														
Valeur de la méthode de préférence (PJ)	9 396	9 176	9 104	9 524	9 251	8 782	9 089	9 374	9 477	9 589	9 813	9 847	9 657	9 615
Valeur de la méthode sectorielle (PJ)	8 184	8 083	7 971	8 366	8 147	7 804	7 963	8 199	8 219	8 394	8 516	8 527	8 341	8 479
Pourcentage (%) de différence non rajusté	14,8	13,5	14,2	13,8	13,5	12,5	14,1	14,3	15,3	14,2	15,2	15,5	15,8	13,4
Méthode de référence rajustée, avec utilisation de combustibles fossiles et de matières à des fins non énergétiques (PJ)	8 160	8 064	7 906	8 327	8 128	7 704	7 881	8 099	8 126	8 354	8 668	8 634	8 407	8 487
Pourcentage de différence rajusté— 100 % x (MR-MS)/MS	-0,29	-0,23	-0,81	-0,46	-0,23	-1,27	-1,03	-1,23	-1,12	-0,49	1,79	1,26	0,80	0,10
Utilisation de combustibles fossiles et de matières premières à des fins non énergétiques—valeur rajustée														
Utilisation non énergétique de combustibles gazeux (PJ)	171	158	162	161	128	142	142	162	165	150	126	154	149	146
Utilisation non énergétique de combustibles liquides (PJ)	951	849	921	923	890	855	976	1 004	1 081	994	924	981	1 014	885
Utilisation non énergétique de combustibles solides (PJ)	111	102	112	110	101	77	86	106	100	88	92	75	83	85
Comparaison globale des émissions														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	523 229	518 244	506 377	533 100	517 903	485 689	496 081	501 114	501 001	512 432	529 281	527 109	510 834	515 054
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	524 769	518 559	509 827	534 439	517 724	491 252	500 802	507 675	506 585	515 377	518 346	519 240	507 952	514 889
Pourcentage de différence (%)	-0,29	-0,06	-0,68	-0,25	0,03	-1,13	-0,94	-1,29	-1,10	-0,57	2,11	1,52	0,57	0,03
Combustibles liquides														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	248 439	245 818	239 103	249 049	241 657	234 236	238 159	235 875	240 096	239 148	251 169	249 081	242 799	243 563
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	251 570	247 699	244 246	252 050	243 427	239 476	244 280	244 176	245 140	245 474	241 476	243 253	240 333	240 678
Pourcentage de différence (%)	-1,24	-0,76	-2,11	-1,19	-0,73	-2,19	-2,51	-3,40	-2,06	-2,58	4,01	2,40	1,03	1,20
Combustibles solides														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	100 852	102 497	98 983	104 282	98 949	80 745	84 323	74 335	68 581	69 380	64 346	67 453	61 329	59 844
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	102 472	103 919	100 244	105 311	99 449	83 116	84 867	74 854	69 303	68 859	65 803	67 537	62 537	62 274
Pourcentage de différence (%)	-1,58	-1,37	-1,26	-0,98	-0,50	-2,85	-0,64	-0,69	-1,04	0,76	-2,22	-0,12	-1,93	-3,90
Combustibles gazeux														
Valeur de la méthode de référence (Gg CO ₂)	172 963	169 071	167 462	178 836	176 364	169 863	172 758	190 037	191 311	202 951	212 928	209 569	205 680	210 666
Valeur de la méthode sectorielle (Gg CO ₂)	170 040	166 370	164 780	176 417	174 186	168 083	171 069	188 059	191 458	200 415	210 511	207 803	204 453	211 330
Pourcentage de différence (%)	1,72	1,62	1,63	1,37	1,25	1,06	0,99	1,05	-0,08	1,27	1,15	0,85	0,60	-0,31

A4.1. Comparaison entre la méthode de référence et la méthode sectorielle

Les résultats de la MR ont été comparés à ceux obtenus par la MS dans le cadre d'une vérification de l'énergie consommée et des émissions de CO₂ provenant de la combustion de combustibles fossiles. La procédure, effectuée pour toutes les années de 1990 à 2015, fait partie intégrante du rapport présenté aux termes de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC).

La comparaison directe des résultats en matière d'énergie de la MR avec ceux de la MS fait ressortir des écarts considérables, étant donné que dans la MS, le total des émissions n'inclut pas certaines utilisations non énergétiques des

combustibles fossiles et des matières premières.

La comparaison des résultats de la MR et de la MS montre un écart de 12,5 % ou plus en énergie. L'exclusion des émissions de sources autres que la combustion liée à l'énergie de certaines matières premières et de certains combustibles fossiles assure que la MR et la MS comparent des sources similaires. Lorsqu'on inclut des ajustements pour la quantité d'énergie établie par la MR pour l'utilisation de combustibles fossiles et de matières premières à des fins non énergétiques, la différence entre la MS et la MR rajustée varie de -1,27 à 1,79 %. Le Tableau A4-1 présente une comparaison entre la MR originale et rajustée et la MS.

Aucun ajustement n'a été nécessaire en ce qui concerne les émissions estimées par la MR, car le logiciel du cadre uniformisé de présentation de

rapports (CUPR) fourni par la CCNUCC enlève correctement les émissions associées aux utilisations non énergétiques et aux matières premières, pour les réattribuer aux processus industriels. La comparaison des émissions estimées par la MR et la MS, comme l'indique le Tableau A4-1, montre un écart global de -1,29 à 2,11 %.

A4.2. Méthode de référence

La MR suit les lignes directrices du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) de 2006 et utilise les facteurs de conversion énergétique propres à chaque pays (en pouvoir calorifique supérieur [PCS]). Le Canada, comme les États Unis utilisent le PCS pour indiquer la teneur énergétique des combustibles. Les valeurs des quantités de combustibles qui sont fournies ou demandées alimentent la compilation du *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada* (BDEEC) (Statistique Canada, 1990-) au catalogue) et du *Guide statistique de l'énergie* (Statistique Canada, 2010) sont déclarées en unités physiques. Les attributions pour le combustible de soute internationale est présentée dans le chapitre 3, section 3.2.2, Combustibles de soute internationaux; et les sections d'annexe A3.2.2.1, Aviation civile, et A3.2.2.2, Navigation.

Dans le cas des combustibles primaires (pétrole brut, éthane, liquides du gaz naturel, charbon et gaz naturel), les données sur les changements des stocks ont été rajustées pour tenir compte des transferts entre les produits, de la variation des stocks et d'autres corrections, lesquels sont tous déclarés séparément dans le BDEEC et ont tous une incidence directe sur la disponibilité de combustible. La consommation apparente du combustible est déterminée à partir de ces valeurs rajustées des changements des stocks. De même, les données de changement des stocks de combustibles secondaires tiennent compte des transferts entre les produits, des combustibles de soute internationaux, de la variation des stocks et d'autres corrections. Lorsque les importations ou les exportations portent la mention « C » (confidentiel) dans la méthode de référence, les changements de stocks ont été modifiés afin de permettre le calcul d'une consommation apparente juste.

Une fois la consommation apparente établie, les facteurs de conversion énergétique et les coefficients

d'émission de carbone propres au pays servent à calculer la teneur en carbone et les émissions. Les facteurs de conversion énergétique proviennent des sources suivantes : le BDEEC (Statistique Canada, 1990-), les documents *Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990* (Jaques, 1992) et *1998 Fossil Fuel and Derivative Factors* (McCann, 2000), et Mesures Canada, un organisme d'Industrie Canada. Pour la majorité des combustibles fossiles, les coefficients d'émission et les facteurs d'oxydation utilisés proviennent de McCann (2000), de Jaques (1992) et des Lignes directrices 2006 du GIEC.

Le Tableau A4-2 présente les coefficients d'émission, les facteurs de conversion énergétique et la valeur d'oxydation utilisés dans la MR. Le BDEEC a fourni les facteurs de conversion énergétique, sauf pour le charbon bitumineux, le lignite, le pétrole brut, le mazout lourd, le GPL, le gaz naturel, le GNL, le coke de pétrole et le gaz de distillation, dont les facteurs pondérés, calculés annuellement, tiennent compte de la quantité et de la variation de la teneur énergétique au point de consommation, comme pour l'utilisation commerciale ou l'utilisation à l'interne. Dans les provinces où l'on produit du gaz naturel, par exemple, il existe deux coefficients d'émission pour le gaz naturel : un pour le gaz naturel marchand, vendu aux consommateurs, et l'autre pour le gaz naturel non marchand, consommé directement par les producteurs de gaz naturel.

A4.3. Bilan énergétique national

Cette section fournit des renseignements généraux sur le bilan énergétique national et son cadre de qualité des données. Au Canada, la Division de la statistique de l'environnement, de l'énergie et des transports (DSEET) de Statistique Canada est responsable de la collecte, de la compilation et de la diffusion des données sur l'énergie en vertu de la *Loi sur la statistique*¹. Le BDEEC fournit le bilan énergétique national et il se trouve sur le site Web de Statistique Canada². Le BDEEC est la principale source de données sur les activités utilisées pour estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) du secteur de l'énergie. Le Secteur des procédés

1 Statistique Canada. Loi sur la statistique. Site Web : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/S-19/>.

2 Statistique Canada. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada (annuel), no 57 003 X au catalogue. Site Web : <http://www.statcan.gc.ca/pub/57-003-x/2015002/tablesectlist-listetablessect-fra.htm>.

Tableau A4-2 Facteurs de conversion énergétique et coefficients d'émission applicables au Canada selon la méthode de référence

Types de combustible			Facteur de conversion énergétique, GCV			Coefficient d'émission de carbone (t C/TJ GCV) —valeur 2017	Référence	Facteurs d'oxydation	Commentaires
			2017 Value	Unité	Référence				
Fossile liquide	Combustibles primaires	Pétrole brut	39,3	TJ/ML	Voir commentaires	18,94	Voir commentaires	1,0	Les facteurs de conversion énergétique et les coefficients d'émission pondérés sont propres au pays
		Éthane	17,22	TJ/ML	4	15,46	2	1,0	La totalité de l'éthane disponible est consommée comme matière première de procédés industriels.
		Orimulsion	S,O,	–	–	S,O,	–	1,0	
		Liquides de gaz naturel	25,31	TJ/ML	–	16,33	–	1,0	Propane et butane provenant de liquides de gaz naturel.
	Combustibles secondaires	Bitume	44,46	TJ/ML	4	21,11	3	1,0	Utilisation d'asphalte.
		Gaz-oil ou carburant diesel	38,35	TJ/ML	4	19,07	2	1,0	Utilisation de carburant diesel.
		Essence	33,45	TJ/ML	4	18,81	2	1,0	
		Kérosène (avion à réaction)	37,4	TJ/ML	4	18,67	2	1,0	Utilisation de combustible pour avion à réaction.
		Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	27,13	TJ/GL	4	16,59	2	1,0	Coefficients d'émission pondérés propres au pays pour le propane et le butane provenant de raffineries de pétrole.
		Lubrifiants	39,16	TJ/ML	4	19,66	3	1,0	
		Naphte	35,17	TJ/ML	4	19,33	3	1,0	
		Kérosène (autre)	37,68	TJ/ML	4	18,53	2	1,0	
		Pétrole (autre)	38,8	TJ/ML	4	19,15	2	1,0	Utilisation de mazout léger.
		Coke de pétrole	44,41	TJ/ML	4	22,76	4	1,0	Coefficients d'émission pondérés propres au pays basés sur les coefficients d'émission disponibles pour le raffinage et la valorisation (des sables bitumineux au brut synthétique).
		Matières premières pour raffineries	35,17	TJ/ML	4	19,33	3	1,0	Utilisation de matières premières pétrochimiques dans les procédés industriels.
		Mazout résiduaire	42,5	TJ/ML	4	20,26	2	1,0	Utilisation de mazout lourd.
		Huile de schiste	S,O,	–	–	S,O,	–	–	
		Gaz de distillation—Gaz combustible de raffineries et d'usines de valorisation	39,50	TJ/ML	4	14,93	4	1,0	Coefficients d'émission pondérés propres au pays basés sur les coefficients d'émission disponibles pour le raffinage et la valorisation (des sables bitumineux au brut synthétique).
	Autres combustibles liquides	Essence d'aviation	33,52	TJ/ML	4	19,25	3	1,0	
		Autres matières premières	39,82	TJ/ML	4	19,84	3	1,0	
Fossile solide	Combustibles primaires	Anthracite	27,7	TJ/kt	4	23,45	3	0,988	
		Autre charbon bitumineux	28,37	TJ/kt	4	20,94	5	0,988	Utilisation de charbon bitumineux canadien.
		Charbon subbitumineux	18,37	TJ/kt	4	25,99	5	0,994	
		Lignite	16,29	TJ/kt	4	24,24	5	0,995	
		Huile de schiste	S,O,	–	–	S,O,	–	–	
		Tourbe	S,O,	–	–	S,O,	–	–	
	Combustibles secondaires	Coke	28,83	TJ/kt	4	30,02	2	1,0	Mentionné précédemment en tant que charbon à coke.
		BC et carburant breveté	S,O,	–	–	S,O,	–	–	
		Gaz de four à coke	19,14	TJ/GL	4	12,52	2	–	
	Autres combustibles solides	Charbon bitumineux étranger	29,82	TJ/kt	4	23,47	5	1,0	
Fossile gazeux	Combustibles primaires	Gaz naturel	40,14	TJ/GL	4	13,48	2	1,0	Coefficients d'émission pondérés propres au pays basés sur la proportion de gaz naturel commercialisable et non commercialisable.
Biomasse		Déchets municipaux solides	–	–	1	24,36	1	1,0	1) Se compose de la combustion de biomasse de décharges à des fins énergétiques.
		Biomasse solide	18	TJ/kt	1	24,36	1	1,0	1) Se compose de la consommation industrielle et résidentielle de biomasse. 2) Oxydation présumée de 100 %.
		Biomasse liquide	16,30	TJ/kt	4	18,44	3	1,0	1) Se compose de liqueurs résiduaires, d'éthanol et de biodiesel. 2) Coefficient d'oxydation pondéré de 100 %.
		Biomasse gazeuse	36,35	TJ/GI	1	13,54	1	1,0	1) Se compose de gaz d'enfouissement. 2) Coefficient d'oxydation présumé de 100 %.

Notes :

Références : (1) IPCC(2006); (2) McCann (2000); (3) Jaques (1992); (4) Statistique Canada, numéro 57-003 (données de 2014); (5) Étude d'EC sur le charbon.

S.O. = sans objet; BC = briquettes de charbon; LGN = liquides de gaz naturel; GPL = gaz de pétrole liquéfiés.

industriels et utilisation des produits utilise aussi les renseignements sur les produits non énergétiques et les matières premières tirés du BDEEC. Le BDEEC comptabilise les formes d'énergie au Canada à partir d'activités d'importation et d'exportation et de la production et de la consommation à l'échelle nationale (on trouvera à la Figure A4-1 un schéma de circulation de l'énergie). Le bulletin contient des renseignements sur le pétrole brut, le gaz naturel, le charbon, les produits pétroliers raffinés, l'électricité, la vapeur, l'utilisation non énergétique des combustibles fossiles, les matières premières et les autres formes d'énergie secondaire pour tous les secteurs industriels du Canada, et sur d'autres utilisations de l'énergie, notamment dans les secteurs résidentiel et commercial ainsi que dans le secteur des transports.

Les données sur l'énergie et les combustibles fossiles sont recueillies au moyen d'une combinaison de sondages annuels et mensuels et de données de recensement de l'industrie, d'organismes fédéraux (comme l'Office national de l'énergie [ONE]), de ministères et d'organismes provinciaux responsables de l'énergie (comme l'Alberta Energy Regulator [AER] et l'Alberta Utilities Commissions [AUC]), et du Centre canadien de données sur l'énergie et les émissions (CCDEE). On trouvera à la Figure A4-2, Source des données sur les combustibles fossiles et l'énergie, un exemple de données sur l'énergie et

les combustibles fossiles. Les renseignements sur le pétrole et le gaz naturel qui sont transmis par l'AER sont extrêmement précis, car ils sont liés aux permis d'exploitation pétrolière et gazière et aux régimes de redevances fédéraux et provinciaux.

Le BDEEC est utilisé par divers ministères fédéraux dans le cadre de programmes sur l'efficacité énergétique et pour l'élaboration de politiques, la prévision des émissions et de la consommation d'énergie et les rapports présentés aux termes de la CCNUCC. En tant que tel, le système de gestion de la qualité du BDEEC comprend un processus d'examen interne et externe par les intervenants. Son cadre d'assurance de la qualité et ses rapports méthodologiques sont accessibles dans la base intégrée de métadonnées de Statistique Canada³. La DSEET a aussi établi des partenariats avec divers ministères fédéraux, des ministères provinciaux de l'énergie, des associations industrielles et des centres d'excellence qui contribuent aux processus d'assurance de la qualité.

Les critères de qualité suivants sont essentiels à l'élaboration du BDEEC, tel qu'il est énoncé par Statistique Canada : la pertinence, l'exactitude et la fiabilité, l'actualité et la ponctualité, l'accessibilité

3 Statistique Canada. Cadre d'assurance de la qualité. Site Web : <http://www.statcan.gc.ca/pub/12-539-x/manage-gestion/4058322-fra.htm>.

Figure A4-1 Schéma de circulation de l'énergie au Canada (BDEEC)

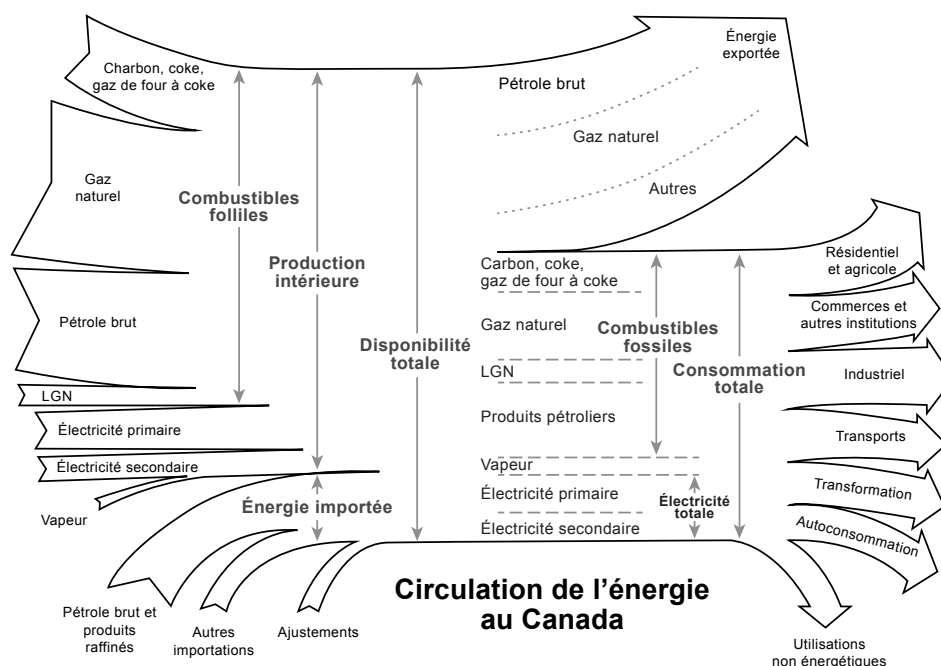
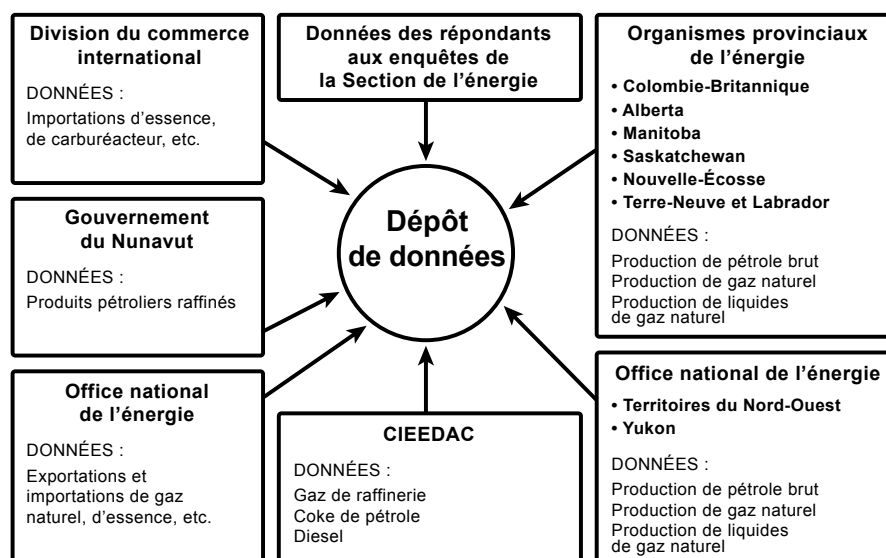


Figure A4-2 Source des données sur les combustibles fossiles et l'énergie



et la clarté, la cohérence et la comparabilité, et la possibilité d'interprétation et les métadonnées.

Il existe d'autres procédures de vérification interne de la qualité des données recueillies auprès des ministères provinciaux de l'Énergie et dans le cadre de diverses enquêtes sur la disponibilité, l'écoulement et la consommation d'énergie. Par exemple, les quantités de pétrole brut déclarées par le producteur, sont vérifiées en fonction des quantités de pétrole reçues par les compagnies de pipeline et les renseignements déclarés par celles-ci sont ensuite comparés aux quantités reçues par les raffineries. La DSEET combine une méthode descendante par des enquêtes sur la disponibilité et l'écoulement d'énergie à une méthode ascendante au moyen de l'enquête sur la consommation industrielle d'énergie (CIE) pour vérifier la qualité des données du secteur manufacturier. L'enquête sur la CIE recueille des données sur la consommation de combustibles directement auprès des entreprises manufacturières définies selon le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). De plus, une enquête annuelle sur les distributeurs secondaires (EDS) de produits pétroliers raffinés recueille des données sur les volumes de ventes en vue de réattribuer les volumes de mazout lourd, de mazout léger, de diesel et d'essence aux secteurs de consommation appropriés. Cette enquête est nécessaire en raison

de la déréglementation de la vente de ces produits exclusivement par les producteurs primaires (raffineries) pour inclure les détaillants/distributeurs secondaires. Avant que cette amélioration ne soit apportée, les volumes de combustible signalés dans le secteur commercial incluaient incorrectement toutes les ventes des raffineries aux distributeurs secondaires. La déréglementation de la vente de ces quatre types de combustibles a commencé vers l'an 2000. Une approche uniforme a été appliquée à l'ensemble de données historiques pour corriger les volumes de combustible mal attribués entre 2000 et 2008, puisque la collecte de données sur les volumes de ventes au moyen de l'EDS n'a commencé qu'en 2009.

Par ailleurs, en tant que partie intégrante du cadre de qualité de la DSEET, un examen annuel des « travaux en cours » a été mis sur pied en collaboration avec Environnement Canada et Ressources naturelles Canada afin d'examiner les estimations relatives à la consommation industrielle d'énergie (CIE) et le BDEEC avant leur publication officielle. Des intervenants de l'industrie participent également à l'examen des données sur la CIE par l'entremise du groupe du Programme d'économie d'énergie dans l'industrie canadienne (PEEIC). Le Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC) prend part, lui aussi, à l'examen des données des raffineries et des statistiques sur l'énergie de l'industrie.

ANNEXE 5

ÉVALUATION DE L'EXHAUSTIVITÉ DE L'INVENTAIRE

Ce rapport d'inventaire sert à évaluer de façon exhaustive les sources et puits de gaz à effet de serre (GES) anthropiques au Canada. Cependant,

les émissions de certaines catégories ne sont pas estimées (NE pour non estimées) ou ont été incluses dans d'autres catégories (IA pour Incluses ailleurs) pour les raisons expliquées dans les Tableau A5-1 et A5-2. Ces tableaux sont cohérents avec le tableau 9 (exhaustivité—Information sur les clés de notation) du cadre uniformisé de présentation des rapports (CUPR) disponible en ligne à l'adresse suivante :

<https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>.

Tableau A5-1 **Sommaire des sources et des puits de GES non estimés (NE)¹**

GES	Secteur	Catégorie de sources ou de puits	Explication
CH ₄	Agriculture	3.1 Animaux d'élevage/3.A Fermentation entérique/3.A.4 Autres animaux d'élevage/Autres (veuillez préciser)/animaux à fourrure	Aucun coefficient d'émission par défaut disponible pour les renards et les visons.
CH ₄	Agriculture	3.1 Animaux d'élevage/3.A Fermentation entérique/3.A.4 Autres animaux d'élevage/Autres (veuillez préciser)/lapins	Aucun coefficient d'émission par défaut disponible pour les lapins.
CH ₄	Agriculture	3.1 Animaux d'élevage/3.A Fermentation entérique/3.A.4 Autres animaux d'élevage/Autres (veuillez préciser)/volaille	Aucun coefficient d'émission par défaut disponible pour la volaille.
CH ₄	Agriculture	3.D Sols agricoles	Les émissions de méthane attribuables aux sols agricoles ne sont pas estimées parce qu'aucune méthodologie n'est fournie dans les Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GIEC, 2006).
CH ₄	PIUP	2.B Industrie chimique/2.B.1 Production d'ammoniac	Les émissions de CH ₄ sont considérées comme négligeables.
CH ₄	PIUP	2.B Industrie chimique/2.B.8 Production pétrochimique et de noir de carbone/2.B.8.d Oxyde d'éthylène	Catégorie de sources non estimée. À l'étude pour les rapports futurs.
CH ₄	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant /2.D.3 Autres (veuillez préciser)/toiture en asphalte	Données propres au pays non disponibles actuellement.
CH ₄	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autre (veuillez préciser)/asphaltage des routes	Les émissions de CH ₄ résultant de l'asphaltage des routes ne sont pas estimées. Actuellement, il n'y a pas de données propres au pays concernant cette activité. Selon les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 3, chapitre 4 (GIEC, 2006), les émissions de CH ₄ de cette catégorie sont considérées comme négligeables.
CH ₄	ATCATF	4.A Terres forestières/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols organiques/sols organiques drainés	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation.
CH ₄	ATCATF	4.B Terres cultivées/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols minéraux/sols minéraux réhumectés	Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) ne fournissent pas de directives pour déclarer les émissions de CH ₄ attribuables aux sols organiques réhumectés dans la catégorie des terres cultivées.
CH ₄	ATCATF	4.B Terres cultivées/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols organiques/sols organiques drainés	Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) ne fournissent pas de directives pour déclarer les émissions de CH ₄ attribuables aux sols organiques réhumectés dans la catégorie des terres cultivées.
CH ₄	ATCATF	4.B Terres cultivées/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols organiques/sols organiques réhumectés	Les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006) ne fournissent pas de directives pour déclarer les émissions de CH ₄ attribuables aux sols organiques réhumectés dans la catégorie des terres cultivées.
CH ₄	ATCATF	4.D Terres humides/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/Autres terres humides (veuillez préciser)	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation. On prend actuellement des mesures pour générer de meilleures données sur les activités ATCATF qui pourraient améliorer le calcul de ces estimations.
CH ₄	ATCATF	4.E Établissements 4.E.1 Établissements dont la vocation n'a pas changée	Il n'existe actuellement aucune donnée d'activité ou méthodologie pour ces estimations.

Tableau A5-1 **Sommaire des sources et des puits de GES non estimés (NE)¹** (continué)

GHG	Sector	Source/sink category	Explanation
CH ₄	Déchets	5.B Traitement biologique des déchets solides/5.B.2 Digestion anaérobie aux installations de biogaz/5.B.2.a Déchets solides municipaux	Les émissions attribuables à la digestion anaérobie dans les installations de biogaz n'ont pas été évaluées.
CH ₄	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.1 Biogène/5.C.2.1.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
CH ₄	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.2 Non biogène/5.C.2.2.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
CH ₄	Déchets	5.D Traitement et rejet des eaux usées / 5.D.1 Eaux usées résidentielles	Les émissions de méthane présentées ici proviennent de lagune anaérobie et de réservoirs septiques. Il n'y a pas de système de collection des gaz utilisé pour ces sources. Les émissions des digesteurs anaérobiques n'ont pas encore été estimées. Il est assumé qu'ils seraient minimaux puisque l'utilisation et les procédés de combustions seraient d'efficacité de destruction élevée.
CO ₂	Agriculture	3. Agriculture	Les émissions de CO ₂ de sources indirectes d'origine non-agriculturelle ne sont pas estimées.
CO ₂	Énergie	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.1 Combustibles solides/1.B.1.b Transformation des combustibles solides	Taux d'émission et données sur les activités inconnus.
CO ₂	PIUP	2.A Industrie minière/2.A.4 Autres utilisations de procédés des carbonates/2.A.4.a Céramique	À l'étude pour les rapports futurs.
CO ₂	PIUP	2.B Industrie Chimique/2.B.6 Production de dioxyde de titane.	Les données désagrégées ne sont actuellement pas disponibles.
CO ₂	PIUP	2.B Industrie chimique/2.B.8 Production pétrochimique et de noir de carbone/2.B.8.d Oxyde d'éthylène	Catégorie de sources non estimée. À l'étude pour les rapports futurs.
CO ₂	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant /2.D.3 Autres (veuillez préciser)/toiture en asphalte	Données propres au pays non disponibles actuellement. Les émissions de CO ₂ sont considérées comme négligeables selon les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 3, chapitre 5 (GIEC, 2006).
CO ₂	PIUP	2.D. Production non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autre (veuillez préciser)/Autre (veuillez préciser)/Autre indifférencié	2.D.3 inclue uniquement les émissions agrégées de CO ₂ .
CO ₂	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autre (veuillez préciser)/asphaltage des routes	Les émissions de CO ₂ résultant de l'asphaltage des routes ne sont pas estimées. Actuellement, il n'y a pas de données propres au pays concernant cette activité. Selon les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 3, chapitre 4 (GIEC, 2006), les émissions de CO ₂ de cette catégorie sont considérées comme négligeables.
CO ₂	ATCATF	4. ATCATF	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation.
CO ₂	ATCATF	4.B Terres cultivées/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols minéraux/sols minéraux réhumectés	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation. On prend actuellement des mesures pour générer de meilleures données sur les activités ATCATF qui pourraient améliorer le calcul de ces estimations.
CO ₂	ATCATF	4.D Terres humides/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/Autres terres humides (veuillez préciser)	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation. On prend actuellement des mesures pour générer de meilleures données sur les activités ATCATF qui pourraient améliorer le calcul de ces estimations.
CO ₂	ATCATF	4.G Produits ligneux récoltés/Méthode B/Élément pour information/PLR dans décharge de déchets solides	Des travaux sont en cours pour intégrer les effets des déchets de bois et de papier dans les décharges de déchets solides
CO ₂	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.1 Incinération des déchets /5.C.1.1 Biogène/5.C.1.1.b Autre (spécifier)/Boues d'épuration	Les émissions de dioxydes de carbone (CO ₂) provenant de l'incinération de boues d'épuration ne sont pas incluses dans les lignes directrices du GIEC parce qu'elles sont de nature biogène. Elles ne devraient donc pas faire partie des émissions nationales totales.
CO ₂	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.1 Biogène/5.C.2.1.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
CO ₂	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.2 Non biogène/5.C.2.2.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
CO ₂	Déchets	5.F Notes /5.F.1 L'entreposage à long terme de C dans les sites d'enfouissements.	Le travail est entrepris pour inclure l'entreposage à long terme de C dans les sites d'enfouissements

Tableau A5-1 **Sommaire des sources et des puits de GES non estimés (NE)¹** (continué)

GHG	Sector	Source/sink category	Explanation
CO ₂	Déchets	5.F Notes /5.F.2 Changement annuel d'entreposage total de C.	Le travail est entrepris pour inclure l'entreposage à long terme de C dans les sites d'enfouissements
CO ₂	Déchets	5.F Notes /5.F.3 Changement annuel d'entreposage total de C dans les déchets HWP.	Le travail est entrepris pour inclure l'entreposage à long terme de C dans les sites d'enfouissements
N ₂ O	Agriculture	3. Agriculture	Les émissions de N ₂ O de sources indirectes d'origine non-agriculturelles ne sont pas estimées.
N ₂ O	Agriculture	3.D Sols agricoles/ 3.D.1 Les émissions direct de N ₂ O des sols entretenus/ 3.D.1.2 Engrais organiques/ 3.D.1.2.b Eaux usées d'épuration appliquées aux sols.	La quantité de N dans les boues d'épuration épandues sur les sols n'est pas disponible.
N ₂ O	Agriculture	3.D Sols agricoles/ 3.D.1 Les émissions direct de N ₂ O des sols entretenus/ 3.D.1.2 Engrais organiques/ 3.D.1.2.c Autres engrais organiques appliqués aux sols.	La quantité de N dans les autres engrais organique épandus sur les sols n'est pas disponible.
N ₂ O	Energie	1.B Émissions fugitives des carburants/ 1.B.1 Carburants solides/ 1.B.1.b Transformation des carburants solides	Les données d'activité et les ratios d'émissions sont inconnus.
N ₂ O	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant /2.D.3 Autres (veuillez préciser)/toiture en asphalte	Données propres au pays non disponibles actuellement. Les émissions de CO ₂ sont considérées comme négligeables selon les Lignes directrices 2006 du GIEC, volume 3, chapitre 5 (GIEC, 2006).
N ₂ O	PIUP	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autre (veuillez préciser)/asphaltage des routes	Données propres au pays non disponibles actuellement.
N ₂ O	ATCATF	4.A Terres forestières/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols organiques/sols organiques drainés	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation.
N ₂ O	ATCATF	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N	Les émissions directes de N ₂ O associées à la perte des matières de sols organiques dans la FLFL sont considérées négligeables.
N ₂ O	ATCATF	4.A Terres forestières/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/total des sols organiques/sols organiques drainés	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation.
N ₂ O	ATCATF	4.A Terres forestières/4.A.2 Terres converties en terres forestières/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N/4.A.2.1 Terres cultivées converties en terres forestières	Les émissions directes de N ₂ O associées à la perte des matières de sols organiques dans la FL sont considérées négligeables.
N ₂ O	ATCATF	4.C Prairies/4.C.1 Prairies restant prairies/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N	On ne connaît pas les changements induits dans le carbone organique du sol par les pratiques d'aménagement (PR-PR), en raison des données limitées sur les activités d'aménagement pour l'ensemble de la série chronologique.
N ₂ O	ATCATF	4.D Terres humides/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/ Autres terres humides (veuillez préciser)	Il n'y a pas de données adéquates sur les activités aux fins de cette estimation. On prend actuellement des mesures pour générer de meilleures données sur les activités ATCATF qui pourraient améliorer le calcul de ces estimations.
N ₂ O	ATCATF	4.E Établissements/4.E.1 Établissements restant établissements/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N	Les émissions de N ₂ O provenant des arbres des zones urbaines ne sont pas déclarées, étant donné que le changement net des stocks de carbone dans les sols n'a pas été estimé en raison d'un manque de données.
N ₂ O	ATCATF	4.E Établissements/4.E.2 Terres converties en établissements/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N/4.E.2.1 Terres forestières converties en établissements	Les changements de la gestion induite des sols de carbone organiques ne sont pas disponibles à cause du manque de données d'activités de gestion pour l'intervalle de temps.
N ₂ O	ATCATF	4.E Établissements/4.E.2 Terres converties en établissements/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de la minéralisation/l'immobilisation de N/4.E.2.3 Prairies converties en établissements	Les changements de la gestion induite des sols de carbone organiques ne sont pas disponibles à cause du manque de données d'activités de gestion pour l'intervalle de temps.
N ₂ O	Déchets	5.B Traitement biologique des déchets solides/5.B.2 Digestion anaérobie aux installations de biogaz/5.B.2.a Déchets solides municipaux	Les émissions attribuables à la digestion anaérobie dans les installations de biogaz n'ont pas été évaluées.
N ₂ O	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.1 Biogène/5.C.2.1.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
N ₂ O	Déchets	5.C Incinération et combustion à l'air libre des déchets/5.C.2 Combustion à l'air libre des déchets/5.C.2.2 Non biogène/5.C.2.2.a Déchets solides municipaux	La réglementation des provinces et des territoires interdit la combustion à l'air libre dans les sites d'enfouissement. Selon des données empiriques, la combustion à l'air libre d'une certaine quantité de déchets survient en milieu résidentiel, surtout dans des régions rurales au pays. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe aucune méthode à jour pour estimer ces émissions. Cette source d'émissions ne devrait pas être importante en comparaison d'autres activités au Canada.
N ₂ O	Déchets	5.D Traitement et rejet des eaux usées/5.D.2 Eaux usées industrielles	Aucune méthodologie n'est fournie dans les Lignes directrices 2006 du GIEC pour les émissions de N ₂ O provenant des eaux usées industrielles à l'exutoire principal.

