Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bourdon terricole

Bombus terricola

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2015

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2015. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bourdon terricole (*Bombus terricola*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 69 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Sheila Colla et Leif Richardson d'avoir rédigé le rapport de situation sur le bourdon terricole (*Bombus terricola*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Jennifer Heron, coprésidente du Sous-comité de spécialistes des arthropodes du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Yellow-banded Bumble Bee *Bombus terricola* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Bourdon terricole — Photo fournie par les rédacteurs.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2015.
N° de catalogue CW69-14/715-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-02549-0

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2015

Nom commun
Bourdon terricole

Nom scientifique
Bombus terricola

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Ce bourdon a une vaste répartition au Canada, allant de l'île de Terre-Neuve et des provinces maritimes, vers l'ouest jusqu'à l'est de la Colombie-Britannique, et vers le nord dans les Territoires du Nord-Ouest et dans l'extrême sud-ouest du Yukon. Peut-être entre 50 % et 60 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouve au Canada. Cette espèce était historiquement l'une des espèces les plus communes de bourdon au Canada au sein de son aire de répartition. Toutefois, alors que cette espèce demeure relativement abondante dans la partie nord de son aire de répartition, elle a récemment connu un déclin d'au moins 34 % dans des zones du sud du Canada. Les causes du déclin demeure imprécises, cependant l'utilisation de pesticides, la conversion de l'habitat et la propagation de pathogènes provenant de colonies de bourdons aménagées seraient des facteurs contributifs.

Répartition
Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en mai 2015.

COSEPAC
Résumé

Bourdon terricole
Bombus terricola

Description et importance de l'espèce sauvage

Le bourdon terricole est un bourdon de taille moyenne, à tête et à langue courtes comparativement à celles d'autres espèces. Le patron de coloration distinctif à bandes abdominales jaune(s) et noires est constant à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce. Cette espèce est un important pollinisateur de nombreuses espèces de plantes cultivées et indigènes.

Répartition

Le bourdon terricole se rencontre dans l'est de l'Amérique du Nord depuis le New Jersey jusqu'à Terre-Neuve-et-Labrador et, vers l'ouest, dans le nord des États-Unis et la plupart des régions du Canada jusqu'au sud des Territoires du Nord-Ouest, le sud-est du Yukon et l'est de la Colombie-Britannique. Dans la portion méridionale de son aire de répartition, des mentions dispersées de l'espèce ont été enregistrées en altitude dans les Appalaches, jusqu'en Géorgie au sud.

Habitat

Le bourdon terricole fréquente divers types de milieux, dont des forêts mixtes, des terres agricoles, des zones urbaines, des prés de montagne, des prairies et des milieux boréaux. Il a été observé butinant les fleurs de plantes appartenant à de nombreux genres pour obtenir du pollen et du nectar. Comme de nombreuses espèces de bourdons, il aménage habituellement son nid dans des cavités préexistantes telles que des terriers abandonnés de mammifères et des troncs d'arbre pourris. Les reines hibernent dans le sol et dans des matières organiques en décomposition tels que des troncs d'arbre pourris.

Biologie

Le bourdon terricole a un cycle vital annuel. Les reines fécondées (fondatrices de nouvelles colonies) émergent de leur site d'hibernation au printemps et s'envolent à la recherche d'un site de nidification potentiel. Une fois ce site choisi, elles font provision de pollen et de nectar et retournent au nid pour y pondre les œufs qui produiront la première cohorte d'ouvrières. Une fois émergées, ces dernières prennent en charge l'entretien du nid et l'approvisionnement de la colonie en pollen et en nectar. À la fin de l'été, des mâles

et de nouvelles reines sont produits. Ces individus reproducteurs quittent la colonie pour s'accoupler, et les reines fécondées entrent en hibernation. Seules les jeunes reines fécondées passent l'hiver, et toutes les autres castes, incluant la vieille reine, meurent avant l'arrivée de l'hiver.

Taille et tendances des populations

Le bourdon terricole était autrefois une des espèces les plus communes dans les échantillons de bourdons récoltés au Canada. Les populations ont toutefois commencé à décliner au début des années 1990 dans la portion sud-est de l'aire de répartition de l'espèce en Ontario. Dans de nombreux sites, le bourdon terricole représentait autrefois plus de 20 % de toutes les espèces de bourdons récoltées. Des études récentes (réalisées au cours des dix dernières années) indiquent que ce pourcentage est maintenant généralement inférieur à 4 %. Un déclin significatif de l'abondance de cette espèce a été noté à neuf des dix sites étudiés dans le sud et le centre du Canada, la réduction moyenne de son abondance relative s'établissant à 66,5 % entre avant et après les périodes d'échantillonnage de 10 ans. Cette espèce est aujourd'hui tenue pour absente dans de nombreux sites de collecte historiques dans ces régions. Quelques données de collecte ont toutefois été recueillies historiquement et plus récemment dans la portion septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, dans la forêt boréale.

Menaces et facteurs limitatifs

Le déclin du bourdon terricole est vraisemblablement dû à une combinaison de facteurs, mais ses causes précises demeurent méconnues. Les menaces potentielles pour l'espèce comprennent la propagation de pathogènes des colonies de bourdons domestiqués utilisés pour la pollinisation des cultures en serre aux espèces de bourdons indigènes lorsque les bourdons introduits s'échappent des serres, l'utilisation de pesticides (notamment de néonicotinoïdes) en agriculture, les changements climatiques et la perte d'habitat en milieu urbain et dans les régions soumises à une exploitation agricole intensive.

Protection, statuts et classements

Aucune loi canadienne n'assure une protection spécifique au bourdon terricole et à ses sites de nidification ou à son habitat. Au Québec, le bourdon terricole est inscrit sur la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. NatureServe lui a attribué la cote de conservation mondiale G2G4 (en péril à apparemment non en péril).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Bombus terricola

Bourdon terricole Yellow-banded Bumble Bee

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île du Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Données démographiques

Durée d'une génération	1 an
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui. Un déclin de l'abondance de l'espèce a été observé aux sites revisités dans le cadre de relevés. Un déclin est inféré d'après les réductions généralisées de l'abondance relative de l'espèce observées parmi les spécimens de musée récoltés à l'échelle de son aire de répartition.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	L'ampleur du déclin à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce est inconnue; un déclin moyen de 66,5 % a été observé dans dix sites répartis dans le sud-est et le centre-sud du Canada.
Pourcentage [prévu ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non. Les causes du déclin demeurent pour l'instant hypothétiques et/ou sont inconnues.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence • établie en territoire canadien selon la méthode de polygone convexe minimum.	2004 à 2013 : 6 934 370 km² 1882 à 2013 : 7 913 612 km²

Indice de zone d'occupation (IZO) • 192 carrés de grille, d'après des observations effectuées entre 2004 et 2013.	2004 à 2013 : 768 km² 1882 à 2013 : 3 464 km²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non
Nombre de localités	>>10
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Oui. Déclin continu observé et inféré. Le bourdon terricole est encore présent dans environ 52 % de son aire de répartition historique rééchantillonnée.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui. Dans 11 écozones, l'IZO a décliné, le taux d'occupation actuel des carrés s'établissant à 24,4 % de ce qu'il était anciennement (intervalle : 8,2 à 76,9 %; tableau 3).
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Oui. La disparition d'un certain nombre de populations locales a entraîné une réduction de l'IZO.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui. Un déclin continu de la superficie, l'étendue ou la qualité de l'habitat dû à l'agriculture et à l'urbanisation est inféré dans les portions méridionales de l'aire de répartition de l'espèce.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**Nombre d'individus matures**
Total	L'espèce est encore abondante dans certaines parties de son aire de répartition; le nombre d'individus matures s'élève vraisemblablement à plusieurs milliers d'individus.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Inconnue

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Les menaces comprennent les impacts néfastes potentiels de la propagation à l'espèce de pathogènes infestant les colonies d'abeilles domestiques et de bourdons domestiqués, la perte d'habitat (de nidification, d'alimentation ou d'hibernation), l'exposition aux pesticides, la compétition interspécifique et les changements climatiques.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur	Des signes de déclin sont observés dans une bonne partie de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Peu probable, car l'espèce est également en déclin aux États-Unis.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probablement
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Peu probable, car l'espèce est également en déclin aux États-Unis; inconnue, parce que peu de relevés ont été effectués dans le nord des États-Unis.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en mai 2015.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
Espèce préoccupante	Sans objet
Justification de la désignation Ce bourdon a une vaste répartition au Canada, allant de l'île de Terre-Neuve et des provinces maritimes, vers l'ouest jusqu'à l'est de la Colombie-Britannique, et vers le nord dans les Territoires du Nord-Ouest et dans l'extrême sud-ouest du Yukon. Peut-être entre 50 et 60 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouvent au Canada. Cette espèce était historiquement l'une des espèces les plus communes de bourdon au Canada au sein de son aire de répartition. Toutefois, alors que cette espèce demeure relativement abondante dans la partie nord de son aire de répartition, elle a récemment connu un déclin d'au moins 34 % dans des zones du sud du Canada. Les causes du déclin demeurent imprécises, cependant l'utilisation de pesticides, la conversion de l'habitat et la propagation de pathogènes provenant de colonies de bourdons aménagées seraient des facteurs contributifs.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Le critère A2abce correspondant à la catégorie « menacée » est presque atteint, car le déclin présumé du nombre d'individus matures dans la portion méridionale de l'aire de répartition de l'espèce au cours des dix dernières années est supérieur à 30 %. Des déclins confirmés d'au moins 34 % ont été enregistrés dans des régions comprises dans le sud de l'aire de répartition de l'espèce, où celle-ci est particulièrement menacée par l'utilisation généralisée de pesticides, la propagation de pathogènes, les changements climatiques et l'altération ou la disparition de son habitat. Le bourdon terricole est cependant encore commun dans le nord et l'ouest de son aire de répartition, et le déclin global de l'espèce à l'échelle de son aire de répartition est probablement moins prononcé. Le critère A2abce correspondant à la catégorie « menacée » n'est donc pas atteint. Le critère A1 ne s'applique pas. Les causes du déclin ne sont pas clairement réversibles, sont seulement partiellement comprises et n'ont pas cessé. Le critère A3 ne s'applique pas. Il est difficile d'estimer les réductions d'effectifs, car des déclins prononcés se sont déjà produits au cours des deux dernières décennies dans de nombreuses régions comprises dans l'aire de répartition de l'espèce. Même si elle est encore largement répartie, cette espèce autrefois commune (c.-à-d. 20 % des spécimens récoltés) ne représente plus que 5 % de tous les spécimens de bourdons capturés dans de nombreux sites historiques méridionaux. Le critère A4 ne s'applique pas. Il est difficile de prévoir ou de modéliser les futures réductions d'effectifs. Le déclin de l'espèce risque de se poursuivre si rien n'est fait pour freiner la conversion et la dégradation de l'habitat de l'espèce dans le sud du Canada et si les charges de pathogènes continuent d'augmenter.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La superficie de la zone d'occurrence est inconnue, et la valeur de l'IZO est supérieure au seuil établi.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet, car la taille de la population est inconnue. La capture ponctuelle de nombreux individus à un endroit donné peut simplement refléter la présence d'une seule colonie. En pareil cas, les dénombrements peuvent surestimer l'abondance de l'espèce.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. La taille de la population est inconnue.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Les données requises pour effectuer l'analyse ne sont pas disponibles.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2015)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada / Environment Canada
Service canadien de la faune / Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bourdon terricole
Bombus terricola

au Canada

2015

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 6
Nom et classification 6
Description morphologique 7
Structure spatiale et variabilité de la population 10
Unités désignables 11
Importance de l'espèce 11
RÉPARTITION 11
Aire de répartition mondiale 11
Aire de répartition canadienne 12
Zone d'occurrence et zone d'occupation 15
Activités de recherche 15
HABITAT 18
Besoins en matière d'habitat 18
Tendances en matière d'habitat 18
BIOLOGIE 19
Cycle vital et reproduction 19
Physiologie et adaptabilité 22
Déplacements et dispersion 23
Relations interspécifiques 23
Prédation et parasitisme 23
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 25
Activités et méthodes d'échantillonnage 25
Abondance 36
Fluctuations et tendances 37
Immigration de source externe 38
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 38
Pollution (Faible) (menace 9) 38
Espèces et gènes envahissants ou problématiques (Inconnu) (menace 8) 40
Utilisation des ressources biologiques (Inconnu) (menace 5) 42
Développement résidentiel et commercial (Négligeable) (menace 1) 42
Agriculture et aquaculture (Négligeable) (menace 2) 43
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (Inconnu) (menace 11) 44
Facteurs limitatifs 45
Nombre de localités 45

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 45
Statuts et protection juridiques 45
Statuts et classements non juridiques 46
Protection et propriété de l'habitat 46
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 47
Experts contactés 48
SOURCES D'INFORMATION 49
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 58
COLLECTIONS EXAMINÉES 59

Liste des figures

Figure 1. Bourdon terricole femelle (*Bombus terricola*) (face) capturé à Caledon, en Ontario. À noter l'espace malaire court (flèche blanche) entre le bord inférieur des yeux et les mandibules. Photo : Sheila Colla (30 octobre 2009). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University). 8

Figure 2. Bourdon terricole femelle (*Bombus terricola*) capturé en juillet 2003 à Caledon, en Ontario. Photo : Sheila Colla (30 octobre 2009). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University). 9

Figure 3. Bourdon terricole mâle (*Bombus terricola*) capturé en juillet 2003 à Caledon, en Ontario. Photo : Marguerita Miklasevskaja (10 juillet 2013). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University). 10

Figure 4. Aire de répartition mondiale du bourdon terricole. Les points rouges désignent les captures effectuées entre 2004 et 2014, et les points gris, les captures plus anciennes. 12

Figure 5. Spécimens de musée de bourdons terricoles capturés au Canada au cours des 10 dernières années (points rouges) et avant 2004 (points gris). Les données proviennent de la plupart des principales collections universitaires et muséales canadiennes et de nombreuses collections aux États-Unis. Des données de capture additionnelles du *Bombus terricola* existent dans des collections qui n'ont pas encore été numérisées. 16

Figure 6. Captures de bourdons terricoles (points rouges) et d'autres espèces de *Bombus* (points gris) réalisées au Canada au cours de la dernière décennie. Aucun nouveau relevé n'a été effectué au cours de la dernière décennie dans de nombreuses portions de l'aire de répartition du bourdon terricole. 17

Figure 7. Histogramme de la période d'activité des différentes castes chez le bourdon terricole, inférée d'après les données de collecte de 3 322 spécimens capturés au Canada. Les reines (tracé vert) émergent en premier, suivies des ouvrières (tracé bleu) et des mâles (tracé rouge). Le nombre de spécimens produits durant chaque période est indiqué sur l'axe vertical. 20

Figure 8. L'abondance relative du bourdon terricole dans les échantillons de bourdons récoltés dans dix régions du Canada (voir le tableau 2) a fortement décliné (analyse de variance à mesures répétées : $F_{1,18}$ = 19,60, P = 0,0003). Le graphique montre les valeurs des moindres carrés moyens ± écart-type. Voir le texte pour de plus amples détails sur l'analyse..... 21

Figure 9. Nombre total de bourdons (en milliers d'individus) capturés par province et territoire. Les plages ombrées (en noir) indiquent l'abondance relative du bourdon terricole. À noter les faibles valeurs d'abondance relative de l'espèce dans l'Ouest canadien de même qu'en Nouvelle-Écosse (NS), au Nouveau-Brunswick (NB), à l'Île du Prince-Édouard (PE) et à Terre-Neuve-et-Labrador (NL)..... 28

Figure 10. Abondance relative par décennie du bourdon terricole au Yukon (YT), dans les Territoires du Nord-Ouest (NT), en Colombie-Britannique (BC), en Alberta (AB) et en Saskatchewan (SK), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces et territoires entre 1882 et 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de spécimens de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®. 29

Figure 11. Abondance relative par décennie du bourdon terricole au Manitoba (MB), en Ontario (ON), au Québec (QC), au Nouveau-Brunswick (NB) et en Nouvelle-Écosse (NS), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces et territoires entre 1882 et 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®..... 30

Figure 12. Abondance relative par décennie du bourdon terricole à l'île du Prince-Édouard (PE) et à Terre-Neuve-et-Labrador (NL), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces entre 1882 à 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Ensemble de données de Williams *et al.*, 2014. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®. 31

Figure 13. Abondance relative du bourdon terricole au Canada, par décennie, de 1882 à 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) représente la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Ensemble de données de Williams *et al.*, 2014. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®..... 32

Liste des tableaux

Tableau 1. Environ 30 000 spécimens de *Bombus* ont été récoltés au Canada entre 2004 et 2013. Ces spécimens sont conservés dans diverses collections universitaires, collections de recherche et collections privées au Canada et à l'étranger (voir la section « Collections examinées »)..... 15

Tableau 2. Abondance relative (AR) du bourdon terricole dans 10 sites. À neuf de ces 10 sites, l'abondance relative du bourdon terricole au cours des 10 dernières années était largement inférieure à ce qu'elle était anciennement (avant 2004). L'échantillonnage s'est étalé sur plusieurs années et a été mené à bien dans plusieurs sites. Les mentions proviennent de l'ensemble de la province, à l'exception des localités centroïdes pour des carrés de 10 000 km^2 (*) et 40 000 km^2 (**). 26

Tableau 3. Comparaison des nombres de spécimens et de l'abondance relative (AR) du bourdon terricole (BT) par rapport au nombre total de *Bombus* (toutes espèces confondues) récoltés entre 1882 et 2011 au Canada. Plus de 70 personnes et d'établissements ont contribué à l'établissement de cet ensemble de données. Données compilées dans une base de données en vue de la publication de Williams *et al.*, 2014. L'abondance relative du bourdon terricole est présentée par tranches de dix ans (voir les figures 10 à 12 pour une représentation graphique de ces données). 33

Tableau 4. Comparaison du nombre de carrés de 2 km de côté à l'intérieur desquels la présence du bourdon terricole a été observée dans chaque écozone du Canada avant 2003 et au cours des dix dernières années (2004–2013). Plus de 70 personnes et établissements ont contribué à l'établissement de cet ensemble de données. Données compilées dans une base de données en vue de la publication de Williams *et al.* (2014). 35

Liste des annexes

Annexe 1. Sommaire des recherches ciblant le bourdon terricole effectuées récemment dans des sites historiques connus (données tirées de Williams *et al.*, 2014)..... 62

Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur le bourdon terricole (*Bombus* terricola) à l'aide du calculateur des menaces de l'UICN..... 64

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Embranchement	Arthropoda – Arthropodes
Classe	Insecta – Insectes
Sous-classe	Pterygota – Ptérygotes ou insectes ailés
Ordre	Hymenoptera – Hyménoptères (fourmis, abeilles, guêpes)
Sous-ordre	Apocrita – Apocrites
Infraordre	Aculeata – Aculéates
Superfamille	Apoidea – Apoïdes (abeilles, guêpes apoïdes)
Famille	Apidae – Apidés (abeille domestique, bourdons et espèces apparentées; psithyres ou bourdons-coucous, abeilles charpentières)
Sous-famille	Apinae – Apinés (abeille domestique, bourdons, anthophores, abeilles euglossines, abeilles méliponines, etc.)
Genre	*Bombus* Latreille - Bourdons
Sous-genre	*Bombus* Latreille *sensu stricto*
Espèce	*B. terricola* Kirby

Nom commun français : Bourdon terricole

English Common Name: Yellow-banded Bumble bee

Le genre *Bombus* renferme environ 250 espèces, réparties principalement dans les régions tempérées d'Amérique du Nord, d'Amérique centrale, d'Amérique du Sud, d'Europe et d'Asie. Le bourdon terricole (*Bombus terricola*) appartient au sous genre *Bombus sensu stricto*, un des 15 sous-genres reconnus à l'échelle mondiale (Williams *et al.*, 2008). En Amérique du Nord, le sous-genre contient quatre autres espèces : le bourdon à tache rousse (*Bombus affinis* Cresson), le *B. cryptarum* Fabricius, le bourdon de Franklin (*B. franklini* Frison) et le bourdon de l'Ouest (*B. occidentalis* Greene).

L'identification des bourdons est principalement fondée sur la coloration du corps, mais ce caractère peut être variable chez toutes les castes (formes adultes). La variabilité de ce caractère est d'ailleurs à l'origine de la confusion qui, historiquement et encore tout récemment, se rattachait au statut taxinomique de cette espèce et de nombreuses autres espèces de bourdons.

Le bourdon terricole a été décrit pour la première fois comme une espèce distincte par Kirby (1837). Selon les auteurs, il a déjà été considéré comme conspécifique avec le bourdon de l'Ouest (voir par exemple Milliron, 1971; Cameron *et al.*, 2007 [Milliron le considérait toutefois comme une sous-espèce distincte]) ou comme une espèce distincte (voir par exemple Stephen, 1957; Thorp *et al.*, 1983). Sur la base d'une comparaison des séquences de l'ADN du gène mitochondrial 16S, Cameron *et al.* (2007) se sont dits d'avis que les deux taxons (bourdon de l'Ouest et bourdon terricole) sont probablement conspécifiques. Toutefois, Williams *et al.* (2012) ont fait valoir que les séquences du gène mitochondrial de la sous-unité 1 de la cytochrome *c* oxydase (CO1) (c.-à-dire codes à barres ADN) étaient suffisamment différentes pour considérer le bourdon terricole comme une espèce distincte. Ces résultats viennent conforter ceux de Bertsch *et al.* (2010), qui ont observé une divergence d'environ 5 % entre les séquences de la CO1 de ces deux espèces. Owen et Whidden (2013) ont également trouvé des caractères morphologiques et moléculaires constants étayant l'hypothèse de deux taxons distincts. Nous disposons donc de preuves solides validant la reconnaissance du bourdon terricole comme une espèce distincte du bourdon de l'Ouest.

Description morphologique

La description des caractères morphologiques est résumée de Williams *et al.*, 2014.