Note :

1. La mention « non estimés » désigne les sources et les puits mentionnés dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006), mais qui ne sont pas pris en compte dans le présent inventaire.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles gazeux	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles liquides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles solides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Combustibles gazeux	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Combustibles gazeux	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL) 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Combustibles gazeux	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes/Combustibles gazeux 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL) 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Gaz 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Gaz/Carburant diesel	1.A.4.c.iii Agriculture/ foresterie/pêche/ pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Essence	1.A.4.c.iii Agriculture/ foresterie/pêche/ pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/biomasse 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche	1.A.4.c.iii Agriculture/ foresterie/pêche/ pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Autres combustibles liquides (veuillez préciser) 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche	1.A.4.c.iii Agriculture/ foresterie/pêche/ pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CH ₄	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Mazout lourd 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/ foresterie/pêche	1.A.4.c.iii Agriculture/ foresterie/pêche/ pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CH ₄	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.1 Combustibles solides/1.B.1.a Extraction et manutention du charbon/1.B.1.a.2 Mines de surface/1.B.1.a.2.ii Activités post-extraction	1.B.1.A.ii. Mines de surface – Activités post-extraction	1.B.1.A.ii Mines de surface – Activités minières	Seuls les coefficients d'émission agrégés étaient disponibles.
CH ₄	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.1 Combustibles solides/1.B.1.b Transformation de carburants solides.			Les données d'activités et les ratios d'émissions sont inconnus.
CH ₄	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.a Pétrole/1.B.2.a.1 Exploration	1.B.2.a.1 Pétrole—Exploration	1.B.2.a.2 Pétrole—Production	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.a Pétrole/1.B.2.a.5 Distribution de produits pétroliers	1.B.2.a.5 Pétrole—Distribution de produits pétroliers	1.B.2.a.4 Pétrole—Transport	Seules des données agrégées étaient disponibles.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CH ₄	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.b Gaz naturel/1.B.2.b.1 Exploration	1.B.2.b.1 Gaz naturel—Exploration	1.B.2.b.2 Gaz naturel—Production	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CH ₄	1.D Postes pour mémoire/1.D.2 Opérations multilatérales	1.D.2 Opérations multilatérales	1.A.3.a Transport aérien intérieur et 1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada n'est pas en mesure de séparer le combustible vendu pour les opérations multilatérales de celui vendu aux fins du transport aérien et du transport maritime commerciaux ou militaires. Par conséquent, ces émissions, s'il y en a, seront déclarées sous transport aérien intérieur ou sous transport maritime intérieur.
CH ₄	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (préciser)/Production de noir de carbone—Émissions de N ₂ O	2.B.8.f Carbone noir	2.B.8.f Carbone noir	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8; cette sous-catégorie a donc été ajoutée.
CH ₄	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (veuillez préciser)/Production d'éthylène—Émissions de N ₂ O	2.B.8.b Éthylène	2.B.8.b Éthylène	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8; cette sous-catégorie a donc été ajoutée.
CH ₄	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (veuillez préciser)/Production de méthanol—Émissions de N ₂ O	2.B.8.a Méthanol	2.B.8.a Méthanol	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8.a; cette sous-catégorie supplémentaire était donc requise.
CH ₄	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.a Acier	2.C.1.a	2.C.1.b Fonte brute	Des données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CH ₄	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.c Fer de réduction directe	2.C.1.c	1.A.2.a	Des données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CH ₄	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.d Trempage	2.C.1.d	1.A.2.a	Des données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CH ₄	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.e Bouletage	2.C.1.e	1.A.2.a	Des données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CH ₄	2.C Industrie métallurgique/2.C.2 Production de ferroalliages	2.C.2	2.C.1.b	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CH ₄	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (préciser)/Autres (veuillez préciser)/Autres procédés et procédés indifférenciés	2.B.8	2.B.8	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés
CH ₄	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (veuillez préciser)/Utilisation de solvant	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	Les données ventilées ne sont pas disponibles.
CH ₄	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CH ₄	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols minéraux	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	L'incinération des résidus agricoles dans les champs est déclaré dans le secteur de l'agriculture.
CH ₄	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	L'incinération des résidus agricoles dans les champs est déclarée dans le secteur de l'agriculture.
CH ₄	4.B Terres cultivées/4.B.2 Terres converties en terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CH ₄	4.C Prairies/4.C.1 Prairies restant prairies/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Le brûlage dirigé sur les sols organiques dans la catégorie PR-PR est déclaré sous sols minéraux.
CH ₄	4.C Prairies/4.C.1 Prairies restant prairies/4(V) Combustion de biomasse/Feux de végétation/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les feux de végétation sur les sols organiques dans la catégorie PR-PR sont déclarés sous sols minéraux.
CH ₄	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides	Sols organiques	Déclaré avec les sols minéraux	Déclaré sous sols minéraux. Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CH ₄	4.E Établissements/4(V) Combustion de biomasse/Sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols minéraux	Déclaré sous sols minéraux. Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CH ₄	4.E Établissements/4.E.2 Terres converties en établissements	4.E.2 Terres converties en établissements	4(V) Combustion de biomasse—sols minéraux	Les émissions de CH ₄ sont présentées dans le tableau 4 (V) Burning de biomasse.
CO ₂	3.G Chaulage/3.G.2 Dolomie CaMg(CO ₃)	3.G.1 Calcaire CaCO ₃	3.G.1 Calcaire CaCO ₃	Dolomie comprise dans calcaire.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles gazeux	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles liquides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Fuel Combustion—Sectoral approach/1.A.2 Manufacturing Industries and Construction/1.A.2.e Food Processing, Beverages and Tobacco/combustibles solides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/biomasse 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres – Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Combustibles gazeux	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Combustibles gazeux	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Combustibles gazeux	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/ Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Combustibles gazeux.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL) 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL) 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/ Autres combustibles liquides/Propane.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.ii Véhicules extraroutiers et autres machines/Biomasse	1.A.4.c.ii Agriculture/foresterie/pêche/véhicules extraroutiers et autres machines	1.A.3.e.ii Autres moyens de transport/Autres/Hors route	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions des véhicules hors route selon les diverses catégories 1.A.4 du CUPR et inclut donc toutes les émissions des véhicules hors route sous 1.A.3.e Autres moyens de transport. La partie fossile du biodiesel (5 %) serait normalement prise en compte sous Autres combustibles liquides. Toutefois, cette catégorie de combustibles n'est pas disponible sous 1.A.3.e.ii, et, par conséquent, cette partie est incluse sous Combustibles liquides dans 1.A.3.e.ii.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.ii Véhicules extraroutiers et autres machines/Carburant diesel	1.A.4.c.ii Agriculture/foresterie/pêche/véhicules extraroutiers et autres machines	1.A.3.e.ii Autres moyens de transport/Autres/Hors route	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions des véhicules hors route selon les diverses catégories 1.A.4 du CUPR et inclut donc toutes les émissions des véhicules hors route sous 1.A.3.e Autres moyens de transport. La partie fossile du biodiesel (5 %) serait normalement prise en compte sous Autres combustibles liquides. Toutefois, cette catégorie de combustibles n'est pas disponible sous 1.A.3.e.ii, et, par conséquent, cette partie est incluse sous Combustibles liquides dans 1.A.3.e.ii.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Gaz/Carburant diesel 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Gaz	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/biomasse 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Autres combustibles liquides (veuillez préciser)	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CO ₂	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
CO ₂	1.AD Matières premières, réducteurs et autre utilisation de carburants/ carburants liquides/ Ethane non-énergétique.	Répertoire sous éthane—NGL	Répertoire sous éthane—NGL	
CO ₂	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.a Pétrole/1.B.2.a.1 Exploration	1.B.2.a.1 Pétrole—Exploration	1.B.2.a.2 Pétrole—Production	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.a Pétrole/1.B.2.a.5 Distribution de produits pétroliers	1.B.2.a.5 Pétrole—Distribution de produits pétroliers	1.B.2.a.3 Pétrole—Transport	Seules des données agrégées étaient disponibles.
CO ₂	1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles/1.B.2 Émissions attribuables à la production de pétrole et de gaz naturel et autres émissions attribuables à la production d'énergie/1.B.2.b Gaz naturel/1.B.2.b.1 Exploration	1.B.2.b.1 Gaz naturel - Exploration	1.B.2.b.2 Gaz naturel - Production	Seules des données agrégées étaient disponibles.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CO ₂	1.C Transport et entreposage/injection et injection/entreposage de CO ₂ .	1.C Transport et entreposage/injection et injection/entreposage de CO ₂ .	1B2A2 Production pétrolière 1.B.2.a.2 Production pétrolière	Les émissions fugitives provenant des opérations aériennes utilisant du CO ₂ capturé pour des opérations de récupération de pétrole et de gaz améliorées sont déclarées sous 1.B.2.a.2 Production pétrolière.
CO ₂	1.D Postes pour mémoire/1.D.2 Opérations multilatérales	1.D.2 Opérations multilatérales	1.A.3.a Transport aérien intérieur et 1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada n'est pas en mesure de séparer le combustible vendu pour les opérations multilatérales de celui vendu aux fins du transport aérien et du transport maritime commerciaux ou militaires. Par conséquent, ces émissions, s'il y en a, seront déclarées sous Transport aérien intérieur ou sous Transport maritime intérieur.
CO ₂	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (préciser)/Production de noir de carbone - Émissions de N ₂ O	2.B.8.f Carbone noir	2.B.8.f Carbone noir	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8; cette sous-catégorie a donc été ajoutée
CO ₂	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (veuillez préciser)/Production d'éthylène - Émissions de N ₂ O	2.B.8.b Éthylène	2.B.8.b Éthylène	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8; cette sous-catégorie a donc été ajoutée
CO ₂	2.B Industrie chimique/2.B.10 Autres (veuillez préciser)/Production de méthanol - Émissions de N ₂ O	2.B.8.a	2.B.8.a Méthanol	Le CUPR ne permet pas d'entrer les émissions de N ₂ O sous 2.B.8; cette sous-catégorie a donc été ajoutée
CO ₂	2.B Industrie chimique/2.B.8 Production pétrochimique et de noir de carbone/2.B.8.f Noir de carbone	2.B.8 Production pétrochimique et noire de carbone / 2.B.8.f Carbone noir	2.D.3 Autres – Autres procédés et procédés indifférenciés	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.B Industrie chimique/2.B.8 Production pétrochimique et de noir de carbone/2.B.8.g Autres/Autres (veuillez préciser)/Styrène	2.B.8.g Autres	2.D.3 Autres – Autres procédés et procédés indifférenciés	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.c Fer de réduction directe	2.C.1.c	1.A.2.a	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.d Trempage	2.C.1.d	1.A.2.a, 2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.1 Production sidérurgique/2.C.1.e Bouletage	2.C.1.e	1.A.2.a, 2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.2 Production de ferroalliages	2.C.2	2.C.1.a et 2.C.1.b	Les émissions provenant de la production de ferroalliages sont incluses dans la production sidérurgique (2C1a) étant donné qu'il s'agit d'une production directe d'aciers spécialisés à partir de minerai de fer dans le cadre de laquelle est employé un procédé de four à arc électrique utilisant des réducteurs. Cependant la portion associée aux réducteurs n'est pas ventilée dans le Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie de Statistique Canada (BDEE), de sorte que les émissions provenant de l'utilisation des réducteurs sont attribuées à la production de fonte brute (2C1b).
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.5 Production de plomb	2.C.5	2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.C Industrie métallurgique/2.C.6 Production de zinc	2.C.6	2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.1 Utilisation de lubrifiant	2.D.1	2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.2 Utilisation de paraffine	2.D.1	2.D.3	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (veuillez préciser)/Utilisation de solvant	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	Les données ventilées ne sont pas disponibles actuellement.
CO ₂	2.G Manufacture et utilisation de produits/ 2.G.4 Autre/ Utilisation d'urée dans les véhicules de Réduction catalytique sélective (RCS)	2.D.3	2.D.3	Émissions reportés en 2.D.3 tel que recommandé par l'ERT
CO ₂	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/ Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CO ₂	4.B Terres cultivées/4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux/ total des sols organiques/sols organiques drainés	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
CO ₂	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/ Sols minéraux	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	L'incinération des résidus agricoles dans les champs est déclarée dans le secteur de l'agriculture.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
CO ₂	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	L'incinération des résidus agricoles dans les champs est déclarée dans le secteur de l'agriculture.
CO ₂	4.B Terres cultivées/4.B.2 Terres converties en terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CO ₂	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides ²	Combustion de biomasse—sols organiques	Combustion de biomasse—sols minéraux	Déclaré sous sols minéraux. Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
CO ₂	4.E Établissements/4(V) Combustion de biomasse/Sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols minéraux	Déclaré sous sols minéraux. Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	3.D Sols agricoles/3.D.1 Émissions directes de N ₂ O provenant des terres aménagées/3.D.1.7 Autres	Pas présent dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006)	3.D.1.1 Engrais azotés inorganiques/3.D.1.2.a Fumier épandu sur les sols/3.D.1.4 Résidus de culture	Le Canada déclare trois sources d'émissions et d'absorptions de N ₂ O propres au pays (conservation du sol, jachère d'été et irrigation), mais, en raison des limites de l'actuel logiciel de déclaration du CUPR, l'impact net de ces catégories de sources/puits propres au pays relatives aux émissions/absorptions doit être déclaré dans les catégories 3.D.1.1, 3.D.1.2.a, et 3.D.1.4 pour les sols agricoles.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles gazeux	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres—Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles liquides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres—Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et Construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Combustibles solides	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres—Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac/Biomasse 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.2 Industries manufacturières et construction/1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.e Transformation des aliments, boissons et tabac	1.A.2.g.viii Autres—Autres industries manufacturières	Seules des données agrégées étaient disponibles.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Combustibles gazeux	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.i Automobiles/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.i Automobiles	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Combustibles gazeux	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.ii Véhicules utilitaires légers	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Combustibles gazeux	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iii Poids lourds et bus/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.iii Poids lourds et bus	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes/Combustibles gazeux	1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant de combustibles gazeux (gaz naturel) selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions provenant de combustibles gazeux des véhicules routiers sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Combustibles gazeux.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.3 Transport/1.A.3.b Transport routier/1.A.3.b.iv Motocyclettes/Gaz de pétrole liquéfiés (GPL)	1.A.3.b.iv Motocyclettes	1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions provenant du propane selon les diverses sous-catégories de véhicules du secteur du transport routier et inclut donc toutes les émissions des véhicules routiers au propane sous 1.A.3.b.v Autres/Véhicules alimentés au propane et au gaz naturel/Autres combustibles liquides/Propane.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/biomasse	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Gaz/Carburant diesel	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Essence	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Autres combustibles liquides (veuillez préciser)	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
N ₂ O	1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche 1.AA Combustion de combustibles—méthode sectorielle/1.A.4 Autres secteurs/1.A.4.c Agriculture/foresterie/pêche/1.A.4.c.iii Pêche/Mazout lourd	1.A.4.c.iii Agriculture/foresterie/pêche/pisciculture	1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada ne peut pas actuellement séparer les émissions attribuables à la pêche des émissions attribuables au transport maritime intérieur. Toutes les émissions attribuables à la pêche sont donc incluses sous Transport maritime intérieur 1.A.3.d.
N ₂ O	1.D Postes pour mémoire/1.D.2 Opérations multilatérales	1.D.2 Opérations multilatérales	1.A.3.a Transport aérien intérieur et 1.A.3.d Transport maritime intérieur	Le Canada n'est pas en mesure de séparer le combustible vendu pour les opérations multilatérales de celui vendu aux fins du transport aérien et du transport maritime commerciaux ou militaires. Par conséquent, ces émissions, s'il y en a, seront déclarées sous transport aérien intérieur ou sous transport maritime intérieur.
N ₂ O	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (préciser)/Autres (veuillez préciser)/Autres procédés et procédés indifférenciés	2.B.8	2.B.10	Seules les émissions agrégées de CO ₂ sont incluses sous 2.D.3.
N ₂ O	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (préciser)/Autres (veuillez préciser)/Autres procédés et procédés indifférenciés	2.B.8	2.B.8	Seules les émissions agrégées de CO ₂ sont incluses sous 2.D.3.
N ₂ O	2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant/2.D.3 Autres (préciser)/Utilisation de solvant	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	2.D.3 Autres procédés et procédés indifférenciés	Des données ventilées ne sont pas disponibles.
N ₂ O	4(IV) Émissions indirectes de N ₂ O provenant des terres aménagées/Dépôts atmosphériques	Sols agricoles	Sols agricoles	Les émissions de N ₂ O provenant de l'azote volatilisé des terres aménagées sont déclarées dans le secteur de l'agriculture.
N ₂ O	4(IV) Émissions indirectes de N ₂ O provenant des terres aménagées/Lessivage et ruissellement de l'azote	Sols agricoles	Sols agricoles	Les émissions indirectes de N ₂ O provenant du lessivage et du ruissellement de l'azote des engrais et d'autres sources de N sont déclarées dans le secteur de l'agriculture.
N ₂ O	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N aux terres aménagées/engrais azotés inorganiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
N ₂ O	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N aux terres aménagées/engrais azotés organiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
N ₂ O	4.A Terres forestières/4.A.1 Terres forestières restant terres forestières/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	4.A Terres forestières/4.A.2 Terres converties en terres forestières/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés inorganiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
N ₂ O	4.A Terres forestières/4.A.2 Terres converties en terres forestières/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés organiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
N ₂ O	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols minéraux	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	L'incinération des résidus agricoles dans les champs est déclaré dans le secteur de l'agriculture.

Tableau A5-2 **Sommaire des sources et des puits de GES inclus ailleurs (IA)¹ (continué)**

GES	Catégorie de sources ou de puits	Attribution selon les Lignes directrices du GIEC	Attribution utilisée par la Partie	Explication
N ₂ O	4.B Terres cultivées/4.B.1 Terres cultivées restant terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Combustion de biomasse ligneuse dans ATCATF; brûlage de résidus agricoles dans le secteur de l'agriculture.	Secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	4.B Terres cultivées/4.B.2 Terres converties en terres cultivées/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols organiques	Sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	4.C Prairies/4.C.1 Prairies restant prairies/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	Sols minéraux	Sols minéraux	Le brûlage dirigé sur les sols organiques dans la catégorie PR-PR est déclaré sous sols minéraux.
N ₂ O	4.C Prairies/4.C.1 Prairies restant prairies/4(V) Combustion de biomasse/Feux de végétation/Sols organiques	Sols minéraux	Sols minéraux	Les feux de végétation sur les sols organiques dans la catégorie PR-PR sont déclarés sous sols minéraux.
N ₂ O	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de l'immobilisation/de la minéralisation de l'azote 4.D Terres humides	Tableau 4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de l'immobilisation/de la minéralisation de l'azote	Tableau 4(II)	Les émissions de N ₂ O des champs d'extraction de tourbe dont la vocation n'a pas changé sont déclarées dans le tableau 4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux.
N ₂ O	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de l'immobilisation/de la minéralisation de l'azote 4.D /4.D.2.1 Terres forestières converties en terres humides	Tableau 4(III)	Déclaré dans le Tableau 4(II)	Les émissions de N ₂ O des terres converties pour l'extraction de tourbe sont déclarées dans le tableau 4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux.
N ₂ O	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides/4(III) Émissions directes de N ₂ O provenant de l'immobilisation/de la minéralisation de l'azote 4.D /4.D.2.5 Autres terres converties en terres humides	Tableau 4(III)	Déclaré dans le Tableau 4(II)	Les émissions de N ₂ O de terres converties pour l'extraction de tourbe sont déclarées dans le tableau 4(II) Émissions et absorptions découlant du drainage et de la réhumectation et d'autres pratiques de gestion des sols organiques et minéraux.
N ₂ O	4.D Terres humides/4.D.2. Terres converties en terres humides/4(V) Combustion de biomasse/Brûlage dirigé/Sols organiques	sols organiques	sols minéraux	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	4.E Établissements/4(V) Combustion de biomasse/Sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols organiques	4(V) Combustion de biomasse—sols minéraux	Déclaré sous sols minéraux. Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon les sols organiques et les sols minéraux.
N ₂ O	4.E Établissements/4.E.1 Établissements restant établissements/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés inorganiques	Dans le secteur de l'agriculture si des données ne sont pas disponibles pour permettre la distinction.	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Des données ne sont pas disponibles pour pouvoir faire la distinction.
N ₂ O	4.E Établissements/4.E.1 Établissements restant établissements/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés organiques	Dans le secteur de l'agriculture si des données ne sont pas disponibles pour permettre la distinction.	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Des données ne sont pas disponibles pour pouvoir faire la distinction.
N ₂ O	4.E Établissements/4.E.2 Terres converties en établissements/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés inorganiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
N ₂ O	4.E Établissements/4.E.2 Terres converties en établissements/4(I) Émissions directes de N ₂ O provenant des apports de N dans les terres aménagées/engrais azotés organiques	Si des données sont disponibles, dans la catégorie ATCATF précise, lorsque des émissions se produisent réellement	Déclaré dans le secteur de l'agriculture	Les données sur les activités ne permettent pas la ventilation des activités selon la catégorie ATCATF précise.
SF ₆	2.C Industrie de métallurgie 2.C.7 Autre (veuillez précisez) / Moulage de magnésium. 2.C Industrie de métallurgie 2.C.7 Autre (veuillez précisez) / Moulage de magnésium.	2.C.7	2.C.4	Les émissions de SF ₆ pour le moulage de magnésium est inclus dans 2.C.4 tel que recommandé par ERT et les lignes directrices de l'IPCC.
SF ₆	2.G Fabrication et utilisation d'autres produits/2.G.1 Équipement électrique/SF ₆	2.G.1	2.G.1	Les émissions agrégées de SF ₆ provenant des « stocks » comprennent l'utilisation de SF ₆ (pour un remplissage complet de l'équipement), l'élimination de l'équipement et la défaillance de l'équipement; ces émissions ne peuvent pas actuellement être ventilées.

Note :

1. La mention « inclus ailleurs » désigne les sources et les puits mentionnés dans cet inventaire qui sont attribués à un secteur autre que celui mentionné dans les Lignes directrices 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

ANNEXE 6

COEFFICIENTS D'ÉMISSION

La présente annexe résume la façon dont les coefficients d'émission qui ont servi à l'estimation des émissions des gaz à effet de serre (GES) ont été élaborés et choisis. L'annexe 3 propose des détails supplémentaires sur les méthodes propres aux secteurs quant à l'utilisation de ces coefficients.

A6.1. Combustion des combustibles

A6.1.1. Gaz naturel et liquides de gaz naturel

A6.1.1.1. Dioxyde de carbone (CO₂)

Les coefficients d'émission de CO₂ résultant de la combustion de combustibles fossiles dépendent essentiellement de propriétés du combustible comme la teneur en carbone, la densité et le pouvoir calorifique et, dans une moindre mesure, de la technologie de combustion.

Pour ce qui est du gaz naturel, il existe deux principaux types de combustible que l'on fait brûler au Canada : le combustible marchand (traité pour être vendu dans le commerce) et le combustible non marchand (non traité, pour une utilisation interne). Des variations régionales caractérisent l'utilisation du gaz naturel; neuf régions consomment du combustible marchand et sept régions du combustible non marchand. Les coefficients d'émission provinciaux et territoriaux (Tableau A6-1) ont été élaborés à partir des données des analyses chimiques d'échantillons représentatifs de gaz naturel (McCann, 2000). Les divers échantillons utilisés aux fins de l'analyse chimique comprenaient, le cas échéant, du gaz naturel importé et du gaz naturel canadien. Les coefficients d'émission du gaz naturel non marchand sont supérieurs à ceux des combustibles marchands en raison de leur nature brute; en plus du méthane, le gaz naturel non marchand peut inclure de l'éthane, du propane et du butane dans le mélange de combustible.

A6.1. Combustion des combustibles	220
A6.2. Procédés industriels	226
A6.3. Fabrication et utilisation d'autres produits	232
A6.4. Agriculture	233
A6.5. Affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie	242
A6.6. Combustion de la biomasse	243
A6.7. Déchets	244

Les coefficients d'émission de CO₂ (voir le Tableau A6-3) pour des liquides du gaz naturel (LGN), comme l'éthane, le propane et le butane, ont été élaborés d'après les données de l'analyse chimique des combustibles marchands (McCann, 2000).

A6.1.1.2. Méthane (CH₄)

Les émissions de CH₄ résultant de la tabe des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission des secteurs (voir les Tableau A6-2 et Tableau A6-3) ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur

Tableau A6-1 Coefficients d'émission de CO₂ pour le gaz naturel

Province	Coefficient d'émission ¹ (g/m ³)	
	Marchand ²	Non marchand ³
Terre-Neuve-et-Labrador	1 901	2 494
Nouvelle-Écosse	1 901	2 494
Nouveau-Brunswick	1 901	NO
Québec	1 887	NO
Ontario	1 888	NO
Manitoba	1 886	NO
Saskatchewan	1 829	2 441
Alberta	1 928	2 392
Colombie-Britannique	1 926	2 162
Yukon	1 901	2 401
Territoires du Nord-Ouest (avant 2012) ⁴	2 466	2 466
Territoires du Nord-Ouest (depuis 2012) ⁴	1 901	2 466

Notes :

NE = non existant

1. McCann (2000)

2. Le terme « marchand » s'applique au combustible consommé par les centrales électriques, les industries manufacturières, le secteur résidentiel et commercial et celui des transports.

3. Le terme « non marchand » s'applique à la consommation de gaz brut, surtout celle des producteurs de gaz naturel.

4. Avant 2012, le gaz naturel consommé était du gaz naturel non marchand produit localement. Depuis 2012, du gaz naturel marchand est importé en provenance de l'extérieur du territoire.

Tableau A6-2 Coefficients d'émission de CH₄ et de N₂O pour le gaz naturel

Source	Coefficient d'émission (g/m ³) ¹	
	CH ₄	N ₂ O
Centrales électriques—services publics	0,490	0,049
Industrie	0,037	0,033
Consommation du producteur (non marchand)	6,4 ²	0,060
Pipelines	1,900	0,050
Ciment	0,037	0,034
Industries manufacturières	0,037	0,033
Résidentiel, construction, commercial et institutionnel, agriculture	0,037	0,035
Notes :		
1. SGA Energy (2000)		
2. Adapté de l'EPA (1996b) et de l'ACPP (1999)		

Tableau A6-3 Coefficients d'émission pour les liquides du gaz naturel

Source	Coefficient d'émission (g/L)		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Propane			
Résidentiel	1 515 ¹	0,027 ²	0,108 ²
Toutes autres utilisations	1 515 ¹	0,024 ²	0,108 ²
Éthane	986 ¹	0,024 ²	0,108 ²
Butane	1 747 ¹	0,024 ²	0,108 ²
Notes :			
1. McCann (2000)			
2. SGA Energy (2000)			

un vaste examen des coefficients d'émission qui se rattachent aux technologies de combustion (SGA, 2000). Le coefficient d'émission relatif à la consommation de gaz naturel par le producteur a été élaboré en fonction de l'écart des technologies dans l'industrie du pétrole et du gaz en amont (ACPP, 1999) et des coefficients d'émission propres à chaque technologie que l'on trouve dans le rapport AP 42 de l'Agence de protection de l'environnement (EPA) des États-Unis (EPA, 1996a).

A6.1.1.3. Oxyde nitreux (N₂O)

Les émissions de N₂O résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission (voir les Tableau A6-2 et Tableau A6-3) ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur une analyse des technologies de combustion et un examen de leurs coefficients d'émission (SGA, 2000).

A6.1.2. Produits pétroliers raffinés

A6.1.2.1. CO₂

Les coefficients d'émission de CO₂ résultant de la combustion de combustibles fossiles dépendent essentiellement des propriétés du combustible et, dans une moindre mesure, de la technologie de combustion.

Des coefficients d'émission ont été élaborés pour chaque catégorie principale des produits pétroliers raffinés (PPR) selon le pouvoir calorifique, la teneur en carbone et la densité (McCann, 2000) à des fins d'harmonisation avec les *Lignes directrices 2006* du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GIEC, 2006).

La composition du coke de pétrole dépend du procédé. Des coefficients ont été élaborés à la fois pour les cokes provenant d'unités de raffinerie (craquage catalytique) et ceux des usines de valorisation. Ces facteurs (voir le Tableau A6-5) reposent sur les données fournies par l'industrie au Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC) figurant dans les rapports Review of Energy Consumption sur l'industrie de raffinage et de valorisation¹ (CIEEDAC, 2003). La quantité de coke consommée par les raffineries est dérivée des craqueurs catalytiques et le coefficient d'émission est une moyenne du coke de pétrole et du coke des craqueurs catalytiques.

Les coefficients d'émission pour les gaz de distillation (voir le Tableau A6-5) provenant des activités de raffinage et les installations de valorisation ont également été issus des données fournies par l'industrie¹ et rapportées par le CIEEDAC (2003).

A6.1.2.2. CH₄

Les émissions de CH₄ résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission (voir le Tableau A6-4) ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur une analyse des technologies de combustion et un examen de leurs coefficients d'émission (SGA, 2000).

1 Griffin, B. 2016. Communication personnelle (courriel de Griffin, B. à Tracey, K., ingénieure des programmes, DIRP, daté du 18 novembre 2016). Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie (CIEEDAC).

On a présumé que le coefficient d'émission pour le coke de pétrole était le même pour les cokes dérivés des craqueurs catalytiques et les cokes utilisés dans les installations de valorisation. D'après l'étude de SGA (2000), il n'existe pas de coefficient d'émission pour le gaz combustible de raffinerie (gaz de distillation).

Le coefficient d'émission pour le gaz de distillation dans les usines de valorisation (Tableau A6-4) est

basé sur le coefficient d'émission par défaut du GIEC (2006) et adapté d'après les facteurs de conversion énergétique publiés par Statistique Canada (2014). Les coefficients d'émission pour le gaz de distillation dans les raffineries et autres industries (Tableau A6-7) sont basés sur le coefficient d'émission par défaut du GIEC (2006), qui a été calculé sur une base annuelle d'après les facteurs de conversion énergétique fournis par Statistique Canada (2014).

Tableau A6-4 Coefficients d'émission des produits pétroliers raffinés

Source	Coefficient d'émission (g/L)		
	CO ₂ ¹	CH ₄ ²	N ₂ O ²
Mazout léger			
Centrales électriques—services publics	2 753	0,18	0,031
Industrie	2 753	0,006	0,031
Consommation du producteur	2 670	0,006	0,031
Résidentiel	2 753	0,026	0,006
Foresterie, construction, administration publique, et commercial et industriel	2 753	0,026	0,031
Mazout lourd			
Centrales électriques—services publics	3 156	0,034	0,064
Industrie	3 156	0,12	0,064
Consommation du producteur	3 190	0,12	0,064
Résidentiel, foresterie, construction, administration publique, et commercial et industriel	3 156	0,057	0,064
Kérosène			
Centrales électriques	2 560 ³	0,006	0,031
Industrie	2 560 ³	0,006	0,031
Consommation du producteur	2 560 ³	0,006	0,031
Résidentiel	2 560 ³	0,026	0,006
Foresterie, construction, administration publique, et commercial et industriel	2 560 ³	0,026	0,031
Diesel—raffineries et autres	2 681⁴	0,133	0,4
Diesel—usines de valorisation⁵	2 681	0,151	1,10
Coke de pétrole	(voir le tableau A6-5)	0,12	(voir le tableau A6-6)
Gaz de distillation—raffineries et autres	(voir le tableau A6-5)	(voir le tableau A6-7)	0,00002
Gaz de distillation—usines de valorisation	(voir le tableau A6-5)	0,0389	0,00002
Essence à moteur⁵	2 307	0,100	0,02

Notes :

1. McCann (2000); sauf Kérosène, Diesel et Essence à moteur
2. SGA (2000); sauf Diesel—usines de valorisation et Essence à moteur.
3. Coefficient d'émission présumé par McCann (2000) pour le carburéacteur.
4. ECCC (2017b)
5. CO₂ de ECCC (2017b); CH₄ et N₂O adapté de GIEC (2006)

Tableau A6-5 Coefficients d'émission de CO₂ pour le coke de pétrole et le gaz de distillation

Coefficient d'émission																
	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Coke de pétrole	g/L															
Installations de valorisation ¹	3 556	3 551	3 481	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494	3 494
Raffineries et autres ²	3 766	3 787	3 711	3 814	3 817	3 820	3 817	3 816	3 826	3 814	3 814	3 826	3 814	3 826	3 790	3 814
Gaz de distillation	g/10 ³ m ³															
Installations de valorisation ¹	2 310	2 090	2 120	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140	2 140
Raffineries et autres ²	1 740	1 800	1 683	1 719	1 753	1 760	1 705	1 723	1 840	1 830	2 075	2 099	2 111	2 135	2 159	2 183
Notes :																
1. CIEEDAC (2003)																
2. Griffin, B. 2018. Communication personnelle (courriel de Griffin, B. à Tracey, K., ingénieure des programmes, DIRP, daté du 10 octobre 2018). Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie.																

Tableau A6-6 Coefficients d'émission de N₂O pour le coke de pétrole

	Coefficient d'émission											
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001-2017
Coke de pétrole	g/L											
Installations de valorisation ^{1,2}	21,9	22,1	22,3	22,5	22,7	22,7	22,7	23,0	23,5	23,7	24,2	24,0
Raffineries et autres ^{1,2}	24,6	24,8	25,0	25,2	25,5	25,5	25,4	25,8	27,0	27,1	27,6	27,5

Notes :

1. Adapté de GIEC (2006)

2. Teneur énergétique de Statistique Canada (2014)

Tableau A6-7 Coefficients d'émission de CH₄ pour le gaz de distillation (raffineries et autres)

	Coefficient d'émission ¹											
	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013-2017
Gaz de distillation	g/10 ³ m ³											
Raffineries et autres ^{1,2}	32,6	33,5	33,8	32,0	32,0	32,2	31,6	32,0	32,1	32,6	30,5	31,0

Notes :

1. Adapté de GIEC (2006)

2. Teneur énergétique de Statistique Canada (2014)

A6.1.2.3. N₂O

Les émissions de N₂O résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission pour les produits pétroliers raffinés, à l'exception du coke de pétrole, ont été élaborés (voir le Tableau A6-4) selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur une analyse des technologies de combustion et un examen de leurs coefficients d'émission (SGA, 2000).

Les coefficients d'émission du coke de pétrole (voir le Tableau A6-6) reposent sur les coefficients d'émission de 2006 du GIEC et ont été calculés sur une base annuelle à l'aide des facteurs de conversion de l'énergie fournis par Statistique Canada (2014).

A6.1.3. Charbon et produits du charbon

A6.1.3.1. CO₂

Les coefficients d'émission de CO₂ résultant de la combustion du charbon dépendent des propriétés du combustible et, dans une moindre mesure, de la technologie de combustion. Les coefficients d'émission du charbon (voir le Tableau A6-8) ont été élaborés pour chaque province selon la qualité du charbon et la région d'approvisionnement. Ces coefficients d'émission reposent sur les données de l'analyse chimique d'échantillons de charbon destiné aux centrales électriques, activité qui représente presque toute la consommation de charbon.

Certains des coefficients pour le charbon bitumineux canadien présentés au Tableau A6-8 ont été élaborés d'après une analyse statistique, effectuée par ECCC (Rodovan *et al.*, 2012), de plus de 3 000 échantillons analytiques représentant une variété de types de charbon et de régions de production/consommation. L'analyse et les calculs de l'incertitude ont été réalisés au moyen du progiciel @Risk. Les coefficients d'émission pour le charbon sont accompagnés d'estimations du degré d'incertitude, car l'approvisionnement et la qualité du charbon peuvent varier avec le temps. La teneur moyenne en carbone et en humidité de chaque type de charbon a été utilisée pour élaborer les coefficients d'émission de CO₂.

Une autre étude visant à déterminer les coefficients d'oxydation du charbon propres au pays et à examiner plus en profondeur le contenu en carbone du charbon consommé par les centrales de production d'électricité a été menée en 2016 par GHD Limited au nom d'ECCC (ECCC, 2017a). À partir d'une analyse de cette étude, on a défini des coefficients d'émission et d'oxydation à jour ainsi que des estimations de l'incertitude relativement à de nombreux types de charbon (ECCC, 2017a).

Les coefficients pour l'anthracite importé des États-Unis sont issus de l'annexe 2 de l'*Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2008* (EPA, 2010). Tous les coefficients d'émission relatifs au charbon au Tableau A6-8 incluent désormais des coefficients d'oxydation propres au Canada (ECCC, 2017a).

Tableau A6-8 Coefficients d'émission de CO₂ pour le charbon

Province	Type de charbon	Source	Coefficient d'émission (kg CO ₂ /tonne) ^{1,2,3,4,5}			Humidité (% en poids)
			Moyenne	Incertitude (intervalle de confiance à 95 %)		
				Bas	Haut	
Terre-Neuve-et-Labrador, PE., Québec, Nouvelle-Écosse (avant 2000)	Bitumineux canadien ²	Nouvelle-Écosse	2 329	-33 %	22 %	3.2
Terre-Neuve-et-Labrador, PE, Québec, Nouvelle-Écosse (2000 et après)	Bitumineux canadien ³	Alberta	2 176	-26 %	26 %	7.7
Nouveau-Brunswick (Avant 2010)	Bitumineux canadien ²	Nouveau-Brunswick	2 319	-14 %	14 %	3.2
Nouveau-Brunswick (Après 2010)	Bitumineux canadien ²	Alberta	2 176	-26 %	26 %	7.7
Ontario, Alberta, Saskatchewan, BC	Bitumineux canadien ²	Alberta	2 176	-26 %	26 %	7.7
Atlantique ⁵	Bitumineux étranger ²	Non É.-U.	2 540	-7 %	7 %	8.3
Ontario	Bitumineux étranger ³	É.-U. (Pennsylvanie)	2 651	-7 %	7 %	ND
Québec	Bitumineux étranger ²	É.-U. (Pennsylvanie)	2 662	-7 %	7 %	ND
Toutes les Provinces et les territoires, sauf en Saskatchewan	Lignite ³	Saskatchewan	1 452	-2 %	2 %	24
Saskatchewan	Lignite ³	Saskatchewan	1 448	-13 %	13 %	36
Ontario, Manitoba, Atlantique	Subbitumineux ²	Étranger	1 865	-8 %	8 %	24
Alberta, Saskatchewan, BC	Subbitumineux ³	Alberta	1 758	-7 %	8 %	21
Provinces et territoires (tous)	Anthracite	--	2 382	-6 %	6 %	ND

Notes :

1. Coefficients présentés pour le charbon « à l'état humide ». La teneur en humidité est indiquée pour le coefficient d'émission « moyen ».

2. Teneur en carbone, Radovan *et al.* (2012), coefficient d'oxydation, ECCC 2017a.

3. Teneur en carbone et coefficient d'oxydation, ECCC 2017a.

4. Intervalles de confiance de 95 %, déterminés par une analyse statistique des données sur le charbon canadien.

5. Atlantique : provinces Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador.

ND = non disponible

Tableau A6-9 Coefficients d'émission de CO₂ pour les produits du charbon

Produits du charbon—type de combustible	Coefficient d'émission
Gaz de four à coke ¹	687 g/m ³
Coke ²	3 173 g/kg

Notes :

1. McCann (2000)

2. CRA (2014)

Les coefficients d'émission relatifs au coke et au gaz de four à coke sont présentés au Tableau A6-9. Le coefficient d'émission pour le coke a été élaboré d'après une étude de l'industrie de la sidérurgie achevée en 2014 (CRA, 2014). Il est représentatif de l'utilisation du coke dans le secteur du ciment, des métaux non ferreux et d'autres industries de fabrication. La valeur du coefficient d'émission pour le gaz de four à coke, quant à elle, provient de McCann (2000) et est représentative de l'utilisation dans le secteur de la sidérurgie.

A6.1.3.2. CH₄

Les émissions de CH₄ résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission des secteurs (Tableau A6-10) ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur une analyse des technologies de combustion et un examen de leurs coefficients d'émission (SGA, 2000).

A6.1.3.3. N₂O

Les émissions de N₂O résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission des secteurs (Tableau A6-10) ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils reposent sur une analyse des technologies de combustion et un examen de leurs coefficients d'émission (SGA, 2000).

Tableau A6-10 Coefficients d'émission de CH₄ et de N₂O pour le charbon¹

Source	Coefficient d'émission	
	CH ₄	N ₂ O
	g/kg	
Charbon		
Centrales électriques—services publics	0,02	0,03
Industrie et centrales de production de chaleur et de vapeur	0,03	0,02
Résidentiel, administration publique	4,00	0,02
Coke	0,03	0,02
	g/m ³	
Coke de four à coke	0,04	0,04
Note :		
1. SGA Energy (2000)		

A6.1.4. Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille

Les coefficients du Tableau A6-11 sont ceux des émissions fugitives attribuables à l'exploitation de la houille seulement. Bien qu'ils soient calculés à partir

de mesures prises à des mines ou dans des filons de charbon particuliers, ces coefficients d'émissions sont regroupés, selon les moyennes provinciales pour un type de mine donné. Ils doivent être appliqués aux quantités totales brutes (et non nettes) de charbon extrait et comprennent de petites quantités de minéraux, de pierres et d'autres matières inertes extraits avec le charbon, mais retirés par la suite avant la vente ou l'utilisation.

A6.1.5. Autres combustibles

A6.1.5.1. CO₂

Les combustibles de remplacement comme les pneus, les déchets ainsi que l'huile usagée et les solvants sont utilisés dans l'industrie du ciment pour compenser la combustion des combustibles achetés comme le charbon, l'huile ou le gaz naturel. Les émissions de CO₂ attribuables à la combustion de sources fixes de combustibles résiduels sont présentées dans le *Rapport d'inventaire national* où les données sont disponibles. Les données sur la consommation de

Tableau A6-11 Coefficients d'émissions fugitives pour l'exploitation de la houille

Province	Type de charbon	Type de mine	Coefficient d'émission	Unités
Nouvelle-Écosse	bitumineux	à ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Nouvelle-Écosse	bitumineux	souterraine	14,49	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Nouveau-Brunswick	bitumineux	à ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Saskatchewan	lignite	à ciel ouvert	0,07	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	bitumineux	à ciel ouvert	0,55	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	bitumineux	souterraine	1,69	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Alberta	subbitumineux	à ciel ouvert	0,20	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Colombie-Britannique	bitumineux	à ciel ouvert	0,86	t CH ₄ /kt de charbon extrait
Colombie-Britannique	bitumineux	souterraine	2,78	t CH ₄ /kt de charbon extrait

Notes :

Source : Adapté de King (1994) et de Cheminfo *et al.* (2014).

1. Les coefficients d'émission sont fondés sur les quantités « brutes », et non « nettes », de charbon extrait. La quantité brute comprend de petites quantités de minéraux, de pierres et d'autres matières inertes extraits avec le charbon, mais retirés par la suite.
2. Les coefficients dans le tableau ci-dessus sont ceux des émissions fugitives attribuables à l'exploitation de la houille seulement. Bien qu'ils soient calculés à partir de mesures prises à des mines ou dans des filons de charbon particuliers, ces coefficients d'émission sont regroupés, selon les moyennes provinciales pour un type de mine donné. Ils doivent être appliqués aux quantités totales brutes (et non nettes) de charbon extrait dans l'ensemble de la province ou de la région pour estimer les émissions fugitives, et ne s'appliquent pas à des mines particulières. Consulter la section A-3.2.1.1 de l'annexe 3 du RIN (2018) pour de plus amples renseignements.

Tableau A6-12 Coefficients d'émission pour les combustibles de remplacement

Source/ combustible	GES	Coefficient d'émission (kg/GJ)											
		1990-1994	1995-2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010-2017
Combustible résiduaire de l'industrie du ciment	CO ₂ ¹	78,8	77,6	78,6	80,6	82,6	81,5	81,2	83,8	87,7	86,3	79,2	80,1
	CH ₄ ²	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	N ₂ O ²	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004

Notes :

1. Adapté de WBSCD (2005)
2. Adapté du GIEC (2006)

combustibles par l'industrie du ciment, d'après des normes de comptabilisation et de présentation de rapports des émissions de CO₂ élaborées par le World Business Council for Sustainable Development (WBSCD, 2005), ont été utilisées pour établir les coefficients d'émission du Tableau A6-12.

A6.1.5.2. CH₄

Les coefficients d'émission de CH₄ pour les combustibles de remplacement sont adaptés des Lignes directrices de 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

A6.1.5.3. N₂O

Les coefficients d'émission de N₂O pour les combustibles de remplacement sont adaptés des Lignes directrices de 2006 du GIEC (GIEC, 2006).

A6.1.6. Combustion mobile

A6.1.6.1. CO₂

Les coefficients d'émission de CO₂ résultant de la combustion de sources mobiles dépendent des propriétés du combustible et sont généralement identiques à ceux qui sont utilisés pour la combustion de sources fixes des combustibles.

A6.1.6.2. CH₄

Les émissions de CH₄ résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission de CH₄ propres à chaque usage ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada, et ils sont indiqués au Tableau A6-13. Ils ont été adoptés pour la première fois à la suite d'un examen des connaissances actuelles et d'une analyse des technologies de combustion. Par la suite, un certain nombre de coefficients d'émission de CH₄ des véhicules routiers ont été peaufinés à partir des résultats actualisés d'essais de contrôle des émissions réalisés au Canada et aux États-Unis (Environnement Canada, 2006 et 2009; Graham *et al.*, 2008).

Plus de 50 coefficients d'émission de CH₄ pour les carburateurs propres aux types d'aéronefs, issus des *Lignes directrices de 2006* du GIEC (GIEC, 2006), sont utilisés dans le modèle des émissions de niveau 3 de l'aviation civile (MEGASA), mais le Tableau A6-13

présente un coefficient d'émission moyen à l'échelle nationale à des fins de concision. (section A3.4.2.3 pour obtenir davantage d'information sur le MEGASA.)

A6.1.6.3. N₂O

Les émissions de N₂O résultant de la combustion des combustibles dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission propres à chaque usage ont été élaborés selon les technologies généralement utilisées au Canada. Ils ont été adoptés pour la première fois à la suite d'un examen des connaissances actuelles et d'une analyse des technologies de combustion. Comme pour les coefficients d'émission de CH₄ présentés à la section A6.1.6.2, un certain nombre de coefficients d'émission de N₂O pour les véhicules routiers ont été par la suite peaufinés à partir des résultats actualisés des essais de contrôle des émissions réalisés au Canada et aux États-Unis (Environnement Canada, 2006 et 2009; Graham *et al.*, 2008 et 2009).

Plus particulièrement, les données d'essai mises à jour ont souligné l'incidence de l'essence à teneur élevée en soufre sur les coefficients d'émission de N₂O. Les véhicules alimentés à l'essence à teneur élevée en soufre, pour la majeure partie de leur vie utile, rejettent généralement des concentrations plus élevées de N₂O que ceux qui utilisent de l'essence à faible teneur en soufre (Environnement Canada, 2009).

A6.2. Procédés industriels

A6.2.1. Produits minéraux

Pour estimer les émissions provenant de la production et de l'utilisation de produits minéraux, on a utilisé les coefficients d'émission qui sont présentés au Tableau A6-14.

A6.2.2. Industrie des produits chimiques

Les Tableaux A6-15, Tableau A6-16, Tableau A6-17 et Tableau A6-18 présentent les coefficients d'émission utilisés pour les catégories du sous-secteur de l'industrie chimique ainsi que les sources à partir desquelles ils ont été obtenus.

Tableau A6-13 Coefficients d'émission pour les sources de combustion mobiles du secteur de l'énergie

Usage†	Coefficients d'émission (g/L de combustible)		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Transport routier			
Véhicules à essence			
Véhicules légers à essence (VLE)			
Niveau 2	2 307 ¹	0,14 ³	0,022 ⁴
Niveau 1	2 307 ¹	0,23 ⁵	0,47 ⁵
Niveau 0	2 307 ¹	0,32 ⁶	0,66 ⁷
Convertisseur catalytique d'oxydation	2 307 ¹	0,52 ⁸	0,20 ⁶
Système sans catalyseur	2 307 ¹	0,46 ⁸	0,028 ⁶
Camions légers à essence (CLE)			
Niveau 2	2 307 ¹	0,14 ³	0,022 ⁴
Niveau 1	2 307 ¹	0,24 ⁵	0,58 ⁵
Niveau 0	2 307 ¹	0,21 ⁸	0,66 ⁷
Convertisseur catalytique d'oxydation	2 307 ¹	0,43 ⁸	0,20 ⁶
Système sans catalyseur	2 307 ¹	0,56 ⁶	0,028 ⁶
Véhicules lourds à essence			
Catalyseur à trois voies	2 307 ¹	0,068 ⁸	0,20 ⁸
Système sans catalyseur	2 307 ¹	0,29 ⁶	0,047 ⁶
Sans dispositif	2 307 ¹	0,49 ⁶	0,084 ⁶
Motocyclettes			
Système sans catalyseur	2 307 ¹	0,77 ³	0,041 ³
Sans dispositif	2 307 ¹	2,3 ⁶	0,048 ⁶
Véhicules à moteur diesel			
Véhicules légers à moteur diesel (VLMD)			
Dispositif perfectionné*	2 681 ¹	0,051 ⁶	0,22 ⁶
Dispositif à efficacité modérée	2 681 ¹	0,068 ⁶	0,21 ⁶
Sans dispositif	2 681 ¹	0,10 ⁶	0,16 ⁶
Camions légers à moteur diesel (CLMD)			
Dispositif perfectionné*	2 681 ¹	0,068 ⁶	0,22 ⁶
Dispositif à efficacité modérée	2 681 ¹	0,068 ⁶	0,21 ⁶
Sans dispositif	2 681 ¹	0,085 ⁶	0,16 ⁶
Véhicules lourds à moteur diesel			
Dispositif perfectionné	2 681 ¹	0,11 ⁹	0,151 ⁹
Dispositif à efficacité modérée	2 681 ¹	0,14 ⁶	0,082 ⁶
Sans dispositif	2 681 ¹	0,15 ⁶	0,075 ⁶
Véhicules au gaz naturel	1,9 ²	9E-03 ⁶	6E-05 ⁶
Véhicules au propane	1 515 ²	0,64 ⁶	0,028 ⁶
Véhicules hors route			
Véhicules hors route à essence 2 temps	2 307 ¹	10,61 ¹²	0,013 ¹³
Véhicules hors route à essence 4 temps	2 307 ¹	5,08 ¹²	0,064 ¹³
Véhicules hors route à moteur diesel <19kW	2 681 ¹	0,073 ¹²	0,022 ¹²
Véhicules hors route à moteur diesel ≥19kW, Niveau 1 - 3	2 681 ¹	0,073 ¹²	0,022 ¹²
Véhicules hors route à moteur diesel ≥19kW, Niveau 4	2 681 ¹	0,073 ¹²	0,227 ¹²
Véhicules au gaz naturel	1,9 ²	0,0088 ⁶	0,00006 ⁶
Véhicules au propane	1 515 ²	0,64 ⁶	0,087 ¹²
Transport ferroviaire			
Trains alimentés au diesel	2 681	0,15 ¹³	1,0 ¹³
Transport maritime			
Essence	2 307 ¹	0,22 ¹³	0,063 ¹³
Diesel	2 681 ¹	0,25 ¹³	0,072 ¹³
Alimentés au mazout léger	2 753 ²	0,26 ¹³	0,073 ¹³
Alimentés au mazout lourd	3 156 ²	0,29 ¹³	0,082 ¹³
Kerosene	2 560 ¹⁶	0,25 ¹³	0,071 ¹³
Transport aérien			
Essence d'aviation	2 365 ¹⁰	2,2 ¹⁰	0,23 ¹⁰
Carburéacteur	2 560 ²	0,029 ¹¹	0,071 ¹³
Combustibles renouvelables			
Éthanol	1 508 ^{1,14}	**	**
Biodiesel	2 472 ^{1,14,15}	***	***

Notes :

† Dans le contexte des modes de transport, les niveaux 0 à 2 désignent les normes de plus en plus strictes de l'EPA des É.-U. en matière d'émission, qui découlent des progrès liés aux technologies antipollution. À ne pas confondre avec les méthodes d'estimation des GES du GIEC. Les niveaux de l'EPA s'appliquent aux véhicules routiers des années de modèles ci-dessous, mais on tient compte d'un certain chevauchement associé à la pénétration de la technologie (voir la figure A3-2 de l'annexe 3) : Niveau 0 : 1980 à 1995; niveau 1 : 1994 à 2003; niveau 2 : 2004 à 2013.

1. ECCC (2017b)

2. McCann (2000)

3. Adapté du rapport 04-44 de la DRME d'Environnement Canada (2006)

4. Adapté du rapport 04-44 de la DRME d'Environnement Canada (2006) et de Graham *et al.* (2009)

5. Adapté du rapport 07-14A de la SRME d'Environnement Canada (2009)

6. SGA Energy (2000)

7. Adapté de Barton & Simpson (1994)

8. ICF (2004)

9. Graham *et al.* (2008)

10. Jaques (1992)

11. Moyenne globale nationale du coefficient d'émission basée sur les Lignes directrices de 2006 du GIEC (GIEC, 2006). Voir la section A3.4.2.3 de l'annexe 3.1 pour obtenir davantage d'information.

12. Oak Leaf Environmental Inc. (2017)

13. GIEC (2006)

14. Voir les sections 3.5 chapitre 3

15. BioMer (2005)

16. Coefficient d'émission présumé par McCann (2000) pour le carburéacteur

* Les coefficients pour les véhicules au diesel dotés de système perfectionné sont utilisés pour le parc de véhicules de niveau 2.

** Les coefficients d'émission pour le CH₄ et le N₂O des moteurs à essence (selon l'usage et la technologie) sont utilisés pour l'éthanol.*** Diesel CH₄ et N₂O emission factors (by mode and technology) are used for biodiesel.

Tableau A6-14 Coefficients d'émission de dioxyde de carbone (CO₂) pour les produits minéraux

Catégories	Produit minéral	Coefficient d'émission (g CO ₂ /kg de produit minéral)
Production de ciment	Clinker	532 ¹
	COT	11,5 ²
Production de chaux	Chaux à forte teneur en calcium	751 ³
	Chaux dolomitique	889 ³
Utilisation de calcaire et de dolomite	Calcaire	418 ⁴
	Dolomite	468 ⁴
Utilisation de carbonate de sodium	Carbonate de sodium	415 ⁴
Utilisation de magnésite	Magnésite	522 ⁴

Notes :

1. Association canadienne du ciment (2017). Il s'agit d'un coefficient d'émission annuel et varie entre 522,0 et 532,7 g CO₂/kg clinker. Ce coefficient est multiplié par le facteur de correction PFC 1,012 afin de tenir compte du clinker perdu ou enlevé du processus. Sans le facteur de correction, le coefficient d'émission pour 2017 est de 526 g CO₂/kg clinker.
2. Association canadienne du ciment (2017).
3. Élaboré à partir de l'information fournie par Kenefick, W. 2008. Communication personnelle (courriel de W. Kenefick à A. Shen, daté du 7 octobre 2008). Canadian Lime Institute (CLI).
4. AMEC (2006).

A6.2.3. Production de métaux

La gamme de coefficients d'émissions pour le coke métallurgique ainsi que d'autres paramètres utilisés pour l'estimation des émissions du secteur sidérurgique sont présentés au Tableau A6-19, Tableau A6-20 et au Tableau A6-21.

Le Tableau A6-21 présente les coefficients d'émission de niveau 1 pour la catégorie de la production d'aluminium et les sources à partir desquelles ils ont été obtenus.

A6.2.4. Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant

L'utilisation de combustibles fossiles comme matières premières ou à d'autres fins non énergétiques peut entraîner des émissions au cours de la vie des produits manufacturés. Pour estimer les émissions de CO₂ attribuables à l'utilisation du gaz naturel à des fins non énergétiques, un coefficient d'émission de 38 g de CO₂/m³ a été utilisé. Ce coefficient d'émission exclut l'utilisation de gaz naturel comme matière première pour produire de l'ammoniac; il est basé sur les données concernant l'utilisation du gaz naturel à des fins non énergétiques qui proviennent de l'étude réalisée en 2005 par Cheminfo (Cheminfo Services, 2005). Le Tableau A6-22 indique les coefficients

d'émission employés pour estimer les émissions de CO₂ résultant respectivement de l'utilisation des liquides de gaz naturel à des fins non énergétiques et des produits pétroliers non énergétiques. Les coefficients d'émission pour le coke de pétrole utilisé à des fins non énergétiques se trouve au Tableau A6-5. La valeur du coefficient d'émission de 2011 des installations de valorisation du Tableau A6-5 ont été utilisées pour les séries chronologiques de l'Ontario ainsi que pour les Raffineries et Autres installations des autres provinces. Le Tableau A6-8 présente les coefficients d'émissions du charbon utilisé à des fins non énergétiques.

A6.2.5. Industrie électronique

L'utilisation de perfluorocarbures (PFC), d'hexafluorure de soufre (SF₆) et de trifluorure d'azote (NF₃) dans la fabrication de circuits intégrés ou de semiconducteurs, dans les essais en environnement électrique, dans les essais en fuites grossières et dans les essais de chocs thermiques produit des émissions des gaz sources utilisés. L'utilisation de PFC et de NF₃ dans l'industrie de la fabrication de circuits intégrés ou de semiconducteurs peut aussi produire des émissions de sous-produits des PFC. Le Tableau A6-23 : Coefficients d'émission de CO₂ pour l'utilisation des liquides du gaz naturel et de produits pétroliers à des fins non énergétiques présente les coefficients d'émission de l'utilisation de PFC, de SF₆ et de NF₃ dans l'industrie électronique.

Tableau A6-15 Coefficients d'émission pour la production d'ammoniac

	Facteur de conversion ammoniac/matière première ¹ m ³ gaz naturel/tonne de NH ₃	Coefficient d'émission g CO ₂ /m ³ de gaz naturel	Coefficient de récupération des émissions g CO ₂ / kg d'urée
Production d'ammoniac	671	On utilise les coefficients d'émission du gaz naturel marchand présentés au tableau A6-1.	728

Note :

1. Des coefficients pour les combustibles spécifiques à l'installation sont utilisés et sont confidentiels.

Tableau A6-16 Coefficients d'émission de N₂O pour la production d'acide nitrique et d'acide adipique

Catégorie	Description du processus	Coefficient d'émission de N ₂ O (kg/t)
Production d'acide nitrique	Installations dotées d'un dispositif d'absorption perfectionné basé sur un procédé à pression double (type 1)	9,4 ¹
	Installations dotées d'un dispositif d'absorption perfectionné basé sur un procédé à pression double (type 2)	12 ¹
	Installations utilisant un procédé à haute pression avec réduction non sélective catalytique (RNSC)	0,66 ¹
	Installations utilisant un procédé à haute pression avec réduction sélective catalytique (RSC)	8,5 ²
Production d'acide adipique	Réaction d'oxydation du mélange de cyclohexanone et de cyclohexanol sans assainissement du N ₂ O	300 ²

Notes :

1. Collis, G. (1992). Communication personnelle (lettre de G. Collis à A. Jaques, Division des gaz à effet de serre, datée du 23 mars 1992).

2. GIEC (2000)

Tableau A6-17 Coefficients d'émission pour les produits pétrochimiques

Produit pétrochimique	Coefficient d'émission	Type
Carbure de silicium	11,6 kg CH ₄ / t (tonne) produit	Valeur par défaut du GIEC ¹
Carbure de calcium	4,8 kg CH ₄ / t produit	Obtenu à partir des coefficients d'émission du CH ₄ pour le carbure de silicium et le ratio des coefficients d'émission par défaut du GIEC du CO ₂ pour le carbure de calcium et le carbure de silicium (i.e. 11.6 (kg CH ₄ /t SiC) * (1.09 tCO ₂ /tCaC ₂ / 2.62 tCO ₂ /tSiC))
Noir de carbone	1,29 kg CH ₄ / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
	0,032 kg N ₂ O / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
Éthylène	0,039 kg CH ₄ / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
	0,0055 kg N ₂ O / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
	0,411 t CO ₂ / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ³
Bichloroéthane	0,4 kg CH ₄ / t produit	Valeur par défaut du GIEC ¹
Styrène	4 kg CH ₄ / t produit	Valeur par défaut du GIEC ¹
Méthanol	0,031 kg CH ₄ / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
	0,010 kg N ₂ O / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ²
	0,790 t CO ₂ / t produit	Moyenne pondérée à l'échelle du secteur ³

Notes :

1. Valeur par défaut provenant des Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée de 1996 (GIEC/OCDE/AIE, 1997).

2. Cheminfo Services (2010)

3. Cheminfo Services (2015); les coefficients d'émission peuvent varier si des changements sont apportés à la composition des matières premières

Tableau A6-18 Coefficients d'émission pour les sous produits de la production de composés fluorés

Processus	Coefficient d'émission
Production de HCFC-22	0,04 t HFC-23 rejetée / t HCFC-22 produite ¹

Note :

1. GIEC (2006)

Tableau A6–19 Coefficients d'émission de CO₂ pour l'industrie de la sidérurgie

Paramètre	Coefficient d'émission	Unité
Réduction du minerai de fer par du coke	3,2–3,3 ¹	t CO ₂ / t (tonne) de coke utilisé
Consommation des électrodes des FEA	4,53 ²	kg CO ₂ / t d'acier
Consommation des électrodes des CBO	0,23 ²	kg CO ₂ / t d'acier
Utilisation de calcaire	418 ³	CO ₂ /kg CaO ₃
Utilisation de dolomite	468 ³	CO ₂ /kg MgCO ₃

Notes :

1. Coefficients d'émission annuels fournis par Cheminfo Services (2010).
2. Fourni par l'Association canadienne des producteurs d'acier. Chan, K. 2009. Communication personnelle (courriel de K. Chan à M. Pagé, Environnement Canada, daté du 21 juillet 2009). Association canadienne des producteurs d'acier.
3. AMEC (2006)

Tableau A6–20 Teneur en carbone pour l'industrie de la sidérurgie

Paramètre	Teneur en carbone (%) ¹
Fonte brute (production) des usines équipées de hauts fourneaux et des usines de fer par réduction directe (FRD)	4,41
Fonte brute (y compris le métal chaud, la fonte froide, le FRD et la fonte brute) pour la production d'acier	3,92
Acier brut produit dans des CBO	0,14
Acier brut produit dans des FEA	0,13
Mitrailles d'acier (de l'installation)	0,1
Mitrailles d'acier (achetée)	0,11

Note :

1. ACPA (2009)

Tableau A6–21 Coefficients d'émission de niveau 1 pour la production d'aluminium

Type de technologie cellulaire	Coefficients d'émission ¹ (kg / t produit)		
	CO ₂	Tétrafluorure de carbone (CF ₄)	Hexafluorure de carbone (C ₂ F ₆)
Anode précuite du côté de la cellule	1 600	1,6	0,4
Anode précuite du centre de la cellule	1 600	0,4	0,04
Söderberg—Gougeon horizontal	1 700	0,4	0,03
Söderberg—Gougeon vertical	1 700	0,8	0,04

Note :

1. IAI (2006)

A6.2.6. Utilisations de produits comme substituts de substances appauvrissant l'ozone

L'utilisation d'halocarbures dans divers secteurs, comme ceux de la climatisation, de la réfrigération, des aérosols, de l'injection de mousse, des solvants et de l'extinction des incendies, peut donner lieu à des émissions d'hydrofluorocarbures (HFC) et de PFC.