Le bourdon terricole est un bourdon de taille moyenne (reines : 19 à 21 mm; ouvrières : 10 à 15 mm; mâles : 13 à 15 mm). La tête est courte (l'espace malaire est à peine plus court que large) (figure 1). Le corps est couvert d'une pubescence courte et uniforme.

Figure 1. Bourdon terricole femelle (*Bombus terricola*) (face) capturé à Caledon, en Ontario. À noter l'espace malaire court (flèche blanche) entre le bord inférieur des yeux et les mandibules. Photo : Sheila Colla (30 octobre 2009). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University).

Chez les femelles, le coin du mésobasitarse est arrondi et la face externe du métatibia est aplatie, dépourvue de longs poils mais munie de longues franges latérales formant une corbeille à pollen (corbicula). La pubescence de la tête est entièrement noire ou entremêlée de quelques courts poils pâles. La pubescence du devant du deuxième tergite métasomal (T2) (face dorsale du deuxième segment abdominal) est habituellement jaune, sans poils noirs ou avec seulement une étroite frange le long du bord antérieur, mais si le T2 est en grande partie noir, les T4 et T5 sont alors également principalement noirs (figure 2). Le T1 est noir, le T3 est habituellement jaune et le T5 est noir ou brun-jaune. Les ailes sont faiblement enfumées de brun. Les reines sont plus grandes que les ouvrières, mais leur coloration est similaire.

Figure 2. Bourdon terricole femelle (*Bombus terricola*) capturé en juillet 2003 à Caledon, en Ontario. Photo : Sheila Colla (30 octobre 2009). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University).

Chez les mâles, le flagelle antennaire est un peu plus de deux fois plus long que le scape. La coloration de la pubescence est similaire à celle des reines et des ouvrières, mais la face comporte un plus grand nombre de poils jaunes (figure 3).

Figure 3. Bourdon terricole mâle (*Bombus terricola*) capturé en juillet 2003 à Caledon, en Ontario. Photo : Marguerita Miklasevskaja (10 juillet 2013). Spécimen conservé dans la collection Packer de l'université York (York University).

En raison des similarités de coloration, le bourdon terricole est souvent confondu avec le bourdon de l'Ouest, le *Bombus cryptarum*, le *B. pensylvanicus*, le *B. auricomus* et le *B. nevadensis*.

Structure spatiale et variabilité de la population

Le gène de la cytochrome oxydase 1 (COI) de spécimens de bourdons terricoles provenant de diverses régions comprises dans l'aire de répartition de l'espèce a été séquencé et analysé conformément aux protocoles du Barcode of Life Data Systems (BOLD) (Williams *et al.*, 2012). Dans la phylogénie incluant d'autres espèces du sous-genre *Bombus sensu stricto*, les spécimens de bourdons terricoles sont réunis en grappe, et l'analyse de la structure génétique ne révèle aucun signe justifiant la distinction de sous-espèces.

Unités désignables

Au Canada, le bourdon terricole est présent dans les écozones suivantes : Cordillère boréale, Cordillère montagnarde, Taïga des plaines, Plaines boréales, Prairies, Taïga du Bouclier, Bouclier boréal, Plaines hudsoniennes, Plaines à forêts mixtes et Maritime de l'Atlantique. En l'absence de preuves attestant l'existence de caractères génétiques distincts au niveau subspécifique ou de populations isolées, le bourdon terricole est considéré comme formant une seule unité désignable aux fins de la présente évaluation.

Importance de l'espèce

Comme la plupart des bourdons, le bourdon terricole joue à l'échelle de son aire de répartition un rôle écologique important dans les écosystèmes naturels en assurant la pollinisation de nombreuses espèces de plantes indigènes (Ascher et Pickering, 2013). Les bourdons sont actifs durant toute la saison de végétation et volent même en présence de conditions météorologiques défavorables qui clouent au sol la plupart des autres insectes ailés. À titre de pollinisateurs, les bourdons contribuent à la reproduction des plantes qui fournissent des abris et de la nourriture à de nombreuses autres espèces animales.

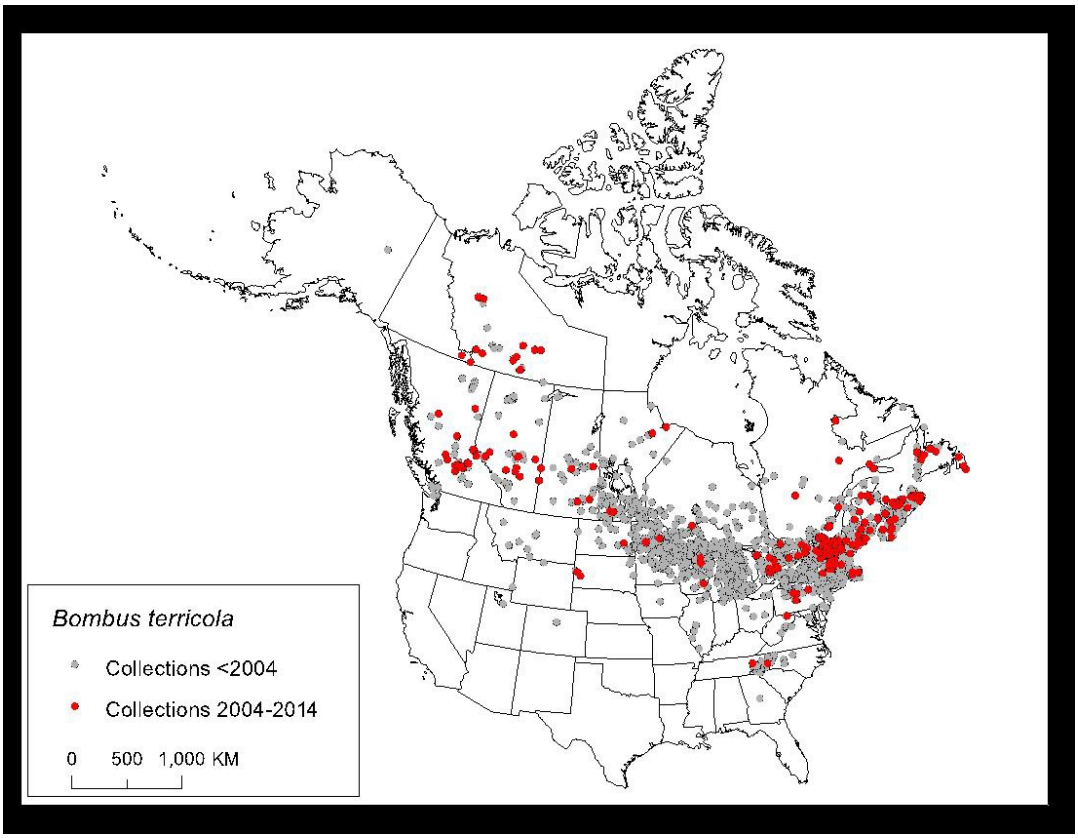
Le bourdon terricole est probablement un pollinisateur particulièrement important de la canneberge cultivée (Mackenzie et Averill, 1995), de la pomme de terre (*Solanum tuberosum*) de semence (Batra, 1993), de la luzerne (*Medicago sativa*) (Stephen, 1955; Holm, 1966), du bleuet à feuilles étroites ou bleuet nain (*Vaccinium angustifolium*) (Javorek *et al.*, 2002) et d'autres plantes donnant de petits fruits (*Rubus* spp.)(Mitchell, 1962), ainsi que de nombreuses autres cultures pollinisées.

Du fait qu'il est l'un des bourdons nord-américains les plus faciles à élever en captivité, le bourdon terricole s'est révélé dans le passé un organisme de choix pour les études scientifiques (voir par exemple Sutcliffe et Plowright, 1988) et est considéré comme une bonne solution de remplacement au bourdon fébrile *(Bombus impatiens*) pour la pollinisation des cultures serricoles et des grandes cultures.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le bourdon terricole se rencontre uniquement en Amérique du Nord, du sud vers le nord depuis la Géorgie jusqu'au Labrador en passant par l'est des États-Unis et, vers l'ouest, dans le nord des États-Unis jusqu'au Montana et au Canada jusqu'à la Colombie-Britannique et aux Territoires du Nord-Ouest (figure 4). Les limites de son aire de répartition s'établissent comme suit : au nord, 65,4° de latitude (Alaska); à l'est, -53,2° de longitude (Terre-Neuve); au sud, 32,8° de latitude (Géorgie); à l'ouest, -146,3 °de longitude (Alaska). Aux États-Unis, il est présent dans les États suivants : ME, NH, VT, NY, MA, CT, RI, NJ, MD, PA, WV, VA, NC, TN, GA, OH, MI, IL, MN, SD, ND, MT, WY, UT et AK (figure 4). Environ 50 à 60 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouvent au Canada.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Collections <2004 = Captures effectuées avant 2004
Collections 2004-2014 = Captures effectuées entre 2004 et 2014
1,000 KM = 1 000 Km

Figure 4. Aire de répartition mondiale du bourdon terricole. Les points rouges désignent les captures effectuées entre 2004 et 2014, et les points gris, les captures plus anciennes.

Aire de répartition canadienne

Au Canada, le bourdon terricole se rencontre dans toutes les provinces et tous les territoires à l'exception du Nunavut (figure 4). Des relevés effectués en 2014 ont confirmé la présence de l'espèce dans au moins deux sites dans l'extrême sud-est du Yukon. Des parcelles d'habitat propice à l'espèce sont peut-être présentes dans le sud-ouest du Nunavut, mais très peu de relevés ont été réalisés à ce jour dans ce territoire. La répartition de l'espèce dans chaque province et territoire est décrite ci-après. Les informations s'y rapportant sont fondées sur l'ensemble de données renfermant les données de collecte des spécimens de musée utilisé aux fins du présent rapport ainsi que sur l'avis de divers experts et la documentation publiée. Les mentions du bourdon terricole sont réparties de 1894 à 2014.

Colombie-Britannique

Le bourdon terricole se rencontre principalement dans l'écozone de la Cordillère montagnarde, dans le centre de la province, où son aire de répartition chevauche la zone de contact entre les deux sous-espèces du bourdon de l'Ouest vers le sud et le nord. L'espèce aurait également été capturée dans quelques sites côtiers répartis autour de Vancouver, mais l'identité de ces spécimens n'a pas été vérifiée. En 2013, des bourdons terricoles ont été capturés dans 25 sites dans le sud et le centre de la province, mais l'espèce n'a pas été observée lors de nombreux autres relevés de bourdons réalisés dans de nombreux autres sites (Heron, comm. pers., 2014; Sheffield, comm. pers., 2014). Selon Buckell (1951), le bourdon terricole était l'espèce de bourdon la plus commune dans le centre-intérieur de la Colombie-Britannique, mais il était peu commun dans l'intérieur-sud de la province.

Alberta

Le bourdon terricole est présent partout dans la province et y a été récolté dans toutes les écorégions, y compris dans le sud des Prairies, le centre des Plaines boréales, les montagnes de l'Ouest et le nord de la Taïga des Plaines. Il a été observé à Edmonton et à Slave Lake en 2013, lors de nouveaux relevés menés dans d'anciennes localités de collecte aux fins du présent rapport (Rowe, comm. pers., 2013).

Saskatchewan

Le bourdon terricole est présent dans les écozones des Plaines boréales et des Prairies, dans le tiers méridional de la province, mais des captures ont été enregistrées plus récemment. Des spécimens ont été capturés en 2013 à Killaly et à Prince Albert (Sheffield, comm. pers., 2013). Curry (1984) tenait l'espèce pour commune et largement répartie dans la province, des prairies aux forêts de conifères nordiques.

Manitoba

La plupart des captures historiques de bourdons terricoles ont été effectuées dans les écozones des Plaines boréales et des Prairies, dans le sud de la province, mais quelques individus ont été trouvés aussi loin au nord que la baie d'Hudson. Les captures les plus récentes ont été réalisées à Gillam et à York Factory, en 2010. Les données de collecte des spécimens capturés plus récemment au Manitoba ne sont pas disponibles.

Ontario

Le bourdon terricole est présent dans les écozones des Plaines à forêts mixtes et du Bouclier boréal, dans le sud de la province, et il a été récolté à divers endroits dans les basses-terres de la baie d'Hudson, autour de la baie James. Des captures ont été effectuées en 2013 dans le sud de la province, notamment à Toronto, à Oro Station et à Ottawa (Colla, données pers.).

Québec

Le bourdon terricole était autrefois commun dans les écozones des Plaines à forêts mixtes et du Bouclier boréal, dans le sud de la province, et quelques spécimens ont été capturés dans l'écozone de la taïga du Bouclier, aussi loin au nord que Schefferville, à près de 55° de latitude nord. Des individus ont été capturés en 2013 en milieu agricole au sud de Montréal et de Québec (Colla, données pers.).

Nouveau-Brunswick

Le bourdon terricole est présent partout dans la province. Les captures les plus récentes ont été enregistrées lors de nouveaux relevés effectués en 2013 dans d'anciens sites de collecte, à Springfield et à Norton. L'espèce a été observée dans plusieurs sites à Fredericton, en 2014 (Sabine, comm. pers., 2015).

Nouvelle-Écosse

Le bourdon terricole a été observé dans la plupart des régions de la province, et des individus ont été capturés en 2013 au cours de nouveaux relevés effectués dans d'anciens sites de collecte, à Lockeport, Greenfield et New Germany.

Terre-Neuve-et-Labrador

Le bourdon terricole a été capturé principalement dans les régions côtières, en particulier le long du golfe du Saint-Laurent. La Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes (CNC) contient quelques spécimens sans date de capture (mais vraisemblablement capturés avant 2004) provenant de Cartwright et de St. Anthony. Les captures les plus récentes de bourdons terricoles dans la province datent de 2010.

Île du Prince-Édouard

L'espèce a été capturée historiquement en divers endroits de la province. Un individu a été capturé à Charlottetown en 2013.

Territoires du Nord-Ouest

Le bourdon terricole se rencontre dans le centre de l'écozone de la Taïga des Plaines, mais il est apparemment absent de la Cordillère montagnarde. Les captures les plus récentes ont été effectuées le long du cours inférieur de la rivière Nahanni et à Fort Simpson, en 2011.

Yukon

Des individus de cette espèce ont été capturés pour la première fois au Yukon dans l'extrême sud-est de ce territoire, en juillet 2014 (Cannings, comm. pers., 2014).

Zone d’occurrence et zone d’occupation

La zone d’occurrence du bourdon terricole est estimée de façon approximative sur la base des données de collecte de spécimens de musée et de mentions d’observation. La superficie approximative de la zone d’occurrence établie à l’aide d’un polygone convexe minimum tracé autour des mentions versées dans les bases de données (1882 à 2013) s’élève à 7 913 612 km^2. La superficie de la zone d’occurrence calculée pour la période 2004 à 2013 s’établit à 6 934 370 km^2.

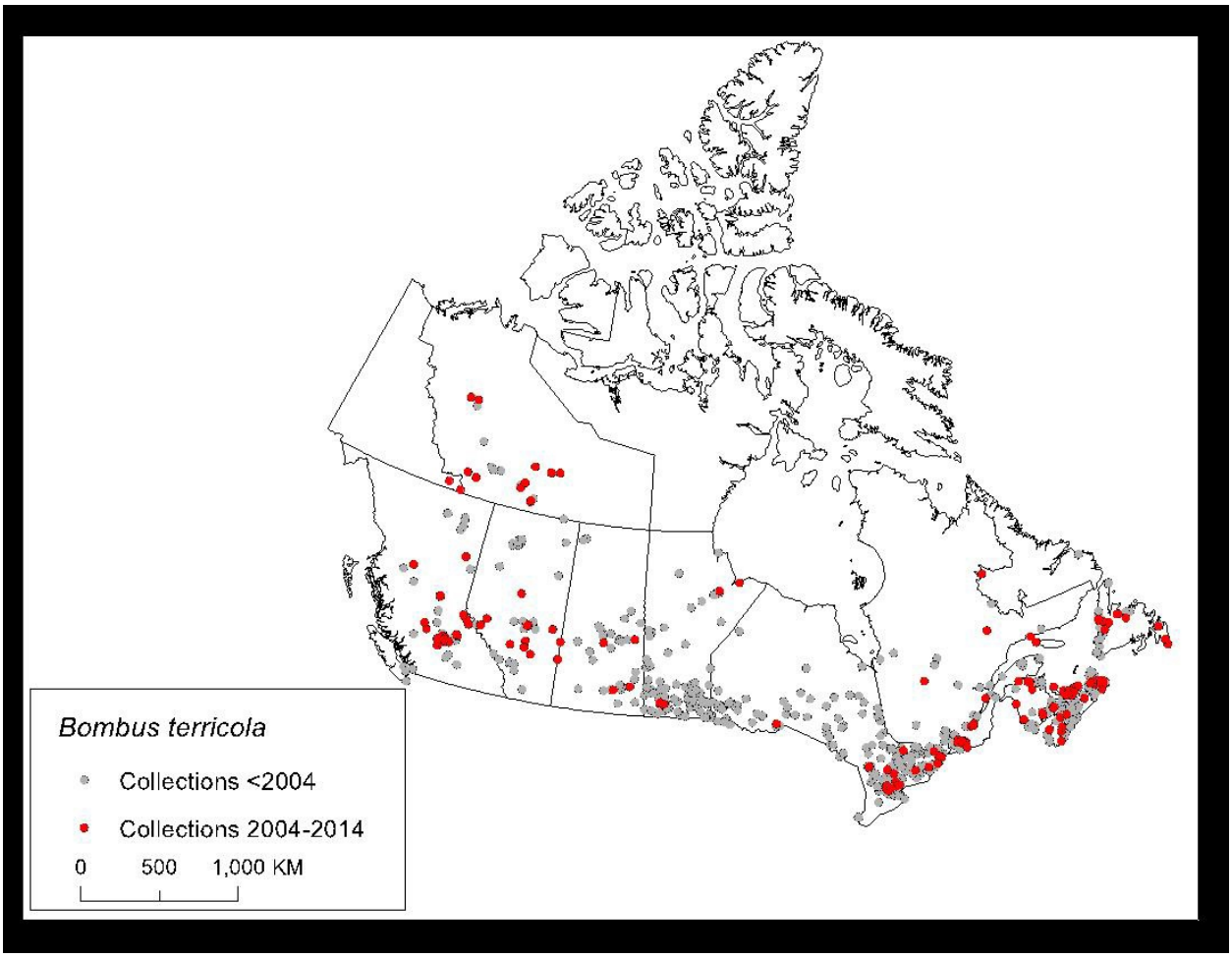
L’indice de zone d’occupation, établi d’après toutes les mentions disponibles (données de collecte des spécimens de musée et mentions d’observation ou de capture), s’élève à 3 464 km^2. L’IZO calculé d’après les mentions enregistrées uniquement entre 2004 et 2013 (10 dernières années) s’établit à 768 km^2.

Activités de recherche

Des efforts considérables ont été investis au cours de la dernière décennie dans la recherche de bourdons en Amérique du Nord. Une base de données couvrant la période 1884 à 2013 contient des données sur environ 30 000 bourdons (tableau 1; figure 5).

Tableau 1. Environ 30 000 spécimens de *Bombus* ont été récoltés au Canada entre 2004 et 2013. Ces spécimens sont conservés dans diverses collections universitaires, collections de recherche et collections privées au Canada et à l’étranger (voir la section « Collections examinées »).

Province	Nombre de spécimens de *Bombus*
Alberta	372
Colombie-Britannique	15 123
Île du Prince-Édouard	1 307
Manitoba	461
Nouveau-Brunswick	1 030
Nouvelle-Écosse	1 111
Nunavut	59
Ontario	4 244
Québec	2 965
Saskatchewan	270
Terre-Neuve-et-Labrador	2 708
Territoires du Nord-Ouest	134
Yukon	1 456
Total	29 972

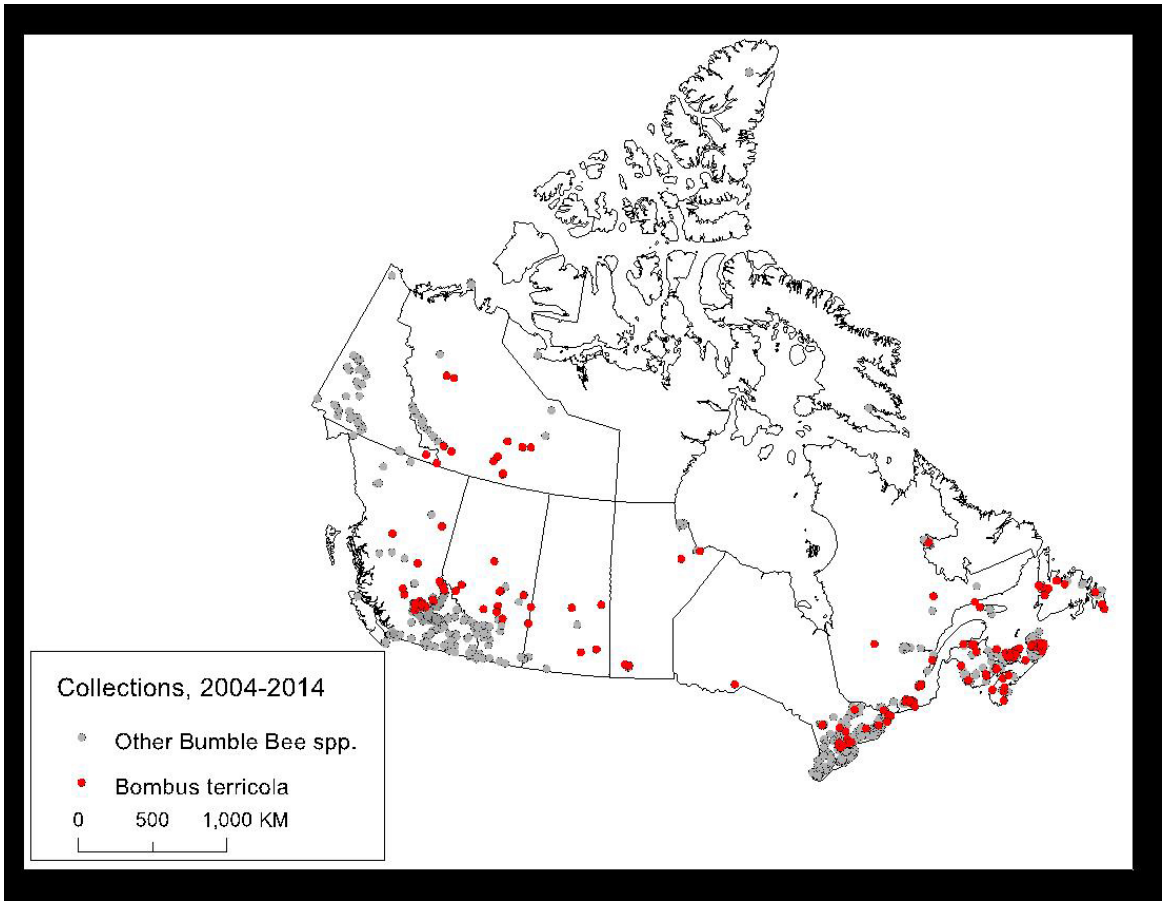


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Collections <2004 = Captures avant 2004
Collections 2004-2014 = Captures entre 2004 et 2014
1,000 KM = 1 000 Km

Figure 5. Spécimens de musée de bourdons terricoles capturés au Canada au cours des 10 dernières années (points rouges) et avant 2004 (points gris). Les données proviennent de la plupart des principales collections universitaires et muséales canadiennes et de nombreuses collections aux États-Unis. Des données de capture additionnelles du *Bombus terricola* existent dans des collections qui n'ont pas encore été numérisées.