Les Tableau A6-24 et Tableau A6-25 présentent les taux d'émission utilisés pour estimer les émissions d'HFC et de PFC.

Tableau A6-22 Coefficients d'émission de CO₂ pour l'utilisation des liquides du gaz naturel et de produits pétroliers à des fins non énergétiques

Produit	Fraction de carbone stocké dans les produits	Coefficient d'émission de CO ₂ (g CO ₂ /L)
Liquides du gaz naturel		
Propane	0,8 ¹	303 ²
Butane	0,8 ¹	349 ²
Éthane	0,8 ¹	197 ²
Produits pétroliers		
Matières premières pétrochimiques ³	0,8 ¹	500 ⁷
Naphtes ⁴	0,75 ¹	625 ⁷
Graisses et huiles de lubrification ⁵	0,2 ³	2 260 ⁸
Pétrole utilisé pour d'autres produits ⁶	0,5 ¹	1 450 ⁷
Notes :		
1. GIEC/OCDE/AIE (1997)		
2. McCann (2000)		
3. GIEC (2006)		
4. Le coefficient de carbone pour les matières premières pétrochimiques est de 680 g C/L (Jaques 1992).		
5. Le coefficient de carbone pour les naphtes est de 680 g C/L (Jaques 1992).		
6. Le coefficient de carbone pour les graisses et huiles de lubrification est de 770g C/L (Jaques 1992).		
7. Le coefficient de carbone pour le pétrole utilisé dans d'autres produits est de 790 g C/L (Jaques 1992).		
8. Le coefficient d'émission de CO ₂ résultant est calculé en multipliant le coefficient de carbone pour chaque produit par le rapport entre le poids moléculaire du CO ₂ et celui du carbone (44/12) et par (1 fraction de carbone stocké dans les produits).		

Tableau A6-23 Coefficients d'émission de CO₂ pour l'utilisation des liquides du gaz naturel et de produits pétroliers à des fins non énergétiques

Application	Source de GES	Niveau du GIEC	Taux d'émission (%)	Taux d'émission de sous-produit
Fabrication de circuits intégrés ou de semiconducteurs	CF ₄	T2B—CVD	90	ND
	CF ₄	T2B—Gravure	70	ND
	C ₂ F ₆	T2B—CVD	60	0,1 kg CF ₄ / kg C ₂ F ₆
	C ₂ F ₆	T2B—Gravure	40	0,4 kg CF ₄ / kg C ₂ F ₆
	c-C ₄ F ₈	T2B—Gravure	20	0,2 kg CF ₄ / kg c-C ₄ F ₈
	SF ₆	T2A	20	ND
	NF ₃	T2A	20	0,09 kg CF ₄ / kg NF ₃
	NF ₃	T2B—Gravure	20	ND
Autres applications émissives	PFCs	T2	50 % la première année / 50 % la deuxième année ¹	ND
Note :				
1. GIEC (2006)				
ND = Non disponible				

Tableau A6-24 **Utilisation d'HFC comme substituts—coefficients d'émission à l'assemblage, en service et en fin de vie (%)**

Application	Assemblage ¹	En service ²	Fin de vie ³	Durée de vie (années)
Aérosols *	0	50 % de la charge originale	100 % de la charge restante	2
Agents d'expansion des mousses *				
Mousses à cellules ouvertes	100	-	-	-
Mousses à cellules fermées	10	4,5	100	23
Conditionnement d'air (fabrication d'équipement) **				
Unités de conditionnement d'air dans les véhicules motorisés	0,5	10	75	13
Refroidisseurs (centrifuge ou à mouvement alternatif [préciser])	1	4,7	5	17
Résidentiel (climatiseurs, déshumidificateurs, etc.)	1	4	20	17
Conditionnement d'air (service / entretien) **				
Unités de conditionnement d'air dans les véhicules motorisés	-	10	75	13
Refroidisseurs (centrifuge ou à mouvement alternatif [préciser])	-	4,7	5	17
Résidentiel (climatiseurs, déshumidificateurs, etc.)	-	4	20	17
Réfrigération (fabrication d'équipement) **				
Transport commercial	1	15	30	13
Commercial et institutionnel (aliments au détail, distributrices, etc.)	1	10	30	17
Industriel (entrepôts, équipement de procédé, etc.)	1	10	30	17
Résidentiel (congélateurs, réfrigérateurs)	0,6	0,5	30	15
Autre équipement (préciser)	1,0	10,8	30	15
Réfrigération (fabrication d'équipement) **				
Transport commercial	-	15	30	13
Commercial et institutionnel (aliments au détail, distributrices, etc.)	-	10	30	17
Industriel (entrepôts, équipement de procédé, etc.)	-	10	30	17
Résidentiel (congélateurs, réfrigérateurs)	-	0,5	30	15
Autre équipement (préciser)	-	10,1	30	15
Solvants *	0	50 % de la charge originale	100 % de la charge restante	2
Lutte contre les incendies / systèmes d'extinction (fabrication) *				
Systèmes portables (mobiles)	-	4	5	18
Systèmes d'extinction par saturation (fixes)	-	2	5	18
Lutte contre les incendies / systèmes d'extinction (service / entretien) *				
Systèmes portables (mobiles)	-	4	5	18
Systèmes d'extinction par saturation (fixes)	-	2	5	18
Divers *	-	50 % de la charge originale	100 % de la charge restante	2
Autre (préciser) *	-	50 % de la charge originale	100 % de la charge restante	2

Notes :

1. Pourcentage de perte des HFC chargés dans les nouveaux équipements.
2. Pourcentage de la banque de HFC émise (par application) pendant le fonctionnement.
3. Pourcentage de la banque de HFC émise (par application) au moment du démantèlement.

* GIEC (2006)

** Environnement Canada (2015)

A6.3. Fabrication et utilisation d'autres produits

L'utilisation du N₂O comme anesthésique et agent propulseur produit des émissions de N₂O. Les coefficients d'émission utilisés sont présentés au Tableau A6-26.

L'utilisation de PFC dans les applications confinées (comme l'isolation électrique et le fluide diélectrique

pour le transfert de chaleur) produit des émissions de PFC. Les coefficients d'émission utilisés sont présentés au Tableau A6-27.

L'utilisation de fluide d'échappement diesel (FED) à base d'urée dans les véhicules munis de systèmes de réduction catalytique sélective (RCS) produit des émissions de CO₂, dont le taux d'émission dépend de la pureté de l'urée dans le FED ainsi que du taux de dosage d'urée par rapport à la consommation de diesel, comme l'indique le Tableau A6-28.

Tableau A6–25 **Utilisation de PFC comme substituts—coefficients d'émission à l'assemblage, en service et en fin de vie (%)**

Application	Taux d'émission de PFC (%)
Assemblage¹	
Équipement de réfrigération résidentiel	3,5 % (de la charge)
Équipement de réfrigération commercial	
Équipement de climatisation fixe	3,5 % (de la charge)
Équipement de climatisation mobile	4,5 % (de la charge)
Exploitation¹	
Équipement de réfrigération résidentiel	17 % (du stock dans les systèmes existants)
Équipement de réfrigération commercial	17 % (du stock dans les systèmes existants)
Équipement de climatisation fixe	17 % (du stock dans les systèmes existants)
Équipement de climatisation mobile	30 % (du stock dans les systèmes existants)
Autres applications²	
Expansion des mousses—cellules ouvertes	100 % (des PFC utilisés)
Expansion des mousses—cellules fermées	10 % de la charge rejetée pendant la fabrication et 4,5 % de la charge initiale de PFC rejetés par année au cours de la durée de vie du produit
Solvants	50 % (des PFC utilisés) dans la première année et le 50 % restant (des PFC utilisés) dans la deuxième année

Notes :

1. GIEC/OCDE/AIE (1997)
2. GIEC (2006)

A6.4. Agriculture

Les sources agricoles de GES sont la fermentation entérique, la gestion des fumiers, le brûlage au champ des résidus agricoles, les sols agricoles (y compris les émissions d'oxyde nitreux provenant de la minéralisation / immobilisation associées à la perte / au gain de matière organique du sol) et l'utilisation agricole de chaux, d'urée et d'autres engrais carbonés. Les sources les plus importantes utilisent des méthodologies de niveau 2 propres à chaque pays. Les émissions de CO₂ provenant du chaulage, de l'application d'urée et d'autres engrais contenant du carbone sont calculées en fonction de la quantité totale de carbone contenue dans ces produits. Les émissions d'ammoniac provenant de l'épandage d'engrais synthétiques azotés sont estimées au moyen d'une méthode de modélisation propre au pays, comme il est mentionné à l'annexe 3.4. Enfin, les émissions indirectes découlant de la volatilisatation de l'ammoniac et du lessivage de l'azote sont calculées d'après les coefficients d'émission par défaut du GIEC fournis dans le Tableau A6–53.

Tableau A6–26 **Coefficients d'émission pour l'utilisation de N₂O (comme anesthésique et comme agent propulseur)**

Produit	Application	Taux d'émission de N ₂ O (%)
Utilisation du N ₂ O	comme anesthésique	100
	comme agent propulseur	100

Source : GIEC (2006)

Tableau A6–27 **Coefficients d'émission pour l'utilisation d'urée dans les véhicules à RCS**

Processus	Émissions de PFC pour les autres applications confinées
Assemblage	1 % (de la charge)
Taux de fuite annuel	2 % (du stock)
Élimination	98 % (du stock restant)

Source : GIEC (2000)

Tableau A6–28 **Coefficients d'émission de PFC pour les autres applications confinées**

Produit	Pureté du FED	Taux de dosage
Utilisation d'urée dans les véhicules à RCS	32.50%	2% de la consommation de diesel

Source : GIEC (2006)

Ces coefficients d'émission pour le secteur de l'agriculture calculés avec des méthodes propres au pays sont décrites en détail à l'annexe 3.4. En ce qui concerne la fermentation entérique en provenance du bétail, les coefficients d'émission nationaux pondérés et les méthodes utilisées pour produire les coefficients d'émission sont présentés à la section A3.4.2.1. Dans le cas des émissions de CH₄ en provenance de la gestion des fumiers, les méthodes utilisées pour produire les coefficients d'émission sont présentées à la section A3.4.3, et les coefficients d'émission nationaux pondérés sont présentés à la section A3.4.3.5. Pour les émissions de N₂O en provenance de la gestion des fumiers, les méthodes utilisées pour calculer les émissions directes et indirectes de N₂O sont décrites aux sections

A3.4.4.1 et A3.4.4.2, respectivement. Enfin, les méthodes employées pour générer les coefficients d'émissions de N₂O pour les émissions directes en provenance des sols agricoles et des pâturages, libres et enclos (PLE), sont décrites à la section A3.4.5.1. Les bovins sont décrits en utilisant une approche conforme à la soumission des tableaux du Cadre uniformisé de présentation de rapports (CUPR)². Pour la fermentation entérique, les bovins laitiers ne comprennent que les vaches laitières, tandis que pour la gestion du fumier et les PLE, les bovins laitiers incluent les vaches laitières et les génisses laitières.

Une compilation des coefficients d'émission pour l'agriculture sont présentés aux Tableau A6–29 à Tableau A6–55.

2 Les tableaux du CUPR de 2019 pour le Canada sont accessibles en ligne à l'adresse suivante : <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

A6.4.1. Fermentation entérique

Tableau A6–29 Coefficients d'émission de CH₄ pour la fermentation entérique chez les bovins, de 1990 à 2017

Année	CE(CE)T—(kg CH ₄ /animal/an) ¹							
	Bovins laitiers	Génisses laitières	Taureaux	Vaches de boucherie	Génisses de boucherie	Génisses destinées à l'abattage ²	Bouvillons ²	Veaux
1990	115,4	79,4	108,0	105,9	82,5	44,7	41,4	43,8
1995	119,1	78,6	117,2	112,1	85,9	48,8	43,6	43,8
2000	125,4	78,0	121,0	117,5	89,4	53,0	47,8	43,8
2005	125,0	77,2	119,9	114,4	87,0	52,8	46,0	43,6
2006	125,8	76,9	119,8	115,2	87,6	53,0	46,7	43,6
2007	126,2	76,8	119,9	115,2	87,6	53,0	47,0	43,6
2008	126,7	76,7	119,9	116,2	88,4	53,1	46,7	43,6
2009	127,1	76,7	123,5	115,4	87,9	52,9	47,0	43,7
2010	128,6	76,8	128,5	115,2	87,8	52,8	47,0	43,7
2011	129,2	76,8	127,6	115,0	87,5	52,7	47,4	43,7
2012	129,6	76,8	129,8	115,6	87,6	53,8	48,0	43,7
2013	134,0	76,8	117,1	115,3	87,5	53,7	48,0	43,8
2014	134,1	76,7	121,1	116,3	88,1	53,2	48,1	43,8
2015	135,2	76,7	127,5	120,0	90,7	53,8	48,8	43,8
2016	137,5	76,7	128,0	121,3	91,6	53,9	48,8	43,8
2017	138,1	76,7	130,1	120,8	91,3	53,6	48,4	43,8

Notes :

1. Les coefficients des émissions entériques sont dérivés de Boadi *et al.* (2004) et les facteurs par défaut des lignes directrices du GIEC, modifiés afin de prendre en considération les tendances de la production laitière des vaches laitières et des poids de carcasses pour plusieurs catégories de bovins de boucherie. L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué à l'annexe 3.4 du RIN (2019).
2. Reporté comme kg/tête/an; par contre, les émissions sont calculées selon l'heure de l'abattage.

Tableau A6–30 **Coefficients d'émission du méthane pour la fermentation entérique chez les espèces animales non bovines**

Catégories autres que les bovins	Coefficients d'émission attribuables à la fermentation entérique ¹ (kg CH ₄ par animal, par année)
Porcins	
Verrats	1,5
Truies	1,5
Porcs < 20 kg	1,5
Porcs 20–60 kg	1,5
Porcs > 60 kg	1,5
Autres animaux d'élevage	
Moutons	8
Agneaux	8
Chèvres	5
Chevaux	18
Bisons	55
Lamas et alpacas	8
Wapitis et cerfs	20
Sangliers	1,5
Renards	ND
Visons	ND
Lapins	ND
Mules et ânes	10
Volailles	
Poulets	ND
Poules	ND
Dindes	ND
Notes :	
1. Source des données : GIEC (2006), Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, tableau 10.10	
ND = Non disponible	

A6.4.2. Gestion du fumier

Tableau A6–31 **Potentiel de production maximale de méthane (B₀) par catégorie animale¹**

Catégorie animale	Potentiel de production maximale de CH ₄ (B ₀) (m ³ /kg SV) ⁴
Bovins laitiers ²	0,24
Bovins non laitiers ³	0,19
Moutons	0,19
Chèvres	0,18
Chevaux	0,3
Porcs	0,48
Poules	0,39
Poules à griller	0,36
Dindes	0,36
Notes :	
1. Source des données : GIEC (2006), volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, tableaux 10A-5 à 10A-9.	
2. Les bovins laitiers comprennent les vaches laitières et les génisses laitières.	
3. Valeur des bovins non laitiers utilisée aussi pour les bisons.	
4. SV = solides volatiles	

Tableau A6–32 **Facteurs de conversion en méthane (FCM) par catégorie animale et système de gestion des fumiers¹**

Catégories animales	Systèmes liquides (FCM _L)	Stockage du fumier solide et sec (FCM _{SFSS})	Pâturages, grands parcours et enclos (FCM _{PGE})	Autres systèmes (MC _{FAS})
Bovins non laitiers ²	0,2	0,02	0,01	0,01
Volailles	0,2	0,015	0,015	0,015
Chevaux	SO	0,01	0,01	0,01
Chèvres	SO	0,01	0,01	SO
Moutons	0,2	0,01	0,01	0,01
Agneaux	0,2	0,01	0,01	0,01
Notes :				
1. GIEC (2006), volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, tableaux 10A-5 à 10A-9 (climat frais, température annuelle moyenne de 12 °C).				
2. Valeur des bovins non laitiers utilisée aussi pour les bisons.				
SO = Sans objet				

Tableau A6-33 Facteurs de conversion du méthane (FCM) pour les bovins laitiers et les porcs¹

Système de gestion du fumier	Sous-système de gestion du fumier	Formation de croûtes	FCM
Liquide	Fosse	Sans croûte	0,2
	Fosse	Avec croûte	0,13
	Réservoir	Sans croûte	0,2
	Réservoir	Avec croûte	0,13
	Plancher latté	SO	0,2
Solide	Air d'exercice	SO	0,01
	Litière	SO	0,01
	Empilement	SO	0,02
Compost		SO	0,005
Paturages, grands parcours et enclos		SO	0,01
		SO	0,01

Notes :

1. GIEC (2006), Volume 4: Agriculture, Foresterie et autres affectations des terres, Tableau 10.17 (climat froid, température annuelle moyenne 12°C)

SO = sans objet

Tableau A6-34 Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de bovins, de 1990 à 2017

Année	Coefficients d'émission CE(MM)T (kg CH ₄ par animal, par année)							
	Bovins laitiers	Génisses laitières ¹	Taureaux	Vaches de boucherie	Génisses de boucherie	Génisses destinées à l'abattage ²	Bouvillons ²	Veaux
1990	13	8	4,5	4,1	3,2	1,9	1,8	2,2
1995	15	9	4,7	4,3	3,2	2,0	1,9	2,1
2000	20	11	4,7	4,5	3,3	2,1	1,9	2,3
2005	26	12	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,4
2006	28	13	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,5
2007	29	13	4,6	4,3	3,1	2,1	1,9	2,5
2008	30	14	4,6	4,4	3,2	2,1	1,9	2,6
2009	32	15	4,8	4,4	3,2	2,1	2,0	2,7
2010	33	15	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,8
2011	35	16	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2012	35	16	5,0	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2013	36	16	4,5	4,3	3,1	2,1	2,0	2,8
2014	36	17	4,7	4,4	3,1	2,1	2,0	2,9
2015	37	17	4,9	4,5	3,2	2,2	2,0	2,9
2016	37	17	4,9	4,5	3,2	2,2	2,0	2,9
2017	38	17	5,0	4,5	3,2	2,1	2,0	2,9

Notes :

1. Dans le cas des génisses laitières, les coefficients d'émission ont été estimés à l'aide du B₀, du FCM et des systèmes de gestion des fumiers des vaches laitières.

2. Inscrit en kg/animal/année, mais les émissions sont calculées en fonction du moment de l'abattage.

Tableau A6-35 Coefficients d'émission pour estimer les émissions de CH₄ issues de la gestion des fumiers des différentes sous-catégories de porcs, de 1990 à 2017

Année	CE(MM)T (kg CH ₄ par animal, par année)				
	Verrats	Truies	Porcs < 20 kg	Porcs 20-60 kg	Porcs > 60 kg
1990	7,0	7,3	2,1	4,5	8,2
1995	7,0	7,2	2,1	4,5	8,3
2000	7,0	7,2	2,1	4,4	8,5
2005	7,0	7,1	2,1	4,4	8,5
2006	7,0	7,1	2,1	4,3	8,5
2007	7,0	7,1	2,1	4,4	8,6
2008	7,0	7,1	2,1	4,3	8,6
2009	7,0	7,0	2,1	4,3	8,6
2010	7,0	7,0	2,1	4,3	8,6
2011	7,0	7,0	2,1	4,3	8,7
2012	7,0	7,0	2,1	4,3	8,8
2013	7,0	7,0	2,1	4,3	8,8
2014	7,0	7,0	2,1	4,3	8,9
2015	7,0	7,0	2,1	4,3	8,9
2016	7,0	7,0	2,1	4,3	9,0
2017	7,0	7,0	2,1	4,2	9,0

Tableau A6-36 Coefficients d'émission du CH₄ pour la gestion des fumiers d'animaux autres que les bovins, 2017

Catégories autres que celle des bovins et porcs	Coefficients d'émission pour la gestion des fumiers CD(MM) (kg CH ₄ par animal, par année)
Autres animaux d'élevage	
Moutons	0,33
Agneaux	0,22
Chèvres	0,32
Chevaux	2,6
Bisons	2,1
Élans et chevreuils	0,22
Sangliers ¹	0,56
Renards	0,68
Visons	0,68
Lapins	0,08
Mules et ânes	0,76
Volaille	
Poulets	0,03
Poules	0,12
Dindes	0,10

Note :

1. Coefficient d'émissions basé sur les valeurs pour les porc, dans l'hypothèse de 100 % de fumiers solides

Tableau A6-37 Coefficients d'émission (CE) pour les bovins laitiers et les porcs pour la perte d'azote (N) sous forme de N₂O-N par les systèmes de gestion des déchets animal¹

Système de gestion du fumier	Sous-système de gestion du fumier	Formation de croûtes	Coefficient d'émission
Liquide	Fosse	Sans croûte	0
	Fosse	Avec croûte	0,005
	Réservoir	Sans croûte	0
	Réservoir	Avec croûte	0,005
	Plancher latté	SO	0,002
Solide	Air d'exercice	SO	0,02
	Litière	SO	0,02
	Empilement	SO	0,005
Autre	Composte	SO	0,01

Notes :

1. GIEC (2006), Volume 4, Agriculture, Foresterie et autres affectations des terres, Tableau 10.21

SO = sans objet

Tableau A6-38 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N₂O-N, par catégorie animale et par les systèmes de gestion des déchets animal¹

	Systèmes liquides (CE _L)	Stockage du fumier solide et sec (CE _{SFSS})	Autres systèmes (CE _{AS})
Bovins non laitiers	0,001	0,02	0,005
Vollailles	0,001	0,02	0,005
Moutons et agneaux	0,001	0,02	0,005
Chèvres	0,001	0,02	0,005
Chevaux	0,001	0,02	0,005
Mules et ânes	0,001	0,02	0,005
Buffles	0,001	0,02	0,005

Note :

1. Source : GIEC (2006), volume 4, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, tableau 10.21.

Tableau A6–39 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N), sous forme de N₂O, pendant l'entreposage de fumier de bovins et de porcs

Année	CE (g N ₂ O par animal, par année)				
	1990	2005	2010	2015	2017
Bovins					
Vaches laitières ²	1 268	1 128	956	930	914
Vaches de boucherie	862	999	1 016	1 093	1 105
Taureaux	1 305	1 495	1 665	1 641	1 688
Génisses laitières ²	938	906	775	745	744
Génisses de boucherie	680	769	784	838	848
Génisses pour l'abattage	320	425	435	458	455
Bouvillons	336	426	439	468	468
Veaux	382	383	382	382	380
Porcs³					
Truies	74	29	25	24	24
Verrats	95	58	53	58	58
Porcs (<20 kg)	7	3	3	2	2
Porcs (20–60 kg)	32	15	13	12	12
Porcs (>60 kg)	66	32	29	28	28

Notes :

1. Les coefficients d'émission sont estimés à partir de l'information dans Marinier *et al.* 2004 et 2005 et les coefficients par défaut des lignes directrices du GIEC (2006). L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué à l'annexe 3.4 du RIN (2019).
2. Pour les vaches laitières et les génisses, les taux d'excrétion de l'azote sont estimés à partir de l'information sur les rations alimentaires de Valacta Inc., et les pratiques d'entreposage du fumier extraites du sondage sur la gestion agricole décrit à l'annexe 3.4 du RIN (2019).
3. Pour les porcs, les taux d'excrétion de l'azote sont calculés à l'aide des paramètres par défaut du GIEC et de la série chronologie de la masse animale propre au pays, et les pratiques d'entreposage de fumier sont tirées d'enquêtes sur la gestion des exploitations agricoles, comme il est décrit à l'annexe 3.4 du RIN (2019).

Tableau A6–40 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N₂O, pendant l'entreposage de fumier d'animaux autres que les bovins et les porcs, 2017

Catégories autres que celle des bovins	Coefficient d'émission (CE) ¹ (g N ₂ O par animal, par année)
Volaille	
Dindes	54
Poules	12
Poulette	6
Poulet	11
Autres animaux d'élevage	
Moutons	46
Chèvres	139
Bisons	991
Cheveaux	485
Lamas and alpacas	150
Agneaux	44
Chevreaux	220
Wapitis	220
Sangliers	350
Lapins	255
Visons	145
Renard	380
Mules et ânes	265

Note :

1. Les coefficients d'émission sont estimés à partir de l'information dans Marinier *et al.* 2004 et 2005 et des coefficients par défaut des lignes directrices du GIEC (2006). Le calcul des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué dans l'Annexe 3.4 de RIN (2019).

Tableau A6–41 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) de fumier de bovins et de porcs, sous forme de N₂O, attribuables à la volatilisation et au lessivage pendant l'entreposage

	CE (g N ₂ O par animal, par année)				
	1990	2005	2010	2015	2017
Volatilisation¹					
Vaches laitières	207	209	186	175	172
Vaches de boucherie	140	161	164	176	178
Taureaux	213	241	269	264	272
Génisse laitières	155	150	136	128	128
Génisses de boucherie	111	124	127	135	137
Génisse pour l'abattage	52	70	72	75	75
Bouvillons	55	70	72	77	77
Veaux	61	61	61	61	60
Verrats	58	58	52	51	51
Truies	58	56	50	50	50
Porcs < 20 kg	6	6	5	5	5
Porcs 20–60 kg	25	25	22	21	21
Porcs > 60 kg	50	51	47	48	48
Lixiviation²					
Vaches laitières	23	15	11	10	9
Vaches de boucherie	0	0	0	0	0
Taureaux	0	0	0	0	0
Génisse laitières	16	12	10	9	9
Génisses de boucherie	0	0	0	0	0
Génisse pour l'abattage	0	0	0	0	0
Bouvillons	0	0	0	0	0
Veaux	0	0	0	0	0
Verrats	1,2	0,2	0,1	0,1	0,1
Truies	1,6	0,7	0,6	0,7	0,7
Porcs < 20 kg	0,13	0,03	0,02	0,02	0,02
Porcs 20–60 kg	0,6	0,2	0,1	0,1	0,1
Porcs > 60 kg	1,2	0,4	0,3	0,2	0,2

Notes :

1. La volatilisation et les coefficients d'émissions indirectes du N₂O sont tirés des paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006), à l'exception des vaches laitières et porcs pour lesquelles la volatilisation est calculée en se basant sur Sheppard *et al.* 2010, Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016. L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliquée à l'annexe 3.4 du RIN (2019).
2. La lixiviation n'est pas calculée, excepté pour les vaches laitières, car il n'y a pas de facteur de lixiviation de niveau 1 dans les lignes directrices du GIEC (2006). Une méthode de niveau 2 pour le calcul de la lixiviation pour les vaches laitières est obtenue en se basant sur Sheppard *et al.* 2010., Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016. L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué à l'annexe 3.4 du RIN (2019).

Tableau A6-42 Coefficients d'émission (CE) annuels pour les pertes d'azote (N) de fumier de bovins et de porcs, sous forme de NH_3 , attribuables à la volatilisation pendant l'entreposage

	CE (kg NH_3 par animal, par année) ¹				
	1990	2005	2010	2015	2017
Bovins					
Vaches laitières	16	16	14	14	13
Vaches de boucherie	11	12	13	14	14
Taureaux	16	19	21	20	21
Génisse laitières	12	12	11	10	10
Génisses de boucherie	8,6	10	10	10	11
Génisse pour l'abattage	4,0	5,4	5,5	5,8	5,8
Bouvillons	4,2	5,4	5,6	5,9	5,9
Veaux	4,7	4,7	4,7	4,7	4,6
Porcs					
Verrats	4,5	4,5	4,0	3,9	3,9
Truies	4,4	4,3	3,9	3,8	3,8
Porcs < 20 kg	0,5	0,5	0,4	0,4	0,4
Porcs 20–60 kg	1,9	1,9	1,7	1,6	1,6
Porcs > 60 kg	3,9	4,0	3,7	3,7	3,7

Note :

1. La volatilisation et les coefficients d'émissions indirectes du N_2O sont tirés des paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006), à l'exception des vaches laitières et porcs pour lesquelles la volatilisation est calculée en se basant sur Sheppard *et al.* 2010, Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016. L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliquée à l'annexe 3.4 du RIN (2019).

Tableau A6-43 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N_2O , attribuables à la volatilisation et au lessivage pendant l'entreposage, 2017

Catégorie de bétail	Coefficient d'émission de volatilisation (CE) ¹ (g N_2O par animal, par année)	Coefficient d'émission de lixiviation (CE) ² (g N_2O par animal, par année)
Volaille		
Dindes	13	0
Poules	4	0
Poulette	2	0
Poulet	3	0
Autres animaux d'élevage		
Moutons	3	0
Chèvres	8	0
Bisons	159	0
Cheveaux	31	0
Lamas and alpacas	9	0
Agneaux	3	0
Chevreaux	33	0
Wapitis	33	0
Sangliers	52	0
Lapins	38	0
Visons	9	0
Renard	23	0
Mules et ânes	17	0

Notes :

1. La volatilisation et les coefficients d'émissions indirectes du N_2O sont tirés des paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006). Les coefficients d'émission dérivés du modèle Tier 2 sont expliqués dans le RIN (2019), annexe 3.4.
2. La lixiviation n'est pas calculée car aucun coefficient de lixiviation de niveau 1 n'est disponible dans les lignes directrices 2006 du GIEC.

Tableau A6-44 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH_3 , attribuables à la volatilisation¹ pendant l'entreposage, 2017

Catégorie de bétail	Coefficient d'émission (CE) (kg NH_3 par animal, par année)
Volaille	
Dindes	1,0
Poules	0,3
Poulette	0,1
Poulet	0,2
Autres animaux d'élevage	
Moutons	0,2
Chèvres	0,6
Bisons	12
Cheveaux	2,4
Lamas and alpacas	0,7
Agneaux	0,2
Chevreaux	2,6
Wapitis	2,6
Sangliers	4,1
Lapins	3,0
Visons	0,7
Renard	1,8
Mules et ânes	1,3

Note :

1. La volatilisation et les coefficients d'émissions indirectes du N_2O sont tirés des paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006). L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué à l'annexe 3.4 du RIN (2019).

A6.4.3. Pâturages, grands parcours et enclos

Tableau A6-45 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de N₂O, attribuables au fumier de bovins produit dans les pâturages, les grands parcours et les enclos

Année	CE (g N ₂ O par kg-N ⁻¹ par année) ^{1, 2, 3, 4}									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,68	0,68	0,68	8,8	9,4	8,8	9,7	7,5	9,5	0,68
2005	0,68	0,68	0,68	8,8	9,5	8,8	9,6	7,5	9,4	0,68
2010	0,68	0,68	0,68	8,8	9,6	8,8	9,6	7,5	9,4	0,68
2017	0,68	0,68	0,68	8,8	9,6	8,8	9,6	7,5	9,4	0,68

Notes :

1. Les coefficients d'émission sont estimés à partir de l'information dans Rochette *et al.* 2014 pour l'est canadien, et Lemke *et al.* 2012 pour l'ouest canadien.
2. La proportion de fumier excrété déposé sur les pâturages est tirée de Marinier *et al.* 2005, les animaux d'élevage à l'exception des vaches laitières et des génisses.
3. La proportion de fumier excrété déposé sur les pâturages par les vaches laitières et les génisses est basé sur une relation avec la taille de l'exploitation agricole développée à l'aide de l'information dans Sheppard *et al.* (2011a), et décrite à l'annexe 3.4 du RIN 2019.
4. L'origine des coefficients d'émission de niveau 2 est expliqué à l'annexe 3.4 du RIN (2019).

Tableau A6-46 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N₂O, attribuables à la volatilisation et au lessivage du fumier produit dans les pâturages, les grands parcours et les enclos

Année	CE (g N ₂ O par kg ⁻¹ N par année)									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
Volatilisation¹										
1990	3,0	2,7	2,9	2,0	1,6	2,0	2,1	1,8	1,6	3,1
2005	3,1	2,9	3,1	2,1	1,5	2,2	2,3	2,1	1,9	3,1
2010	3,1	2,8	3,0	2,1	1,3	2,0	2,3	1,9	1,9	3,1
2017	3,1	2,8	3,0	2,0	1,3	2,0	2,3	1,9	1,7	3,1
Lexiviation²										
1990	1,9	1,8	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,4	1,6
2005	1,8	1,8	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,4	1,6
2010	1,8	1,8	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,4	1,6
2017	1,8	1,8	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,4	1,5

Notes :

1. Pour les vaches laitières, les calculs pour la volatilisation sont basés sur Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016 et le facteur d'émissions indirectes du N₂O par défaut du GIEC. Pour les catégories autres que celles des vaches laitières, la méthode de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer les coefficients d'émissions indirectes du N₂O provenant de la volatilisation. Les paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006) qui ont été utilisés sont décrit à l'annexe 3.4 de RIN (2019).
2. Une méthode modifiée de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer les émissions de N₂O provenant de la lixiviation des sols agricoles et est décrite à l'annexe 3.4 de RIN (2019).

Tableau A6-47 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH₃, attribuables à la volatilisation du fumier produit dans les pâturages, les grands parcours et les enclos

Année	CE (g NH ₃ par kg ⁻¹ N par année)									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,19	0,17	0,18	0,13	0,10	0,13	0,13	0,12	0,10	0,19
2005	0,20	0,18	0,19	0,14	0,09	0,14	0,15	0,13	0,12	0,20
2010	0,20	0,18	0,19	0,13	0,08	0,13	0,15	0,12	0,12	0,20
2017	0,20	0,18	0,19	0,13	0,08	0,13	0,14	0,12	0,11	0,20

Note :

1. Pour les vaches laitières, les calculs pour la volatilisation sont basés sur Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016. Pour les catégories autres que celles des vaches laitières, la méthode de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer la volatilisation. Des détails supplémentaires sont fournis à l'annexe 3.4 de RIN (2019).

A6.4.4. Sols agricoles

Tableau A6-48 Coefficients d'émission (CE) pour les résidus de culture, le fumier et les pertes d'azote (N) des engrais inorganiques, sous forme de N₂O, à la suite de l'épandage sur les sols agricoles

Année	CE (g N ₂ O par kg ⁻¹ N par année) ¹									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	14	16	14	25	26	24	23	21	26	12
2005	13	16	15	25	26	24	23	21	26	11
2010	13	16	15	25	26	24	23	21	26	11
2017	14	16	15	25	26	24	23	21	26	12

Note :

1. L'annexe 3.4 du RIN (2019) décrit les calculs pour les coefficients d'émission de niveau 1, spécifiques au pays, pour le N₂O des sols.

Tableau A6-49 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes d'azote (N) du fumier, sous forme de NH₃, attribuables aux sols agricoles¹

Année	CE (g NH ₃ par kg N, par année)									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	225	209	219	291	262	289	250	291	267	229
2005	225	198	187	261	249	253	237	275	256	224
2010	224	193	181	249	245	241	234	263	252	225
2017	223	193	172	246	245	241	234	260	253	223

Note :

1. Pour les vaches laitières et porcs, les calculs pour la volatilisation sont basés sur Sheppard *et al.* 2010, Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016. Pour les autres catégories, la méthode de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer la volatilisation. Des détails supplémentaires sont fournis à l'annexe 3.4 de RIN (2019).

Tableau A6-50 Coefficients d'émission (CE) pour les pertes indirectes d'azote (N) du fumier, sous forme de N₂O, attribuables à la volatilisation et au lessivage du fumier épandu sur les sols agricoles

CE (g N ₂ O par kg ⁻¹ N, par année ¹)										
Volatilisation ¹	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	2,9	2,7	2,8	3,8	3,4	3,7	3,2	3,8	3,5	3,0
2005	2,9	2,6	2,4	3,4	3,2	3,3	3,1	3,6	3,3	2,9
2010	2,9	2,5	2,3	3,2	3,2	3,1	3,0	3,4	3,3	2,9
2017	2,9	2,5	2,2	3,2	3,2	3,1	3,0	3,4	3,3	2,9
Lexiviation ²	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	1,9	2,4	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,5	1,6
2005	1,8	2,3	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,5	1,6
2010	1,8	2,4	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,5	1,6
2017	1,8	2,4	2,1	3,5	3,5	3,5	3,1	3,5	3,5	1,6

Notes :

1. Pour les vaches laitières et porcs, les calculs pour la volatilisation sont basés sur Sheppard *et al.* 2010, Sheppard *et al.* 2011b et Chai *et al.* 2016 et le facteur d'émissions indirectes du N₂O par défaut du GIEC. Pour les autres catégories, la méthode de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer les coefficients d'émissions indirectes du N₂O provenant de la volatilisation. Les paramètres par défaut des lignes directrices du GIEC (2006) qui ont été utilisés sont décrits à l'annexe 3.4 de RIN (2019).

2. Une méthode modifiée de niveau 1 du GIEC est utilisée pour estimer les émissions de N₂O provenant de la lixiviation des sols agricoles et est décrite à l'annexe 3.4 de RIN (2019).

Tableau A6-51 Coefficient d'émission de N₂O pour la culture de sols organiques à latitude moyenne

Coefficient d'émission par défaut du GIEC pour la culture à la latitude moyenne des sols organiques¹ du N₂O

8.0 kg N₂O-N/ha-année

Note :

1. GIEC (2006)

Tableau A6-52 Fraction de l'azote volatilisé (FRACGASF) sous forme d'ammoniac résultant de l'épandage d'engrais azotés inorganiques, certaines années, de 1990 à 2017, à l'échelle provinciale

Année	CE implicite (kg de NH ₃ -N volatilisée/kg d'engrais azotés inorganiques appliqués)									
	AB	BC	MB	NB	NL	NS	ON	PE	QC	SK
1990	0,06	0,09	0,06	0,07	0,00	0,08	0,08	0,06	0,09	0,05
1995	0,06	0,09	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,06	0,08	0,06
2000	0,06	0,10	0,07	0,06	0,00	0,07	0,08	0,05	0,08	0,06
2005	0,06	0,10	0,07	0,06	0,08	0,07	0,09	0,06	0,07	0,06
2010	0,06	0,09	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06
2015	0,06	0,09	0,07	0,06	0,07	0,07	0,07	0,05	0,07	0,06
2017	0,06	0,08	0,07	0,05	0,07	0,06	0,08	0,05	0,07	0,06

Tableau A6-53 Émissions indirectes de N₂O provenant des sols agricoles

Coefficient d'émission dû à la volatilisation et à la redéposition d'azote	0,01 kg N ₂ O-N / kg N
Coefficient d'émission dû à la lixiviation / écoulement	0,0075 kg N ₂ O-N / kg N
Note : GIEC (2006)	

A6.4.5. Autres sources

Tableau A6-54 Émissions de CH₄ et de N₂O provenant de l'incinération des résidus agricoles dans les champs

Coefficient d'émission CH ₄	2,7 g CH ₄ kg ⁻¹ matière sèche brûlée
Coefficient d'émission de N ₂ O	0,07 g N ₂ O kg ⁻¹ matière sèche brûlée
Note : GIEC (2006)	

Tableau A6-55 Émissions de CO₂ attribuables au chaulage et à l'application d'urée

Coefficient d'émission de dolomie	0,13 Mg C / Mg de dolomie appliquée
Coefficient d'émission de calcaire	0,12 Mg C / Mg calcaire appliqué
Coefficient d'émission d'urée	0,20 Mg C / Mg d'urée
Note : GIEC (2006)	

A6.5. Affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie

Les méthodes de niveaux 2 et 3 et les paramètres propres au pays du GIEC sont utilisés pour produire des estimations des émissions pour la majeure partie du secteur ATCATF. Le modèle CBM-CFS3 est employé pour estimer la croissance, la chute de

litière, la mortalité et la décomposition des arbres, ainsi que les effets des perturbations naturelles sur les terres forestières et les émissions produites par la conversion des forêts pour d'autres usages. Pour ce qui est des terres cultivées, un modèle de processus (CENTURY) est utilisé pour estimer les émissions et les absorptions de CO₂ telles qu'elles sont influencées par les activités de gestion, d'après la Banque de données nationales sur les sols du Système d'information sur les sols du Canada. L'annexe 3.5 et les sections A3.5.2 et A3.5.4 donnent davantage de renseignements sur les méthodes, les coefficients d'émission et les paramètres utilisés pour les terres forestières, la conversion des forêts et les terres cultivées.

Un modèle propre au pays (SNSCPR-CF-PLR) est utilisé pour estimer les émissions associées à l'utilisation et à l'élimination des produits ligneux récoltés. Pour de plus de détails concernant les méthodes et paramètres intégrés au modèle, voir la section A3.5.3.

Les émissions résultant de la conversion et de la gestion des tourbières pour l'extraction de tourbe, de la création de terres submergées (réservoirs) là où il n'y a aucune preuve de déboisement et de la conversion de prairies en agglomérations, sont estimées en utilisant des méthodes de niveau 2 et des paramètres propres au pays (voir sections A3.5.6.1, A3.5.6.2 et A3.5.7.3). L'absorption nette de CO₂ par la croissance des arbres en milieu urbain est estimée en utilisant une méthode de niveau 2A du GIEC (voir section A3.5.7.1). En outre, les émissions résultant du brûlage occasionnel de prairies sont estimées en utilisant une méthode de niveau 1 du GIEC et des coefficients d'émission par défaut (voir section A3.5.5.1).

A6.6. Combustion de la biomasse

A6.6.1. CO₂

Les émissions de CO₂ résultant de la combustion de la biomasse (que ce soit pour la consommation d'énergie, ou que cela provienne du brûlage dirigé ou des feux de végétation) ne sont pas comprises dans les totaux des inventaires nationaux. Ces émissions sont estimées et consignées comme déperdition des stocks de biomasse dans le secteur ATCATF.

Les émissions relatives à la consommation d'énergie sont déclarées comme postes pour mémoire dans le CUPR selon les prescriptions de la CCNUCC.

Les émissions dues à la combustion industrielle de la biomasse dépendent avant tout des caractéristiques du combustible brûlé. Le coefficient d'émission de CO₂ (Tableau A6-56) pour les déchets ligneux industriels a été élaboré à partir de données d'échantillonnage des sources recueillies par l'EPA des États-Unis, en unités de lb/MMBTU (un million de BTU; EPA, 2003). Les données de l'EPA ont été converties en kg/tonne à un taux d'humidité de 50 % au moyen d'un pouvoir calorifique supérieur (PCS) de 10,47 MJ/kg à 50 % d'humidité, qui a été élaboré à partir d'un examen interne des données disponibles sur le taux d'humidité et le pouvoir calorifique. Le coefficient d'émission pour les liqueurs

résiduelles a été calculé à partir de données recueillies par le National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) et basé sur une teneur en carbone pour laquelle on présume une correction de 1 % pour le carbone non oxydé (NCASI, 2010). Les coefficients d'émission du NCASI ont été fournis en unités de kg/GJ du PCS, puis convertis en kg/tonne à 50 % d'humidité selon la même relation PCS/taux d'humidité utilisée dans la conversion des coefficients pour les déchets ligneux.

Le coefficient d'émission de CO₂ pour la combustion résidentielle (Tableau A6-56) est basé sur les lignes directrices par défaut du GIEC (2006). Les données du GIEC ont été converties en g/kg à une teneur en humidité de 19 % au moyen d'un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de 13,2 MJ/kg, qui a été calculé d'après l'hypothèse que le PCI est de 20 % inférieur au PCS (FPL, 2004). Le PCS a été établi s'après un examen interne des données disponibles sur la teneur en humidité et le pouvoir calorifique.

Les émissions de CO₂ surviennent pendant les incendies de forêt et le brûlage dirigé au cours des activités de conversion des forêts. Le carbone émis sous forme de CO₂ (CO₂-C) durant les incendies de forêt est comptabilisé dans le bilan du carbone forestier, tandis que le CO₂-C émis durant le brûlage dirigé est déclaré dans les nouvelles catégories d'affectation des terres. Il n'existe pas de coefficient d'émission de CO₂ unique qui s'applique à tous les

Tableau A6-56 Coefficients d'émission pour la biomasse

Source ¹	Description	Coefficient d'émission (g/kg combustible)		
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Bois de chauffage et déchets ligneux	Combustion industrielle	840 ⁴	0,09 ⁴	0,06 ⁴
Incendies de forêt	Combustion à l'air libre	SO	SO ²	SO ³
Brûlages dirigés	Combustion à l'air libre	SO	SO ²	SO ³
Liqueurs résiduelles	Combustion industrielle	891 ⁵	0,02 ⁶	0,02 ⁶
Poêles et foyers	Combustion résidentielle			
Poêles à bois classiques		1 539 ⁶	12,9 ⁶	0,12 ⁶
Foyers classiques avec unité encastrée		1 539 ⁶	12,9 ⁶	0,12 ⁶
Poêles et foyers perfectionnés ou dotés de systèmes antipollution catalytiques		1 539 ⁶	5,9 ⁶	0,12 ⁶
Poêle à granulés		1 652 ⁴	4,12 ⁶	0,059 ⁶
Autres dispositifs de combustion du bois		1 539 ⁶	4,12 ⁶	0,059 ⁶

Notes :

1. Les émissions de CO₂ résultant de la biomasse brûlée à des fins énergétiques ou agricoles ne sont pas comprises dans les totaux de l'inventaire, tandis que les émissions de CH₄ et de N₂O de ces mêmes sources sont répertoriées dans le secteur de l'énergie. Toutes les émissions de GES, notamment de CO₂ résultant de la biomasse brûlée dans les forêts aménagées (feux de végétation et brûlage dirigé) sont déclarées dans le secteur Affectation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie (ATCATF) et sont exclues des totaux de l'inventaire national.
2. Le coefficient d'émission du CH₄ équivaut à 1/90 du CO₂. Voir la section A3.4 de l'annexe 3.
3. Le coefficient d'émission du N₂O équivaut à 0,017 % du CO₂. Voir la section A3.4 de l'annexe 3.
4. Adapté de EPA (2003).
5. Adapté de NCASI (2010).
6. Adapté de GIEC (2006).

SO = sans objet

Tableau A6-57 Coefficients d'émission pour la combustion des gaz d'enfouissement

Source	Description	Coefficient d'émission (kg/t)		
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Gaz d'enfouissement	Combustion industrielle	2 752	0,05	0,005

Source : Adapté de GIEC (2006), volume 2, Énergie, tableau 2.2

feux, car la proportion de CO₂-C émis dans chaque bassin peut être propre au bassin, aux types de forêts et aux perturbations de même qu'à la zone écologique (section A3.4.2).

A6.6.2. CH₄

Les émissions de CH₄ résultant de la combustion résidentielle de bois de chauffage dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission de CH₄ sont basés sur les lignes directrices par défaut du GIEC (2006). Les valeurs du GIEC ont été converties en g/kg à une teneur en humidité de 19 % d'après la même méthode utilisée pour le CO₂.

Les émissions dues à la combustion industrielle de la biomasse dépendent principalement des caractéristiques du combustible. Le coefficient d'émission (Tableau A6-56) de CH₄ pour les déchets ligneux industriels a été élaboré au moyen de données d'échantillonnage des sources recueillies par l'EPA des États-Unis en unités de lb/MMBTU (EPA, 2003) et converties en kg/tonne à un taux d'humidité de 50 %, comme l'indique la section A6.6.1. Le coefficient d'émission de CH₄ pour les liquides résiduels est adapté du GIEC (2006). Il a été converti, à partir des unités fournies par le GIEC (kg/TJ PCI), en kg/tonne à 50 % d'humidité d'après l'hypothèse voulant que le pouvoir calorifique inférieur (PCI) est de 20 % inférieur au PCS et selon la même relation PCS/taux d'humidité dont il est question à la section A6.6.1.

Les coefficients d'émission pour les gaz d'enfouissement (Tableau A6-57) sont adaptés du GIEC (2006).

Les émissions de carbone sous forme de CH₄ (CH₄C) résultant des feux de végétation et du brûlage dirigé sont toujours égales à 1/90 des émissions de CO₂-C.

A6.6.3. N₂O

Les émissions de N₂O résultant de la combustion résidentielle de bois de chauffage dépendent de la technologie. Les coefficients d'émission de N₂O sont basés sur les lignes directrices par défaut du GIEC

(2006). Les valeurs du GIEC ont été converties en g/kg à une teneur en humidité de 19 % d'après la même méthode utilisée pour le CO₂.

Les émissions associées à la combustion industrielle de la biomasse dépendent principalement des caractéristiques du combustible. Le coefficient d'émission (Tableau A6-56) pour les déchets ligneux industriels a été élaboré au moyen de données d'échantillonnage des sources recueillies par l'EPA des États Unis en unités de lb/MMBTU (EPA, 2003) et converties en kg/tonne à un taux d'humidité de 50 %, comme l'indique la section A6.6.1

Les coefficients d'émission pour les gaz d'enfouissement (Tableau A6-57) sont adaptés du GIEC (2006).

Les émissions de N₂O résultant des feux de végétation et du brûlage dirigé équivalent à 0,017 % vol/vol des émissions de CO₂. Étant donné que les deux gaz ont le même poids moléculaire, le même rapport peut être appliqué selon la masse (section A3.5.2).

A6.7. Déchets

A6.7.1. Traitement des eaux usées municipales

A6.7.1.1. CH₄

Les émissions attribuables au traitement des eaux usées municipales dépendent de la charge organique de l'effluent (une fonction de la population) et du type de traitement. Le coefficient d'émission, en l'occurrence, est le produit du facteur de correction du méthane (FCM), qui est une estimation propre à la technologie de la fraction de la demande biologique en oxygène (DBO) qui se dégradera en fin de compte par voie anaérobie (FCM), et de la capacité maximale de production de méthane (B₀), qui est exprimée en kg CH₄/kg DBO enlevée. La valeur par défaut de 0,6 kg CH₄/kg DBO pour le B₀ du GIEC n'a pas été utilisée, car l'étude d'AECOM (2011) demandée par Environnement et Changement climatique Canada a confirmé que

Tableau A6–58 Coefficients d'émission pour le CH₄ provenant du traitement et du rejet des eaux usées

Traitement	FCM	CE	Source
Lagune d'épuration aérobie	0	0	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Lagune d'épuration anaérobie	0,8	0,288	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Lagune facultative	0,2	0,072	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Lagune d'épuration (non précisé)	0,2	0,072 ¹	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Aucun traitement	0,1	0,036 ²	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Installation centrale de traitement aérobie—primaire	0	0	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Installation centrale de traitement aérobie—secondaire	0	0	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Installation centrale de traitement anaérobie	0,8	0,288	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Fosse septique	0,5	0,18	Lignes directrices 2006 du GIEC, Vol. 5, Chapitre 6, Tableau 6.3
Inconnu/autre	0,15	0,054 ³	Bon jugement d'ECCE
Terres humides	0,17	0,0612 ⁴	Supplément 2014 aux Lignes directrices 2006 du GIEC : terres humides
Réacteur séquentiel discontinu	0,05	0,018	Taşeli <i>et al.</i> , 2018

Notes :

1. Les types non précisés de lagunes d'épuration ont été considérés comme étant facultatifs.
2. Rejets en mer, dans une rivière ou dans un lac
3. Il a été présumé que les installations ayant un type de traitement inconnu ou autre étaient soit des lagunes d'épuration facultatives, soit des systèmes de rejets non traités en mer. La valeur médiane des facteurs de correction du méthane (FCM) et des coefficients d'émissions (CE) de ces technologies a été utilisée.
4. Utilisation de la valeur moyenne de trois types de traitement possibles pour les terres humides.

Tableau A6–59 Coefficient d'émission pour le N₂O provenant du traitement et du rejet des eaux usées

Coefficient d'émissions pour le N ₂ O	Unité	Source
0,005	kg N ₂ O/kg N	GIEC (2006), Volume 5, Chapitre 6

L'écart de celle-ci par rapport à la valeur 0,25 kg CH₄/kg DCO était erroné (DCO étant la demande chimique en oxygène). Une valeur de 0,36 CH₄/kg DBO, propre au Canada, a été utilisée pour le B₀ (AECOM, 2011).

Les valeurs du FCM et les coefficient d'émission pour les émissions de CH₄ provenant du traitement et du rejet d'eaux usées par technologie de traitement se trouvent dans le Tableau A6–58.

A6.7.1.2. N₂O

Les émissions de N₂O attribuables aux eaux usées dépendent de l'azote qui entre dans le flux d'eaux usées, lequel dépend à son tour de la consommation de protéines par habitant, de la population, de la teneur en azote des protéines et des facteurs d'ajustement pour l'apport en azote non consommé (par exemple provenant du lavage) et les apports de sources industrielles. Le coefficient d'émission utilisé est la valeur par défaut des lignes directrices du GIEC de 2006 de 0,005 kg N₂O-N/kg d'azote (IPCC, 2006). Le coefficient d'émission pour le N₂O provenant du traitement et du rejet des eaux usées se trouve dans le Tableau A6–59.

A6.7.2. Incinération des déchets

Les coefficients d'émission pour l'incinération des déchets se trouvent dans le Tableau A6–60.

A6.7.2.1. Incinération de boues d'épuration

Les émissions de CH₄ attribuables à l'incinération des boues d'épuration sont estimées au moyen de coefficients d'émission provenant des lignes directrices du GIEC (2006).

A6.7.2.2. Incinération de DSM

Les estimations des émissions attribuables à l'incinération des déchets solides municipaux (DSM) sont calculées en fonction des activités d'incinération en continue ou par lot, et en fonction de technologies de combustion à alimentation mécanique ou à lit fluidisé. Les coefficients d'émission proviennent des *lignes directrices du GIEC* (GIEC, 2006). Pour les émissions de CO₂, seule la portion des déchets d'origine non-biogène (fossile) est incluse dans le calcul des émissions.

A6.7.2.3. Incinération de déchets dangereux

Les coefficients d'émission pour l'incinération de déchets dangereux proviennent des lignes directrices du GIEC (GIEC, 2006). Le coefficient d'émission pour le CO₂ est fondé sur une teneur en carbone de 50 % et sur une teneur en carbone fossile de 90 % de la teneur en carbone.

Tableau A6–60 Coefficients d'émission pour l'incinération des déchets

Traitement	Coefficient d'émission			Unité	Source
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O		
Incinération des déchets solides municipaux—continue—lit fluidisé	3666,67*	0,0002	0,00005	kg / tonne déchets (pour CH ₄ , N ₂ O), *kg CO ₂ / tonne fossile de C dans les déchets	GIEC (2006)
Incinération des déchets solides municipaux—continue—foyer mécanique		0	0,00005		GIEC (2006)
Incinération des déchets solides municipaux—semi-continue—lit fluidisé		0,006	0,00005		GIEC (2006)
Incinération des déchets solides municipaux—semi-continue—foyer mécanique		0,188	0,00005		GIEC (2006)
Incinération des déchets solides municipaux—par lot—lit fluidisé		0,06	0,00006		GIEC (2006)
Incinération des déchets solides municipaux—par lot—foyer mécanique		0,237	0,00006		GIEC (2006)
Incinération des boues d'épuration	1650,00	9,70	0,99	kg / tonne de boue d'épuration	GIEC (2006)
Incinération de déchets dangereux	1650,00	0,20	0,10	kg / tonne de déchets	GIEC (2006)
Incinération de déchets médicaux	1738,00	0,0002	0,05	kg / tonne de déchets	GIEC (2006)
Incinération de déchets médicaux	1738,00	0,06	0,06	kg / tonne de déchets	GIEC (2006)

A6.7.2.4. Incinération de déchets cliniques

Les coefficients d'émission pour l'incinération de déchets cliniques proviennent des lignes directrices du GIEC (GIEC, 2006). Le coefficient d'émission pour le CO₂ est fondé sur une teneur en carbone de 45 %.

A6.7.3. Traitement biologique des déchets solides

Les coefficients d'émission pour le traitement biologique des déchets solides se trouve dans le Tableau A6–61.

Tableau A6–61 Coefficient d'émission pour le traitement biologique des déchets solides

Catégorie	Coefficient d'émission			Unité	Source
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O		
Digestion anaérobie	-	-	-	-	Non Estimé
Compostage	-	4	0,24	g / kg Déchets	GIEC 2006, Volume 5 Chapitre 2 Tableau 4.1 par défaut pour le Canada

ANNEXE 7

OZONE ET PRÉCURSEURS D'AÉROSOLS

La Conférence des Parties de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) (FCCC/CP/2014/10/Add. 3—CCNUCC, 2014), les Parties doivent fournir des renseignements sur les émissions indirectes de gaz à effet de serre (GES), tels que le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) ainsi que les oxydes de soufre (SO_x) dans leur rapport d'inventaire national.

Ces gaz n'ont pas un effet de réchauffement planétaire direct, mais ils peuvent avoir une incidence sur la formation ou la destruction de l'ozone troposphérique et stratosphérique ou encore influencer sur l'absorption du rayonnement terrestre, comme le font les SO_x. Les GES indirects peuvent avoir des répercussions sur le climat en se comportant comme des GES de courte durée. Ils peuvent modifier aussi la durée de vie dans l'atmosphère d'autres GES et réagir rapidement afin de produire de nouveaux GES, par exemple lorsque le CO réagit avec un radical hydroxyle pour former du CO₂ dans l'atmosphère, d'où l'étiquette « Gaz à effets de serres indirects ». Les émissions de ces précurseurs sont produites par un certain nombre de sources comme la combustion de combustibles fossiles dans les secteurs de l'énergie et du transport, la production industrielle et la combustion de biomasse.

L'information sur les émissions d'ozone et des précurseurs d'aérosols au Canada, y compris le CO, les NO_x, les COVNM et les SO_x est disponible sur canada.ca.¹

Le Canada rapporte aussi les émissions indirectes de CO₂ qui proviennent de l'oxydation atmosphérique du CO émis lors de l'incinération de biomasse, sur

place, suivant les activités de récolte forestière et de conversion des forêts, émissions déclarées dans le secteur de l'ATCATF et rapportées dans le CRF tableau 6 du CUPR². Les totaux nationaux sont présentés dans les tableaux 10 et le sommaire 2 du CUPR, avec et sans les émissions indirectes de CO₂, conformément au paragraphe 29 de l'annexe I des Lignes directrices de déclaration de l'inventaire de la CCNUCC (CCNUCC, 2014). Pour des précisions sur la source de ces émissions indirectes, veuillez consulter le chapitre 6 et l'annexe 3.5.

2 Les tableaux de présentation des rapports communs du Canada pour 2019 sont disponibles à l'adresse : <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>.

1 Les données sur les émissions de polluants atmosphériques au Canada sont disponibles à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/polluants/inventaire-emissions-atmospheriques-aperçu.html>.

RÉFÉRENCES

Annexe 1, Catégories clés

[GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre du GIEC. Disponible en ligne à l'adresse : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>.

Annexe 2, Degré d'incertitude

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>.

Annexe 3.1, Méthodologie et données employées pour estimer les émissions dues à la combustion de combustibles fossiles

Alemdag IS. 1984. Wood density variation of 28 tree species from Ontario. Petawawa National Forestry Institute. Agriculture Canada. Service canadien des forêts. Information Report PI-X-45. 12 p.

Base of Aircraft Data (BADA). 2009. Version 3.7. France. Eurocontrol Experimental Centre. Disponible en ligne : www.eurocontrol.int.

Cadieux, Jean Yves. 2006. AMS Lookup Tables. Transports Canada.

Canadian Facts. 1997. Residential Fuelwood Combustion in Canada. Canadian Facts. Préparé aux fins de l'inventaire national des émissions et pour l'équipe de projet. Toronto (Ontario). CF Group Inc.

Canadian Industrial Energy End-use Data Analysis Centre (CIEEDAC). 2013. Database on Energy, Production and Intensity Indicators for Canadian Industry. NAICS 327310 Cement Manufacturing. [consulté le 16 déc. 2013]. Disponible à l'adresse : <https://cieedacdb.rem.sfu.ca/>.

DesRosiers. Canadian Vehicles in Operation Census (CVIOC). Rapports annuels préparés par DesRosiers Automotive Consultants.

European Monitoring and Evaluation Programme/The Core Inventory of Air Emissions in Europe (EMEP/CORINAIR). 2006. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. Group 8. Air Traffic. Version 2.3. Agence européenne pour l'environnement. Disponible à l'adresse : <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR4/page017.html>.

Environnement Canada. 2014. Residential Fuelwood Consumption in Canada. Rapport inédit. Préparé par K. Tracey, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Gatineau (Québec).

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2017a. Updated Coal Emission, Energy Conversion and Oxidation Factors. Rapport interne d'Environnement Canada non publié. Division des inventaires et rapports sur les polluants, Ottawa (Ontario).

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2017b. Updated CO₂ Emission Factors for Gasoline and Diesel Fuel. Rapport non publié, préparé par S. Tobin, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada. Gatineau (Québec).

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2018a. Off-road Equipment Analysis – Snowmobiles. Rapport inédit, préparé par B. Greenlaw, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada. Gatineau (Québec).

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2018b. Off-road Equipment Analysis – Oil Sands Mining Equipment. Rapport inédit, préparé par B. Greenlaw, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada. Gatineau (Québec).

Federal Aviation Administration (FAA). 2009. FAA Airports. Disponible à l'adresse : http://www.faa.gov/airports/airport_safety/airportdata_5010/.

Fleming, Gregg. 2008a. Canada OD Pairs grt10flts.xls. Federal Aviation Administration.

Fleming, Gregg. 2008b. SAGE Airport Codes and Locations. Federal Aviation Administration.

Fleming, Gregg. 2008c. CAEP₈ Goals Operations Round 1. Modeling and Database Task Force.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Eggleston H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, directeurs. Kanagawa (Japon), Institut des stratégies environnementales mondiales. Disponible à l'adresse : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>

- Gonzalez, J.S. 1990. Wood Density of Canadian Tree Species. Forestry Canada, Northwest Region. Northern Forestry Centre. Edmonton, AB. Information Report NOR-X-315. 130 p.
- Hagstrom, Martin. 2010. TPengs FOI orig comp data 031105 corr 071129 Jason Hickey 13 juin 2010. Stockholm, Suède. Department of Systems Technology, Swedish Defence Research Agency.
- Jessome, A.P. 2000. Strength and Related Properties of Woods Grown in Canada. Forintek Canada Corp. Publication SP-114E. 37 p.
- Manning, G. 2007. [Modèle sur fichier Excel]. Extrait des travaux de l'auteur. Version 3. Environnement Canada.
- Maples, J.D. 1993. The Light-Duty Vehicle MPG Gap : Its Size Today and Potential Impacts in the Future, University of Tennessee, Transportation Centre, Knoxville, Tennessee, États-Unis.
- McCann, T.J. 2000. 1998 Fossil Fuel and Derivative Factors. Préparé par TJ McCann and Associates Ltd. et Clearstone Engineering Ltd. pour Environment Canada.
- Motor Vehicle Emission Simulator [modèle servant aux estimations] (MOVES₂₀₁₄). 2014. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality, Washington (DC). Disponible à l'adresse : <http://www3.epa.gov/otaq/models/moves/#downloading-2014a>.
- NAV CANADA. 2009. Supplément de vol Canada. NAV Canada, Ottawa (Ontario).
- Organisation de l'aviation civile internationale (OACI). 2008. ICAO Carbon Emissions Calculator. Report on Methodology.
- Organisation de l'aviation civile internationale (OACI). 2009. Engine Emissions Databank. Version 16A. Civil Aviation Authority. Disponible à l'adresse : <http://easa.europa.eu/document-library/icao-aircraft-engine-emissions-databank>.
- Office fédéral de l'aviation civile (OFAC). 2007. Émissions des moteurs d'aéronefs à piston : rapport récapitulatif. Confédération suisse, Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication. 13 juin 2007. N° au catalogue 0/3/33/33-05-003.022.
- Polk, R. L. 2013. Vehicles in Operation (VIO) Database. Compilé par R.L. Polk and Co., Southfield, Michigan, États Unis.
- Ressources naturelles Canada (RNC). 2010. Modèle d'utilisation finale pour le secteur des transports (calculs TPCC). Ressources naturelles Canada.
- Statistiques relatives aux mouvements d'aéronefs (SRMA). 2018. Ottawa (Ontario). Extraits d'une base de données de Statistique Canada, de 1996 à 2017; personnel de Transports Canada pour les années de 1990 au 31 octobre 1996.
- Statistique Canada. 2015. Consommation des combustibles pour la production d'électricité, centrales thermiques des services d'électricité, CANSIM tableaux 127 0004 à 127 0006. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/home-accueil?retrLang=fra&lang=fra>
- Statistique Canada. 2013. Enquête annuelle sur la consommation industrielle d'énergie. Questionnaire disponible à l'adresse : http://www23.statcan.gc.ca/imdb/p2SV_f.pl?Function=getSurvey&SDDS=5047&Item_Id=44545&lang=en%2
- Statistique Canada. 1997. Équipement ménager (1990-1997). Division des enquêtes-ménages, Statistique Canada. N° 64-202 au catalogue (publication révolue).
- Statistique Canada. 2009. Les habitudes de dépenses au Canada (1998-2009), Division de la statistique du revenu, Statistique Canada. N° 62-202 au catalogue (publication révolue).
- Statistique Canada. Bases de données de Cansim, Tableau 405-0001 : Immatriculations de véhicules automobiles routiers, remorque et motoneige, terminé, annuel (nombre). Disponible à l'adresse : <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?id=4050001&retrLang=fra&lang=fra>
- Statistique Canada. Bases de données de Cansim, Tableau 405-0004 : Véhicules automobiles, immatriculations, annuel (nombre). Disponible à l'adresse : <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?id=4050004&retrLang=fra&lang=fra>
- Statistique Canada. Base de données CANSIM, tableau 405 0002 : Véhicules automobiles, ventes de carburants, annuel (litres). Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a05?lang=fra&id=4050002&retrLang=fra>.
- Statistique Canada. Enquête sur les véhicules au Canada (EVC) : annuel, no 53 223 XIF au catalogue.
- Statistique Canada. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada (publication annuelle), no 57 003 X au catalogue. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca/olc-cel/olc?ObjId=57-003-X&ObjType=2&lang=fr&limit=0>.
- Stewart Brown Associates. 2013. Kilometre Accumulation Rates in British Columbia and Ontario. Préparé pour Environnement Canada.
- TNS Canadian Facts (TNS). 2006. Residential Fuelwood Combustion in Canada. Presented to Environment Canada. Report C₁₀₇₇/BT. TNS Global, Toronto (Ontario).
- TNS Canada (TNS). 2012. Residential Fuelwood Combustion in Canada. Presented to Natural Resources Canada. Report 1381/BT. TNS Global, Toronto (Ontario).
- U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency (Agence de protection de l'environnement des États-Unis). 2017. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2015. Environmental Protection Agency des États Unis, Washington (DC).
- World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). 2005. CO₂ Emissions Inventory Protocol. Version 2.0. Cement Sustainability Initiative.
- Wiesen P., J. Kleffmann, R. Kurtenbach et K.H. Becker. 1994. Nitrous Oxide and Methane Emissions from Aero Engines. Geophysical Research Letters, vol. 21, no 18: 2027 2030.