Des recherches ciblant le bourdon terricole à des sites historiques choisis et des relevés étendus à toutes les espèces de bourdons ont été effectués récemment durant la préparation du présent rapport de situation et dans le cadre d'autres travaux de recherche (annexe 1). Les données recueillies dans le cadre de ces relevés ont été utilisées pour le calcul de l'abondance relative de l'espèce et la détermination de l'ampleur des déclins.

Malgré les efforts relativement importants investis par les scientifiques dans la collecte de spécimens de *Bombus*, notre compréhension de la répartition des bourdons au Canada demeure lacunaire. En particulier, même si certaines espèces de bourdons se rencontrent à des latitudes élevées au Canada et ailleurs, le nombre de mentions enregistrées dans les zones boréale et arctique demeure relativement faible (voir par exemple la figure 4). En conséquence, on sait peu de choses sur l'abondance historique ou récente du bourdon terricole dans la portion septentrionale de son aire de répartition. À titre d'exemple, la récolte de l'espèce en 2011 à Schefferville (54.8° N) a permis d'étendre la limite septentrionale connue de l'aire de répartition de l'espèce au Québec de plusieurs centaines de kilomètres, et l'espèce a été trouvée au Yukon pour la première fois en 2014. Les mentions de capture connues de bourdons terricoles enregistrées au cours de la dernière décennie dans l'est du Manitoba et l'ouest de l'Ontario sont également relativement peu nombreuses (figure 6).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Collections, 2004-2014 = Captures entre 2004 et 2014
Other Bumble Bee spp. = Autres espèces de bourdons
Bombus terricola = Bombus terricola
1,000 KM = 1 000 Km

Figure 6. Captures de bourdons terricoles (points rouges) et d'autres espèces de *Bombus* (points gris) réalisées au Canada au cours de la dernière décennie. Aucun nouveau relevé n'a été effectué au cours de la dernière décennie dans de nombreuses portions de l'aire de répartition du bourdon terricole.

Aux États-Unis, Grixti *et al.* (2009) ont analysé les changements survenus dans les communautés de bourdons à l'échelle du territoire de l'Illinois. Le bourdon terricole représentait 1,2 % de tous les bourdons récoltés entre 1900 et 1949, mais aucun individu n'a été trouvé parmi les spécimens recueillis entre 1950 et 2007 ou dans le cadre d'importants relevés effectués en 2007 (Grixti *et al.*, 2009).

Entre 2007 et 2009, une évaluation de la situation et de l'abondance de huit espèces de bourdons à l'échelle du territoire continental des États-Unis a révélé que l'aire de répartition du bourdon terricole aux États-Unis s'est rétractée de 31 % par rapport à sa superficie historique. Il convient toutefois de mentionner que l'effort d'échantillonnage était probablement inadéquat dans les portions septentrionales de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis (Cameron *et al.*, 2011).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le bourdon terricole est un généraliste de l'habitat qui se rencontre dans des milieux diversifiés, dont des forêts de conifères et des forêts décidues ou mixtes clairsemées, des prairies et des prés humides et secs, des prés bordant des zones riveraines et des bords de route, des milieux de taïga adjacents à des zones boisées, des parcs urbains, des jardins et des secteurs agricoles, des milieux subalpins et d'autres milieux naturels plus isolés. Comme d'autres espèces de bourdons, il se nourrit du pollen de nombreuses espèces de plantes à fleurs et a été capturé sur un très grand nombre de plantes.

Les reines hibernent, généralement enfouies dans le sol meuble ou dans des troncs d'arbre pourris (Benton, 2006). Le bourdon terricole niche dans le sol (Laverty et Harder, 1988), souvent dans des terriers abandonnés de rongeurs mesurant 15 à 45 cm de profondeur et comportant une entrée inclinée vers le bas (Hobbs, 1968; Plath, 1927). Des sites de nidification ont été découverts dans des champs laissés à l'abandon (Harder, 1986).

Tendances en matière d'habitat

Le bourdon terricole présente une vaste aire de répartition au Canada et s'y rencontre dans de nombreuses écozones et divers types de milieux. Il est peu probable que la perte d'habitat ait pu à elle seule causer le déclin d'une espèce occupant un territoire aussi vaste. Les menaces qui pourraient avoir contribué au déclin de la qualité de l'habitat à une telle échelle spatiale incluent la propagation d'agents pathogènes et les changements climatiques (voir la section « Menaces »).

Moins de 1 % du bouclier boréal fait l'objet d'une exploitation agricole (Javorek et Grant, 2012). La perte d'habitat occasionnée par le développement urbain ou l'agriculture intensive peut cependant constituer une menace pour l'espèce dans certaines parties de son aire de répartition. Selon Javorek et Grant (2012), l'intensification des activités agricoles dans les écozones occupées par le bourdon terricole (c.-à-d. Plaines à forêts mixtes, Maritime de l'Atlantique, Prairies) a entraîné un déclin de l'habitat de l'espèce. Toutefois, certaines observations récentes semblent indiquer que l'espèce est capable de persister en présence de certaines conditions dans les régions agricoles et urbaines.

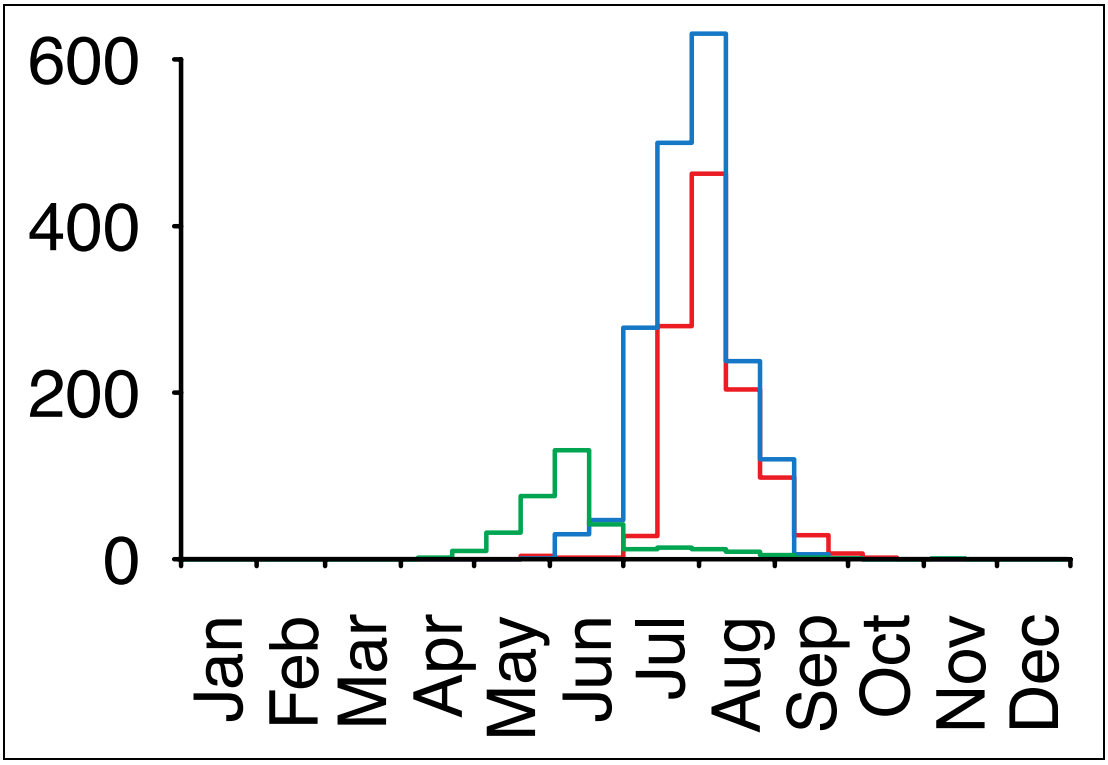
BIOLOGIE

Les informations fournies dans la présente section sont tirées principalement d'ouvrages généraux sur la biologie des bourdons (Alford, 1975; Goulson, 2003a; Benton, 2006), mais certaines références traitent de façon spécifique du bourdon terricole.

Cycle vital et reproduction

Les bourdons sont des insectes holométaboles, et leur cycle vital comporte donc quatre grandes étapes : œuf, larve, nymphe et adulte. Ce sont également des insectes eusociaux qui présentent trois formes ou castes à l'âge adulte : la reine (femelle reproductrice), les ouvrières (filles non fécondées de la reine qui ne se reproduisent habituellement pas) et les mâles. Les colonies sont annuelles, et une seule génération est produite chaque année.

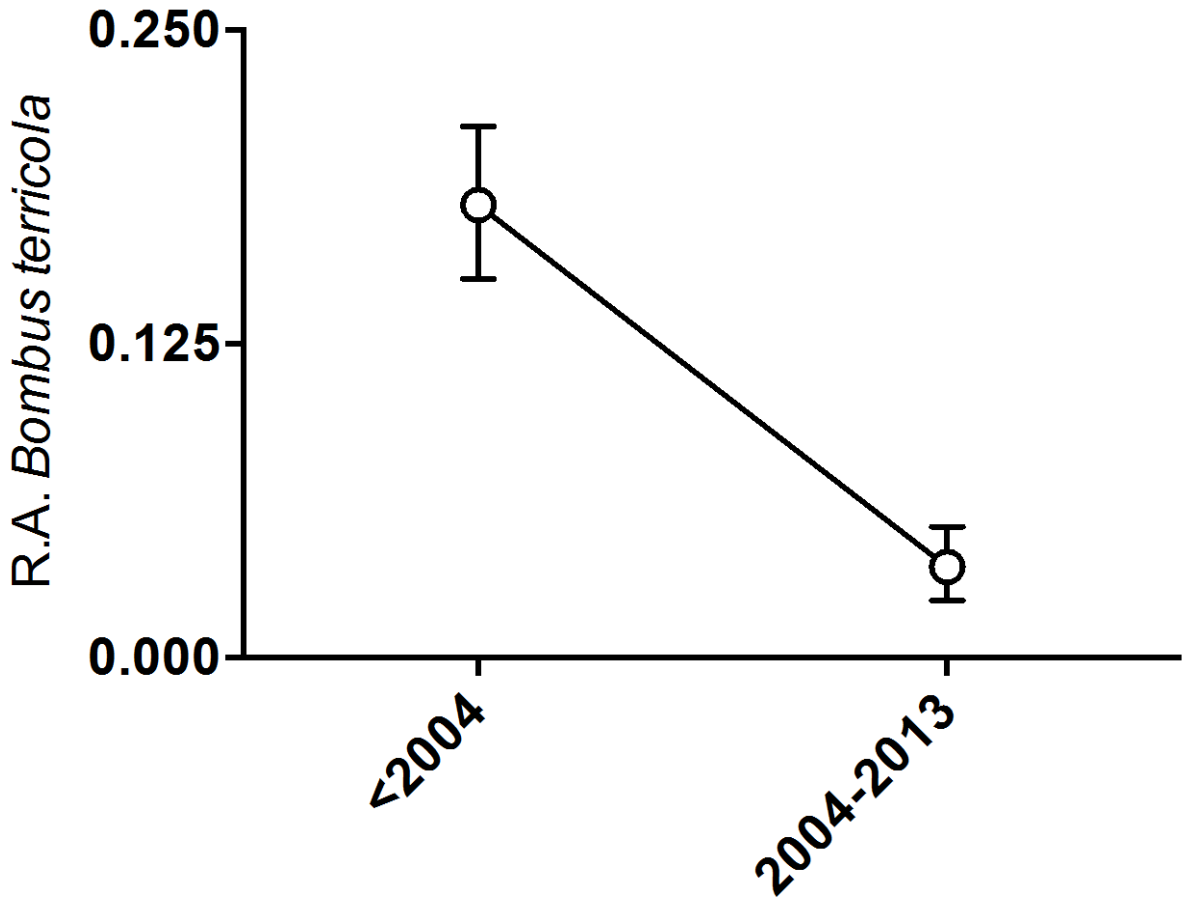
L'accouplement a lieu en automne. Les mâles meurent après s'être accouplés, et seules les reines passent l'hiver. Elles émergent généralement en avril ou en mai et commencent aussitôt à récolter du pollen et du nectar et à chercher un site de nidification propice pour fonder une nouvelle colonie (Williams *et al.* 2014; figure 7). Le nid est aménagé dans un terrier abandonné de rongeurs, une butte herbeuse, un tronc d'arbre pourri ou une ouverture dans un tronc d'arbre mort. La construction et la défense du nid sont d'abord assurées par la reine, mais quelques semaines après que celle-ci a produit sa première ponte, les premières ouvrières émergent et se chargent d'approvisionner la colonie en nourriture, d'entretenir le nid, de protéger la colonie et de prodiguer des soins au couvain. La reine demeure au nid et continue de pondre des œufs. En captivité, le nombre maximal d'ouvrières observé dans une colonie de bourdons terricoles s'élevait à 94 (Plowright, 1966), ce qui correspond sensiblement aux valeurs observées chez deux colonies sauvages (104 et 87). Le nombre total d'ouvrières produites était probablement près de deux fois plus élevé (Plowright, 1966).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Jan = Janv.
Feb = Févr.
Mar = Mars
Apr = Avril
May = Mai
Jun = Juin
Jul = Juill.
Aug = Août
Sep = Sept.
Oct = Oct.
Nov = Nov.
Dec = Déc. .

Figure 7. Histogramme de la période d'activité des différentes castes chez le bourdon terricole, inférée d'après les données de collecte de 3 322 spécimens capturés au Canada. Les reines (tracé vert) émergent en premier, suivies des ouvrières (tracé bleu) et des mâles (tracé rouge). Le nombre de spécimens produits durant chaque période est indiqué sur l'axe vertical.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
R.A Bombus terricola = Abondance relative du Bombus terricola

Figure 8. L'abondance relative du bourdon terricole dans les échantillons de bourdons récoltés dans dix régions du Canada (voir le tableau 2) a fortement décliné (analyse de variance à mesures répétées : $F_{1,18}$ = 19,60, P = 0,0003). Le graphique montre les valeurs des moindres carrés moyens ± écart-type. Voir le texte pour de plus amples détails sur l'analyse.

À mesure que l'été progresse, la production d'ouvrières culmine, et la colonie commence à produire des mâles et des futures reines. Owen *et al.* (1980) ont observé que le nombre de futures reines produites par les colonies de bourdons terricoles variait entre 0 et 58. Ces individus reproducteurs quittent le nid et s'accouplent. Une fois fécondées, les jeunes reines entrent en diapause et hibernent. Le déclin de la colonie s'amorce à l'approche de l'automne, et les derniers mâles et ouvrières finissent par mourir à l'arrivée des premiers gels.

On sait relativement peu de chose sur le comportement d'accouplement et la dynamique des colonies de les femelles s'accouplent une seule fois avec un seul mâle et, comme c'est le cas chez toutes les espèces de bourdons, le sperme ainsi obtenu est entreposé dans une spermathèque jusqu'à son utilisation pour la fertilisation des œufs (Greeff et Schmid-Hempel, 2008).

Les œufs éclosent environ 4 jours après avoir été pondus. Les larves se nourrissent de pollen et de nectar. La vie larvaire des bourdons comporte quatre stades. Après environ deux semaines, les larves se tissent un cocon et se transforment en nymphe. Deux semaines plus tard, les adultes émergent. Au total, le développement de l'œuf à l'adulte dure environ cinq semaines, mais sa durée précise varie en fonction de la température et de la quantité de nourriture disponible (Alford, 1975).

La durée de vie adulte moyenne des bourdons est également variable. Une étude menée à Doaktown, au Nouveau-Brunswick, a montré que la durée de vie moyenne des ouvrières adultes sauvages s'établit à 13 jours et est substantiellement inférieure à celle des ouvrières élevées en laboratoire. Cette différence est vraisemblablement due à l'exposition aux risques environnementaux (Rodd *et al.*, 1980). Les reines vivent à peine plus d'un an, tandis que les mâles ne vivent que quelques semaines, à la fin du cycle de la colonie.

En raison de leur système génétique de type haplodiploïde, les organismes eusociaux sont plus susceptibles de disparaître que de nombreuses autres espèces animales. En présence de conditions normales, les œufs non fertilisés donnent des mâles, tandis que les œufs fertilisés produisent des femelles. Les mâles (haploïdes) possèdent donc la moitié des gènes des femelles (diploïdes). Chez les populations dont la taille est réduite par la consanguinité ou un déclin, l'hétérozygotie à locus déterminant le sexe est faible et la fréquence des mâles diploïdes augmente, ce qui conduit à une spirale d'extinction (Zayad et Packer, 2005; Darvill *et al.*, 2012). Les bourdons sont donc plus vulnérables à la fragmentation de leur habitat que la plupart des autres espèces animales (Packer et Owen, 2001). Voir la section « Facteurs limitatifs ».

Physiologie et adaptabilité

Les reines émergent tôt au printemps et ont donc besoin de plantes à floraison hâtive pour survivre. La plupart des espèces de bourdons butinent les fleurs d'un grand nombre d'espèces de plantes. Chez ces insectes obligatoirement sociaux, les colonies dépendent de communautés végétales diverses et ont besoin de sources de pollen et de nectar pour demeurer vigoureuses durant toute la saison de végétation. Par conséquent, seuls les milieux qui abritent des communautés végétales riches peuvent fournir les quantités de nourriture nécessaires au maintien des colonies de bourdons.

Les bourdons sont présents dans la plupart des régions du Canada et tolèrent relativement bien le froid grâce à leur capacité physiologique de thermorégulation. Par temps frais, ils sont capables d'élever leur température corporelle jusqu'au seuil minimal requis pour voler (environ 30° C) en faisant vibrer leurs muscles thoraciques (Heinrich, 2004). La thermorégulation est vraisemblablement une adaptation importante, car le bourdon terricole est une espèce qui émerge tôt au printemps et qui se rencontre à des latitudes élevées.

Déplacements et dispersion

On sait peu de chose sur les taux de dispersion naturelle des bourdons. La dispersion s'effectue principalement au printemps, lorsque les reines partent à la recherche de sites propices à la nidification (Goulson, 2003a). Certaines données indiquent que les bourdons peuvent se disperser sur des distances relativement grandes. Selon certaines estimations, les mâles d'une espèce étroitement apparentée de l'Ancien Monde, le bourdon terrestre (*Bombus terrestris*), peuvent parcourir en vol une distance variant entre 2,6 et 9,9 km à partir de leur colonie d'origine (Kraus *et al.*, 2008). Depuis son introduction en Tasmanie au début des années 1900, le bourdon terrestre y a étendu son aire de répartition au rythme d'une dizaine de kilomètres par année (Stout et Goulson, 2000). La dispersion joue vraisemblablement un rôle important dans la survie des bourdons, compte tenu de la répartition irrégulière de leur habitat, mise en évidence par certaines études (voir par exemple Hatfield et LeBuhn, 2007), et des contraintes additionnelles imposées par les faibles tailles effectives des populations chez les insectes haplodiploïdes (Zayed et Packer, 2005) (voir la section « Facteurs limitatifs ».).

Relations interspécifiques

Espèce généraliste sur le plan de l'alimentation, le bourdon terricole doit composer avec la compétition que lui livrent de nombreuses autres espèces de bourdons pour obtenir le pollen et le nectar qui constitue la base de son alimentation. Cette espèce est également une pilleuse de nectar. Les butineuses percent un trou à la base des fleurs pour atteindre le nectar et, de ce fait, n'entrent pas en contact avec les anthères et/ou le stigmate et ne pollinisent pas les fleurs. Cette stratégie leur permet d'obtenir le nectar des fleurs à corolle tubulaire profonde (Laverty et Harder, 1988).

Le bourdon terricole entretient une étroite relation mutualiste avec de nombreuses espèces de plantes à fleurs indigènes, qui dépendent peut-être de lui pour leur pollinisation. Le déclin des populations du bourdon terricole pourrait avoir un impact néfaste pour ces plantes. L'ampleur de la dépendance des diverses espèces de plantes au bourdon terricole est inconnue. Dans les régions où leurs aires de répartition se chevauchent, le bourdon de l'Ouest est habituellement plus commun en montagne alors que le bourdon terricole est plus abondant à plus faible altitude (Hobbs, 1968). Les deux espèces sont toutefois sympatriques dans certaines parties des Prairies.

Prédation et parasitisme

De nombreux invertébrés parasitent les bourdons à toutes les étapes du cycle de la colonie (Schmid-Hempel, 1998). Au printemps, les reines peuvent être infectées par des nématodes (*Sphaerularia bombi*) ou des protozoaires (*Apicystis bombi*) qui les empêchent de fonder une colonie. En été, les ouvrières peuvent contracter des parasites (p. ex. *Crithidia bombi, Nosema bombi*) lorsqu'elles butinent des fleurs contaminées par des bourdons infectés.

Certaines espèces de psithyres ou bourdons-coucous (sous-genre *Psithyrus*) se spécialisent dans l'usurpation des reines des espèces de bourdons du sous-genre *Bombus s. str*., dont le bourdon terricole. Après s'être introduites dans une colonie, les femelles adultes blessent ou tuent la reine et pondent leurs propres œufs, qui sont ensuite pris en charge par les ouvrières restantes de la colonie hôte. Elles éliminent également tous les œufs pondus par la reine fondatrice. Le bourdon terricole est l'hôte du psithyre bohémien (*B. bohemicus*) et peut-être de deux autres espèces de psithyres, le *B. suckleyi* et le *B. insularis* (Fisher, 1992; Williams *et al.*, 2014).

Le *Locustacarus buchneri* est un acarien endoparasite commun qui vit dans les trachées et les sacs respiratoires de nombreuses espèces de bourdons. En Alberta, Otterstatter et Whidden (2004) ont observé des taux de prévalence inhabituellement élevés de ce parasite chez le bourdon terricole. Alors qu'ils représentaient seulement 18 % de tous les bourdons examinés (n = 4 096), le *Bombus cryptarum*, le bourdon de l'Ouest et le bourdon terricole totalisaient à eux seuls 83 % de tous les individus infectés, le bourdon terricole comptant pour 9 % des individus infectés (Otterstatter et Whidden, 2004). En comparaison, les taux d'infection chez les neuf autres espèces étudiées oscillaient entre 0 et 3,9 % (Otterstatter et Whidden, 2004). Ce parasite peut avoir une incidence négative sur la santé des bourdons.

Le *Nosema bombi* est une microsporidie parasite de l'intestin et des tissus des bourdons qui peut réduire la survie et l'efficacité du butinage par les ouvrières (Fisher et Pomeroy, 1989). Les taux de parasitisme par le *Nosema bombi* sont tenus pour faibles chez les bourdons sauvages (taux moyens de 5 à 10 %; Colla *et al.*, 2006), mais lors de relevés récents effectués sur le terrain aux États-Unis (Cameron *et al.*, 2011), les plus forts taux d'infection (> 35 %) ont été observés chez les espèces de bourdons en déclin. Cette observation vient étayer l'hypothèse selon laquelle ce parasite constitue une grave menace pour les bourdons. Le bourdon terricole a été exclu des analyses en raison de sa trop faible représentation dans les échantillons, mais les taux d'infection chez cette espèce étaient supérieurs aux taux observés chez n'importe laquelle des espèces stables (Cameron *et al.*, 2011).

Les prédateurs des bourdons adultes incluent les asiles (mouches de la famille des Asilidés) et les thomises (araignées de la famille des Thomisidés) (Dukas *et al.*, 2005). Les mouches des familles Conopidés et Phoridés sont des parasitoïdes des bourdons adultes. Le raton laveur, la mouffette, les ours et d'autres mammifères sont friands de couvain et de bourdons adultes et peuvent attaquer et détruire les colonies (Breed *et al.*, 2004).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Comparativement aux autres insectes, les bourdons ont fait l'objet de nombreux relevés, et les étiquettes des spécimens de musée capturés au cours des cent dernières années recèlent de précieuses informations sur la répartition, la phénologie et les plantes hôtes de ces insectes. Toutefois, dans la vaste majorité des cas, l'échantillonnage a été réalisé de façon opportuniste plutôt que selon un protocole répétable préétabli dans le temps et l'espace. Les préoccupations soulevées récemment par le déclin des populations de pollinisateurs, y compris les bourdons, ont incité les spécialistes à mieux coordonner les méthodes d'échantillonnage des bourdons, et de nombreux ensembles de données de grande qualité ont été amassés au cours de la dernière décennie.

Nous nous sommes fondés sur un vaste ensemble de données se rattachant à un très grand nombre de spécimens de bourdons d'Amérique du Nord (N = 281 000) constitué récemment en vue de la publication d'un guide consacré à ces insectes (Williams *et al.*, 2014) pour inférer les changements d'abondance et de répartition chez le bourdon terricole. Nous avons également effectué en 2013 des relevés à dix sites de collecte historiques désignés comme tels dans cet ensemble de données (annexe 2). Nous avons également obtenu des données de collecte récentes de scientifiques qui étudient les pollinisateurs dans diverses régions du Canada.

Nous avons eu recours à trois approches distinctes pour caractériser les changements touchant la répartition du bourdon terricole dans le temps :

<u>Approche 1. Comparaison de l'abondance relative du bourdon terricole à dix sites rééchantillonnés aux fins du présent rapport.</u>

L'abondance relative (AR) correspond au rapport du nombre d'individus d'une espèce sur le nombre total d'individus récoltés (individus de toutes espèces du genre *Bombus* confondues, dans le cas présent). L'abondance relative d'une espèce est souvent utilisée comme une approximation de son abondance lorsque les données ne se prêtent pas à d'autres analyses (voir par exemple Colla et Packer, 2008). Pour étudier les fluctuations d'abondance du bourdon terricole à l'aide de cette méthode, nous avons répertorié 10 sites compris dans l'aire de répartition de cette espèce pour lesquels nous avions le plus grand nombre de données et comparé les valeurs d'abondance relative parmi les échantillons de bourdons récoltés récemment (2004-2013) et historiquement (avant 2004) (tableau 2). Cette période a été choisie en considération de la durée de 10 ans associée aux critères d'évaluation du COSEPAC. Nous avons exclu de l'analyse toutes les collections qui nous semblaient avoir été constituées de façon non aléatoire, ainsi que celles qui n'incluaient que des espèces bien précises (que ce soit le bourdon terricole ou d'autres espèces). Notre analyse comporte nécessairement un biais dans la mesure où la faune de bourdons présente dans les grands centres de population humaine et pour lesquels on dispose des meilleures données de collecte s'y trouve surreprésentée. Il se peut que les espèces présentes dans ces grands centres soient exposées à des menaces d'une ampleur ou

d'une portée différente de celle des menaces auxquelles elles sont exposées ailleurs. Nous avons toutefois inclus des spécimens provenant d'une grande zone tampon comprenant des terres non urbaines et, dans l'ensemble, nos échantillons englobaient 73 % des quelque 30 000 mentions canadiennes de bourdons incluses dans notre ensemble de données.

Tableau 2. Abondance relative (AR) du bourdon terricole dans 10 sites. À neuf de ces 10 sites, l'abondance relative du bourdon terricole au cours des 10 dernières années était largement inférieure à ce qu'elle était anciennement (avant 2004). L'échantillonnage s'est étalé sur plusieurs années et a été mené à bien dans plusieurs sites. Les mentions proviennent de l'ensemble de la province, à l'exception des localités centroïdes pour des carrés de 10 000 km^2 (*) et 40 000 km^2 (**).

Endroit	Nombre de captures historiques (< 2004)			Nombre de captures récentes (2004-2013)			% changement
	B. terricola	*Bombus* spp.	AR	*B. terricola*	*Bombus* spp.	AR	
Sud-ouest du Québec (Montréal*)	17	93	0,183	18	1 604	0,011	-93,9
Nouveau-Brunswick	218	588	0,371	31	1 030	0,030	-91,9
Terre-Neuve	88	218	0,404	58	1 218	0,048	-88,2
Sud-ouest de l'Ontario (Toronto*)	132	2,112	0,063	10	1 237	0,008	-87,1
Île du Prince-Édouard	71	327	0,217	41	1 306	0,031	-85,5
Nouvelle-Écosse	421	1,921	0,219	41	1 111	0,037	-83,2
Centre de l'Alberta (Edmonton*)	48	245	0,196	6	90	0,067	-66,0
Sud-est de l'Ontario (Ottawa*)	41	539	0,076	4	129	0,031	-59,2
Sud du Québec (Québec *)	10	50	0,200	41	468	0,088	-56,2
Centre-intérieur de la Colombie-Britannique (100 Mile House**)	23	774	0,030	295	6 801	0,043	46,0
Totaux :	1 069	6 867		545	14 994		

La plupart des comparaisons ont été faites entre des ensembles de données provenant de carrés non chevauchants de 10 000 km^2 centrés sur des centres de population. En raison des tailles plus faibles des échantillons, nous avons dû utiliser les mentions provenant du territoire avoisinant de 40 000 km^2 pour effectuer la comparaison pour une région de la Colombie-Britannique centrée sur 100 Mile House. Pour le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île du Prince-Édouard, nous avons utilisé les mentions enregistrées à l'échelle de la province, et dans le cas de Terre-Neuve, nous avons utilisé toutes les mentions amassées à Terre-Neuve mais nous avons omis celles du Labrador (voir les explications ci-dessous et le tableau 2).

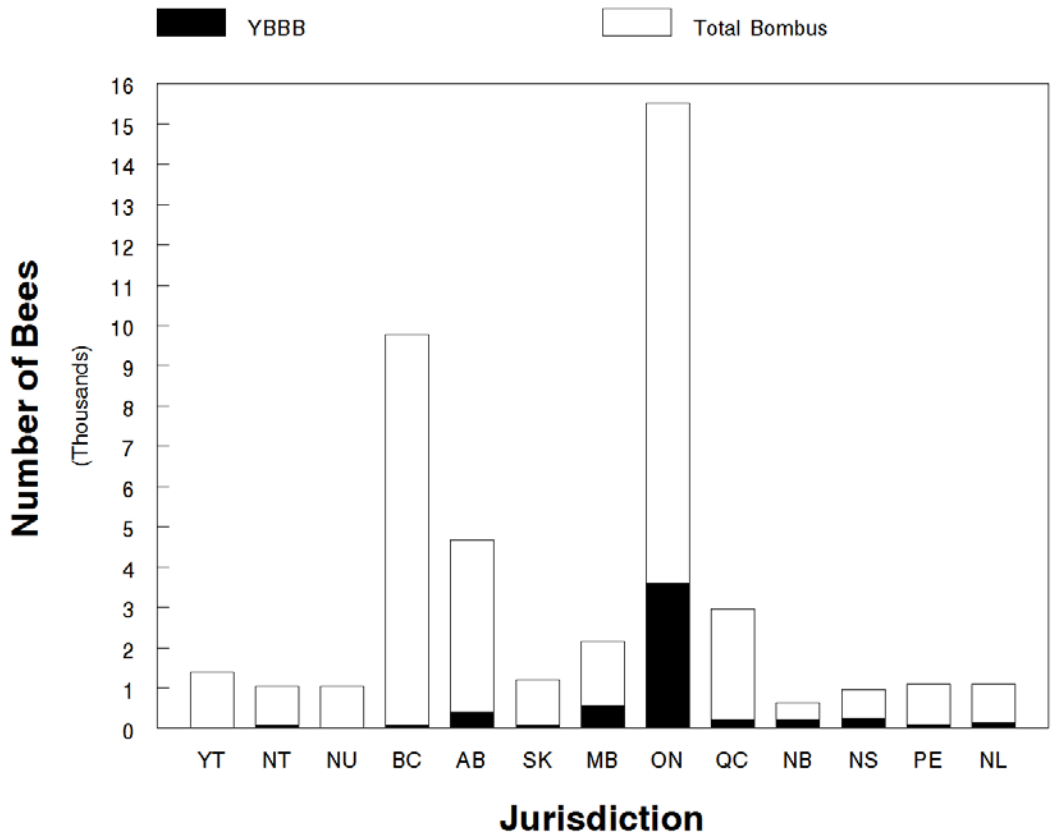
En plus de présenter les changements d'abondance relative, nous avons eu recours à une analyse de variance à mesures répétées pour déterminer si les différences d'abondance relative du bourdon terricole (par rapport aux autres espèces du genre *Bombus*) relevées entre les deux périodes considérées étaient significatives. Dans cette analyse, l'abondance relative était la variable dépendante, et le site (n = 10) et la période (historique par opposition moderne) étaient les variables indépendantes.

Approche 2. Comparaison des changements de l'indice de zone d'occupation (IZO) du COSEPAC survenus entre les dix dernières années (2004–2013) et avant 2003

Dans cette approche, nous avons calculé une valeur d'indice de zone d'occupation (IZO) du bourdon terricole dans chacune des 15 écozones terrestres du Canada (voir COSEWIC, 2009) en comparant les captures réalisées entre 2004 et 2013 à toutes les captures plus anciennes dans notre ensemble de données. Nous avons utilisé le logiciel ArcGIS pour quadriller le territoire terrestre du Canada en carrés de 2 km de côté. Nous avons obtenu les données SIG pour les écozones (Government of Canada, 2013), puis calculé pour chaque écozone le nombre total de carrés et le nombre de carrés avec au moins une occurrence enregistrée avant 2004 et entre 2004 et 2013. Nous avons ensuite déterminé la proportion des carrés occupés historiquement qui étaient encore occupés récemment, ou l'IZO. Nous avons fait ce calcul pour chaque écozone et pour l'ensemble du Canada.

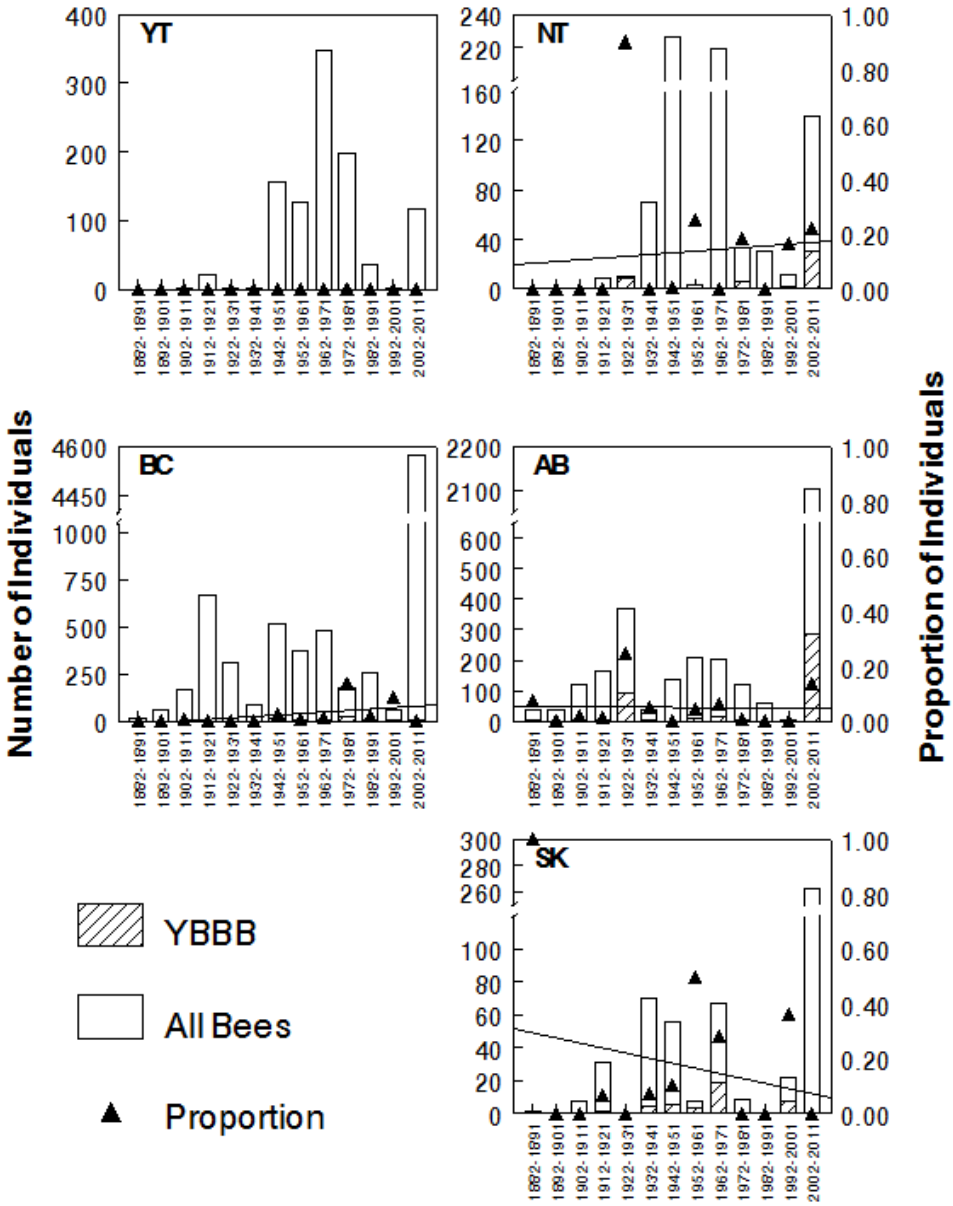
Approche 3. Détermination de l'abondance relative du bourdon terricole par tranche de dix ans dans les collections de musée

Aux fins de cette analyse, nous avons utilisé un ensemble de données sur les bourdons du Canada contenant plus de 45 000 données de collecte de spécimens de musée et de mentions d'observation amassées de 1882 à 2011. L'abondance relative du bourdon terricole a été déterminée par tranches de dix ans pour l'ensemble du pays et pour chaque province et territoire où l'espèce a été observée au Canada (figures 9 à 13).



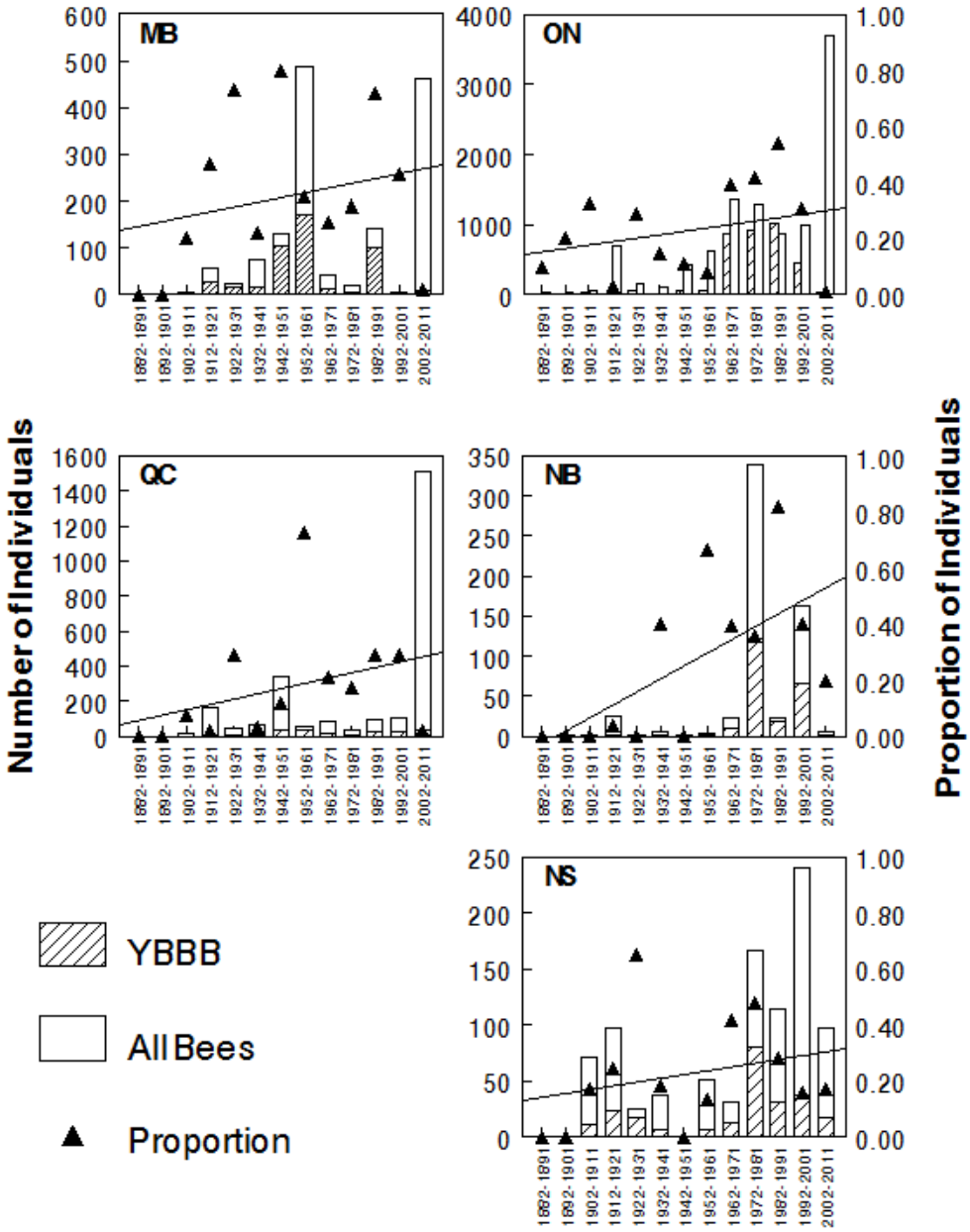
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of Bees (Thousands) = Nombre de bourdons (en milliers)
YBBB = Bourdon terricole
Total Bombus = Tous les *Bombus*
Jurisdiction = Province ou territoire

Figure 9. Nombre total de bourdons (en milliers d'individus) capturés par province et territoire. Les plages ombrées (en noir) indiquent l'abondance relative du bourdon terricole. À noter les faibles valeurs d'abondance relative de l'espèce dans l'Ouest canadien de même qu'en Nouvelle-Écosse (NS), au Nouveau-Brunswick (NB), à l'Île du Prince-Édouard (PE) et à Terre-Neuve-et-Labrador (NL).