Annexe 3.2. Méthodologie pour les émissions fugitives attribuables à la production, à la transformation, au transport et à la distribution de combustibles fossiles

ACG. Association canadienne du gaz. 1997. 1995 Air Inventory of the Canadian Natural Gas Industry. Calgary (Alberta) : Radian International LLC.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 1999. CH₄ and VOC Emissions from the Canadian Upstream Oil and Gas Industry, Vol. 1 et 2. Préparé pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd. Publication No 1999 0010.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 2005a. A National Inventory of Greenhouse Gas (GHG), Criteria Air Contaminant (CAC) and Hydrogen Sulphide (H₂S) Emissions by the Upstream Oil and Gas Industry, Vol. 1 5. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 2005b. Extrapolation of the 2000 UOG Emission Inventory to 2001, 2002 and 2003. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 2006. An Inventory of GHGs, CACs, and H₂S Emissions by the Canadian Bitumen Industry: 1990 to 2003. Vol. 1-3. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 2018. Statistical Handbook for Canada's Upstream Petroleum Industry. [mis à jour en février 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : <http://www.capp.ca/library/statistics/handbook/Pages/default.aspx>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018a. Upstream Petroleum Industry Flaring and Venting Report. Disponible en ligne : <https://www.aer.ca/documents/sts/ST60B-2018.pdf>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018b. Alberta Energy Resource Industries Monthly Statistics, Gas Supply and Disposition. [mis à jour le 26 mars 2018, consulté le 20 septembre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.aer.ca/providing-information/data-and-reports/statistical-reports/st3>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018c. Supply and Disposition of Gas (Economics). [mis à jour le 23 février 2018; consulté en septembre 2018].

AER. Alberta Energy Regulator. 2018d. Alberta's Energy Reserves and Supply/Demand Outlook. [consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.aer.ca/providing-information/data-and-reports/statistical-reports/st98>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018e. AER Compliance Dashboard – Incidents. [consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <http://www1.aer.ca/compliancedashboard/incidents.html>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018f. Alberta Mineable Oil Sands Plant Statistics, Monthly Supplement December 2016: ST₃₉-2016. [mis à jour le 23 mars 2018; consulté le 21 août 2018]. Disponible en ligne : <https://www.aer.ca/documents/sts/ST39-2017.pdf>.

AER. Alberta Energy Regulator. 2018g. ST₃₇: List of Wells in Alberta. Disponible en ligne : <https://www.aer.ca/providing-information/data-and-reports/statistical-reports/st37>.

BC. Gouvernement de la Colombie Britannique. 2018. Production and Distribution of Natural Gas in BC. [consulté le 29 août 2018]. Disponible en ligne : <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/natural-gas-oil/statistics>.

BCOGC. British Columbia Oil and Gas Commission. 2018a. Drilling Kicks and Blowouts by Area. [consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : https://iris.bcogc.ca/generic_ogc/Ext_Accnt.Login?p_ct=24102014110622.

BCOGC. British Columbia Oil and Gas Commission. 2018b. Well Surface Hole Locations. [consulté le 28 juin 2018]. Disponible en ligne : <https://data-https://www.bcogc.ca/> <https://www.bcogc.ca/>.

BCOGC. British Columbia Oil and Gas Commission. 2018c. Suspended Wells. [consulté le 28 juin 2018]. Disponible en ligne : <https://iris.bcogc.ca/reports>.

Cheminfo Services Inc. et Clearstone Engineering Ltd. 2014. Compilation of a National Inventory of Greenhouse Gas and Fugitive VOC Emissions by the Canadian Coal Mining Industry. Rapport final soumis à la Section de l'énergie, DIRP, Environnement Canada.

Clearstone Engineering Ltd. 2014. Technical Report on Canada's Upstream Oil and Gas Industry. Vols. 1 4. Préparé pour Environnement Canada. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd.

Clearstone Engineering Ltd. 2017. An Inventory of GHG, CAC and Other Priority Emissions by the Canadian Oil Sands Industry: 2003 to 2015. Vol. 1–3. Préparé pour Environnement et Changement climatique Canada. Calgary (Alberta) : Clearstone Engineering Ltd.

Environnement et Changement climatique Canada. 2018. Programme de déclaration des émissions de gaz à effet de serre. Données provisoires. Disponible en ligne : <https://climate-change.canada.ca/facility-emissions/?GoCTemplateCulture=fr-CA>.

GIEC. 2006. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, directeurs, Kanagawa (Japon), Institut des stratégies environnementales mondiales. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.

GRI. Gas Research Institute. 2000. Vented Emissions from Maintenance at Natural Gas Distribution Stations in Canada. Austin (Texas) : Radian International LLC.

Hollingshead, B. 1990. Methane Emissions from Canadian Coal Operations: A Quantitative Estimate. Devon (Alberta) : Coal Mining Research Company. Rapport CI 8936.

Husky Energy Inc. 2018. Husky Energy Annual Report 2017. [consulté le 13 août 2018]. Disponible en ligne : http://www.huskyenergy.ca/downloads/aboutus/publications/annualreports/HSE_Annual2017.pdf.

ICPP. Institut canadien des produits pétroliers. 2004. Economic and Environmental Impacts of Removing Sulphur from Canadian Gasoline and Distillate Production. Calgary (Alberta) : Levelton Consultants Ltd., avec Purvin & Gertz Inc.

King B. 1994. Management of Methane Emissions from Coal Mines: Environmental, Engineering, Economic and Institutional Implications of Options. Rapport préparé par Neill and Gunter pour Environnement Canada.

MB. Gouvernement du Manitoba. Petroleum Industry Spill Statistics. [mis à jour le 17 septembre 2018; consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <http://www.gov.mb.ca/iem/petroleum/stats/spills.html>.

MB. Gouvernement du Manitoba. 2018. Petroleum Statistics: Unique Well Identifier Key List. [consulté le 29 juin 2018]. Disponible en ligne : <http://www.manitoba.ca/iem/petroleum/reports/index.html>.

NB. Nouveau-Brunswick. 2018. Base de données sur l'histoire minérale du Nouveau-Brunswick : Borehole Catalogue. [consulté le 29 juin 2018]. Disponible en ligne : <https://www1.gnb.ca/0078/geosciencedatabase/indexfr.htm>

NBDÉR. Nouveau-Brunswick. Développement de l'énergie et des ressources. Statistiques mensuelles sur la production du pétrole et du gaz. [consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : https://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/en/pdf/Minerals-Minerales/Monthly_Statistics.pdf.

OCNEHE. Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers. 2018. Production Data. [consulté le 10 octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.cnsopb.ns.ca/offshore-activity/production-data>.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018a. Production Summary by Well – Hibernia. [mis à jour le 19 janvier 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.cnlopb.ca/?s=Production+Summary+by+Well+Hibernia>.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018b. Production Summary by Well – Terra Nova. [mis à jour le 22 janvier 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : https://www.cnlopb.ca/wp-content/uploads/tnstats/tn_oil_2017.pdf.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018c. Production Summary by Well – White Rose. [mis à jour le 19 janvier 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : https://www.cnlopb.ca/wp-content/uploads/wrstats/wr_oil_2017.pdf.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018d. Production Summary by Well – North Amethyst. [mis à jour le 19 janvier 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : https://www.cnlopb.ca/wp-content/uploads/nastats/na_oil_2017.pdf.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018e. Production Summary by Well – Hebron. [mis à jour le 21 février 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.cnlopb.ca/?s=hebron>.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018f. Environment Statistics – Spill Frequency and Volume Annual Summary. [mis à jour le 15 janvier 2018; consulté le 9 octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.cnlopb.ca/wp-content/uploads/spill/sumtab.pdf>.

OCTNHE. Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2018g. Schedule of Wells Summary. [consulté le 10 septembre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.cnlopb.ca/wells/>.

ONE. Office national de l'énergie. 2018. Avenir énergétique du Canada 2018. [consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.neb-one.gc.ca/nrg/ntgrtd/ft/index-fra.html>.

OGSRL. Oil, Gas & Salt Resources Library. 2018. Petroleum Well Data – Ontario. [consulté le 28 juin 2018]. Disponible en ligne : http://www.ogsrlibrary.com/data_free_petrolium_ontario.

ORTECH Consulting Inc. 2013. Canadian Natural Gas Companies 2005 and 2011 Greenhouse Gas and Criteria Air Contaminant Inventory Report and Validation by Audit. Préparé pour le CEPEI. Guelph (Ontario).

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 1990–2008. Mineral Statistics Yearbook. Petroleum and Natural Gas. Disponible en ligne : <http://publications.gov.sk.ca/details.cfm?p=82350>.

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 2009–2011. Annual Petroleum Statistics. Disponible en ligne : <http://publications.gov.sk.ca/deplist.cfm?d=310&c=4882>.

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 2018a. 2017 Crude Oil Volume and Value Summary. [mis à jour le 13 septembre 2018; consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <https://www.saskatchewan.ca/business/agriculture-natural-resources-and-industry/oil-and-gas/oil-and-gas-news-and-bulletins/oil-and-gas-statistical-reports>.

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 2018b. 2017 Natural Gas Volume and Value Summary. [mis à jour le 13 septembre 2018; consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <http://www.publications.gov.sk.ca/details.cfm?p=84570>.

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 2018c. Saskatchewan Fuel, Flare and Vent. [mis à jour en février 2018; consulté le 29 août 2018]. Disponible en ligne : <https://www.saskatchewan.ca/business/agriculture-natural-resources-and-industry/oil-and-gas/oil-and-gas-news-and-bulletins/oil-and-gas-statistical-reports>.

Saskatchewan – ministère de l'Économie. 2018d. Saskatchewan Upstream Oil and Gas IRIS Incident Report. [mis à jour le 26 septembre 2018; consulté le 1er octobre 2018]. Disponible en ligne : <http://www.publications.gov.sk.ca/redirect.cfm?p=78193&i=87695>.

Statistique Canada. 1999–2002. Statistiques du charbon et du coke. No 45-002-X au catalogue. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca/olc-cel/olc.action?ObjId=45-002-X&ObjType=2&lang=fr&limit=0>.

Statistique Canada. 2003 – .Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada. No 57-003-X au catalogue. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca/olc-cel/olc.action?ObjId=57-003-X&ObjType=2&lang=fr&limit=0>.

Statistique Canada. Sans date (a). Tableau 25-10-0047-01 (anciennement CANSIM 131-0001) – Gaz naturel, approvisionnements et utilisations, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510004701&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (b). Tableau 25-10-0055-01 (anciennement CANSIM 131-0004) – Approvisionnement et utilisations du gaz naturel, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510005501&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (c). Tableau 25-10-0014-01 (anciennement CANSIM 126-0001) – Pétrole brut et équivalents, approvisionnement et utilisation, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510001401&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (d). Tableau 25-10-0063-01 (anciennement CANSIM 126-0003) – Approvisionnement et utilisation du pétrole brut et équivalent. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510006301&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (e). Tableau 25-10-0044-01 (anciennement CANSIM 134-0004) – Approvisionnement et utilisation de produits pétroliers raffinés, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510004401&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (f). Tableau 25-10-0057-01 (anciennement CANSIM 129-0005) – Entreposage du gaz naturel canadien, Canada et provinces, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510005701&request_locale=fr.

Statistique Canada. Sans date (g). Tableau 25-10-0032-01 (anciennement CANSIM 129-0002) – Gaz naturel, arrivages et utilisation, mensuel. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2510003201&request_locale=fr.

Townsend-Small A., T.W. Ferrara, D.R. Lyon, A.E. Fries et B.K. Lamb. 2016. Emissions of coalbed and natural gas methane from abandoned oil and gas wells in the United States. *Geophysical Research Letters* 43:2283–2290. doi:10.1002/2015GL067623.

US EPA. Environmental Protection Agency. 2004. Methane Emissions from Abandoned Coal Mines in the United States: Emission Inventory Methodology and 1990-2002 Emissions Estimates.

YK. Gouvernement du Yukon. 2018. Energy, Mines and Resources: Yukon Well Listing. [consulté le 29 juin 2018]. Disponible en ligne : <http://www.emr.gov.yk.ca/oilandgas/mapsdata.html>.

A3.3, Méthodologie pour les procédés industriels

Association canadienne des producteurs d'acier (ACPA). 2009. Industry-average pig iron content. Données non publiées, confidentielles.

Association canadienne des producteurs d'acier (ACPA). 2013–2016. Annual Canadian Iron and Steel Production and Disposition Data. Données non publiées.

AMEC. 2006. Identifying and Updating Industrial Process Activity Data in the Minerals Sector for the Canadian Greenhouse Gas Inventory. Rapport non publié. AMEC Earth & Environmental, division d'AMEC Americas Ltd., Mississauga (Ontario).

Cheminfo Services. 2005a. Improvements to Canada's Greenhouse Gas Emissions Inventory Related to Non-Energy Use of Hydrocarbon Products. Rapport non publié. Cheminfo Services Inc., Markham (Ontario).

Cheminfo Services. 2005b. Improving and Updating Industrial Process-Related Activity Data and Methodologies Used in Canada's Greenhouse Gas Inventory, Hydrofluorocarbons (HFCs). Rapport non publié. Cheminfo Services Inc., Markham (Ontario).

Cheminfo Services. 2006. Improvements and Updates to Certain Industrial Process and Solvent Use-Related Sections in Canada's Greenhouse Gas Inventory. Rapport non publié. Cheminfo Services Inc., Markham (Ontario).

Cheminfo Services. 2010. Study of Potential Additions and Updates to the Industrial Process Sources of GHGs in the Canadian GHG Inventory, and Development of Canadian-Specific Methodologies and Emission Estimates for such Sources. Rapport final. Cheminfo Services Inc., Markham (Ontario).

Environmental Health Strategies Inc. (EHS). 2013. Report on Emission Factors for HFCs in Canada. Rapport non publié. Environmental Health Strategies Inc., Toronto (Ontario). Préparé pour Environnement Canada.

Environnement Canada. 2015a. Données de 2008–2012 sur les ventes de HFC recueillies conformément à l'Avis concernant les hydrocarbures, publié dans la Gazette du Canada, Partie 1, vol. 148, no 16, p. 920–930, en vertu de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). Division de la mobilisation et du développement de programmes. Données non publiées, confidentielles.

Environnement Canada. 2015b. Review of Country-specific HFCs Emission Estimations in the Refrigeration and Air Conditioning Sectors. Edalatmanesh M., Niemi D. Rapport non publié. Ottawa (Ontario).

Environnement et Changements climatiques Canada (ECCC). 2016a. Données de 2013–2014 sur les ventes de HFC recueillies conformément à l'Avis concernant les hydrocarbures en vrac, publié dans la Gazette du Canada, Partie 1, vol. 150, no 1, p. 7 à 13, en vertu de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). Division de la mobilisation et du développement de programmes. Données non publiées, confidentielles.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2016b. Données de 2015 sur les ventes de HFC recueillies conformément à l'Avis concernant les hydrocarbures en vrac, publié dans la Gazette du Canada, Partie 1, vol. 150, no 24, p. 1816–1823, en vertu de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). Division de la mobilisation et du développement de programmes. Données non publiées, confidentielles.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2018. Données sur les importations et les exportations de HFC en vrac recueillies en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) et du Règlement sur les substances appauvrissant la couche d'ozone et les halocarbures de remplacement publié dans la Gazette du Canada, Partie II, vol. 150, no 13, p. 1613–1678. Protection de la couche d'ozone et contrôles d'exportation Données non publiées, confidentielles.

Environnement Canada (Division des gaz à effet de serre) et Association canadienne de l'électricité. 2008. Protocole d'estimation et de déclaration des émissions de SF₆ pour les services d'électricité. Disponible en ligne : <http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.698565/publication.html>.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). 2000. Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux. Programme du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/french/gpgaum_fr.html.

Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC). 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Organisation de coopération et de développement économiques, Agence internationale de l'énergie (GIEC/OCDE/AIE). 1997. Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre – version révisée 1996. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/french.html>.

McCann TJ. 2000. 1998 Fossil Fuel and Derivative Factors. Rapport non publié. Préparé par TJ McCann and Associates pour

Ressources naturelles Canada (RNC). 1990–2006. Annuaire des minéraux du Canada. Secteur des minéraux et des métaux, annuel. Ressources naturelles Canada (publication révolue).

Ressources naturelles Canada (RNC). 2007–2016. Canada, Production of Limestone – Stone. Données non publiées. Ressources naturelles Canada, Division de la statistique sur les minéraux et l'activité minière.

Statistique Canada. 1990–2003. Fer et acier primaire, mensuel. No 41-001-XIB au catalogue (publication révolue).

Statistique Canada. 1990–2007. Produits chimiques industriels et résines synthétiques. No 46-002-XIF au catalogue. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca>. (publication révolue).

Statistique Canada. 1990–2016. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada. No 57-003-XIB au catalogue. Disponible en ligne : <http://www5.statcan.gc.ca>.

Statistique Canada. 2004–2012. Acier, produits tubulaires et fil. Publication mensuelle. No 41 019-X au catalogue (publication révolue)

A3.4, Méthodologie pour le secteur agricole

AAFRD. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. 2001. Alberta Cow–Calf Audit, 1997/1998 Production Indicators and Management Practices Over the Last 10 Years. Edmonton (Alberta), Canada.

AAFRD et Université de l'Alberta. Alberta Agriculture, Food and Rural Development and University of Alberta. 2003. Development of a Farm-Level Greenhouse Gas Assessment: Identification of Knowledge Gaps and Development of a Science Plan, Alberta Agricultural Research Institute (AARI), projet no 2001J204. Disponible en ligne : [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$Department/deptdocs.nsf/all/cl9706/\\$FILE/ghgreport.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$Department/deptdocs.nsf/all/cl9706/$FILE/ghgreport.pdf) [consulté le 4 décembre 2015].

Agriculture, Alimentation et Initiatives rurales Manitoba. 2000. Manitoba Cattle on Feed 1999/2000. Market Analysis and Statistics Section, Program and Policy Analysis Branch, Manitoba Agriculture and Food.

Agriculture et agroalimentaire Canada. 1990–2011. Revue du marché des bestiaux. Disponible en ligne : <http://www.agr.gc.ca/fra/industrie-marches-et-commerce/statistiques-et-information-sur-les-marches/par-produit-secteur/viande-rouge-et-betail/information-sur-le-marche-des-viandes-rouges/?id=1415860000001> [consulté le 3 septembre 2015].

Agriculture et agroalimentaire Canada. 2018. Facteurs de conversion pour le marché des viandes rouges. Disponible en ligne : <http://www.agr.gc.ca/fra/industrie-marches-et-commerce/reenseignements-sur-les-secteurs-canadiens-de-lagroalimentaire/viande-rouge-et-betail/information-sur-le-marche-des-viandes-rouges/poids-de-carcasses/facteurs-de-conversion/?id=14158600000020>.

Appuhamy J.A.D.R.N., James France et Ermias Kebreab. 2016. Models for predicting enteric methane emissions from dairy cows in North America, Europe, and Australia and New Zealand. *Global Change Biology* 22(9):3039–3056

Arrouays, D., N. Saby, C. Walter, B. Lemerrier et C. Schvartz C. 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use Management*. 22:48–51.

- Beauchemin, K. A. et S. M. McGinn. 2005. Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets, *Journal of Animal Science* 83:653-661.
- Beauchemin, K. A. et S. M. McGinn. 2006. Enteric methane emissions from growing beef cattle as affected by diet and level of intake. *Canadian Journal of Animal Science*. 86(3):401-408.
- Beauchemin, K. A. S. M. McGinn, C. Benchaar et L. Holtshausen. 2009. Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production, *Journal of Dairy Science*. 92:2118-2127.
- Boadi, D.A., K.H. Ominski, D.L. Fulawka et K.M. Wittenberg. 2004a. Improving Estimates of Methane Emissions Associated with Enteric Fermentation of Cattle in Canada by Adopting an IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Tier 2 Methodology, rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Département de zootechnie, Université du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).
- Boadi, D. A. et K. M. Wittenberg. 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer gas technique, *Canadian Journal of Animal Science*. 82:201-206.
- Boadi, D. A., K. M. Wittenberg et W. P. McCaughey. 2002. Effects of grain supplementation on methane production of grazing steers using the sulphur (SF₆) tracer gas technique, *Canadian Journal of Animal Science*. 82:151-157.
- Boadi, D. A., K. M. Wittenberg, S.L. Scott, D. Burton, K. Buckley, J.A. Small et K.H. Ominski. 2004b. Effect of low and high forage diet on enteric and manure pack greenhouse gas emissions from a feedlot, *Canadian Journal of Animal Science*. 84:445-453.
- Bouwman, A.F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 46:53-70.
- Bouwman, A.F., L.J.M. Boumans et N.H. Batjes. 2002a. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available data. *Global Biogeochemical Cycles*. 16:6-1-6-13.
- Bouwman, A.F., L.J.M. Boumans et N.H. Batjes. 2002b. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grassland. *Global Biogeochemical Cycles*. 16:8.1-8.15.
- BPR-Infrastructure inc. 2008. Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec : rapport présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, à l'Union des producteurs agricoles et à l'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Disponible en ligne : <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/md/Publications/Pages/Details-Publication.aspx?guid=%7B3fcc5e09-ea9f-4cfa-a4db-91beff2a993b%7D> [consulté le 4 décembre 2015].
- Canfax Research Services. 2009. Trends, Cycles and Seasonality in the Cattle Industry. Canadian Cattlemen's Association. Calgary (Alberta). 36 p.
- Chadwick, D.R., R.W. Sneath, V.R. Phillips et B.F. Pain. 1999. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* 33:3345-3354.
- Chai L, R. Kröbel, D. MacDonald, S. Bittman, K.A. Beauchemin, H.H. Janzen, S.M. McGinn et A. Vanderzaag. 2016. An ecoregion-specific ammonia emissions inventory of Ontario dairy farming: Mitigation potential of diet and manure management practices. *Atmospheric Environment* 126:1-14.
- Chang, C. et H.H. Janzen. 1996. Long-term fate of nitrogen from annual feedlot manure applications. *Journal of Environmental Quality*. 25:785-790.
- Chaves, A.V., L.C. Thompson, A.D. Iwaasa, S.L. Scott, M.E. Olson, C. Benchaar, D.M. Veira et T.A. McAllister. 2006. Effect of pasture type (alfalfa vs. grass) on methane and carbon dioxide production by yearling beef heifers, *Canadian Journal of Animal Science*. 86(3):409-418.
- Christensen, D.A., G. Steacy et W.L. Crowe. 1977. Nutritive value of whole crop cereal silages. *Canadian Journal of Animal Science*. 57:803-805.
- Coote, D.R., B.C. Liang et E.C. Huffman. 2008. Crop residue burning in Canada, Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Gatineau (Québec).
- Corre, M.D., D.J. Pennock, C. Van Kessel et D.K. Elliott. 1999. Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional Grassland-Forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochemistry*. 44:29-49.
- Corre, M.D., C. Van Kessel et D.J. Pennock. 1996. Landscape and seasonal patterns of nitrous oxide emissions in a semiarid region. *Soil Science Society of America Journal*. 60:1806-1815.
- CRAAQ. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. 1999. Chèvres laitières—Budget: Production laitière. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec. Agdex 435/821. Comité de références économiques en agriculture du Québec. Groupe GRÉAGRI inc.
- da Silva, A.P. et B.D. Kay. 1997. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. *Soil Science Society of American Journal*. 61:877-883.
- Decisioneering. 2000. Crystal Ball®, Decisioneering Inc., Denver (Colorado), États Unis. Disponible en ligne : <http://www.crystalball.com> [consulté le 4 décembre 2015].
- Desjardins R.L., D.E. Worth, E. Pattey, A. VandenZaag, R. Srinnivasan, D. Worthy, C. Sweeney et S. Metzger. 2018. The challenge of reconciling bottom-up agricultural methane emissions inventories with top-down measurements. *Agricultural and Forest Meteorology Journal* 248:48-59.
- Dobbie, K.E., I.P. McTaggart et K.P. Smith. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research*. 104:26891-26899.

- Ellis, J.L., A. Bannink, J. France, E. Kebreab et J. Dijkstra. 2010. Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models, *Global Change Biology* 16:3246-3256.
- Ellis, J.L., E. Kebreab, N.E. Odongo, K. Beauchemin, S. McGinn, J.D. Nkrumah, S.S. Moore, R. Christopherson, G.K. Murdoch, B.W. McBride et al. 2009. Modeling methane production from beef cattle using linear and nonlinear approaches, *Journal of Animal Science* 87:1334-1345.
- Ellis, J.L., E. Kebreab, N.E. Odongo, B.W. McBride, E.K. Okine et J. France. 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle, *Journal of Dairy Science*. 90:3456-3467.
- Environnement Canada. 2002. Normales climatiques canadiennes – précipitations. Disponible en ligne : http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html [consulté le 4 décembre 2015].
- EPA. United States Environmental Protection Agency. 2004. National Emission Inventory—Ammonia Emissions from Animal Husbandry Operations, rapport provisoire, U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C., États Unis, 30 janvier.
- Escobar-Bahamondes P., M. Oba, R. Kröbel, T.A. McAllister, D. MacDonald et K.A. Beauchemin. 2017. Estimating enteric methane production for beef cattle using empirical prediction models compared with IPCC Tier 2 methodology. *Canadian Journal of Animal Science* 97:599–612.
- Eugène, M., D. Massé, J. Chiquette et C. Benchaar. 2008. Meta-analysis on the effects of lipid supplementation on methane production in lactating dairy cows, *Canadian Journal of Animal Science*. 88:331-334.
- Flynn, H.C., J.O. Smith, K.A. Smith, J. Wright, P. Smith et J. Massheder. 2005. Climate- and crop-responsive emission factors significantly alter estimates of current and future nitrous oxide emissions from fertilizer use. *Global Change Biology*. 11:1522–1536.
- Freibauer, A. 2003. Regionalized inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *Europ. J. Agron.* 19:135-160.
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2000. Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/french/> [consulté le 4 décembre 2015].
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol4.html> [consulté le 4 décembre 2015].
- GIEC/OCDE/AIE. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Organisation de coopération et de développement économique et Agence internationale de l'énergie. 1997. Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre – version révisée 1996. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/french.html> [consulté le 4 décembre 2015].
- Godbout, S., M. Verma, J.P. Larouche, L. Potvin, A.M. Chapman, S.P. Lemay, F. Pelletier et S.K. Brar. 2010. Methane production potential (B₀) of swine and cattle manures – A Canadian perspective, *Environmental Technology*. 31:1371-1379.
- Goss, M.J. et D. Goorahoo. 1995. Nitrate contamination of groundwater: measurement and prediction. *Fertilizer Research*. 42:331–338.
- Grant, R. et E. Pattey. 1999. Mathematical modeling of nitrous oxide emissions from an agricultural field during spring thaw. *Global Biogeochemical Cycles* 13:679–694.
- Gregorich, E.G., P. Rochette, A.J. VandenBygaart et D.A. Angers. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in eastern Canada. *Soil & Tillage Research*. 76:1-20.
- Hao, X. 2007. Nitrate accumulation and greenhouse gas emissions during compost storage, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78:189-195.
- Hao, X., M. Benke, F.J. Larney et T.A. McAllister. 2010a. Greenhouse gas emissions when composting manure from cattle fed wheat dried distillers' grains with solubles, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 89:105-114.
- Hao, X., C. Chang, J.M. Carefoot, H.H. Janzen et B.H. Ellert. 2001a. Nitrous oxide emissions from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 60:1-8.
- Hao, X., C. Chang, F.J. Larney et G.R. Travis. 2001b. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting, *Journal of Environmental Quality*. 30:376-386.
- Hao, X., K. Stanford, T.A. McAllister, F.J. Larney et S. Xu. 2009. Greenhouse gas emissions and final compost properties from co-composting bovine specified risk material and mortalities with manure, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 83:289-299.
- Hao, X., S. Xu, F.J. Larney, K. Stanford, A.J. Cessna et T.A. McAllister. 2010b. Inclusion of antibiotics in feed alters greenhouse gas emissions from feedlot manure during composting, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 89:257–267.
- Hao, X., S. Xu, T.A. McAllister et F.J. Larney. 2008. Antibiotics in cattle diet affect greenhouse gas emissions from manure composting, *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 48:342-355.
- Hénault, C., X. Devis, S. Page, E. Justes, R. Reau et J.-C. Germon. 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils*. 26:199-207.

- Hutchings, N.J., S.G. Sommer, J.M. Andersen et W.A.H. Asman. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment*. 35:1959-1968.
- Hybrid. 2001. Hybrid Converter—Commercial Hens and Toms. Disponible en ligne : <https://www.hybridturkeys.com/fr/about-us-fr/breeding-and-distribution-fr/> [consulté le 4 décembre 2015].
- Izaurrealde, R.C., R.L. Lemke, T.W. Goddard, B. McConkey et Z. Zhang. 2004. Nitrous oxide emissions from agricultural toposequences in Alberta and Saskatchewan. *Soil Science Society of America Journal*. 68:1285-1294.
- Jambert, C., R. Delmas, D. Serça, L. Thouron, L. Labroue et L. Delprat. 1997. N₂O and CH₄ emissions from fertilized agricultural soils in southwest France. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 48:105-114.
- Janzen, H.H., K.A. Beauchemin, Y. Bruinsma, C.A. Campbell, R.L. Desjardins, B.H. Ellert et E.G. Smith. 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems: an illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 67:85-102.
- Jayasundara S., J.A.D. Ranga Niroshan Appuhamy, E. Kebreab, C. Wagner-Riddle. 2016. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian dairy farms and mitigation options: An updated review. *Canadian Journal of Animal Science* 96(3):306-331.
- Jayasundara, S. et C. Wagner-Riddle. 2014. Greenhouse gas emissions intensity of Ontario milk production in 2011 compared with 1991. *Canadian Journal of Animal Science*. 94:155-173.
- Kaharabata, S.K., P.H. Schuepp et R.L. Desjardins. 1998. Methane emissions from above ground open manure slurry tanks. *Global Biogeochemical Cycles* 12:545-554.
- Karimi-Zindashty, Y., J.D. Macdonald, R.L. Desjardins, D. Worth, J.J. Hutchinson et X.P.C. Vergé. 2012. Sources of uncertainty in the IPCC Tier 2 Canadian livestock model. *The Journal of Agricultural Science*. 150(5):556-569.
- Karimi-Zindashty, Y., J.D. Macdonald J.D., R.L. Desjardins, D. Worth, B.C. Liang. 2014. Determining the uncertainty in agricultural nitrous oxide emissions for Canada. Rapport interne. Gatineau (Québec) : Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.
- Kebreab, E., K. Clark, C. Wagner-Riddle et J. France, J. 2006. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review, *Canadian Journal of Animal Science*. 86:135-158.
- Kononoff, P.J., A.F. Mustafa, D.A. Christensen et J.J. McKinnon. 2000. Effects of barley silage particle length and effective fiber on yield and composition of milk from dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science*. 80:749-752.
- Kopp, J.C., K.M. Wittenberg et W.P. McCaughey. 2004. Management strategies to improve cow-calf productivity on meadow bromegrass pastures. *Canadian Journal of Animal Science*. 84(3):529-535.
- Koroluk, R. et L. Bourque. 2003. L'entreposage des fumiers au Canada, Statistique Canada, no 21-021-MIF₂₀₀₃₀₀₁ au catalogue, vol. 1, no 1. Disponible en ligne : <http://publications.gc.ca/Collection/Statcan/21-021-M/21-021-MIE₂₀₀₃₀₀₁.pdf> [consulté en mai 2010].
- Laguë, C., É. Gaudet, J. Agnew et T.A. Fonstad. 2005. Greenhouse gas emissions from liquid swine manure storage facilities in Saskatchewan, *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 48:2289-2296.
- Lemke R.L., V. Baron, A. Iwaasa, R. Farrell, J. Schoenau. 2012. Quantifying nitrous oxide emissions resulting from animal manure on pasture, range and paddock by grazing cattle in Canada. Rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada par Agriculture et Agroalimentaire Canada, Saskatoon (Saskatchewan).
- Lemke, R.L., R.C. Izaurrealde, M. Nyborg et E.D. Solberg. 1999. Tillage and N-source influence soil-emitted nitrous oxide in the Alberta Parkland Region. *Canadian Journal of Soil Science*. 79:15-24.
- Liang, B.C. 2014. Estimating ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer application in Canada. Gatineau (Qc) : Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.
- Liang, B.C., G. Padbury et G. Patterson. 2004. Cultivated organic soils in Canada. Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Gatineau, Québec.
- Liebig, M.A., J.A. Morgan, J.D. Reeder, B.H. Ellert, H.T. Gollany et G.E. Schuman. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. *Soil & Tillage Research*. 83:25-52.
- MacDonald, J.D. et B.C. Liang. 2011. Analysis of Canadian Quantification Methodologies of Greenhouse Gas emissions from Livestock: IPCC Tier 2 Quality Control Documentation 2011 submission, rapport interne présenté à Dominique Blain. Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Gatineau (Québec).
- MacMillan, R.A. et W.W. Pettapiece. 2000. Alberta Landforms: Quantitative Morphometric Descriptions and Classification of Typical Alberta Landforms, Semiarid Prairie Agricultural Research Centre, Research Branch, Agriculture and Agri Food Canada, Swift Current, Saskatchewan, Canada, Technical Bulletin No. 2000 2E.
- Marinier, M., K. Clark et C. Wagner-Riddle. 2004. Improving Estimates of Methane Emissions Associated with Animal Waste Management Systems in Canada by Adopting an IPCC Tier 2 Methodology, rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Département des ressources terrestres de l'Université de Guelph, Guelph (Ont.).
- Marinier, M., K. Clark et C. Wagner-Riddle. 2005. Determining manure management practices for major domestic animals in Canada, rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Département des ressources terrestres de l'Université de Guelph, Guelph (Ont.).