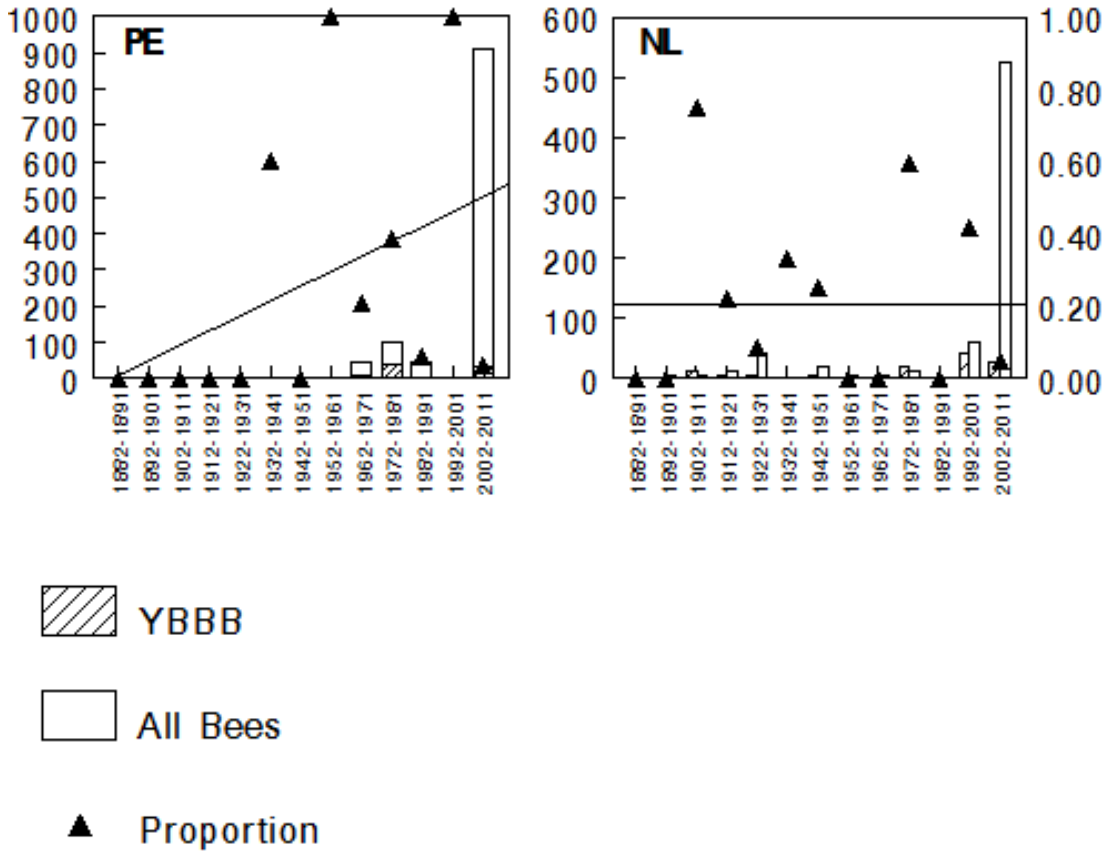
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of individuals = Nombre d'individus
Proportion of individuals = Proportion d'individus
YBBB = Bourdon terricole
All Bees = Tous les bourdons
Proportion = Proportion
In all decimals, replace dot (.) by comma (,)

Figure 10. Abondance relative par décennie du bourdon terricole au Yukon (YT), dans les Territoires du Nord-Ouest (NT), en Colombie-Britannique (BC), en Alberta (AB) et en Saskatchewan (SK), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces et territoires entre 1882 et 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de spécimens de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®.



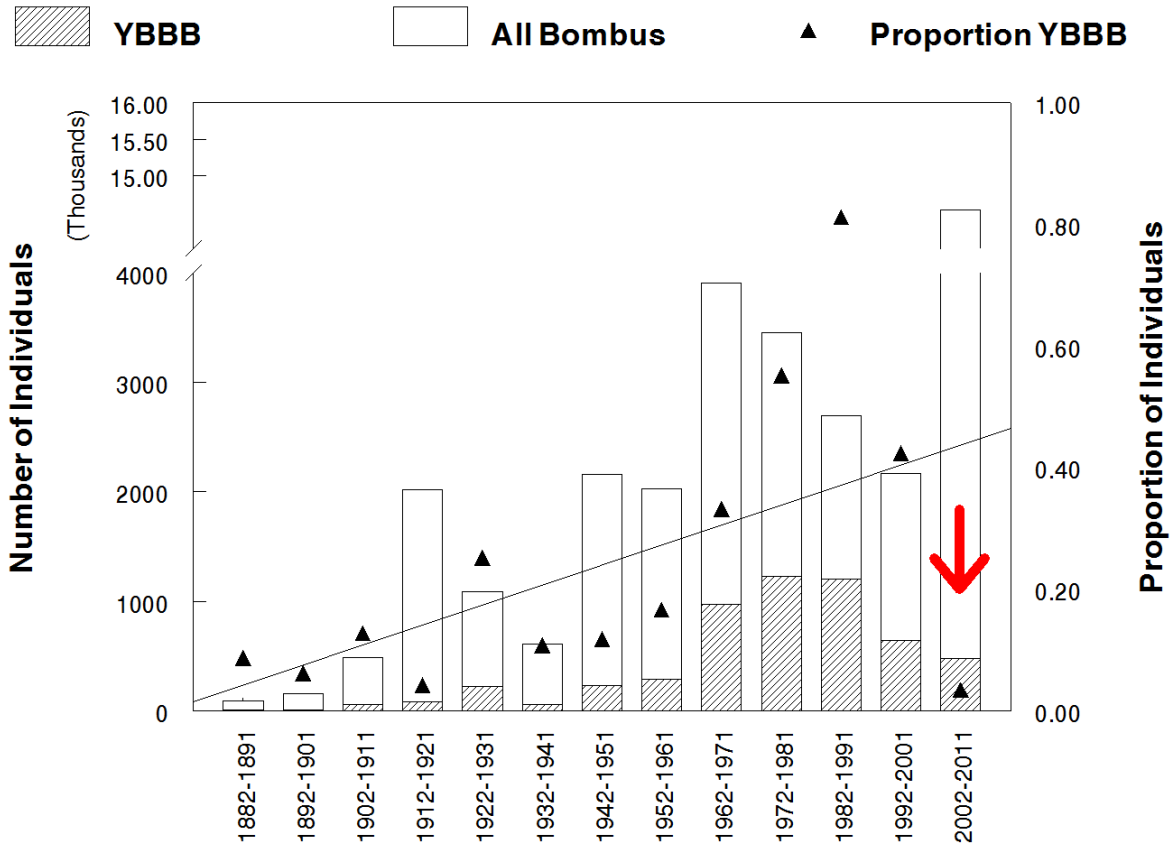
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of individuals = Nombre d'individus
Proportion of individuals = Proportion d'individus
YBBB = Bourdon terricole
All Bees = Tous les bourdons
Proportion = Proportion
In all decimals, replace dot (.) by comma (,)

Figure 11. Abondance relative par décennie du bourdon terricole au Manitoba (MB), en Ontario (ON), au Québec (QC), au Nouveau-Brunswick (NB) et en Nouvelle-Écosse (NS), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces et territoires entre 1882 et 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
YBBB = Bourdon terricole
All Bees = Tous les bourdons
Proportion = Proportion
In all decimals, replace dot (.) by comma (,)

Figure 12. Abondance relative par décennie du bourdon terricole à l'île du Prince-Édouard (PE) et à Terre-Neuve-et-Labrador (NL), établie d'après les mentions de *Bombus* enregistrées dans ces provinces entre 1882 à 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) indique la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Ensemble de données de Williams *et al.*, 2014. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of individuals (Thousands) = Nombre d'individus (en milliers)
Proportion of individuals = Proportion d'individus
YBBB = Bourdon terricole
All Bees = Tous les bourdons
Proportion YBBB = Proportion de bourdons terricoles
In all decimals, replace the dot (.) by a comma (,)

Figure 13. Abondance relative du bourdon terricole au Canada, par décennie, de 1882 à 2011. L'axe des Y de gauche (partie tramée des barres) montre le nombre de spécimens de bourdons terricoles, tandis que l'axe des Y de droite (triangles noirs) représente la proportion de bourdons terricoles, par tranches de dix ans. Nous avons eu recours à la régression linéaire pour examiner les tendances de l'abondance relative dans le temps; la ligne représente le meilleur ajustement des données. Ensemble de données de Williams *et al.*, 2014. Les graphiques ont été générés à l'aide du logiciel Minitab ®.

D’après l’évolution dans le temps de l’abondance relative du bourdon terricole par rapport aux autres espèces de bourdons, l’espèce semble avoir décliné récemment (c.-à-d. au cours des 10 à 20 dernières années; comparaison entre la décennie 1992–2001 et la dernière décennie 2002–2011) en Colombie-Britannique, en Saskatchewan, au Manitoba, en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (tableau 3; figures 10, 11 et 12). À l’échelle du Canada, l’abondance relative du bourdon terricole a également diminué : 1982–1991 (26,05 %), 1992–2001 (déclin de -33,63) et 2002–2011 (- 88.91) (figure 13; tableau 3). Au Canada, de vastes pans des régions boréales et arctiques n’ont fait l’objet d’aucun relevé de bourdons, et il est donc impossible de faire des inférences sur les déclins survenus dans ces régions (Yukon, Territoires du Nord-Ouest et nord de l’Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l’Ontario, du Québec et de Terre-Neuve).

Tableau 3. Comparaison des nombres de spécimens et de l’abondance relative (AR) du bourdon terricole (BT) par rapport au nombre total de *Bombus* (toutes espèces confondues) récoltés entre 1882 et 2011 au Canada. Plus de 70 personnes et d’établissements ont contribué à l’établissement de cet ensemble de données. Données compilées dans une base de données en vue de la publication de Williams *et al.*, 2014. L’abondance relative du bourdon terricole est présentée par tranches de dix ans (voir les figures 10 à 12 pour une représentation graphique de ces données).

	Décennie	YT	NT	NU	BC	AB	SK	MB	ON	QC	NB	NS	PE	NL	Nombre total de bourdons terricoles capturés au Canada	Variation de l’abondance relative (%) par rapport à la décennie précédente
Tous	1882-1891	0	0	1	15	39	2	0	30	1	0	0	0	0	88	-
BT		0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	0	0	0	7	
AR		0	0	0	0	0,076923	0,5	0	0,1	0	0	0	0	0	0,079545	
Tous	1892-1901	0	0	0	59	34	0	1	53	0	1	0	0	7	155	-27,00
BT		0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	9	
AR		0	0	0	0	0	0	0	0,169811	0	0	0	0	0	0,058065	
Tous	1902-1911	2	1	3	166	119	8	5	80	13	1	71	2	16	487	94,50
BT		0	0	0	1	2	0	1	26	1	0	12	0	12	55	
AR		0	0	0	0,006024	0,016807	0	0,2	0,325	0,076923	0	0,169014	0	0,75	0,112936	
Tous	1912-1921	21	9	44	668	166	31	56	716	165	26	97	1	18	2018	-64,02
BT		0	0	0	0	2	2	26	20	3	1	24	0	4	82	
AR		0	0	0	0	0,012048	0,064516	0,464286	0,027933	0,018182	0,038462	0,247423	0	0,222222	0,040634	
Tous	1922-1931	3	10	13	313	372	0	22	240	43	1	26	0	48	1091	394,00
BT		0	9	0	1	92	0	16	70	10	0	17	0	4	219	
AR		0	0,9	0	0,003195	0,247312	#DIV/0!	0,727273	0,291667	0,232558	0	0,653846	0	0,083333	0,200733	
Tous	1932-	1	70	15	88	39	70	76	135	63	5	38	5	3	608	-51,66

	Décennie	YT	NT	NU	BC	AB	SK	MB	ON	QC	NB	NS	PE	NL	Nombre total de bourdons terricoles capturés au Canada	Variation de l'abondance relative (%) par rapport à la décennie précédente
BT	1941	0	0	0	0	2	5	17	20	2	2	7	3	1	59	
AR		0	0	0	0	0,051282	0,071429	0,223684	0,148148	0,031746	0,4	0,184211	0,6	0,333333	0,097039	
Tous	1942-1951	157	226	92	513	135	56	132	477	340	2	0	0	28	2158	08,39
BT		0	1	0	15	0	6	105	54	39	0	0	0	7	227	
AR		0	0,004425	0	0,02924	0	0,107143	0,795455	0,113208	0,114706	0	0	0	0,25	0,10519	
Tous	1952-1961	126	4	33	377	211	8	487	666	51	3	52	3	5	2026	35,61
BT		0	1	0	3	9	4	171	52	37	2	7	3	0	289	
AR		0	0,25	0	0,007958	0,042654	0,5	0,351129	0,078078	0,72549	0,666667	0,134615	1	0	0,142646	
Tous	1962-1971	348	219	135	478	201	67	43	2233	82	23	31	48	4	3912	74,72
BT		0	0	0	7	12	19	11	877	17	9	13	10	0	975	
AR		0	0	0	0,014644	0,059701	0,283582	0,255814	0,392745	0,207317	0,391304	0,419355	0,208333	0	0,249233	
Tous	1972-1981	198	33	1	174	120	9	19	2225	35	340	167	99	32	3452	42,62
BT		0	6	0	24	1	0	6	926	6	121	80	38	19	1227	
AR		0	0,181818	0	0,137931	0,008333	0	0,315789	0,41618	0,171429	0,355882	0,479042	0,383838	0,59375	0,355446	
Tous	1982-1991	37	31	10	253	59	1	141	1882	96	22	114	47	1	2694	26,05
BT		0	0	0	5	0	0	101	1020	28	18	32	3	0	1207	
AR		0	0	0	0,019763	0	0	0,716312	0,541977	0,291667	0,818182	0,280702	0,06383	0	0,448033	
Tous	1992-2001	2	12	0	58	6	22	7	1452	104	163	240	2	101	2169	-33,63
BT		0	2	0	5	0	8	3	450	30	65	38	2	42	645	
AR		0	0,166667	0	0,086207	0	0,363636	0,428571	0,309917	0,288462	0,398773	0,158333	1	0,415842	0,297372	
Tous	2002-2011	116	140	59	4573	2103	263	462	3739	1508	5	98	908	555	14529	-88,91
BT		0	31	0	10	284	0	9	34	31	1	17	34	28	479	
AR		0	0,221429	0	0,002187	0,135045	0	0,019481	0,009093	0,020557	0,2	0,173469	0,037445	0,05045	0,032969	

Tableau 4. Comparaison du nombre de carrés de 2 km de côté à l'intérieur desquels la présence du bourdon terricole a été observée dans chaque écozone du Canada avant 2003 et au cours des dix dernières années (2004–2013). Plus de 70 personnes et établissements ont contribué à l'établissement de cet ensemble de données. Données compilées dans une base de données en vue de la publication de Williams *et al.* (2014).

Écozone	Nombre total de carrés de 2 km de côté)	Superficie de l'écozone (km^2)	Carrés occupés en 2003 et avant	Carrés occupés de 2004 à 2013	Nombre total de carrés occupés	Zone d'occupation en 2003 et avant (km^2)	Zone d'occupation de 2004 à 2013 (km^2)	Superficie globale occupée historiquement (km^2)	Variation de l'IZO, moderne/ historique
Cordillère arctique	83 025	332 100	0	0	0	0	0	0	s/o
Maritime de l'Atlantique	42 556	170 224	175	55	216	700	220	864	0,314
Cordillère boréale	117 083	468 332	2	0	2	8	0	8	s/o
Plaines boréales	162 751	651 004	73	6	78	292	24	312	0,082
Bouclier boréal	418 291	1 673 164	194	21	213	776	84	852	0,108
Plaines hudsoniennes	85 407	341 628	7	2	9	28	8	36	0,286
Plaines à forêts mixtes	23 527	94 108	109	45	150	436	180	600	0,413
Cordillère montagnarde	111 659	446 636	22	5	26	88	20	104	0,227
Haut-Arctique	470 169	1 880 676	0	0	0	0	0	0	s/o
Maritime du Pacifique	43 725	174 900	4	0	4	16	0	16	s/o
Prairies	104 056	416 224	70	15	85	280	60	340	0,214
Bas-Arctique	224 843	899 372	0	0	0	0	0	0	s/o
Taïga de la Cordillère	71 563	286 252	0	0	0	0	0	0	s/o
Taïga des plaines	172 136	688 544	13	10	23	52	40	92	0,769
Taïga du Bouclier	334 315	1 337 260	4	5	8	16	20	32	1,250
Canada	**2 465 106**	**9 860 424**	**673**	**164**	**814**	**2,692**	**656**	**3,256**	**0,244**

Plusieurs autres méthodes ont été utilisées pour inférer les changements liés à la répartition des espèces de bourdons à l'échelle locale (à l'aide d'ensembles de données sur les spécimens de musée).

1. En Ontario, les valeurs d'abondance relative des bourdons capturés dans divers sites à Guelph et autour de cette ville entre 1971 et 1973 (N = 3 632) ont été comparées aux valeurs enregistrées entre 2004 et 2006 (N = 1 195). L'abondance relative du bourdon terricole a décliné de façon significative de 3 à 0 % entre ces deux périodes (Colla et Packer, 2008). Lors de la première étude, les relevés ont été effectués à l'aide de filets entomologiques à quelques jours d'intervalle. En 2004 et 2005, ils ont été réalisés mensuellement de mai à septembre. En 2006, les relevés ont été menés sur une base approximativement hebdomadaire d'avril à octobre le long de deux transects en bande de 1 km à chacun des sites visités durant l'étude historique.

2. Utilisant une version antérieure du présent ensemble de données (N = 69 600 mentions de bourdons), des chercheurs ont comparé le nombre de carrés occupés par 20 espèces de bourdons au Canada et aux États-Unis à deux périodes différentes. Ils ont constaté que le bourdon terricole est encore présent dans environ 52 % de son aire de répartition historique rééchantillonnée (Colla *et al.*, 2012a). La région a été divisée en carrés de 50 x 50 km, et les mentions couvrant la période 1991-2009 ont été jugées positives en ce qui a trait à la persistance de l'espèce dans un carré donné si celle-ci y avait déjà été trouvée antérieurement. Cameron *et al.* (2011), qui ont constitué une partie de l'ensemble de données utilisé aux fins de la préparation du présent rapport de situation, ont inféré des déclins du bourdon terricole dans une bonne partie de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis en se fondant sur les valeurs d'abondance relative et ont noté un déclin de l'abondance relative de 12 à 1 % dans le nord et les régions côtières de l'est des États-Unis. Ils ont comparé les valeurs d'abondance relative de divers relevés réalisés dans diverses régions des États-Unis entre 2007 et 2009 (382 sites, n = 16 788 bourdons capturés au filet) à celles de relevés effectués entre 1900 et 1999 (n = 73 759 bourdons).

3. Hatfield *et al.* (en prép.) ont utilisé le même ensemble de données pour assigner des cotes de conservation de l'UICN à 43 espèces de bourdons présentes au Canada et aux États-Unis et comparé plusieurs paramètres spatiaux (p. ex. zone d'occurrence) entre des ensembles de données récentes et historiques contenant le même nombre de mentions. Ils ont estimé le déclin moyen du bourdon terricole en calculant des valeurs moyennes pour l'abondance, la persistance et la zone d'occurrence. Ils ont estimé à 49,94 % le déclin des populations du bourdon terricole entre les périodes historique et récente. L'abondance relative a chuté de plus de 66 % par rapport à l'abondance relative moyenne au cours de la dernière décennie.

4. Au Vermont, État adjacent au Québec, le bourdon terricole représentait autrefois entre 20 et 30 % de tous les spécimens de *Bombus* capturés. En 2012-2013, moins de 1 % des quelque 10 000 bourdons capturés à l'aide d'un filet par des chercheurs bénévoles dans le cadre d'un relevé réalisé par le Vermont Center for Ecostudies appartenait à cette espèce (McFarland et Richardson, 2013).

Abondance

Avec les données disponibles actuellement, il est impossible d'estimer l'abondance d'insectes eusociaux largement répartis tels que le bourdon terricole. Comme il a déjà été mentionné précédemment, les auteurs des études menées antérieurement se sont fondés sur les réductions de l'abondance relative pour évaluer les déclins. La figure 9 montre le nombre total de bourdons de toutes espèces confondues et de bourdons terricoles capturés par province et territoire (les captures récentes enregistrées au Yukon n'y figurent cependant pas). De façon générale, le bourdon terricole semblait autrefois plus abondant à l'est de l'Alberta (figure 9).

Fluctuations et tendances

Il est important de noter que les populations de bourdons peuvent fluctuer considérablement d'une année à l'autre et que de tels changements n'attestent pas nécessairement l'existence d'un déclin (voir par exemple Roubik et Ackerman, 1987). Toutefois, dans le cas du bourdon terricole, les déclins décelés sont soutenus et manifestes dans de nombreuses régions séparées comprises dans l'aire de répartition de l'espèce. En outre, pour certaines régions où un grand nombre de bourdons ont été récoltés (p. ex. Nouvelle-Écosse), il est possible de comparer décennie par décennie l'abondance relative de l'espèce depuis les années 1960. Dans ces cas, on note que les populations du bourdon terricole sont demeurées généralement stables durant la majeure partie du 20^{e} siècle mais ont commencé à décliner au cours des années 1980 (figures 10 à 13).

L'approche 1 (comparaison de l'abondance relative de l'espèce à dix sites rééchantillonnés aux fins du présent rapport) a montré que l'abondance relative du bourdon terricole a décliné à neuf des dix sites où une comparaison des valeurs de ce paramètre a été effectuée. Estimée historiquement à 0,20 ± 0,12 (É.-T.), l'abondance relative de l'espèce dans l'ensemble de ces dix sites ne s'élevait plus qu'à 0,04 ± 0,02 (É.-T.) au cours de la dernière décennie, soit un déclin moyen de 66,5 % (intervalle : - 46,0 – 93,9 %; tableau 2). Globalement, ces déclins étaient hautement significatifs, même lorsqu'on tient compte de la Colombie-Britannique, où l'abondance relative a augmenté plutôt que diminué (ANOVA à mesures répétées : $F_{1,18}$ = 19,60, P = 0,0003; figure 8). Même si l'espèce n'a pas décliné dans le centre de la Colombie-Britannique (où elle n'était probablement pas abondante historiquement), son abondance relative historique y était beaucoup plus faible qu'aux autres sites (tableau 2).

L'approche 2 (comparaison des changements de l'indice de zone d'occupation (IZO) du COSEPAC) a mis en évidence un déclin de l'IZO dans chacune des 11 écozones où le bourdon terricole est présent, ce dernier n'occupant plus que 24,4 % des carrés où il se rencontrait historiquement (intervalle : 8,2 – 76,9 %; tableau 3).

L'approche 3 (comparaison de l'abondance relative du bourdon terricole dans les collections de bourdons) a confirmé que l'espèce a subi un déclin entre la période historique (avant 2003) et la période récente (2004-2011).

L'utilisation des valeurs d'abondance relative pour estimer les tendances du nombre d'individus dans le temps peut entraîner un biais : l'abondance relative correspond au rapport du nombre d'individus de l'espèce considérée (bourdon terricole) sur le nombre d'individus de toutes les espèces de bourdons (p. ex. si la tendance de l'abondance relative du bourdon terricole fluctue en fonction des changements touchant son abondance et celle de toutes les autres espèces de bourdons). Si l'abondance du bourdon terricole demeure constante alors que celle de toutes les autres espèces de bourdons augmente, l'abondance relative du bourdon terricole diminuera. Inversement, si l'abondance du bourdon terricole demeure constante alors que celle de toutes les autres espèces de bourdons diminue, l'abondance relative du bourdon terricole augmentera. Enfin, si l'abondance relative de toutes les espèces de bourdons, y compris le bourdon terricole,

diminue au même rythme, l'abondance relative du bourdon terricole demeurera constante. Élément important mais inconnu, si l'abondance totale de toutes les espèces de bourdons diminue dans certaines régions, l'estimation de la pente pour le bourdon terricole fondée sur l'abondance relative conduirait à une sous-estimation du déclin.

Immigration de source externe

L'aire de répartition du bourdon terricole englobe une partie des États-Unis et s'étend le long de la frontière canado-américaine, de la côte atlantique à la côte pacifique. Une immigration de source externe est possible depuis des milieux naturels situés le long de cette frontière internationale. Il convient toutefois de noter que l'espèce a également décliné en Pennsylvanie et à l'échelle de son aire de répartition aux États-Unis (Cameron *et al.*, 2011).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Nous avons utilisé le calculateur des menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, ou CMP) (IUCN- CMP) (Salafsky *et al.*, 2008; Master *et al.*, 2009) pour classer et répertorier les menaces qui pèsent sur l'espèce (annexe 2). L'impact global des menaces est faible. La plupart des menaces pesant sur le bourdon terricole ont un impact élevé à l'échelle locale. Toutefois, lorsque l'examen est étendu à l'échelle de l'aire de répartition canadienne du bourdon terricole et des régions naturelles abritant l'espèce, l'impact d'un bon nombre des menaces est inconnu ou est jugé négligeable.

Pollution (Faible) (menace 9)

<u>Effluents agricoles et sylvicoles (menace 9.3)</u>

Les pesticides peuvent avoir des impacts néfastes sur les insectes bénéfiques, soit directement, par exposition directe des insectes en quête de nourriture ou contamination de l'habitat de nidification, soit indirectement, lorsque les insectes se nourrissent de pollen ou de nectar contaminé. Les effets peuvent être létaux ou sublétaux, selon le composé chimique en cause et/ou sa concentration. En comparaison d'autres espèces, diverses caractéristiques du cycle vital (p. ex. grande taille, émergence hâtive, long cycle des colonies) peuvent accroître à l'échelle locale la vulnérabilité du bourdon terricole à l'accumulation de pesticides dans la colonie. En cas d'exposition multiple, plusieurs pesticides peuvent également avoir des effets synergiques (Gill *et al.*, 2012). Toutefois, à l'analyse, l'utilisation de pesticides n'explique pas le déclin à grande échelle des populations de bourdons terricoles (Colla *et al.*, 2013; Szabo *et al.*, 2012).

À l'échelle locale, les pesticides peuvent constituer une menace pour les populations existantes. Dans l'écozone du Bouclier boréal, des pesticides sont parfois utilisés pour lutter contre des espèces envahissantes. Une évaluation en laboratoire de la toxicité de six pesticides utilisés en milieu forestier pour les adultes de quatre espèces de bourdons a montré que les effets variaient chez le bourdon terricole selon le pesticide utilisé (Helson *et al.*, 1994). La perméthrine, le fénitrothion et le maxacarbate se sont révélés particulièrement toxiques pour cette espèce (Helson *et al.*, 1994). Les auteurs de cette étude n'ont cependant tenu compte ni des effets sublétaux, qui peuvent constituer une grave menace pour les abeilles eusociales (voir par exemple Desneux *et al.*, 2007), ni des effets de pesticides nouveaux potentiellement toxiques.

En milieu urbain ou agricole, de nombreux pesticides, dont les néonicotinoïdes, peuvent constituer une menace pour les bourdons. Les néonicotinoïdes sont une classe de pesticides systémiques qui circulent et s'accumulent dans les plantes, y compris dans le pollen et le nectar. Ces pesticides sont plus toxiques pour les bourdons (en comparaison des autres classes de pesticides) à des concentrations de l'ordre de quelques parties par milliard (ppb) (EPA, 1994; Marletto *et al.*, 2003).

L'imidaclopride est non létal pour les bourdons lorsqu'il est appliqué selon les instructions figurant sur l'étiquette (voir par exemple Tasei *et al.*, 2001). Ses effets sur les bourdons ont toutefois été évalués uniquement sur des colonies de bourdons domestiqués, jugées représentatives de toutes les espèces de bourdons présentes en Amérique du Nord (Gels *et al.*, 2002; Morandin et Winston, 2003). D'autres études ont révélé que les néonicotinoïdes ont des effets létaux et sublétaux sur une espèce européenne de bourdon du même sous-genre, même aux concentrations décelées dans des cultures traitées conformément aux instructions figurant sur l'étiquette (Feltham *et al.*, 2014; Gill et Raine, 2014; Tasei *et al.*, 2001; Whitehorn *et al.*, 2012).

Les néonicotinoïdes sont couramment utilisés pour traiter les terrains de golf, les plantes ornementales et les terres agricoles (Sur et Stork, 2003). Le traitement de vastes superficies comme des terrains de golf peut exposer les bourdons à d'importantes quantités de pesticides dans des milieux par ailleurs propices (Tanner et Gange, 2004). Par temps sec, le travail du sol peut libérer dans l'air des particules de sol contaminé qui peuvent à leur tour contaminer l'habitat d'alimentation ou de nidification des bourdons (Krupke *et al.*, 2012).

Le déclin de nombreuses espèces de bourdons était déjà bien amorcé avant que les néonicotinoïdes soient utilisés de façon généralisée en Amérique du Nord (Colla *et al.*, 2012). L'utilisation des néonicotinoïdes n'explique pas entièrement les déclins des populations de bourdons terricoles observés à l'échelle du paysage (Colla *et al.*, 2013), elle peut contribuer au déclin de populations existantes à l'échelle locale.

Espèces et gènes envahissants ou problématiques (Inconnu) (menace 8)

Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (menace 8.1)

La propagation de pathogènes a été mise en cause dans les déclins importants de nombreuses espèces animales largement réparties (Morton *et al.*, 2004; Power et Mitchell, 2004) et est considérée comme une grave menace pour les bourdons en Amérique du nord. La propagation de pathogènes résultant de l'utilisation accrue de bourdons domestiqués en milieu serricole au cours des dernières décennies a été incriminée dans le déclin des populations de bourdons terricoles, de bourdons à tache rousse et de bourdons de l'Ouest (Thorp et Shepherd, 2005; NRC, 2007; Evans *et al.*, 2008) et pourrait éventuellement favoriser l'émergence d'une épidémie fulgurante et catastrophique.

Il y a propagation de pathogènes lorsque des pathogènes se propagent d'une population hôte « réservoir » fortement infectée à une population hôte « non-réservoir » sympatrique (Power et Mitchell, 2004). Il a été démontré que les concentrations de pathogènes sont beaucoup plus élevées chez les colonies de bourdons domestiqués (Graystock *et al*., 2013a; Colla *et al*., 2006). Il a été démontré que l'utilisation de colonies de bourdons commerciales infectées (p. ex. bourdon fébrile [*Bombus impatiens*] au Canada) pour la pollinisation des cultures en serre peut favoriser la propagation de pathogènes aux populations de bourdons sauvages qui s'alimentent à proximité (Colla *et al.*, 2006; Otterstatter et Thomson 2008). Au Canada, les exploitations serricoles qui utilisent des bourdons domestiqués se trouvent principalement dans le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec et, dans une moindre mesure, dans le sud de l'Alberta, des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon. La superficie affectée à la culture de légumes en serre au Canada s'est accrue de 37 % entre 2001 et 2006 (Statistics Canada, 2006).

Les espèces de parasites (*Crithidia bombi* et *Nosema bombi*) incriminées dans la propagation de pathogènes aux bourdons sauvages ont des effets néfastes pour les reines fondatrices, les ouvrières butineuses et l'ensemble des colonies (Brown *et al.*, 2000, 2003; Otterstatter *et al.*, 2005). Des taux de prévalence de ces parasites très élevés ont été décelés chez des colonies commerciales de bourdons [environ 34 à 80 % (Murray *et al.*, 2013; Colla *et al.*, 2006)]. Ces parasites se rencontrent également naturellement parmi les colonies de bourdons sauvages, mais en moindre abondance (Macfarlane, 1974; Macfarlane *et al.*, 1995; Colla *et al.*, 2006). Leur impact sur les colonies de bourdons terricoles sauvages demeure inconnu. D'autres études ont montré qu'en milieu naturel, les espèces en déclin, y compris le bourdon terricole, présentent des charges de pathogènes plus élevées que d'autres espèces partageant leur habitat (Cordes *et al.*, 2012; Cameron *et al.*, 2011; Richardson, données inédites). Certaines études ont toutefois révélé la présence de charges de pathogènes très variables chez les espèces de bourdons communes (prévalence de 5 à 44 %) (Koch et Strange, 2012; Malfi et Roulston, 2014). Szabo *et al.* (2012) ont relevé une faible corrélation entre les déclins des populations de bourdons terricoles observés à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis et dans la portion méridionale de l'aire de répartition de l'espèce au Canada, d'une part, et la densité des exploitations spécialisées dans la culture des légumes de serre, d'autre part. La propagation de pathogènes à partir de colonies de bourdons domestiquées pourrait donc constituer une menace pour le bourdon terricole.

En milieux agricole et urbain, le bourdon terricole et l'abeille européenne, insecte domestiqué introduit, se livrent vraisemblablement une compétition pour les sources de nectar et de pollen. Il est cependant difficile d'évaluer l'intensité de la compétition qui oppose les deux espèces en milieu naturel (Thomson, 2006), et l'impact de cette menace en milieu agricole est inconnu. L'abeille européenne a été introduite en Amérique du Nord il y a déjà plusieurs centaines d'années, et il est donc difficile d'associer le déclin récent du bourdon terricole à une compétition directe entre les deux espèces. Des données de plus en plus nombreuses semblent toutefois démontrer que l'abeille européenne constitue une menace pour les relations mutualistes naturelles (passées en revue par Aizen *et al.*, 2014). Des études récentes indiquent que les maladies touchant l'abeille domestique sont transmissibles aux bourdons (voir par exemple Li *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2011). Au Canada, on estime à 600 000 le nombre de colonies d'abeilles domestiques utilisées pour la pollinisation et la production de miel (Canadian Honey Council, 2014), et ce nombre est appelé à augmenter (AAFC, 2012). Comme les maladies constituent un problème endémique dans les colonies d'abeilles domestiques, l'abeille domestique représente donc une menace pour les espèces de bourdons indigènes. Des cas de transmission du *Nosema ceranae* de l'abeille domestique à des espèces de bourdons ont été documentés au Royaume-Uni (Graystock *et al.*, 2013b). D'autres pathogènes, dont des virus, pourraient constituer une menace, mais leur impact demeure méconnu (voir par exemple Manley *et al.*, sous presse).

Le seul changement connu à l'échelle du paysage qui est faiblement corrélé au déclin du bourdon terricole est l'augmentation de la densité des exploitations serricoles spécialisées dans la culture des légumes (Szabo *et al.*, 2012). À l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce, les producteurs agricoles ont de plus en plus recours à des colonies de bourdons domestiqués pour assurer la pollinisation des grandes cultures et des cultures en serre. Les principales cultures dont la pollinisation est ainsi assurée sont le bleuet, la canneberge, la tomate, l'aubergine, le concombre, le poivron et la fraise. Les bourdons domestiqués sont utilisés principalement dans les cultures de serre, mais de plus en plus dans les grandes cultures. Le recours aux bourdons pour assurer la pollinisation des cultures se généralise au Canada, car ces insectes sont plus efficaces que l'abeille domestique par temps frais. En outre, la demande pour les cultures pollinisées par les bourdons est en hausse, et le recours aux bourdons constitue une solution de remplacement avantageuse à l'utilisation d'abeilles domestiques, dont les colonies ont subi d'importants déclins au cours des dernières décennies. À l'heure actuelle, les déplacements des colonies de bourdons domestiqués ne font l'objet d'aucun suivi au Canada, même si le recours aux bourdons domestiqués et à l'abeille domestique accroît le risque de transmission de maladies aux populations de bourdons sauvages ou d'amplification de l'incidence de ces maladies chez ces mêmes populations dans la plupart des provinces et territoires.

L'ampleur de la menace générale posée par les espèces envahissantes dans l'écozone boréale demeure largement méconnue, mais son évaluation est considérée comme une importante priorité de recherche au Canada, en particulier à Terre-Neuve, au Québec et en Ontario (Langor *et al.*, 2014).

Espèces indigènes problématiques (menace 8.2)

L'utilisation du très efficace bourdon fébrile (espèce originaire du centre du Canada et des États-Unis aujourd'hui utilisée pour la pollinisation des cultures en serre [p. ex. tomate] et des grandes cultures [p. ex. bleuet, partout au Canada]) pourrait avoir un impact additionnel sur les populations de bourdons terricoles. Le déplacement de colonies de bourdons fébriles pourrait représenter une menace pour les populations de bourdons indigènes en déclin, car cette espèce est maintenant tenue pour établie en nature au-delà des limites de son aire de répartition originale (Colombie-Britannique, Ratti et Colla, 2010) et a étendu son aire de répartition vers l'est (Nouvelle-Écosse, Sheffield *et al.*, 2003). Cette espèce prospère pourrait livrer au bourdon terricole une compétition agressive pour les sites de nidification et les sources de nourriture. Les impacts négatifs des bourdons introduits pour la pollinisation des cultures commerciales sur les populations de bourdons indigènes demeurent méconnus au Canada, mais ils ont été documentés ailleurs (Williams et Osborne, 2009; Goulson, 2003b). Au Canada, aucune province ni aucun territoire n'exerce un suivi des déplacements de bourdons fébriles à l'extérieur de l'aire de répartition d'origine de l'espèce.

Utilisation des ressources biologiques (Inconnu) (menace 5)

Exploitation forestière et récolte du bois (menace 5.3)

De nombreuses régions comprises dans la portion boréale de l'aire de répartition du bourdon terricole font l'objet d'une exploitation forestière, mais on ignore l'ampleur de la menace que pose cette activité à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce. Deux études ont révélé que les pratiques forestières ont des impacts négatifs sur les communautés de bourdons et de plantes à fleurs dans les milieux sauvages adjacents aux zones exploitées en y perturbant les processus naturels dépendants de la densité (Cartar, 2005; Pengally et Cartar, 2010). L'exploitation forestière peut créer plus d'espaces dégagés propices à l'alimentation des bourdons, mais elle peut également contribuer à intensifier la compétition à laquelle ces insectes sont exposés. Dans le cadre d'une étude récente menée au parc provincial Algonquin, des bourdons terricoles ont été trouvés dans tous les sites étudiés (exploités et non exploités), mais l'abondance relative de cette espèce était plus élevée dans les sites non exploités (Nardone, 2013).

Développement résidentiel et commercial (Négligeable) (menace 1)

En milieu urbain, la perte d'habitat causée par des projets de développement résidentiel et commercial intense peut contribuer au déclin localisé de populations de bourdons terricoles (Szabo *et al.*, 2012), mais elle n'est pas considérée comme une menace importante dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce. Bien que des déclins aient été observés à proximité de zones urbaines, la présence du bourdon terricole a également été signalée récemment (au cours des cinq dernières années) à Toronto (p. ex. parc de la Rouge, en 2012; parc G. Ross Lord, en 2013) et à Montréal, en 2013.

La vente de plantes dites « respectueuses des abeilles » (*bee-friendly plants*) dans des pépinières contaminées par des pesticides constitue une nouvelle menace. Muratet et Fontaine (2015) ont noté que la diversité et l'abondance des bourdons étaient plus élevées dans les jardins français exempts de pesticides que dans ceux faisant l'objet de traitements pesticides. Les effets néfastes des pesticides étaient particulièrement prononcés dans les jardins aménagés en milieu urbain. L'utilisation d'insecticides et d'herbicides pour le traitement des jardins et des plantes ornementales ou pour d'autres usages résidentiels peut donc comporter un risque pour cette espèce.

Agriculture et aquaculture (Négligeable) (menace 2)

Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois (menace 2.1)

La perte d'habitat occasionnée par l'intensification des activités agricoles se poursuit de façon continue dans les portions méridionales de l'aire de répartition du bourdon terricole au Canada, où se trouvent certaines des régions les plus fortement urbanisées ou exploitées à des fins agricoles au pays. À l'échelle mondiale, l'augmentation de la dépendance des humains à l'agriculture intensive au cours des quelques dernières décennies s'est soldée par une réduction de la qualité des milieux propices à l'alimentation des bourdons (voir par exemple Williams, 1989; Kosior *et al.*, 2007). En Illinois, une corrélation a été établie entre l'essor de l'agriculture intensive entre 1940 et 1960 et la réduction du nombre d'espèces de bourdons et, notamment, la disparition locale du bourdon terricole (Grixti *et al.*, 2009). Toutefois, la perte d'habitat due à l'agriculture n'est pas considérée comme une menace importante, car la majeure partie de l'aire de répartition du bourdon terricole se trouve dans l'écozone boréale. En réalité, de nombreuses cultures (p. ex. canneberge, bleuet) procurent des sources de nourriture aux bourdons, y compris le bourdon terricole, durant la saison de végétation. Javorek et Grant (2011) mentionnent toutefois que la plupart des régions agricoles du Canada ne sont pas en mesure de soutenir la présence de nombreuses espèces sauvages. L'intensification des cultures en serre et des cultures du maïs et du soja pourrait entraîner de nouvelles pertes d'habitat et, dès lors, un déclin des populations dans certaines portions de l'aire de répartition de l'espèce.

Élevage de bétail (menace 2.3)

Plusieurs études portent à croire que le surpâturage peut avoir des effets néfastes pour les bourdons (voir par exemple Kimoto *et al.*, 2012; Hatfield et LeBuhn, 2007). La menace posée par cette activité est cependant restreinte à une petite portion de l'aire de répartition du bourdon terricole. Lorsqu'il est pratiqué à une intensité raisonnable (en d'autres mots, lorsqu'il reproduit les effets du broutage effectué par les grands herbivores), le broutage peut avoir des effets bénéfiques pour les bourdons, car il contribue au maintien d'une bonne diversité florale. Une étude réalisée en Colombie-Britannique a révélé que les bourdons étaient plus abondants dans les pâturages que dans les zones soumises à une exploitation agricole intensive (Morandin *et al.*, 2007).

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (Inconnu) (menace 11)

Les changements climatiques sont considérés comme une autre menace potentielle pour les bourdons. Vasseur *et al* (2014) ont modélisé les réactions des invertébrés sous divers scénarios de changements climatiques et ont conclu que la variabilité des conditions climatiques aura probablement des effets négatifs plus importants sur les invertébrés que le réchauffement climatique. Selon cette étude, les invertébrés habitant les régions tempérées seraient particulièrement vulnérables à de telles fluctuations (Vasseur *et al.*, 2014). Comme les phénomènes climatiques extrêmes vont s'amplifier sous l'effet des changements climatiques (Seneviratne *et al.*, 2012), il y a lieu de craindre que la menace posée par la variabilité des conditions climatiques ait un impact sur le bourdon terricole. Une augmentation de la fréquence ou de la gravité des épisodes de sécheresse ou des inondations pourrait également avoir un impact sur les populations de bourdons terricoles, mais l'ampleur de cette menace demeure à évaluer.

À l'échelle congénérique, il a été démontré que les espèces de bourdons qui présentent un seuil de tolérance climatique étroit sont plus vulnérables aux menaces extrinsèques (Williams *et al.*, 2009). Une étude récente sur deux espèces de bourdons partageant l'habitat du bourdon terricole dans l'est du Canada et le nord-est des États-Unis (*B. impatiens* et *B. bimaculatus*) a révélé que sous l'effet des changements climatiques, ces espèces émergent 10 jours plus tôt qu'il y a cent ans (Bartomeus *et al.*, 2011). Ce changement accroît le risque que les reines émergent avant l'apparition des ressources nutritives au printemps ou avant la fin des tempêtes hivernales. L'un ou l'autre de ces scénarios pourrait être fatal pour les reines fondatrices. On ignore toutefois si cette situation existe chez les bourdons indigènes.

Bartomeus *et al.* (2013) ont noté que les déclins du bourdon terricole étaient particulièrement prononcés dans la portion méridionale de l'aire de répartition de l'espèce. Cette situation est typique d'une espèce qui, à la limite méridionale de son aire de répartition, subit de façon négative la compétition agressive d'espèces méridionales mieux adaptées à la chaleur. Elle confirme également le constat plus général selon lequel les déclins sont habituellement plus marqués chez les espèces nordiques que chez les espèces méridionales, en lien avec les changements climatiques.

Les bourdons ont besoin d'un apport constant de ressources florales riches en pollen et en nectar durant toute la saison de végétation, et plusieurs auteurs ont dit craindre que les changements climatiques conduisent à un décalage phénologique entre les bourdons et les plantes sur lesquelles ils se nourrissent (voir par exemple Miller-Rushing et Primack, 2008; Bartomeus *et al.*, 2011).