- Massé, D.I., F. Croteau, N.K. Patni et L. Masse. 2003. Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C, Canadian Biosystems Engineering/Le génie des biosystèmes au Canada. 45:6.1-6.6.
- Massé, D.I., L. Masse, S. Claveau, C. Benchaar et O. Thomas. 2008. Methane emissions from manure storages, Transactions of the ASABE 51:1775 1781.
- McCaughey, W.P., K. Wittenberg et D. Corrigan. 1997. Methane production by steers on pasture, Canadian Journal of Animal Science. 77:519 524.
- McCaughey, W.P., K. Wittenberg et D. Corrigan. 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows, Canadian Journal of Animal Science. 79:221 226.
- McGinn, S.M., K.A. Beauchemin, T. Coates et D. Colombatto. 2004. Methane emissions from beef cattle: Effects of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast, and fumaric acid, Journal of Animal Science. 82:3346 3356.
- McGinn, S.M., D. Chen, Z. Loh, J. Hill, K.A. Beauchemin et O.T. Denmead. 2008. Methane emissions from feedlot cattle in Australia and Canada, Australian Journal of Experimental Agriculture. 48:183 185.
- McGinn, S.M., Y.H. Chung, K.A. Beauchemin, A.D. Iwaasa et C. Grainger. 2009. Use of corn distillers' dried grains to reduce enteric methane loss from beef cattle, Canadian Journal of Animal Science. 89:409 413.
- Milne, A.E. et al. 2014. Analysis of uncertainties in the estimates of nitrous oxide and methane emissions in the UK's greenhouse gas inventory for agriculture, Atmospheric Environment. 82:94–105.
- Minasny, B., A.B. McBratney et K.L. Bristow. 1999. Comparison of different approaches to the development of pedotransfer functions for water-retention curves. Geoderma. 93:225 253.
- Monni, S., P. Perälä et K. Regina. 2007. Uncertainty in agricultural CH₄ and N₂O emissions from Finland - Possibilities to increase accuracy in emission estimates. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 12:545–571.
- NRC. United States National Research Council. 1981. Nutrient Requirements of Goats. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., États Unis.
- NRC. United States National Research Council. 1985. Nutrient Requirements of Sheep, 6th Revised Edition. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., États Unis.
- NRC. United States National Research Council. 1989. Nutrient Requirements of Horses, 5th Revised Edition. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., États Unis.
- NRC. United States National Research Council. 1998. Nutrient Requirements of Swine, 10th Revised Edition. National Research Council, National Academy Press. Washington D.C., États Unis.
- NRC. United States National Research Council. 2001. Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 7th Revised Edition. National Research Council. National Academy Press. Washington D.C., États Unis.
- Nyborg, M., E.D. Solberg, R.C. Izaurralde, S.S. Malhi et M. Molina-Ayala. 1995. Influence of long-term tillage, straw and N fertilizer on barley yield, plant-N uptake and soil-N balance. Soil & Tillage Research. 36:165 174.
- Odongo, N.E., R. Bagg, G. Vessie, P. Dick, M.M. Or-Rashid, S.E. Hook, J.T. Gray, E. Kebreab, J. France et B.W. McBride. 2007. Long term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. Journal of Dairy Science .90:1781–1788.
- Okine, E.K. et G.W. Mathison. 1991. Effects of feed intake on particle distribution, passage of digesta, and extent of digestion in the gastrointestinal tract of cattle. Journal of Animal Science. 69:3435 3445.
- Ominski, K.H., D.A. Boadi et K.M. Wittenberg. 2006. Enteric methane emissions from backgrounded cattle consuming all-forage diets, Canadian Journal of Animal Science. 86:393 400.
- Park, K.H., A.G. Thompson, M. Marinier, K. Clark et C. Wagner-Riddle. 2006. Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate, Atmospheric Environment. 40:618 627.
- Park, K.H., C. Wagner-Riddle et R.J. Gordon. 2010. Comparing methane fluxes from stored liquid manure using micrometeorological mass balance and floating chamber methods, Agricultural and Forest Meteorology. 150:175 181.
- Pattey, E., M.K. Trzcinski et R.L. Desjardins. 2005. Quantifying the reduction of greenhouse gas emissions as a result of composting dairy and beef cattle manure. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 72:173–187.
- Paul, J.W. et B.J. Zebarth. 1997. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. Canadian Journal of Soil Science. 77:231 240.
- Pennock, D.J. et M.D. Corre. 2001. Development and application of landform segmentation procedures. Soil & Tillage Research. 58:151 162.
- Petit, H.V., R.J. Dewhurst, J.G. Proulx, M. Khalid, W. Haresign et H. Twagiramungu. 2001. Milk production, milk composition, and reproductive function of dairy cows fed different fats. Canadian Journal of Animal Science. 81:263 271.
- Rochette P., M.H. Chantigny, N. Ziadi, D.A. Angers, G. Bélanger, E. Charbonneau, D. Pellerin, B.C. Liang, et N. Bertrand. 2014. Soil nitrous oxide emissions after deposition of dairy cow excreta in eastern Canada. Journal of Environmental Quality. 43:829-841.
- Rochette, P. et H.H. Janzen. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O from legumes. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 73:171 179.

- Rochette, P., D.E. Worth, R.L. Lemke, B.G. McConkey, D.J. Pennock, C. Wagner-Riddle et R.L. Desjardins. 2008. Estimation of N_2O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*. 88:641–654.
- Rotz, C.A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*. 82(Suppl.): E119–E137.
- Rypdal, K. et W. Winiwarter. 2001. Uncertainties in greenhouse gas emission inventories - Evaluation, comparability and implications. *Environmental Science and Policy*. 4:107–116.
- Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2011. Farm survey used to guide estimates of nitrogen intake and ammonia emissions for beef cattle, including early season grazing and phosphorus effects. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167:688–698.
- Sheppard, S. C. et S. Bittman. 2012. Farm practices as they affect NH_3 emissions from beef cattle. Incidence des pratiques agricoles sur les émissions de NH_3 des bovins de boucherie. *Revue canadienne de science animale*. 92: 525–543.
- Sheppard, S.C., S. Bittman, et T.W. Bruulsema. 2010a. Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian ecoregions. Émissions mensuelles d'ammoniac par les engrais dans 12 écorégions du Canada. *Canadian Journal of Soil Science*. 90:113–127.
- Sheppard, S.C., S. Bittman, M.L. Swift, M. Beaulieu et M.I. Sheppard. 2011a. Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: A survey. *Canadian Journal of Animal Science*. 91:459–473.
- Sheppard, S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2010b. Farm practices survey and modelling to estimate monthly NH_3 emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada / Étude et modélisation des pratiques d'élevage en vue d'estimer les émissions mensuelles de NH_3 résultant de la production porcine dans 12 écorégions du Canada. *Revue canadienne de science animale*. 90:145–158.
- Sheppard S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2011b. Modelling monthly NH_3 emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada. *Canadian Journal of Animal Science* 91(4):649–661.
- Sheppard, S.C., S. Bittman et J. Tait. 2009. Monthly NH_3 emissions from poultry in 12 Ecoregions of Canada / Émissions mensuelles de NH_3 par les exploitations avicoles dans 12 écorégions du Canada. *Revue canadienne de science animale*. 89:21–35.
- Small, J.A. et W.P. McCaughey. 1999. Beef cattle management in Manitoba. *Canadian Journal of Animal Science*. 79:539–544.
- Statistique Canada. 1987. Recensement 1986, agriculture Canada, no 96 102 au catalogue.
- Statistique Canada. 1992. Profil agricole du Canada, Recensement de l'agriculture de 1991, no 93 350 au catalogue.
- Statistique Canada. 1997. Profil agricole du Canada, Recensement de l'agriculture de 1996, no 93 356 au catalogue.
- Statistique Canada. 2002. Profil agricole du Canada, Recensement de l'agriculture de 2001, no 95F0301XIF au catalogue.
- Statistique Canada. 2007a. 2006. Recensement de l'agriculture de 2006, no 95 629 au catalogue. Disponible en ligne : <http://www.statcan.gc.ca/ca-ra2006/index-fra.htm> [consulté le 4 décembre 2015].
- Statistique Canada. 2007b. Certaines données chronologiques du Recensement de l'agriculture, no 95 632 au catalogue. Disponible en ligne : <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-632-x/2007000/t/4129745-fra.htm> [consulté le 4 décembre 2015].
- Statistique Canada. 2008. Espèces alternatives de bétail sur les fermes au Canada, années de recensement 1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006, no 23 502 X au catalogue.
- Statistique Canada. 2012a. Tableau 95 640 XWE – Données sur les exploitations et des exploitants agricoles de 2011 (base de données). Disponible à l'adresse : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/catalogue/95-629-X> [consulté le 4 décembre 2015].
- Statistique Canada. Tableau 32 10 0038 01 (anciennement CANSIM 001 0068). Enquête sur les expéditions d'engrais. Disponible en ligne : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/21-022-x/21-022-x2014003-fra.pdf> [consulté le 4 décembre 2015].
- Statistique Canada. Tableau 32 10 0126 010010 (anciennement CANSIM 003 0028) Porcs, moutons et agneaux, production dans les fermes et production de viande. Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210012601&request_locale=fr [consulté le 13 août 2018].
- Statistique Canada. Tableau 32 10 0129 01 (anciennement CANSIM 003 0031) Moutons et agneaux, nombre dans les fermes, annuel (x 1 000), CANSIM Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210012901&request_locale=fr [consulté le 22 octobre 2018].
- Statistique Canada. Tableau 32 10 0130 01 (anciennement CANSIM 003 0032). Nombre de bovins selon la classe et le type d'exploitation agricole, annuel (x 1 000). Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210013001&request_locale=fr [consulté le 22 octobre 2018].
- Statistique Canada. Tableau 32-10-0145-01 (anciennement CANSIM 003-0100). Statistiques de porcs, nombre de porcs dans les fermes à la fin d'une période semestrielle (x 1 000). Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/cv.action?pid=3210014501&request_locale=fr [consulté le 22 octobre 2018].
- Statistique Canada. Tableau 32-10-0290-01 (anciennement CANSIM 003-0004). Nombre de porcs dans les fermes à la fin du trimestre (x 1 000), Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210029001&request_locale=fr [consulté le 9 septembre 2017].

Statistique Canada. Tableau 32-10-0359-01 (anciennement CANSIM 001-0017). Estimation de la superficie, du rendement, de la production, du prix moyen à la ferme et de la valeur totale à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques et impériales. Disponible en ligne : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210035901&request_locale=fr [consulté le 5 novembre 2018].

Valacta Dairy Services/CanWest DHI. 2016. Stats from milk recording data. Vision 2000 (base de données).

VanderZaag, A.C., R.J. Gordon, R.C. Jamieson, D.L. Burton et G.W. Stratton. 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation, *Transactions of the ASABE*. 52:599 608.

VanderZaag, A.C., R.J. Gordon, R.C. Jamieson, D.L. Burton et G.W. Stratton. 2010. Effects of winter storage conditions and subsequent agitation on gaseous emissions from liquid dairy manure, *Canadian Journal of Soil Science*. 90:229 239.

Vanderzaag A.C., J.D. MacDonald, L. Evans, X.P.C. Vergé et R.L. Desjardins. 2013. Towards an inventory of methane emissions from manure management that is responsive to changes on Canadian farms. *Environmental Research Letters* 8(3).

Van Haarlem, R.P., R.L. Desjardins, Z. Gao, T.K. Flesch et X. Li. 2008. Methane and ammonia emissions from a beef feedlot in western Canada for a twelve-day period in the fall, *Canadian Journal of Animal Science*. 88:641 649.

Wagner-Riddle, C., A. Furon, N.L. McLaughlin, I. Lee, J. Barbeau, S. Jayasundara, G. Parkin, P. von Bertoldi et J. Warland. 2007. Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn soybean wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology*. 13:1722 1736.

Wagner-Riddle, C., K.H. Park et G.W. Thurtell. 2006. A micrometeorological mass balance approach for greenhouse gas flux measurements from stored animal manure, *Agricultural and Forest Meteorology*. 136:175-187.

Wagner-Riddle, C. et G.W. Thurtell. 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 52:151 163.

Western Canadian Dairy Herd Improvement Services. 2002. 2002 Herd Improvement Report. Edmonton (Alberta), Canada. 16 p.

Weston, R.H. 2002. Constraints on feed intake by grazing sheep. Dans : M. Freer et H. Dove (éd.) *Sheep Nutrition*. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia.

Xu, S., X. Hao, K. Stanford, T. McAllister, F.J. Larney et J. Wang. 2007. Greenhouse gas emissions during co-composting of cattle mortalities with manure, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 78:177 187.

Yang, J.Y., R. De Jong, C.F. Drury, E. Huffman, V. Kirkwood et X.M. Yang. 2007. Development of a Canadian agricultural nitrogen model (CANB v2.0): simulation of the nitrogen indicators and integrated modeling for policy scenarios. *Canadian Journal of Soil Science*. 87:153 165.

Yang J.Y., E.C. Huffman, C.F. Drury, X.M. Yang et R. De Jong. 2011. Estimating the impact of manure nitrogen losses on total nitrogen application on agricultural land in Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 91(1):107–122

Zebarth, B.J., B. Hii, H. Liebscher, K. Chipperfield, J.W. Paul, G. Grove et S.Y. Szeto. 1998. Agricultural land use practices and nitrate contamination in the Abbotsford aquifer, British Columbia, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 69:99 112.

Annexe 3.5, Méthodologie relative à l'affectation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie

Bailey, A.W., et B.C. Liang. 2013. Burning of managed grasslands in Alberta, Saskatchewan and British Columbia. Western Rangeland Consultants Inc., Edmonton (AB); Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada, Gatineau (QC).

Baron, V.S., E. Mapfumo, A.C. Dick, M.A. Naeth, E.K. Okine et D.S. Chanasyk. 2002. Grazing intensity impacts on pasture carbon and nitrogen flow. *Journal of Range Management* 55(6):535–541.

Bartelink, H.H. 1998. A model of dry matter partitioning in trees. *Tree Physiology* 18(2):91–101.

Biederbeck, V.O., C.A. Campbell et R.P. Zentner. 1984. Effect of crop rotation and fertilization on some biological properties of a loam in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 64:355–367.

Biondini M. E., et L. Manske 1996. Grazing frequency and ecosystem processes in a northern mixed prairie, USA. *Ecological Applications* 6(1):239–256.

Blain, D., E. Seed, M. Lindsay, S. Haynes et M. McGovern. 2015. Forest Land and Other Land Conversion to Wetlands (Reservoirs) Estimation and Reporting of CO₂ Emissions, rapport non publié, Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.

Bolinder, M.A. 2004. Contribution aux connaissances de la dynamique du C dans les systèmes sol plante de l'Est du Canada, thèse de doctorat, Université Laval, Sainte-Foy (QC).

Boudewyn P., M. Gillis, S. Magnussen et X. Song. 2007. Model-based, volume-to-biomass conversion for forested and vegetated land in Canada. *Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Rapport d'information – BC X 411*.

- Bremer E., H.H. Janzen et A.M. Johnston. 1994. Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter to management practices in a Lethbridge soil. *Canadian Journal of Soil Science* 74:131–138.
- Bruce J.P., M. Frome, E. Haites, H. Janzen, R. Lal et K. Paustian. 1999. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil Water Conservation* 54:382–389.
- Butson C., et R. Fraser. 2005. Mapping land cover change and terrestrial dynamics over northern Canada using multi-temporal Landsat imagery, dans : *Proceedings of the Third International Workshop on the Analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images : MultiTemp 2005*, 16–18 mai 2005. Biloxi (MS): Institute of Electrical and Electronics Engineers.
- Campbell CA, Janzen HH, Paustian K, Gregorich EG, Sherrod L, Liang BC, Zentner RP. 2005. Carbon storage in soils of the North American Great Plains: Effect of cropping frequency. *Agronomy Journal* 97:349–363.
- Campbell, C.A., B.G. McConkey, R.P. Zentner, F. Selles et D. Curtin. 1996a. Long term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan, *Canadian Journal of Soil Science*, 76:395–401.
- Campbell, C.A., B.G. McConkey, R.P. Zentner, F. Selles et D. Curtin. 1996b. Tillage and crop rotation effects on soil organic matter in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan, *Soil & Tillage Research*, 37:3–14.
- Campbell, C.A., B.G. McConkey, R.P. Zentner, R.P. Dyck, F. Selles et D. Curtin. 1995. Carbon sequestration in a Brown Chernozem as affected by tillage and rotation, *Canadian Journal of Soil Science*, 75:449–458.
- Campbell, C.A., F. Selles, G.P. LaFond, B.G. McConkey et D. Hahn. 1998. Effect of crop management on C and N in long-term crop rotations after adopting no-tillage management: Comparison of soil sampling strategies, *Canadian Journal of Soil Science*, 78:155–162.
- Campbell, C.A., R.P. Zentner, B.C. Liang, G. Roloff, E.G. Gregorich et B. Blomert. 2000. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan—Effect of crop rotations and fertilizers, *Canadian Journal of Soil Science*, 80:179–192.
- Carter, M.R., H.T. Kunelius, J.B. Sanderson, J. Kimpinski, H.W. Platt et M.A. Bolinder. 2003. Trends in productivity parameters and soil health under long-term two-year potato rotations, *Soil & Tillage Research* (numéro spécial), 72:153–168.
- Cerkowniak, D. 2014. National Inventory Report – 2015: Results, methodological changes and updates to LULUCF reporting for agriculture, rapport présenté à la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada, par la Direction générale de la recherche d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, Saskatoon (Saskatchewan).
- Chen, W., D. Blain, J. Li, R. Fraser, Y. Zhang, S. Leblanc, K. Keohler, C. Butson, I. Olthof, J. Oraziotti, G. Girouard, J. Wang, G. Pavlic, M. McGovern et E.D. Seed. 2005. Estimation of Greenhouse Gas Removals/Emissions due to Land Use Changes over Canada's North during 1985–1990 and 1990–2000, rapport sommaire, présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.
- Chen W., D. Blain, J. Li, R. Fraser, Y. Zhang, S. Leblanc, K. Keohler, I. Olthof, J. Wang et M. McGovern. 2009. Estimating carbon release caused by land use changes over Canada's north during 1985–1990 and 1990–2000 using satellite Earth observation. *Journal of Geophysical Research*, 114:G01017.
- Cleary, J., 2003. Greenhouse gas emissions from peat extraction in Canada: A Life Cycle Perspective, mémoire de maîtrise, Université McGill, Montreal (Québec), Canada, rapport C₂GCR no 2003 1.
- Cleary, J., N. Roulet et T. Moore. 2005. Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990–2000: A life-cycle analysis. *Ambio* 34:456–461.
- Cofer, W., E.L. Winstead, B. J. Stocks, J. G. Goldammer et D. R. Cahoon, 1998. Crown fire emissions of CO₂, CO, H₂, CO₄, and TNMHC from a dense jack pine boreal forest fire. *Geophysical Research. Letters* 25:3919–3922.
- Duchemin, É. 2002. Canadian Reservoir Database / Répertoire des réservoirs canadiens (fichier informatique), Environnement Canada et DREXenvironment (distributeur).
- Duchemin, É. 2006. Émissions de gaz provoquant l'effet de serre à partir des terres inondées au Canada, rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.
- Dyk A., D. Leckie, S. Tinis et S. Ortlepp. 2015. Canada's National Deforestation Monitoring System: System Description, rapport BC-X-439, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, 30 p.
- Eichel, F. 2006. Review of Environment Canada Reservoir Flooding Dates on Hydro Reservoirs 2007 Sub Nov24.xls. Service canadien des forêts. 6 p. Rapport interne.
- Ellert, B., et J.R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75:529–538.
- FAO. Organisation pour l'agriculture et l'alimentation. 2010. Forest Product Conversion Factors for the UNECE Region. Geneva Timber and Forest Document de travail 49. Organisation pour l'agriculture et l'alimentation des Nations Unies.
- Fraser, R., I. Olthof, G. Girouard, G. Pavlic, A. Clouston, D. Pouliot et W. Chen. 2005. Remote Sensing Based Estimate of Land Use Change Area in Canada's Arctic/Sub-Arctic, rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.
- Garcia Bravo, T. 2015. Picea mariana (Mill.) B.S.P plantation on cutover peatland in Alberta (Canada): Evaluating the effect of fertilization and resulting carbon stocks. Thèse de maîtrise, Université de Calgary. Calgary (Alberta), 103 pages.

- Glatzel, S., K. Kalbitz, M. Dalva et T. Moore. 2003. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma* 113:397–411. González E, Rochefort L. 2014. Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* 68:279–290.
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2003. Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_languages.html.
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 4 - Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm>.
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2010. Revisiting the use of managed land as a proxy for estimating national anthropogenic emissions and removals. Eggleston HS, N. Srivastava, K. Tanabe, J. Baasansuren, éditeurs. IGES, Japon, Rapport de réunion des experts du GIEC.
- GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2014. Supplément 2013 aux Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre : terres humides. Hiraishi T, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda et TG. Troxler, éditeurs. GIEC, Suisse, disponible en ligne à : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/>.
- González E, Rochefort L. 2014. Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* 68:279–290.
- Gorham, E. 1991. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications* 1:182–195.
- Gould, W.A., M. Raynolds et D.A. Walker. 2003. Vegetation, plant biomass, and net primary productivity patterns in the Canadian Arctic. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108(D2). DOI : 10.1029/2001JD000948
- Hayne, S., C. Jenkins et M. Garneau. 2014. Off-Site GHG Emissions from Canadian Peat Products. Rapport non publié. Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada.
- Hayne, S., M. Verbicki. 2011. Aboveground biomass density of Canadian peatlands. Rapport non publié. Division des inventaires et des rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada.
- Hermosilla, T., M. Wulder, J. White, N. Coops, G. Hobart, et L. Campbell. 2016. Mass data processing of time series Landsat imagery: pixels to data products for forest monitoring, *International Journal of Digital Earth*. DOI : 10.1080/17538947.2016.1187673
- Hudson, J.M. et G. H. Henry. 2009. Increased plant biomass in a High Arctic heath community from 1981 to 2008. *Ecology* 90(10):2657–2663.
- Huffman, T., D. Leckie, M. McGovern, M. Olesen, M. Green, D.A. Hill, T. Rounce, J. Churchill et J. Liu. 2015. Integration of multiple spatial datasets in the development of a temporal series of high-accuracy, high-resolution land use maps. *Compte rendu du 35e symposium EARSeL*, Stockholm, Suède, 15 au 19 juin 2015.
- Huffman, T., J. Liu, M. McGovern, B. McConkey et T. Martin. 2015. Carbon stock and change from woody biomass on Canada's cropland between 1990 and 2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 205:102–111. DOI : <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.009>.
- Janzen, H. H., C. A. Campbell, E. G. Gregorich et B. H. Ellert. 1997. Soil carbon dynamics in Canadian agroecosystems, dans : R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett et B.A. Stewart (dir.) *Soil Processes and Carbon Cycles*, CRC Press, Boca Raton, Floride, États Unis, p. 57–80.
- Janzen, H. H., C.A. Campbell, R.C. Izaurralde, B.H. Ellert, N. Juma, W.B. McGill et R.P. Zentner. 1998. Management effects on soil C storage in the Canadian prairies, *Soil & Tillage Research*, 47: 181–195.
- Johnson, R.D., et E.S. Kasischke. 1998. Change vector analysis: a technique for the multispectral monitoring of land cover and condition, *International Journal of Remote Sensing*, 19:411–426.
- Kasischke, E.S., et L.P. Bruhwiler. 2003. Emissions of carbon dioxide, carbon monoxide, and methane from boreal forest fires in 1998. *J. Geophys. Res. Atmos.* 108 (D1):8146.
- Kurz, W.A., M.J. Apps, T.M. Webb et P.J. McNamee. 1992. The Carbon Budget of the Canadian Forest Sector: Phase 1, Centre de foresterie du Nord, Forêts Canada, Edmonton (Alberta), Canada, rapport d'information NOR X 326.
- Kurz W.A., C.C. Dymond, G. Stinson, G.J. Rampley, E.T. Neilson, A. L. Carroll, T. Ebata et L. Safranyik. 2008a. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452:987–990.
- Kurz, W.A., C.C. Dymond, T.M. White, G. Stinson, C.H. Shaw, G.J. Rampley, C. Smyth, B.N. Simpson, E.T. Neilson, J.A. Trofymow et al.. 2009. CBM CFS₃ : A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*. 220:480–504.
- Kurz, W.A., S. Hayne, M. Fellows, J.D. MacDonald, J.M. Metsaranta, M. Hafer et D. Blain. 2018. Quantifying the impacts of human activities on reported greenhouse gas emissions and removals in Canada's managed forest: conceptual framework and implementation. *Canadian Journal of Forest Research*. Available online at: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/full/10.1139/cjfr-2018-0176>
- Kurz, W.A., C.H. Shaw, C. Boisvenue, G. Stinson, J. Metsaranta, D. Leckie, A. Dyk, C. Smyth et E.T. Neilson. 2013. Carbon in Canada's boreal forest – A synthesis. *Environmental Reviews* 21:260–292.

- Kurz, W.A., G. Stinson, G.J. Rampley, C.C. Dymond et E.T. Neilson. 2008b Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:1551–1555.
- Leckie, D. 2006a. Deforestation Monitoring Pilot Project Reports v1.0. Rapport DRS Q 004. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 199 p.
- Leckie, D. 2006b. NIR 2006b Records of Decision for Canada's National Deforestation Estimate 2006. Rapport DRS-N-011. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 56 p.
- Leckie, D. 2011. Deforestation Area Estimation Uncertainty for Canada's National Inventory Report Greenhouse Gas Sources and Sinks 2011. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. Rapport DRS-N-030. 12 p.
- Leckie, D., A. Dyk, S. Ortlepp et S. Tinis. 2010b. Records of Decision for Canada's National Deforestation Estimate. Rapport DRS N 029, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 20 p.
- Leckie, D., A. Dyk, D. Paradine, D. Tammadge et S. Tinis. 2010a. Deforestation Interpretation Guide (Version RIN 2011). Rapport DRS M 016. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 85 p.
- Leckie, D., D. Paradine, W.D. Burt, Hartman et S. Tinis. 2006. NIR 2006 Deforestation Area Estimation for Canada: Methods Summary. Rapport DRS Q 001. Rapport interne, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Victoria (Colombie-Britannique), Canada. 13 p.
- Leckie, D., D. Paradine, W. Kurz et S. Magnussen. 2015. Deforestation mapping sampling designs for Canadian landscapes. *Canadian Journal of Forestry Research* 45:1564–1576.
- Leckie, D.G., M.D. Gillis et M.A. Wulder. 2002. Deforestation estimation for Canada under the Kyoto Protocol: A design study. *Journal canadien de télédétection*, 28(5):672–678.
- Li, Z., W.A. Kurz, M.J. Apps et S.J. Beukema. 2003. Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP, *Canadian Journal of Forest Research*, 33:126–136.
- Liang, B.C., C.A. Campbell, B.G. McConkey, B. Padbury et P. Collas. 2005. An empirical model for estimating carbon sequestration on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Soil Science* 85:549–556.
- Liang, B.C., E.G. Gregorich et A.F. MacKenzie. 1996. Modelling the effects of inorganic and organic amendments on organic matter in a Quebec soil, *Soil Science*, 161:109–114.
- Liang, B.C., G. Padbury et G. Patterson. 2004. Cultivated organic soils in Canada. Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Gatineau (Québec).
- Liebig, M.A., J.A. Morgan, J.D. Reeder, B.H. Ellert, H.T. Gollany et G.E. Schuman. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada, *Soil & Tillage Research*, 83(1):25–52.
- Litton, C.M., M.G. Ryan, D.B. Tinker et D.H. Knight. 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density, *Canadian Journal of Forest Research*, 33(2):351–363.
- Magnuson, J.L., D.M. Robertson, B.J. Benson, R.H. Wynne, D.M. Livingstone, T. Arai, T.A. Assel, R.G. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N.G. Granin, T.D. Prowse, K.M. Stewart et V.S. Vuglinski. 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the northern hemisphere, *Science*, 289:1743–1746.
- Mailvaganam, S. 2002. 2001 Ontario Grape Vine Survey, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario. Disponible sur demande auprès de : stats.omafr@ontario.ca.
- Marshall, I.B., P.H. Schut et M. Ballard. 1999. Cadre écologique national pour le Canada : Données d'attribut, préparé par Environnement Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada. Disponible en ligne : <http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/ecostrat/1999report/index.html>.
- McConkey, B., D. Angers, M. Benthall, M. Boehm, T. Brierley, D. Cerkowski, B.C. Liang, P. Collas, H. de Gooijer, R. Desjardins, S. Gameda, B. Grant, T. Huffman, J. Hutchinson, L. Hill, P. Krug, T. Martin, G. Patterson, P. Rochette, W. Smith, B. VandenBygaert, X. Vergé et D. Worth. 2007a. CanAG-MARS Methodology and Greenhouse Gas Estimates for Agricultural Land in the LULUCF Sector for NIR 2006. Rapport présenté à la Division des gaz à effet de serre d'Environnement Canada par la Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- McConkey, B.G., B.C. Liang, C.A. Campbell, D. Curtin, A. Moulin, S.A. Brandt et G.P. Lafond. 2003. Crop rotation and tillage impact on carbon sequestration in Canadian prairie soils. *Soil & Tillage Research* 74:81–90.
- McConkey, B.G., B. VandenByGaart, J. Hutchinson, T. Huffman et T. Martin. 2007b. Martin 2007b. Uncertainty Analysis for Carbon Change—Cropland Remaining Cropland. Rapport présenté à Environnement Canada par la Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- McCrae, T., C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. 2000. L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), Canada, Publication 2022/F.
- McGovern, M. 2014. GHG Spatial Reporting Structure for Canada's Land Use, Land-Use Change and Forestry Sector – Reporting Zones and Reconciliation Units, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada.
- McGovern, M., et J. Pasher. 2016. Canadian urban tree canopy cover and carbon sequestration status and change 1990-2012. *Urban Forestry & Urban Greening* 20:227–232.
- McGovern, M., J. Pasher et E. Laurin. 2016. NORDIS: Digitization of Human Disturbance Activity in Canada's North for 1990, 2000 and 2010. Rapport de la Direction des sciences de la faune et du paysage. Ottawa (Ontario). Environnement et Changement climatique Canada.

- McKenney, D. W., M. F. Hutchinson, J. L. Kesteven et L. A. Vernier. 2001. Canada's plant hardiness zones revisited using modern climate interpolation techniques. *Canadian Journal of Plant Science* 81:129–143.
- McNeil P., Waddington J.M. 2003. Moisture controls on Sphagnum growth and CO₂ exchange on a cutover bog. *Journal of Applied Ecology*, 40(2): 354–367.
- Metsaranta, J., S. Morken et M. Hafer. 2014. Uncertainty Estimates: National Forest GHG Inventory Reporting for the 2014 National Inventory Report. Manuscrit non publié.
- Metsaranta, J., S. Morken et M. Hafer. 2016. Uncertainty Estimates: National Forest GHG Inventory Reporting for the 2016 National Inventory Report. Manuscrit non publié.
- Metsaranta, J.M., C.H. Shaw, W.A. Kurz, C. Boisvenue et S. Morken. 2017. Uncertainty of inventory-based estimates of the carbon dynamics of Canada's managed forest (1990–2014). *Revue canadienne de recherche forestière* 47(8):1082–1094.
- Monreal, C. M., R. P. Zentner et J. A. Robertson. 1997. An analysis of soil organic matter dynamics in relation to management, erosion and yield of wheat in long-term crop rotation plots, *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 553–563.
- Nendel, C., et K. C. Kersebaum. 2004. A simple model approach to simulate nitrogen dynamics in vineyard soils, *Ecological Modelling*, 177: 1–5.
- Nowak, D.J., E.J. Greenfield, R.E. Hoehn et E. Lapoint. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178:229–236.
- Olthof, I., C. Butson et R. Fraser. 2005. Signature extension through space for northern landcover classification: a comparison of radiometric correction methods, *Remote Sensing of Environment*, 95: 290–302.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole et D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands, *Soil Science Society of America Journal*, 51: 1173–1179.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole et D. S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51:1173–1179.
- Parton, W.J., J.W.B. Stewart et C.V. Cole. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model, *Biogeochemistry*, 5: 109–131.
- Pasher, J., M. McGovern, M. Khoury, J. Duffe. 2014. Assessing carbon storage and sequestration by Canada's urban forest using high resolution earth observation data. *Urban Forestry and Urban Greening* 13 3, 484–494.
- Paul, K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama et P.K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation, *Forest Ecology and Management*, 168(1–3):241–257.
- Pennock, D.J., et A.H. Frick. 2001. The role of field studies in landscape-scale applications of process models: an example of soil redistribution and soil organic carbon modeling using CENTURY, *Soil & Tillage Research*, 58(3/4):183–191.
- Petrone, R. M., J.M. Waddington et J.S. Price. 2001. Ecosystem scale evapotranspiration and net CO₂ exchange from a restored peatland. *Hydrological Processes* 15:2839–2845.
- Petrone, R.M., J.M. Waddington et J.S. Price. 2003. Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland. *Wetlands Ecology and Management* 11:419–432.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty et C. Lavoie. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83:539–557.
- Power, K., et M. D. Gillis. 2006. Inventaire forestier national du Canada, 2001. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (Colombie-Britannique), rapport d'information BC-X-408E. 100 p. Disponible en ligne à http://scf.nrcan.gc.ca/publications?id=26795&lang=fr_CA.
- RNCAN. Ressources naturelles Canada. 1974. Lacs-Glace de mer [carte], 1:35,000,000, dans : Atlas national du Canada, 4e édition. Disponible en ligne : <http://geogratis.gc.ca/api/fr/nrcan-rncan/ess-sst/5c2581ff-1c35-5310-b31a-7960ca892d0b.html>.
- RNCAN. Ressources naturelles Canada. 2016. Calcul préliminaire de la production minérale du Canada, par province, 2014. Disponible en ligne : <http://sead.nrcan.gc.ca/prod-prod/ann-ann-fra.aspx?FileT=2016&Lang=fr>.
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson et T. Malterer. 2003. North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11:3–20.
- Saarnio, S., M. Morero, N. Shurpali, E. Tuittila, M. Makila et J. Alm. 2007. Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environmental Research* 12(2):101–113.
- Schuman, G. E., H. H. Janzen et J. E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands, *Environmental Pollution*, 116: 391–396.
- Skog, K. E. 2008. Sequestration of carbon in harvested wood products for the United States. *Forest Products Journal* 58:56–72.
- Shaver, G.R. et F.S. Chapin. 1991. Production: Biomass Relationships and Element Cycling in Contrasting Arctic Vegetation Types. *Ecological Monographs* 61(1):1–31. DOI : 10.2307/1942997
- Smith, W.N., R.L. Desjardins et B. Grant. 2001. Estimated changes in soil carbon associated with agricultural practices in Canada, *Canadian Journal of Soil Science*, 81: 221–227.
- Smith, W. N., R. L. Desjardins et E. Pattey. 2000. The net flux of carbon from agricultural soils in Canada 1970–2010. *Global Change Biology* 6(5):558–568.
- Smith, W. N., P. Rochette, C. Monreal, R.L. Desjardins, E. Pattey et A. Jaques. 1997. The rate of carbon change in agricultural soils in Canada at the landscape level, *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 219–229.

- Smoliak, S. 1965. Effects of manure, straw and inorganic fertilizers on Northern Great Plains ranges, *Journal of Range Management*, 18: 11–14.
- Statistique Canada, 1992. Fichier numérique des limites de 1991, guide de l'utilisateur et fichiers numériques, Statistique Canada.
- Statistique Canada. Présentation d'un nouveau concept et d'une nouvelle méthodologie de délimitation des zones habitées : un projet de recherche sur les zones habitées au Canada. Document technique. 2010. [consulté le 4 novembre 2016] Disponible en ligne : <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-001-m/16-001-m2010011-fra.htm>
- Statistique Canada. Profil du recensement 2011. 2011. Disponible en ligne : <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F&MM>.
- Stinson, G., G. Zhang, G. Rampley, C. Dymond, T. White et W.A. Kurz. 2006a. Forest Inventory Rollback Tool for CBM-CFS₃, rapport interne, Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), Canada.
- Stinson, G., T. White, W.A. Kurz et C. Dymond. 2006b. Delineating Canada's Managed Forest for NIR 2007, rapport interne, Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), Canada.
- Stinson, G., W.A. Kurz, C.E. Smyth, E.T. Neilson, C.C. Dymond, J.M. Metsaranta, C. Boisvenue, G.J. Rampley, Q. Li, T.M. White et D. Blain. 2011. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology* 17(6):2227–2244.
- Strack M, Zuback Y. 2013. Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences* 10:2885–2896.
- Strack, M., A. Keith, B. Xu. 2014. Growing season carbon dioxide and methane exchange at a restored peatland on the Western Boreal Plain. *Ecological Engineering* 64:231–239.
- Tarnocai, C. 1997. The amount of organic carbon in various soil orders and ecological provinces in Canada, dans : R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett et B.A. Stewart (dir.) *Soil Processes and the Carbon Cycle*, CRC Press, Boca Raton, Floride, États Unis, p. 81–92.
- TNS. TNS Canada. 2012. Residential Fuelwood Combustion in Canada. Présenté à Ressources naturelles Canada. Rapport 1381/BT. Toronto (ON): TNS Canada.
- TNS. TNS Canadian Facts. 2006. Residential Fuelwood Combustion in Canada. Présenté à Environnement Canada. Rapport C₁₀₇₇/BT. Toronto (ON): TNS Global.
- U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. 2013. Inventories of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2010. EPA Report 430-R-12-001.
- VandenBygaart, A.J., B.G. McConkey, D.A. Angers, W. Smith, H. De Gooijer, M. Benthams et T. Martin. 2008. Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory, *Canadian Journal of Soil Science*, 88: 671–680.
- VandenBygaart, A.J., E.G. Gregorich et D.A. Angers. 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies, *Canadian Journal of Soil Science*, 83: 363–380.
- Voroney, R.P. et D.A. Angers. 1995. Analysis of the short-term effects of management on soil organic matter using the CENTURY model, dans : R. Lal, J. Kimble, E. Levine et B.A. Stewart (dir.) *Soil Management and the Greenhouse Effect*, Springer Verlag, New York, N.Y., États Unis, p. 113–120.
- Waddington, J. M., et S. M. Day. 2007. Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research* 112:1–11.
- Waddington, J. M., et P. McNeil. 2002. Peat oxidation in an abandoned cutover peatland, *Canadian Journal of Soil Science*, 82: 279–286.
- Waddington, J. M., J. S. Price. 2000. Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Physical Geography* 21(5):433–451.
- Waddington, J. M., M. Strack et M. J. Greenwood. 2010. Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research* 115:1–13.
- Waddington, J. M., K. Toth et R. Bourbonniere. 2008. Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland. *Hydrological Processes* 22:2215–2224.
- Waddington, J. M, K. D. Warner. 2001. Atmospheric CO₂ sequestration in restored mined peatlands. *Ecoscience* 8(3):359–368.
- Waddington, J. M., K. D. Warner et G. W. Kennedy. 2002. Cutover peatlands: A persistent source of atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical Cycles* 16:1–7.
- White, T., et W.A. Kurz. 2005. Afforestation on private land in Canada from 1990 to 2002 estimated from historical records, *The Forestry Chronicle*, 81(4): 491–497.
- White, T., N. Luckai, G. R. Larocque, W. A. Kurz et C. Smyth. 2008. A practical approach for assessing the sensitivity of the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS₃). *Ecological Modelling*. 219(3–4):373–382.
- Wulder, M.A., J.C. White, M.M. Cranny, R.J. Hall, J.E. Luther, A. Beaudoin, D.G. Goodenough et J.A. Dechka. 2008. Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project. *Journal canadien de télédétection* 34(6):549–562.
- Xiao, C.W., et R. Ceulemans. 2004. Allometric relationships for below- and aboveground biomass of young Scots pines, *Forest Ecology and Management*, 203(1–3): 177–186.

Annexe 3.6, Méthodologie pour le secteur des déchets

AECOM Canada. 2011. Improved Methodology for the Estimation of Greenhouse Gases from Canadian Municipal Wastewater Treatment Facilities.

AECOM Canada. 2012. Evaluation of Canada's Estimation Methodology of Nitrous Oxide Emissions from Human Sewage Final Report.

American Public Works Association. 1964. Characteristics of municipal reference. Dans : Proceedings of the National Conference on Solid Waste Research.

Anonyme. 1967a. World survey finds less organic matter. *Refuse Removal Journal* 10: 26.

Climate Action Reserve. 2009. Table B.6, Organic Waste Digestion Project Protocol [consulté le 12 oct. 2010], p. 66. Disponible en ligne : http://www.climateactionreserve.org/how/protocols/organic-waste-digestion/dev/#version_1.0.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Review of Dioxins and Furans from Incineration in Support of a Canada-wide Standard Review. Rapport préparé pour The Dioxins and Furans Incineration Review Group par l'intermédiaire d'un contrat associé au projet CCME 390-2007. Préparé par A.J. Chandler & Associates Ltd.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Standards pancanadiens relatifs au mercure. Rapport sur la conformité et évaluation – Mercure dans les résidus d'amalgames dentaires. Rapport d'étape – Émissions de mercure et lampes contenant du mercure.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2010. Standards pancanadiens relatifs au mercure (incinération et fusion de métaux communs). Rapport d'étape de 2010.

Climate Action Reserve. 2009. Table B.6 Organic Waste Digestion Project Protocol. [Consulté le 12 octobre 2010]. p. 66. Disponible en ligne : http://www.climateactionreserve.org/how/protocols/organic-waste-digestion/dev/#version_1.0.

CRA. Conestoga-Rovers & Associates. 2011. Estimation of Greenhouse gas (GHG) Emissions from Canadian Unmanaged Municipal Solid Waste (MSW) Landfills and MSW Incinerators and Validation of MSW Landfill Model Methane Generation Rate Constant. Préparé par Conestoga-Rovers & Associates.

CRC Press. 1973. National Waste Composition (1967), Table 1.1 9: Summary of International Refuse Composition of the Handbook of Environmental Control, Volume II : Solid Waste; Table 1.1 10: Composition of Household Garbage and Table 1.1 28: Composition and Analysis of Average Municipal Refuse. Bond R, Straub CP, dir. pub. Cleveland (OH): CRC Press.

ECCC. Environnement et Changement climatique Canada. 2016a. Étude nationale de la composition des déchets solides 2014-2015. Étude commandée par Environnement Canada et menée par Les Consultants S.M. inc.

ECCC. Environnement et Changement climatique Canada. 2016b. An Inventory of the 2014 Industrial Wastewater Survey in Canada – 2014 and 2015. Rapport interne, non publié, préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).

ECCC. Environnement et Changement climatique Canada. 2017. Données historiques sur les précipitations. Disponibles en ligne à l'adresse : http://climate.weather.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html. [Données consultées le 26 septembre 2017].

Environnement Canada. 1994a. Options for Managing Emissions from Solid Waste Landfills. Préparé par Hickling pour Environnement Canada en collaboration avec Emcon Associates.

Environnement Canada. 1995a. Estimation des effets de diverses stratégies de gestion des déchets urbains sur les émissions de gaz à effet de serre : rapport sommaire. Rapport SPE 2/AP/1.

Environnement Canada. 1995b. Le Programme d'analyse, d'échantillonnage, d'essais et d'évaluation des déchets (programme WASTE) : effet des caractéristiques du flux de déchets sur l'incinération des déchets solides urbains : devenir et comportement des métaux traces, vol. I. Rapport SPE 3/HA/10.

Environnement Canada. 1996. Perspectives sur la gestion des déchets solides au Canada, vol. 1. Évaluation des aspects physiques, économiques et énergétiques de la gestion des déchets solides au Canada. Préparé par Resource Integration Systems Ltd pour la Division des déchets dangereux d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 1997. Sondage téléphonique mené par Environnement Canada.

Environnement Canada. 1999. Municipal Solid Waste Incineration in Canada: An Update on Operations 1997–1998. Préparé par Compass Environmental Inc. pour Environnement Canada et le Groupe interministériel de recherche et d'exploitation énergétique.

Environnement Canada. 2003a. Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada, Bureau national de la prévention de la pollution, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2003b. Municipal Solid Waste Incineration in Canada : An Update on Operations 1999–2001. Préparé pour Environnement Canada par A.J. Chandler & Associates Ltd. en collaboration avec Compass Environmental Inc.

Environnement Canada. 2007. An Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada 2005. Rapport non publié préparé par la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada avec le soutien de l'Université du Manitoba.

Environnement Canada. 2009. An Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada 2006 and 2007. Rapport non publié préparé par la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2018. Waste Incineration in Canada 1990 2009 – A summary of findings from surveys conducted in 2006 and 2018. Rapport interne, non publié, préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 2011. An Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada 2008 and 2009. Rapport non publié, préparé par la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2013a. Canadian Waste Export Data to the United States. Rapport interne, non publié, préparé par Environnement Canada. Ottawa (Ontario). Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2013b. An Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada 2010 and 2011. Division des gaz à effet de serre d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 2014a. A Review of Canadian Non-Hazardous Waste Export Quantities to the United States. Rapport interne, non publié, préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario)

Environnement Canada. 2014b. An Inventory of Landfill Gas Recovery and Utilization in Canada 2012 and 2013. Division des gaz à effet de serre d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 2014d. An Inventory of the 2012 Industrial Wastewater Survey in Canada – 2010 et 2011. Rapport interne, non publié, préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 2014e. An Inventory of the 2014 Industrial Wastewater Survey in Canada – 2012 et 2013. Rapport interne, non publié, préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).

GHD. 2017. Étude sur le captage et l'utilisation des gaz provenant des sites d'enfouissement de déchets municipaux solides au Canada, 2017. Rapport non publié préparé pour Environnement et Changement climatique Canada.

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2000. Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux. Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/french/gpgaum_fr.html.

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2002. Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Programme du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpg-bgp.html>.

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Programme du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>.

GIEC/OCDE/AIE. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat / Organisation de coopération et de développement économiques / Agence internationale de l'énergie.

1997. Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre – Version révisée, 1996. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/french.htm>.

Golder Associates Ltd. 2008. Inventory of Greenhouse Gas Generation from Landfills in British Columbia. Préparé pour le ministère de l'Environnement – Community Waste Reduction Section. Victoria (Colombie-Britannique).

Levelton, B.H. 1991. Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada. Rapport non publié, préparé pour Environnement Canada par Levelton & Associates.

Maurice, C., et A. Lagerkvist. 2003. LFG emission measurements in cold climatic conditions: seasonal variations and methane emissions mitigation. Cold Regions Science and Technology, 36:37–46.

McCarthy J.E. 1993. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 1995. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 1995 Update. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 1996. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 1996 Update. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 1997. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 1997 Update. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 1998. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 1998. Update. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 2000. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 2000 Update. Resources, Science, and Industry Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 2001. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 2001 Update. Resources, Science, and Industry Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 2004. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 2004 Update. Resources, Science, and Industry Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. 2007. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 2007 Update. Resources, Science, and Industry Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E. et A. L. Hardenbergh. 2002. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste: 2002 Update. Resources, Science, and Industry Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

McCarthy J.E., M. Reisch et G. Davis. 1990. Interstate Shipment of Municipal Solid Waste. Environment and Natural Resources Policy Division, CRS Reports for Congress, Library of Congress, Congressional Research Service.

Michigan. 1996–2011. Annual Reports of Solid Waste Landfilled in Michigan. Department of Environmental Quality, State of Michigan. Disponible en ligne : http://www.michigan.gov/deq/0,1607,7-135-3312_4123-47581--,00.html.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1985. Municipal Wastewater Treatment Works in Ontario. Rapport. Disponible en ligne : <https://archive.org/details/municipalwastewat26018>

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1991. Residential waste composition study : Volume 1 of the Ontario Waste Composition Study, préparé par Gore and Storrie Limited., Decima Research Limited pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.

MWA Consultants Paprican. 1998. Increased Use of Wood Residue for Energy: Potential Barriers to Implementation. Ébauche finale, préparée pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers (document interne confidentiel).

NCASI. National Council for Air and Stream Improvement. 2003. Calculation Tools for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Wood Products Manufacturing Facilities, National Council for Air and Stream Improvement, Inc.

Peavy, H.S., D.R. Rowe et G. Tchobanoglous. 1985. Environmental Engineering, McGraw Hill Book Company, New York, (N.Y.), États Unis.

Perkin. 1998. Communication personnelle datée du 15 juillet 1998. Bureau national de la prévention de la pollution, Environnement Canada.

Portail des ressources en eau de Terre Neuve. Base de données en ligne et carte Web [consultée en mars 2018]. Disponible en ligne : <https://maps.gov.nl.ca/water/>

Québec. Gouvernement du Québec. 2003. Évaluation de performance de 522 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2002 : Ouvrages de surverse et stations d'épuration. ISBN 2-550-41514-0. Disponible en ligne : <https://www.mamrot.gouv.qc.ca/>.

Québec. Gouvernement du Québec. 2005. Liste des stations d'épuration. Service du suivi des infrastructures. Disponible en ligne : <https://www.mamrot.gouv.qc.ca/>.

Québec. Gouvernement du Québec. 2013. Liste des stations d'épuration. Service du suivi des infrastructures. Disponible en ligne : <https://www.mamrot.gouv.qc.ca/>.

RNCan. Ressources naturelles Canada. 1997. National Wood Residue Data Base, Ressources naturelles Canada (documents de J. Roberts).

RNCan. Ressources naturelles Canada. 1999. Canada's Wood Residues: A Profile of Current Surplus and Regional Concentrations. Préparé à l'intention de la Table de concertation nationale sur les changements climatiques dans le secteur forestier par le Service canadien des forêts, Direction générale de l'industrie, de l'économie et des programmes. Ressources naturelles Canada.

RNCan. Ressources naturelles Canada. 2005. Estimation de la production, de la consommation et des surplus de résidus de bois d'usines au Canada en 2004. Rapport national préparé pour Ressources naturelles Canada par l'Association des produits forestiers du Canada.

RNCan. Ressources naturelles Canada. 2006. Analyse des possibilités de récupération des ressources au Canada et prévision des retombées sur les émissions de gaz à effet de serre. Ressources naturelles Canada.

Rose K, et A. Steinbüchel. 2005. Biodegradation of natural rubber and related compounds: recent insights into a hardly understood catabolic capability of microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(6):2803–2812.

RTI. Research Triangle Institute. 2004. Documentation for Changes to the Methodology for the Inventory of Methane Emissions from Landfills.

Statistique Canada. 2003. Enquête de l'industrie de la gestion des déchets : secteur des entreprises et des administrations publiques, 2000. Système de la comptabilité nationale, Statistique Canada. No 16F₀₀₂₃XIE au catalogue.

Statistique Canada. 2004. Enquête de l'industrie de la gestion des déchets : secteur des entreprises et des administrations publiques, 2002. Système de la comptabilité nationale, Statistique Canada. No 16F₀₀₂₃XIE au catalogue.

Statistique Canada. 2006. Statistiques démographiques annuelles. No 91-213 XIB au catalogue.

Statistique Canada. 2007. Statistiques sur les aliments. No 21 020 XIE au catalogue.

Statistique Canada. 2008. Statistiques sur les aliments. No 21 020 XIE au catalogue.

Statistique Canada. 2010. Statistiques sur les aliments. No 21 020 XIE au catalogue.

Statistique Canada. 2014. Estimations démographiques annuelles : Canada, provinces et territoires. No 91 215 X au catalogue, édition de septembre 2014.

Statistique Canada. 2015. Estimations démographiques annuelles : Canada, provinces et territoires. No 91-215-X au catalogue, édition de septembre 2015.

Statistique Canada. Sans date (a). Tableau 153-0041 Élimination des déchets, selon la source, Canada, provinces et territoires (tableau). CANSIM (base de données). Mis à jour en septembre 2016. <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?lang=fra&id=1530041&retrLang=fra>

Statistique Canada. Sans date (b). Tableau 153-0043 Matières récupérées, selon le type, Canada, provinces et territoires aux 2 ans (tonnes) (tableau), CANSIM (base de données). Mis à jour le 24 mars 2017. <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?lang=fra&id=1530043&retrLang=fra> (consulté en juillet 2017).

Stericycle, ULC. 2014. Environmental Assessment Registration – Stericycle Waste Transfer Facility. Rapport présenté au ministre de l'Environnement et de la Conservation – directeur des évaluations environnementales, gouvernement de Terre Neuve et Labrador.

Taşeli BK. 2018. Point source pollution and climate change impact from sequential batch reactor wastewater treatment plant. *Global NEST Journal* 20.

Tchobanoglous, G., H. Theisen et S. Vigil. 1993. *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*. New York, N.Y., McGraw Hill.

Thompson, S., et S. Tanapat. 2005. Waste management options for greenhouse gas reduction, *Journal of Environmental Informatics*. 6(1):16–24.

Thompson, S., J. Sawyer, B.K. Bonam et S. Smith. 2006. *Recommendations for Improving the Canadian Methane Generation Model for Landfills*. Winnipeg (Manitoba). Natural Resources Institute. Université du Manitoba.

Tsuchii, A., T. Suzuki et K. Takeda. 1985. Microbial degradation of natural rubber vulcanizates. *Applied and Environmental Microbiology* 50:965–970.

U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. 1995. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. Vol. I—Stationary Point and Area Sources. AP 42, 5th Edition. Chapter 2, Solid Waste Disposal. U.S. Environmental Protection Agency. Disponible en ligne : <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/>.

Annexe 4, Comparaison des approches sectorielles et de référence et le bilan énergétique national

ECCC. Environnement et Changement climatique Canada. 2016. *Updated Coal Emission, Energy Conversion and Oxidation Factors*. Étude non publiée commandée par Environnement et Changement climatique Canada

GIEC. Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (2006). *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. Préparé par le programme national des inventaires des gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K., rédacteurs. Kanagawa (Japon) : Institute for Global Environmental Studies. Disponible en ligne : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/support/Primer_2006GLs.pdf.

Jaques, A. P. 1992. Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990, Protection de l'environnement. Conservation et protection. Environnement Canada. Rapport SPE 5/AP/4.

McCann T. J. 2000. 1998 Fossil Fuel and Derivative Factors. Rapport préparé par T. J. McCann and Associates pour Environnement Canada.

Statistique Canada. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada. No 57-003-X. Disponible en ligne : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/catalogue/57-003-X>.

Annexe 5, Évaluation de l'exhaustivité de l'inventaire

GIEC. 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Programme du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/index.html>.

Annexe 6, Coefficients d'émission

ACC. Association canadienne du ciment. 2017. Données inédites sur la production canadienne de clinker.

ACPC. Association canadienne des producteurs d'acier. 2009. Teneurs en carbone moyennes de l'industrie. Données inédites.

ACPP. Association canadienne des producteurs pétroliers. 1999. *CH₄ and VOC Emissions from the Canadian Upstream Oil and Gas Industry*, volumes 1 et 2, préparés pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers par Clearstone Engineering, Calgary (Alberta), Canada. No 1999 0010.

AECom Canada. 2011. *Improved Methodology for the Estimation of Greenhouse Gases from Canadian Municipal Wastewater Treatment Facilities*.

AMEC Earth & Environmental. 2006. *Identifying and Updating Industrial Process Activity Data in the Minerals Sector for the Canadian Greenhouse Gas Inventory*. AMEC Earth & Environmental.

Barton, P. et J. Simpson. 1994. The effects of aged Catalysts and cold ambient temperatures on Nitrous Oxide Emissions. Division des émissions de sources mobiles (DESM), Environnement Canada. Rapport no 94 21.

BioMer. Démonstration et évaluation du biodiésel pour les bateaux de croisière du Vieux-Port de Montréal et du lieu historique national du Canal-de-Lachine : rapport de fin de projet, Québec, BioMer, 2005. Rapport final.

Boadi, D.A., K.H. Ominski, D.L. Fulawka et K.M. Wittenberg. 2004. *Improving Estimates of Methane Emissions Associated with Enteric Fermentation of Cattle in Canada by Adopting an IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Tier-2 Methodology*.

Rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Department of Animal Science, Université du Manitoba, Winnipeg (MB).

Chai L., R. Kröbel, D. MacDonald, S. Bittman, K.A. Beauchemin, H.H. Janzen, S.M. McGinn et A. Vanderzaag. 2016. An ecoregion-specific ammonia emissions inventory of Ontario dairy farming: Mitigation potential of diet and manure management practices. *Atmospheric Environment* 126:1–14.

Cheminfo Services Inc. et Clearstone Engineering Ltd. 2014. Compilation of a National Inventory of Greenhouse Gas and Fugitive VOC Emissions by the Canadian Coal Mining Industry. Rapport final soumis à la Section de l'énergie, DIRP, Environnement Canada.

Cheminfo Services. 2005. Improvements to Canada's Greenhouse Gas Emissions Inventory Related to Non-Energy Use of Hydrocarbon Products, Markham (Ontario) : Cheminfo Services Inc.

Cheminfo Services. 2010. Study of Potential Additions and Updates to the Industrial Process Sources of GHGs in the Canadian GHG Inventory, and Development of Canadian-Specific Methodologies and Emission Estimates for such Sources. Rapport final. Markham (Ontario) : Cheminfo Services Inc. Décembre.

Cheminfo Services. 2015. Petrochemical Production Study: Carbon Flows and GHG Emissions. Confidential Final Report. Markham (ON): Cheminfo Services Inc.

CIEEDAC. Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie. 2003. A Review of Energy Consumption in Canadian Oil Sands Operations, Heavy Oil Upgrading 1990, 1994 to 2001. Université Simon Fraser, Burnaby (Colombie-Britannique). Mars.

CRA. Conestoga-Rovers and Associates. 2014. Characterization of Coking Coal, Coke, and Coke By-Products for the Purpose of Developing Updated Carbon Dioxide Combustion Emission Factors. Rapport final présenté au groupe sur l'énergie, DPRI, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2006. Rapport ERMD 04-44 : Greenhouse Gas Emissions from 1997-2005 Model Year Light Duty Vehicles. Rapport interne non publié d'Environnement Canada. Ottawa (Ontario) : Division de la recherche et de la mesure des émissions, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2009. Rapport ERMS 07-14A : N₂O Emissions from In Use Canadian Tier 1 Vehicles, Report A: Greenhouse Gas Emission Rates. Rapport interne non publié d'Environnement Canada. Ottawa (Ontario) : Division de la recherche et de la mesure des émissions, Environnement Canada.

Environment Canada. 2010. Waste Incineration in Canada 1990-2009 – A summary of findings from surveys conducted in 2006, 2008 and 2010. Rapport interne non publié préparé par la Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 2015. Review of Country-specific HFCs Emission Estimations in the Refrigeration and Air Conditioning Sectors. Edalatmanesh, M., et D. Niemi. Rapport inédit. Ottawa (Ontario).

ECCC. Environnement et Changement climatique Canada. 2017a. Updated Coal Emission, Energy Conversion and Oxidation Factors. Étude inédite commandée par Environnement et Changement climatique Canada.

Environnement et Changement climatique Canada. 2017b. Updated CO₂ Emission Factors for Gasoline and Diesel Fuel. Rapport non publié. Préparé par S. Tobin, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada. Gatineau (QC).

EPA. Environmental Protection Agency des États-Unis. 1995. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Vol. 1, chapitre 2.2, Sewage Sludge Incineration, 5e édition, Environmental Protection Agency. Disponible à l'adresse : www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02.

EPA. Environmental Protection Agency des États-Unis. 1996a. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Vol. 1, Stationary Point and Area Sources, AP-42, 5e édition, supplément B. Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency.

EPA. Environmental Protection Agency des États-Unis. 1996b. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Vol. 1, Stationary Point and Area Sources, AP-42, 5e édition, supplément B, Sections 1.9 et 1.10. Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency.

EPA. Environmental Protection Agency des États-Unis. 2003. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Vol. 1, Stationary Point and Area Sources, AP- 42, 5e édition, section 1.6. Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency.

EPA. Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 2008. Washington D.C., Environmental Protection Agency.

King B. 1994. Management of Methane Emissions from Coal Mines: Environmental, Engineering, Economic and Institutional Implications of Options. Rapport préparé par Neill and Gunter pour Environnement Canada.

[FPL] Forest Products Laboratory. 2004. Fuel Value Calculator. 5th Ed. USDA Forest Service: Arlington (Virginie).

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2000. Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Programme relatif aux inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Disponible en ligne : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/french/gpgaum_fr.html.

GIEC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2006. Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Version révisée, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Disponible en ligne : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>

GIEC/OCDE/AIE. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat / Organisation de coopération et de développement économiques / Agence internationale de l'énergie. 1997. Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre – Version révisée, 1996. Disponible en ligne: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/french.htm>.

Graham, L., G. Rideout, D. Rosenblatt et J. Hendren J. 2008. Greenhouse Gas Emissions from Heavy-Duty Vehicles. *Atmospheric Environment*. 42: 4665–4681.

Graham, L., S.L. Belisle et P. Rieger. 2009. Nitrous Oxide Emissions from Light Duty Vehicles. *Atmospheric Environment*. 43: 2031–2044.

IAI. International Aluminum Institute. 2006. The Aluminum Sector Greenhouse Gas Protocol (Addendum to the WRI/WBCSD Greenhouse Gas Protocol). International Aluminum Institute. Octobre.

ICF Consulting. 2004. Update of Methane and Nitrous Oxide Coefficients d'émission for On-Highway Vehicles. Préparé pour l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis par ICF Consulting. Rapport no 420 P 04 16).

Jaques AP. 1992. Estimations des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990, Protection de l'environnement, Conservation et protection, Environnement Canada, Rapport SPE 5/AP/4.

King B. 1994. Management of Methane Emissions from Coal Mines: Environmental, Engineering, Economic and Institutional Implications of Options. Rapport préparé par Neill et Gunter pour Environnement Canada.

Lemke R.L., V. Baron, A. Iwaasa, R. Farrell et J. Schoenau. 2012. Quantifying nitrous oxide emissions resulting from animal manure on pasture, range and paddock by grazing cattle in Canada. Rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par Agriculture et Agroalimentaire Canada, Saskatoon (SK).

Marinier M., K. Clark et C. Wagner-Riddle. 2004. Improving Estimates of Methane Emissions Associated with Animal Waste Management Systems in Canada by Adopting an IPCC Tier-2 Methodology. Rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Department of Land Resource Science, Université de Guelph, Guelph (ON).

Marinier M., K. Clark et C. Wagner-Riddle. 2005. Determining manure management practices for major domestic animals in Canada. Rapport final présenté à la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par le Department of Land Resource Science, Université de Guelph, Guelph (ON).

McCann, T.J. 2000. 1998 Fossil Fuel and Derivative Factors, rapport préparé pour Environnement Canada par T.J. McCann and Associates Ltd.

NCASI. National Council for Air and Stream Improvement. Outils de calcul des GES pour les usines de produits du bois. 2010. Version 3.2. National Council for Air and Stream Improvements. [Révisé : mars 2010; cité : 3 décembre 2010].

Oak Leaf Environmental, 2017. Memorandum, Recommended Non-Road CH₄ and N₂O Emission Rates (Revision 2), préparé pour Environnement et Changement climatique Canada.

Radovan, R., N. Hassani et al. 2012. A Statistical Approach to Carbon Dioxide Emission Factors for Coal Consumed in Canada. Rapport non publié. Gatineau (Québec), Environnement Canada, Division des inventaires et rapports sur les polluants.

Rochette P., M.H. Chantigny, N. Ziadi, D.A. Angers, G. Bélanger, E. Charbonneau, D. Pellerin, B.C. Liang et N. Bertrand. 2014. Soil nitrous oxide emissions after deposition of dairy cow excreta in eastern Canada. *Journal of Environmental Quality* 43:829–841.

SGA Energy. 2000. Emission factors and Uncertainties for CH₄ & N₂O from Fuel Combustion. Rapport non publié préparé pour la Division des gaz à effet de serre, Environnement Canada, par SGA Energy Limited.

Sheppard S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2010. Farm practices survey and modelling to estimate monthly NH₃ emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada. *Canadian Journal of Animal Science* 90:145–158.

Sheppard S.C., S. Bittman, M.L. Swift, M. Beaulieu et M.I. Sheppard. 2011a. Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: A survey. *Canadian Journal of Animal Science* 91:459–473.

Sheppard S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2011b. Modelling monthly NH₃ emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada. *Canadian Journal of Animal Science* 91(4):649–661.

Statistique Canada. 2014. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada (annuel). No 57 003 X au catalogue.

Taşeli. 2018. Point Source Pollution and Climate Change Impact from Sequential Batch Reactor Wastewater Treatment Plant. *Global NEST Journal* vol. 20.

WBCSD. World Business Council for Sustainable Development. 2005. CO₂ Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry. Version 2.0. Suisse. Juin 2005.

Annexe 7, Ozone et précurseurs d'aérosols

CCNUCC. Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. 2014. Rapport de la Conférence des Parties sur sa dix-neuvième session, tenue à Varsovie du 11 au 23 novembre 2013, Décision 24/CP.19. FCCC/CP/2013/10/Add.3. Disponible en ligne à : <http://unfccc.int/resource/docs/2013/cop19/fr/10a03f.pdf>.