Facteurs limitatifs

Les bourdons sont des organismes haplodiploïdes chez qui le déterminisme complémentaire du sexe accroît considérablement le risque de disparition lorsque la taille efficace de la population est faible (Zayed et Packer, 2005). Cette situation est le fait d'une spirale d'extinction induite par les mâles diploïdes (Zayed et Packer, 2005). Chez les bourdons et la plupart des autres organismes haplodiploïdes, le sexe est déterminé par le génotype à locus unique : les hémizygotes (haploïdes) sont des mâles, les hétérozygotes sont des femelles, et les homozygotes sont des mâles diploïdes. Les mâles diploïdes sont habituellement stériles ou non viables. Le nombre d'allèles codeurs du sexe dans une population détermine la proportion d'individus diploïdes qui sont des mâles et dépend lui-même principalement de la taille efficace de la population. À cause de la production de mâles stériles lorsque l'hétérozygotie à locus déterminant le sexe est faible (les populations sont de petite taille et des croisements consanguins se produisent), les bourdons sont plus vulnérables que de nombreuses autres espèces animales à la fragmentation de leur habitat (Packer et Owen, 2001). En d'autres mots, lorsque la taille d'une population de bourdons s'amenuise, la fréquence des mâles diploïdes augmente. Comme les mâles diploïdes représentent des tentatives de production de femelles, leur production accrue dans une population de plus petite taille a pour effet d'en accélérer le déclin et détermine du coup une forme spéciale de spirale d'extinction induite par les mâles diploïdes. Ce type particulier de fardeau génétique est le plus lourd connu (Hedrick *et al.*, 2006). En pratique, lorsqu'une population de bourdons décline au point de ne plus compter que quelques individus reproducteurs, elle est inexorablement vouée à disparaître même si les conditions environnementales demeurent stables, à moins qu'elle augmente subitement en l'espace de quelques générations.

Les bourdons ont besoin de quantités importantes de ressources florales (comme sources de pollen et de nectar) durant toute la saison de végétation, car les reines qui donneront les prochaines générations sont produites uniquement à la fin du cycle de la colonie.

Des données récentes donnent également à croire que les espèces de bourdons qui comportent des populations de petite taille présentent une diversité génétique moindre et sont plus vulnérables aux parasites (voir par exemple Whitehorn *et al.*, 2014).

Nombre de localités

On ne peut calculer le nombre de localités pour cette espèce.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Aucune loi fédérale canadienne ne confère une protection spécifique au bourdon terricole.

Au Québec, le bourdon terricole figure sur la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees /liste.asp#insectes), établie en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* du Québec (RLRQ, c. E-12.01) (LEMV). Cette liste sert également de référence pour l'énumération officielle des espèces en péril, la sélection des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables ou l'établissement de directives durant la production d'études d'impact environnemental. Une attention particulière sera accordée aux espèces figurant sur cette liste dans le cadre de tout projet devant faire l'objet d'une évaluation par les autorités environnementales compétentes en vertu des articles 22 et 31.1 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*. Les directives qui sont communiquées aux promoteurs de ces projets tiennent compte des espèces inscrites sur cette liste.

Statuts et classements non juridiques

Cotes de conservation (NatureServe, 2014):

Cote de conservation mondiale : G2G4 (en péril à apparemment non en péril).

Cotes de conservation infranationales :

S5 (non en péril) en Ontario (2002); cette cote est toutefois considérée comme désuète [Oldham, comm. pers., 2014]).

SX (disparue) en Illinois;

S1S2 (gravement en péril à en péril) au Vermont;

S1 (gravement en péril) au Wisconsin.

Non classée dans la plupart des États, provinces et territoires.

Liste rouge de l'UICN (2013) : aucune cote n'est attribuée à l'espèce.

Liste rouge de la Xerces Society for Invertebrate Conservation (2013) : en péril.

Protection et propriété de l'habitat

Étant donné l'étendue considérable de l'aire de répartition du bourdon terricole au Canada, plusieurs zones d'habitat propice se trouvent dans des aires protégées. La liste présentée ci-dessous n'est pas exhaustive.

Colombie-Britannique : Parc provincial Stone Mountain, parc provincial Ts'yl-os.

Alberta : Parc national Banff, parc national Jasper, aire naturelle Rumsey.

Saskatchewan : Parc provincial Athabasca Sand Dunes, parc provincial Candle Lake, parc provincial Moose Mountain, parc national de Prince Albert.

Manitoba : Aire de gestion de la faune de Dog Lake, aire protégée du marais Douglas, parc provincial Hecla/Grindstone, parc national du Mont-Riding.

Ontario : Parc provincial Algonquin, parc provincial Awenda, parc provincial Blue Lake, parc national de la Péninsule-Bruce, réserve naturelle provinciale Cabot Head, parc provincial Esker Lakes, parc marin national Fathom Five, parc national des Îles-de-la Baie-Georgienne, parc provincial Killarney, Réserve de conservation Lake of the Woods Waters, parc provincial du Lac-Supérieur, parc provincial Missinaibi, parc de la Rouge, parc provincial Sleeping Giant.

Québec : Parc Albanel-Témiscamie-Otish, parc national Forillon, parc national de la Gaspésie, parc de la Gatineau, Lac des Deux Montagnes, parc national du Mont-Tremblant, Rivière des Caps, parc marin du Saguenay-St-Laurent.

Nouveau-Brunswick : Zone naturelle protégée de la Gorge Caledonia, zone naturelle protégée de la gorge de la rivière Jacquet, zone naturelle protégée du lac Spednic.

Nouvelle-Écosse : Parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton, parc national Kejimkujik, aire de nature sauvage de Polletts Cove-Aspy Fault, aire de nature sauvage de Terence Bay.

Île du Prince-Édouard : Parc national de l'Île-du-Prince-Édouard.

Terre-Neuve : Parc national Gros-Morne.

Territoires du Nord-Ouest : Parc national Nahanni.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Nous sommes très reconnaissants envers les personnes et les établissements énumérés à la section « Collections examinées » de nous avoir fourni des données et des spécimens. Nous remercions tout particulièrement Cory Sheffield, Jennifer Heron, John Klymko, David McCorquodale, James Postlethwaithe, Genevieve Rowe, Mariya Cheryomina, Ralph Cartar, Gary Anweiler, Margie Wilkes, Luise Hermanutz, Valérie Fournier, Etienne Normandin, Syd Cannings et Kyle Martins, qui nous ont fourni des données de terrain récentes et formulé des commentaires fort utiles. Cory Sheffield a également réalisé les graphiques et les analyses d'abondance relative à partir de l'ensemble de données de Williams *et al.*, 2014. Nous remercions également Jenny Wu, Alain Filion et Angele Cyr, du Secrétariat du COSEPAC, qui nous ont offert leur soutien lors des travaux de cartographie et nous ont facilité l'accès aux membres du COSEPAC. Enfin, nous remercions les membres du Sous-comité de spécialistes des arthropodes du COSEPAC David McCorquodale, Cory Sheffield et Brian Starzomski d'avoir révisé le rapport, et les membres du COSEPAC Alan Sinclair, Bruce Bennett et Justina Ray de nous avoir fait part de leurs points de vue sur diverses questions et des discussions qu'ils ont eues avec Jennifer Heron.

Experts contactés

Affiliation	Nom de l'expert ou des experts contactés et date de la communication[1]
Service canadien de la faune	Syd Cannings (25 septembre 2013) Andrew Boyne (23 avril 2013) Ken Tuininga (23 avril 2013) Dave Duncan (25 avril 2013) Samara Eaton (7 mai 2013)
Parcs Canada	Dean Nernberg (23 avril 2013) Patrick Nantel (25 avril 2013)
Représentants de provinces ou de territoires compris dans l'aire de répartition de l'espèce sauvage	Rosemary Curley, Île du Prince-Édouard (23 avril 2013) Mary Sabine, Nouveau-Brunswick (23 janvier 2015) Suzanne Carriere, Territoires du nord-Ouest (23 avril 2013) Shelly Pardy, Terre-Neuve-et-Labrador (23 avril 2013) Vanessa Charlwood (23 avril 2013) David Fraser, Colombie-Britannique (25 septembre 2013) Donald Sutherland (23 avril 2013) Nathalie Desrosiers, Québec (2014) Isabelle Gauthier, Québec (2014)
Centre(s) de données sur la conservation ou centre(s) d'information sur le patrimoine naturel se trouvant dans l'aire de répartition de l'espèce sauvage	Isabelle Gauthier (13 mai 2013) John Klymko (23 avril 2013)
Secrétariat du COSEPAC : a) sources de connaissances traditionnelles autochtones b) préparation des cartes de répartition et calcul de la zone d'occurrence, de la zone d'occupation et de l'indice de zone d'occupation	a) Neil Jones (3 juin 2013) b) Alain Filion et Jenny Wu
Autres experts contactés	Cory Sheffield (25 septembre 2013) Valerie Fournier (1er novembre 2013) David McCorquodale (11 novembre 2013) Robin Owen (11 novembre 2013) Ralph Cartar (15 novembre 2013) Luise Hermanutz (20 novembre 2013) Robert Anderson (23 avril 2013) Jim Pojar (25 avril 2013) Jennifer Heron (25 septembre 2013)

[1] Préciser si aucune réponse n'a été reçue de l'établissement et/ou de l'individu contacté.

SOURCES D'INFORMATION

AAFC Agriculture and Agri-Food Canada (2012) Statistical Overview of the Canadian Honey Industry, disponible à l'adresse : http://www.ontariobee.com/sites/ontariobee.com/files/HoneyReport_2012_EN.pdf (consulté le 12 février 2015) (Également disponible en français : AAC Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2012. Aperçu statistique de l'industrie du miel du Canada, 2012, disponible à l'adresse : http://www.honeycouncil.ca/images2/pdfs/HoneyReport_2012_FR.pdf).

Aizen *et al.* 2014. When mutualism goes bad: density-dependent impacts of introduced bees on plant reproduction. New Phytologist 204: 322–328.

Alford, D.V. 1975. Bumble bees. London: Davis-Poynter.

Bartomeus, I., J.S. Ascher, D. Wagner, B.N. Danforth, S.R. Colla, S. Kornbluth et R. Winfree. 2011. Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. Proceedings of the National Academy of Sciences 108: 20645–20649.

Bartomeus, I., J.S. Ascher, J. Gibbs, B. Danforth, D. Wagner, S. Hedtke et R. Winfree. 2013. Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. PNAS 110(12): 4656–4660.

Batra, S.W.T. 1993. Male-fertile potato flowers are selectively buzz-pollinated only by *Bombus terricola* Kirby in upstate New York. Journal of the Kansas Entomological Society 66: 252-254.

Benton, T. 2006. Bumble bees. Harper-Collins, UK.

Bertsch, A., M. Hrabé de Angelis et G.K.H. Przemeck. 2010. A phylogenetic framework for the North American bumblebee species of the subgenus *Bombus sensu stricto* (*Bombus affinis, B. franklini, B. monderatus, B. occidentalis* and *B. terricola*) based on mitochondrial DNA markers (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*). Beiträge zur Entomologie 60: 229-242.

Breed, M.D., E. Guzman-Novoa, and G.J.Hunt. 2004. Defensive Behavior of honey bees: Organization, Genetics, and Comparisons with Other Bees. Annual Review of Entomology 49:271-298.

Brown M.J.F., R. Loosli et P. Schmid-Hempel. 2000. Condition-dependent expression of virulence in a trypanosome infecting bumble bees. Oikos 91: 421–427.

Brown M., R. Schmid-Hempel et P. Schmid-Hempel. 2003. Strong context- dependent virulence in a host-parasite system: reconciling genetic evidence with theory. Journal of Animal Ecology 72: 994–1002.

Buckell, E.R. 1951. Records of Bees from British Columbia: Bombidae. Proceedings of the Entomological Society of British Columbia 47: 7-23.

Cameron, S. A., H.M. Hines et P. Williams. 2007: A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*). Biological Journal of the Linnean Society 91: 161-188.

Cameron, S.A., J.D. Lozier, J.P. Strange, J.B. Koch, N. Cordes, L.F. Solter and T. Griswold. 2011. Patterns of widespread decline in North America bumble bees. Proceedings of the National Academy of Science 108:662- 667.

Canadian Honey Council. 2014. Managing bees for pollination, disponible à l'adresse : http://www.honeycouncil.ca/managing_bees_for_pollination.php (consulté le 7 mai 2014).

Cartar, R. 2005. Short-term effects of experimental boreal forest logging disturbance on bumble bees, bumble bee-pollinated flowers and the bee–flower match. Biodiversity and Conservation 14: 1895–1907.

Colla, S.R., N. Szabo, D. Wagner, L. Gall et J. Kerr. 2013 Response to Stevens and Jenkins' pesticide impacts on bumblebees: a missing piece. Conservation Letters 6:215-216.

Colla, S.R. et S. Dumesh. 2010. The bumblebees of southern Ontario: notes on distribution and natural history Entomological Society of Ontario 141: 38-67.

Colla, S.R., F. Gadallah, L. Richardson, D. Wagner et L. Gall. 2012a. Assessing declines of North American Bumble Bees (*Bombus* spp.) using museum specimens. Biodiversity and Conservation 21: 3585-3595.

Colla, S.R., M.C. Otterstatter, R.J. Gegear et J.D. Thomson. 2006. Plight of the bumble bee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. Biological Conservation 129:461-467.

Colla, S.R. and L. Packer. 2008. Evidence for decline in eastern North American Bumble Bees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. Biodiversity and Conservation 17:1379-1391.

Cordes *et al.* 2012. Interspecific geographic distribution and variation of the pathogens *Nosema bombi* and *Crithidia* species in United States bumble bee populations. Journal of Invertebrate Pathology 109:209–216.

COSEWIC 2009. Guidelines for use of the Index of Area of Occupancy (IAO) in COSEWIC Assessments, disponible à l'adresse : http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct2/sct2_7_e.cfm (consulté le 7 février 2014) (Également disponible en français : COSEPAC. 2009. Lignes directrices sur l'utilisation de l'indice de zone d'occupation (IZO) dans les évaluations du COSEPAC. http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct2/sct2_7_f.cfm).

Cox, C. 2001. Insecticide factsheet: Imidacloprid. Journal of Pesticide Reform 21:15-22.

Curry, P.S. 1984. Bumble Bees of Saskatchewan (Hymenoptera: Apidae): A survey of their geographic distribution. Natural History Contributions No.5, Saskatchewan Museum of Natural History, 44 pp.

Darvill, B., O. Lepais, L.C. Woodall et D. Goulson. 2012. Triploid bumblebees indicate a direct cost of inbreeding in fragmented populations. Molecular Ecology 21:3988–3995.

Desneux, N., A. Decourtye et J. Delpeuch. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. Annual Review of Entomology 52:81-106.

Dukas, R., D.H. Morse et S. Myles. 2005. Experience levels of individuals in natural bee populations and their ecological implications. Canadian Journal of Zoology 83: 492–497.

Environment Canada. 2010. Ecological Assessment of the Boreal Shield Ecozone, eds. N. Urquizo, J. Bastedo,T. Brydges, H. Shear. 71 pp. (Également disponible en français : Environnement Canada, 2010. Évaluation écologique de l'écozone du bouclier boréal. Sous la direction de N. Urquizo, J. Bastedo,T. Brydges, H. Shear. 77 p.).

Environmental Protection Agency (EPA), U.S.A. 1994. Pesticide fact sheet: Imidacloprid, Washington, D.C. Mar. 18

Evans, E., R. Thorp, S. Jepson et S.H. Black. 2008. Status review of three formerly common species of bumble bee in the subgenus *Bombus.* Prepared for the Xerces Society for Invertebrate Conservation. [Online] http://www.xerces.org/wp-content/uploads/2008/12/xerces_2008_bombus_status_review.pdf.

Fisher, R.M. 1992. Sex-ratios in bumble bee social parasites – support for queen-worker conflict theory- (Hymenoptera, Apidae). Sociobiology 20: 205-217.

Fisher, R.M. et N. Pomeroy. 1989. Incipient colony manipulation, *Nosema* incidence and colony productivity of the bumble bee *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). Journal of the Kansas Entomological Society 62: 581–589.

Fye, R.E. et J.T. Medler. 1954. Spring emergence and floral hosts of Wisconsin bumblebees. Transactions of the Wisconsin Academy of Science, Arts and Letters 43:75-82.

Gels, J.A., D.W. Held et D.A. Potter. 2002. Hazards of insecticides to the bumble bees *Bombus impatiens* (Hymenoptera: Apidae) foraging on flowering white clover in turf. Journal of Economic Entomology 95: 722- 728.

Gill, R. et N. Raine. 2014. Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. Functional Ecology 28(6): 1459–1471.

Gill, R., O. Ramos-Roderiguez and N. Raine. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. Nature 491: 105-108.

Goulson, D. 2003a. Bumble bees, Their Behaviour and Ecology. Oxford University Press, Oxford, 235 pp.

Goulson, D. 2003b. Effects of introduced bees on ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 1-26.

Government of Canada; Agriculture and Agri-Food. 2013. Canadian Soil Information Service, disponible à l'adresse : http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/gis_data.html (consulté le 7 février 2015) (Gouvernement du Canada; Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2013. Cadre Écologique National pour le Canada, disponible à l'adresse : http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/ecostrat/gis_data.html).

Graystock *et al.* 2013a. The Trojan hives: pollinator pathogens, imported and distributed in bumble bee colonies. Journal of Applied Ecology 50(5):1207-1215.

Graystock *et al.* 2013b. Emerging dangers: Deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. Journal of Invertebrate Pathology 114:114–119.

Greef, M. and P. Schmid-Hempel. 2008. Sperm reduces female longevity and increases melanization of the spermatheca in the bumble bee *Bombus terrestris.* Insectes Sociaux 55: 313-319.

Grixti, J.C., L.T. Wong, S.A. Cameron et C. Favret. 2009. Decline of Bumble Bees (*Bombus*) in the North American Midwest. Biological Conservation 142: 75-84.

Harder, L.D. 1986. Influences on the density and dispersion of bumble bee nests (Hymenoptera:Apidae). Holarctic Ecology 9: 99-103.

Hatfield, R., L.L. Richardson, S. Jepsen et S.R. Colla. In Prep. Conserving the Buzz: A status assessment of the North American Bumble Bees.

Hatfield, R.G. et G. LeBuhn. 2007. Patch and landscape factors shape community assemblages of bumble bees, *Bombus* spp. (Hymenoptera:Apidae), in montane meadows. Biological Conservation 139: 150-158.

Heinrich, B. 2004. Bumble Bee Economics. Harvard University Press, U.S.A.

Helson, B.V., K.N. Barber et P.D. Kingsbury. 1994. Laboratory toxicology of six forestry insecticides to four species of bee. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27:107-114.

Hobbs, G.A. 1968. Ecology of species of *Bombus* Latr. (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. VI. Subgenus *Bombus*. Canadian Entomologist 100: 156-164.

Holm, S. N. 1966. The utilization and management of bumble bees for red clover and alfalfa seed production. Annual Review of Entomology 11: 155-182.

Javorek, S.K., K.E. MacKenzie et S.P. Vander Kloet. 2002. Comparative pollination effectiveness among bees on lowbush blueberry. Annals of the Entomological Society of America 95: 345-351.

Javorek, S.K. et M.C. Grant. 2011. Trends in wildlife habitat capacity on agricultural land in Canada, 1986-2006. Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010, Technical Thematic Report No. 14. Canadian Councils of Resource Ministers. Ottawa, ON. vi + 46 p., disponible à l'adresse : http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Enandn=137E1147-1 (Également disponible en français : Javorek, S.K. et M.C. Grant. 2011. Tendances de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles du Canada, de 1986 à 2006 http://www.biodivcanada.ca/B6A77C14-9B4F-48EC-BB73-8154756129E9/No.14_Wildlife%20Habitat%20Capacity_Jun2012_F.pdf).

Jennersten, O., D.H. Morse et P. O'Neil. 1991. Movements of male and worker bumblebees on and between flowers. Oikos 62: 319-324.

Kimoto, C., S.J. DeBano, R.W. Thorp, R.V. Taylor, H. Schmalz, T. Del Curto , T. Johnson, P.L. Kennedy et S. Rao. 2012. Short-term responses of native bees to livestock and implications for managing ecosystem services in grasslands. Ecosphere 3:art88, disponible à l'adresse : http://dx.doi.org.ezproxy.library.yorku.ca/10.1890/ES12-00118.1.

Koch, J. et J. Strange. 2012. The Status of *Bombus occidentalis* and *B. moderatus* in Alaska with Special Focus on *Nosema bombi* Incidence. Northwest Science 86: 212-220.

Kosoir, A., W. Celary, P. Olejniczak, J. Fijal, W. Krol, W. Solarz et P. Plonka. 2007. The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae:Bombini) of Western and Central Europe. Oryx 41:79-88

Kraus, F.B., S. Wolf et R.F.A.Moritz. 2008. Male flight distance and population substructure in the bumble bee, *Bombus terrestris*. Journal of Animal Ecology 78:247-252.

Krupke C.H., G.J. Hunt, B.D. Eitzer, Andino et K. Given. 2012. Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. PLoS ONE 7(1): e29268. doi:10.1371/journal.pone.0029268.

Langor, D.W., E.K. Cameron, C.J.K. MacQuarrie, A. McBeath, A. McClay, B. Peter, M. Pybus, T. Ramsfield, K. Ryall, T. Scarr, D. Yemshanov, I. DeMarchant, R. Foottit et G.R. Pohl. 2014. Non-native species in Canada's boreal zone: diversity, impacts, and risk. Environmental Reviews, DOI 10.1139/er-2013-0083.

Laverty ,T.M. and L. Harder. 1988. The Bumble Bees of Eastern Canada. Canadian Entomologist 120: 965-987.

Levesque, C.M. et J.F. Burger. 1982. Insects (Diptera, Hymenoptera) associated with *Minuartia groenlandica* (Caryophyllaceae) on Mount Washington, New Hampshire, U.S.A., and their possible role as pollinators. Arctic and Alpine Research 14: 117-124.

Li, J.L., W.J. Peng, J. Wu, J.P. Strange, H. Boncristiani et Y.P. Chen. 2011. Cross-species infection of deformed wing virus poses a new threat to pollinator conservation. Journal of Economic Entomology 104: 732-739.

Macfarlane, R.P. 1974. Ecology of Bombinae (Hymenoptera: Apidae) of Southern Ontario, with emphasis on their natural enemies and relationships with flowers. Thèse de doctorat, University of Guelph, Guelph.

Macfarlane, R.P., J.J. Lipa et H.J. Liu. 1995. Bumble bee pathogens and internal enemies. Bee World 76: 130-148.

MacKenzie, K.E et A. Averill. 1995. Bee (Hymenoptera: Apoidea) Diversity and Abundance on Cranberry in Southeastern Massachusetts. Annals of the Entomological Society of America, 88: 334-341.

Malfi, R. et T. Roulston. 2014. Patterns of parasite infection in bumble bees (*Bombus* spp.) of Northern Virginia. Ecological Entomology 39: 17–29.

Manley *et al.* 2015 (in press). Emerging viral disease risk to pollinating insects: ecological, evolutionary and anthropogenic factors. Journal of Applied Ecology, disponible à l'adresse : http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12385/pdf.

Marletto, F., A. Patetta et A. Manino. 2003. Laboratory assessment of pesticide toxicity to bumble bees. Bulletin of Insectology 56:155-158.

Master, L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, J. Nichols, L. Ramsay et A. Tomaino. 2009. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Assessing Extinction Risk. NatureServe, Arlington, VA.

McFarland K. et L.L. Richardson. 2013. *Bombus terricola* Species Documentation Report to the Vermont Endangered Species Committee. Technical report to the Vermont State Advisory Group for Invertebrates. 14 pp.

Miller-Rushing, A.J. et R.B. Primack. 2008. Global Warming and Flowering Times in Thoreau's Concord: A Community Perspective. Ecology 89:332–341.

Milliron, H.E. 1971. A monograph of the western hemisphere bumble bees (Hymenoptera: Apidae; Bombinae). I. The genera *Bombus* and *Megabombus* Subgenus *Bombias*. – Memoirs of the Entomological Society of Canada 82: 1-80.

Mitchell, T.B. 1962. Bees of the Eastern United States. Vol. II. North Carolina Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 152: 1-557.

Morandin, L.A. et M.L. Winston. 2003. Effects of novel pesticides on bumble bee (Hymenoptera: Apidae) colony health and foraging ability. Community and Ecosystem Ecology 32:555-563.

Morandin, L.A., M.L. Winston, V.A. Abbott et M.T. Franklin. 2007. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? Basic and Applied Ecology 8: 117—124.

Morton, A., Routledge, R. C. Peet et A. Ladwig. 2004. Sea lice infection rates on juvenile pink and chum salmon in the nearshore environment of British Columbia, Canada. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences 61:147-158.

Muratet, A. et B. Fontaine. 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. Biological Conservation 182:148–154.

Nardone, E. 2013. The Bees of Algonquin Park: A Study of their Distribution, their Community Guild Structure, and the Use of Various Sampling Techniques in Logged and Unlogged Hardwood Stands. Mémoire de maîtrise ès sciences, University of Guelph, ON, disponible en ligne : https://atrium.lib.uoguelph.ca/xmlui/handle/10214/5245.

National Research Council (NRC). 2007. Status of Pollinators in North America. The National Academies Press, Washington, DC.

NatureServe. 2013. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application]. Version 7.1. NatureServe, Arlington, Virginie, disponible en ligne : http://www.natureserve.org/explorer (consulté le 17 novembre 2013).

Otterstatter, M.C., R.J. Gegear, S.R. Colla et J.D. Thomson. 2005. Effects of parasitic mites and protozoa on the flower constancy and foraging rate of bumble bees. Behavioral Ecology and Sociobiology, 58: 383-389.

Otterstatter, M.C. et J.D. Thomson. 2008. Does Pathogen Spillover from Commercially Reared Bumble Bees Threaten Wild Pollinators? PLoS One 3: e2771.

Otterstatter, M. et T.L. Whidden. 2004. Patterns of parasitism by tracheal mites (Locustacarus buchneri) in natural bumble bee populations. Apidologie 35:351-357.

Owen, R.E. et T.L. Whidden. 2013. Discrimination of the bumble bee species *Bombus occidentalis* Greene and *B. terricola* Kirby by morphometric, colour and RAPD variation. Zootaxa 3608: 328–344.

Owen, R.E., F.H. Rodd et R.C. Plowright. 1980. Sex Ratios in Bumble Bee Colonies: Complications Due to Orphaning? Behavioral Ecology and Sociobiology 7(4):287-291.

Packer, L. et R. Owen. 2001. Population genetic aspects of pollinator decline. Conservation Ecology 5: Article 4.

Peng, W.J., J.L. Li, H. Boncristiani, J.P. Strange, M. Hamilton et Y.P. Chen. 2011. Host range expansion of honey bee Black Queen Cell Virus in the bumble bee, *Bombus huntii*. Apidologie 42: 650-658.

Pengelly, C.J. et R.V. Cartar. 2010. Effects of variable retention logging in the boreal forest on the bumble bee-influenced pollination community, evaluated 8-9 years post-logging. Forest Ecology and Management 260:904-1002.

Pest Management Regulatory Agency (PMRA). 2001. Imidacloprid. Regulatory Note. REG2001-11. Ottawa: Health Canada, Pest Management Regulatory Agency, disponible à l'adresse : http://www.pmra-arla.gc.ca/english/pdf/reg/reg2001-11-e.pdf (Également disponible en français : Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2001. Imidacloprid. Note réglementaire. REG2001-11. Ottawa: Santé Canada, Agence de réglementation de la lute antiparasitaire, disponible à l'adresse : http://publications.gc.ca/collections/Collection/H113-7-2001-11F.pdf).

Plath, O.E. 1927. Notes on the nesting habits of some of the less common New England bumblebees. Psyche 34: 122-128.

Plowright, R.C. 1966. Domestication and caste differentiation in bumblebees. Ph.D. Thesis: Dept. of Entomology, Univ. of Manitoba.

Plowright, R.C. and C. Galen. 1985. Landmarks or obstacles: the effects of spatial heterogeneity on bumble bees foraging behavior. Oikos 44: 459-464.

Plowright, C.M.S. et R.C. Plowright. 1998. Floral use by two sympatric bumble bee species (*Bombus terricola* and *Bombus ternarius*): efficiency considerations. Canadian Entomologist 130: 595-60.

Power, A.G. et C.E. Mitchell. 2004. Pathogen Spillover in Disease Epidemics.American Naturalist 164: S79-S89.

Ratti, C.M. et S.R. Colla. 2010. Discussion of the presence of an eastern bumble bee species (*Bombus impatiens* Cresson) in western Canada. Pan-Pacific Entomologist 86: 29-31.

Rodd, F.H., R.C. Plowright et R.E. Owen. 1980. Mortality rates of adult bumble bee workers. Canadian Journal of Zoology 58: 1718-1721.

Roubik, D.W. et J.D. Ackerman. 1987. Long-Term Ecology of Euglossine Orchid-Bees (Apidae: Euglossini) in Panama. Oecologia 73: 321–333.

Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. Conservation Biology 22:897-911. Disponible à l'adresse : http://conservationmeasures.org/CMP/IUCN/browse.cfm?TaxID=DirectThreats.

Schmid-Hempel, P. 1998. Parasites in social insects. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Seneviratne, S.I., N. Nicholls, D. Easterling, C.M. Goodess, S. Kanae, J. Kossin, Y. Luo, J. Marengo, K. McInnes, M. Rahimi, M. Reichstein, A. Sorteberg, C. Vera et X. Zhang. 2012. Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. *In*: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation [C.B. Field, V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor et P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.

Sheffield, C.S., P.G. Kevan, S.M. Rigby, R.F. Smith et R. Rogers. 2003. Bee species of Nova Scotia, Canada, with new records and notes on bionomics and floral relations (Hymenoptera: Apoidea). Journal of the Kansas Entomological Society 76: 357-384.

Statistics Canada. 2006.Census of Agriculture, Farm Data and Farm Operator Data, catalogue no.95-629-XWE, disponible à l'adresse : http://www.agr.gc.ca/eng/industry-markets-and-trade/statistics-and-market-information/by-product-sector/horticulture/horticulture-canadian-industry/sector-reports/a-snapshot-of-the-canadian-vegetable-industry-2010/?id=1330373416993#tab01 (Également disponible en français : Statistique Canada. 2006. Recensement de l'agriculture de 2006, données sur les exploitations et les exploitants agricoles, n^{o} de catalogue 95-629-XWF, disponible à l'adresse :).

Stephen, W.P. 1955. Alfalfa pollination in Manitoba. Journal of Economic Entomology 48: 543-548.

Stephen, W.P. 1957. Bumble Bees of Western America. Oregon State College, Agricultural Experiment Station, Technical Bulletin 40.

Stout, J.C et D. Goulson. 2000. Bumble bees in Tasmania: their distribution and potential impact on Australian flora and fauna. Bee World 81: 80-86.

Sur, R. et A. Stork. 2003. Uptake, translocation and metabolism of imidacloprid in plants. Bulletin of Insectology 1: 35-40.

Sutcliffe, G.H. et R.C. Plowright. 1988. The effects of food supply in the adult bumble bee *Bombus terricola* Kirby. Canadian Entomologist 120:1051-1058.

Szabo, N., S.R. Colla, D. Wagner, L.F. Gall et J.T. Kerr. 2012. Is pathogen spillover from commercial bumble bees responsible for North American wild Bumble Bee declines? Conservation Letters 5: 232-239.

Tanner, R.A. et A.C. Gange. 2004. Effects of golf courses on local biodiversity.Landscape and Urban Planning 71: 137-146.

Tasei, J.N., G. Ripault et E. Rivault. 2001. Hazards of Imidacloprid seed coating to *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) when applied to Sunflower. Journal of Economic Entomology 94: 623-627.

Thomson, D.M. 2006. Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between *Apis* and *Bombus*. Oikos 114: 407-418.

Thorp, R.W., D.S. Horning et L.L. Dunning. 1983. Bumble bees and cuckoo bumble bees of California (Hymenoptera: Apidae). Bulletin of the California Insect Survey 23: viii.

Thorp, R.W. et M.D. Shepherd. 2005. Subgenus *Bombus* Latreille, 1802 (Apidae: Apine: Bombini). *In* M.D. Shepherd, D.M. Vaughan et S.H. Black (Eds.) Red List of Pollinator Insects of North America. CD-ROM Version 1 (May 2005). Portland, OR:The Xerces Society for Invertebrate Conservation. Available at www.xerces.org/Pollinator_Red_List/Bees/Bombus_Bombus.pdf (consulté le 4 décembre 2013).

Tomás M.E, M.F. Coffey, E. Kehoe et F.G. Horgan 2014. Pathogen prevalence in commercially reared bumble bees and evidence of spillover in conspecific populations Biological Conservation 159: 269–276.

Turnock, W.J., P.G. Kevan, T.M. Laverty et L. Dumouchel. 2006. Abundance and species of bumble bee (Hymenoptera: Apoidea: Bombinae) in fields of canola, *Brassica rapa* L. in Manitoba: an 8-year record. Journal of the Entomological Society of Ontario. 137: 31-40.

Vasseur, D.A., J.P. DeLong, B. Gilbert, H.S. Greig, C.D.G. Harley, K.S. McCann, V. Savage, T.D. Tunney et M.I. O'Connor. 2014. Increased temperature variation poses a greater risk to species than climate warming. Proc. R. Soc. B 281: 20132612. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2612.

Whitehorn, P., M. Tinsley, M.J.F. Brown, B. Darvill et D. Goulson. 2014. Genetic diversity and parasite prevalence in two species of bumblebee. Journal of Insect Conservation 18: 667–673.

Whitehorn, P., S. O'Connor, F.L. Wackers et D. Goulson. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. Science 336: 351-352.

Williams, P.H. 1989. Bumble bees - and their decline in Britain. Ilford: Central Association of Bee-Keepers. 15 pp., disponible à l'adresse : http://www.nhm.ac.uk/research- curation/research/projects/bombus/decline.html.

Williams, Paul H., Mark J.F. Brown, James C. Carolan, Jiandong An, Dave Goulson, A. Murat Aytekin, Lincoln R. Best *et al.* 2012. Unveiling Cryptic Species of the Bumblebee Subgenus Bombus S. Str. Worldwide with COI Barcodes (Hymenoptera: Apidae). Systematics and Biodiversity 10: 21–56. doi:10.1080/14772000.2012.664574

Williams, P.H., S.R. Colla et Z. Xie. 2009. Bumble bee vulnerability: common correlates of winners and losers across three continents. Conservation Biology 23: 931-940.

Williams, P.H. et J.L. Osborne. 2009. Bumble bee vulnerability and conservation world-wide. Apidologie 40: 367-387.

Williams, P.H., R.W. Thorp, L.L. Richardson et S.R. Colla. 2014. The Bumble Bees of North America: an identification guide. Princeton University Press. NY, USA. 208 pp.

Zayed, A. et L. Packer. 2005. Complementary sex determination substantially increases extinction proneness of haplodiploid populations. Proceedings of the National Academy of Sciences 102:10742-10746

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Sheila R. Colla a étudié divers aspects de l'écologie et du comportement des bourdons dans différentes régions de l'Amérique du Nord. Précédemment, à titre d'adjointe de recherche à l'Université de Toronto (University of Toronto), elle a participé à un projet de recherche sur la propagation de pathogènes des populations de bourdons domestiqués aux populations de bourdons indigènes. Titulaire d'une bourse d'études supérieures du Canada Alexander-Graham-Bell du CRSNG, elle a ensuite obtenu un diplôme de doctorat à l'université York (York University), à Toronto, en Ontario, sous la direction de Laurence Packer (Ph.D.). Sa thèse portait sur l'évolution des communautés de bourdons au cours des cent dernières années et sur certaines des causes des déclins observés. Elle occupe actuellement le poste de chef de projet à Wildlife Preservation Canada.

Leif L. Richardson poursuit actuellement des travaux de recherche à titre de chercheur postdoctoral au Gund Institute for Ecological Economics et à l'Université du Vermont (University of Vermont). Il a récemment obtenu un diplôme de doctorat au Dartmouth College, à Hanover, au New Hampshire. Ses travaux portaient sur les effets de la chimie du nectar des fleurs sur les abeilles et leurs parasites. Il analyse également les données des relevés et les données de collecte des spécimens de musée afin de documenter les changements touchant la répartition des espèces de bourdons en Amérique du Nord. Avec Sheila R. Colla et d'autres chercheurs, il a corédigé un guide d'identification des bourdons d'Amérique du Nord intitulé *Bumble Bees of North America: an Identification Guide* (Williams, 2014). Pour de plus amples renseignements : www.leifrichardson.org

COLLECTIONS EXAMINÉES

Academy of Natural Sciences, Philadelphie, Pennsylvanie

Parc provincial Algonquin, Hunstville, Ontario

American Museum of Natural History, New York, New York

Collection de recherche André Francœur, Chicoutimi, Québec

Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville, Nouveau-Brunswick

B. Hicks, collection personnelle, College of the N. Atlantic, Stephenville, Terre-Neuve-et-Labrador

BBSL, Logan, Utah

Spencer Entomological Collection, Beaty Biodiversity Museum, University of British Columbia, Vancouver, Colombie-Britannique

Biodiversity Institute of Ontario, Guelph, Ontario

B. Jacobsen, Greer Labs, Inc., Lenoir, Caroline du Nord

British Natural History Museum, Londres, Angleterre

Collection de recherche C. Looney

Collection de recherche C. Sheffield, Regina, Saskatchewan

Musée canadien de la nature, Ottawa, Ontario

Collection de recherche C. Buidin/Y. Rochepault, Montréal, Québec

Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes, Ottawa, Ontario

College of the North Atlantic, Sackville, Nouveau-Brunswick

Connecticut Agricultural Extension Station, New Haven, Connecticut

Collection privée D.H. Miller

Davis (Bohart), University of California, Davis, Californie

Collection de recherche E. Nardone, Guelph, Ontario

Essig Museum of Entomology, Berkeley, Californie

Collection de recherche E. Normandin, Laval, Québec

Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois

Insectarium René-Martineau, Québec, Québec

Service canadien des forêts, Québec, Québec

J.B. Wallis Museum of Entomology, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba

Collection de recherche K. Martins, Montréal, Québec

Collection de recherche L. Richardson, Hanover, New Hampshire
LA County Museum
Université Laval, Laval, Québec
Centre de recherches de Lethbridge, Lethbridge, Alberta
Collection du Musée d'entomologie Lyman, Université McGill, Montréal, Québec
Madison-University of Wisconsin, Madison, Wisconsin
Collection de recherche M. Savard, Saint-Fulgence, Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Various, Québec
National Pollination Insect Collection (Logan), Logan, Utah
New York State Museum, Albany, New York
North Carolina State University, Raleigh, Caroline du Nord
Nova Scotia Dept Natural Resources, various, Nouvelle-Écosse
Nova Scotia Museum, Halifax, Nouvelle-Écosse
Ohio State University, Columbus, Ohio
Oregon State Arthropod Collection, Corvallis, Oregon
Collection de recherche P.H. Williams, Londres, Royaume-Uni
Packer Collection, York University, Toronto, Ontario
Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland
Collection personnelle P. Hallett, Toronto, Ontario
Collection de recherche R. Gegear, Toronto, Ontario
Royal British Columbia Museum, Victoria, Colombie-Britannique
Musée royal de l'Ontario, Toronto, Ontario
Royal Saskatchewan Museum, Regina, Saskatchewan
Collection de recherche S. Javorek, Kentville, Nouvelle-Écosse
Collection de recherche S. Colla, Toronto, Ontario
University of Colorado, Boulder, Colorado
University of Massachusetts, Worchester, Massachusetts
University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota
University of Michigan, Ann Arbor, Michigan
University of Alaska, Fairbanks, Alaska
University of Connecticut, Storrs, Connecticut
University of Guelph, Guelph, Ontario
University of Idaho, Moscow, Idaho

University of New Hampshire, Durham, New Hampshire
University of Prince Edward Island, Charlottetown, Île-du-Prince-Édouard
University of Nevada, Reno, Nevada
Collection de recherche V. Fournier, Laval, Québec
Yale Peabody Museum, New Haven, Connecticut

Annexe 1. Sommaire des recherches ciblant le bourdon terricole effectuées récemment dans des sites historiques connus (données tirées de Williams *et al.*, 2014).

Province	Site historique (année)	Année(s) du nouveau relevé	Présence et/ou abondance relative	Effort d'échantillonnage	Référence/récolteurs
ON	High Park, Toronto (1983)	2012	Absent, 0 *B. terricola*//33 *Bombus*	2 heures	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
ON	Scarborough (2005)	2012 et 2013	Présent en 2012, 2 *B. terricola*/ > 100 *Bombus*	Relevés effectués toutes les deux semaines de mai à août au Parc de la Rouge	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
ON	Parc provincial Algonquin (nombreuses mentions de 1916 à 2000)	2008	Présent, commun	Relevés effectués toutes les deux semaines de mai à août le long de la Route 60	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
ON	Parc provincial Forks of the Credit (1968 et 1969)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//20 *Bombus*	175 minutes	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
ON	Ville de Barrie (1988)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//31 *Bombus*	20 minutes	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
ON	Guelph (nombreuses mentions de 1915 à 2006)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//50 *Bombus*	10 heures réparties sur 2 jours	S. Colla, données recueillies pour le présent rapport de situation
AB	Edmonton (1924)	2013	Présent, 1 *B. terricola*/ 76 *Bombus*	Relevé de 2,5 heures	G. Rowe, données recueillies pour le présent rapport de situation
AB	Slave Lake (1924)	2013	Présent, 24 *B. terricola*/ 97 *Bombus*	Relevé de 2,5 heures	G. Rowe, données recueillies pour le présent rapport de situation
QC	Montréal (1965)	2012	Présent, 1 *B. terricola*/ 508 *Bombus*	16 jours (pièges à eau), 10 jours (captures au filet)	
NS	Lockeport	2013	Présent, 1 *B. terricola*/ 95 *Bombus*	2 heures	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NS	Greenfield (1999)	2013	Présent, 2 *B. terricola*/ 38 *Bombus*	50 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NS	Port Medway (2001)	2013	Absent, 0/64 *Bombus*	64 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NS	New Germany (1994)	2013	Présent, 2 *B. terricola*/ 43 *Bombus*	38 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NB	Springfield (1973)	2013	Présent, 6 *B. terricola*/ 119 *Bombus*	62 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NB	Norton (1979)	2013	Présent, 7 *B. terricola*/ 268 *Bombus*	60 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation

Province	Site historique (année)	Année(s) du nouveau relevé	Présence et/ou abondance relative	Effort d'échantillonnage	Référence/récolteurs
NB	Elgin (1996 et 1974)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//189 *Bombus*	120 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NB	Fredericton (1915)	2013 et 2014	Absent, 0 *B. terricola*//7 *Bombus*	72 minutes Nombreux spécimens dans des zones urbaines en 2014	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation M. Sabine, comm. pers., 2014
PE	Crapaud (1984)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//61 *Bombus*	160 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
PE	Clyde River (1971)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//31 *Bombus*	70 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
PE	Charlottetown (2009)	2013	Présent, 2 *B. terricola*/ 60 *Bombus*	90 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
PE	Cardigan (1970)	2013	Absent, 0 *B. terricola*//43 *Bombus*	66 minutes	J. Klymko, données recueillies pour le présent rapport de situation
NL	Nombreux sites (à compter de 1897)	2010	Présent, 41 *B. terricola*/ 1 172 *Bombus*	9 séances de piégeage (pièges à eau), 17/6/2010-6/9/2010	
BC	Nombreux sites (à compter de 1911)	2013	Présent, 290 *B. terricola*/ 6 763 *Bombus*	98 points de relevé (18 nouveaux relevés dans des sites historiques), 35-520 minutes chacun	J. Heron et C. Sheffield, données pers., 2013

Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur le bourdon terricole (*Bombus terricola*) à l'aide du calculateur des menaces de l'UICN

Nom scientifique de l'espèce	Bourdon terricole (*Bombus terricola*)
Date	3 avril 2014.
Évaluateur(s)	Sheila Colla (rédactrice du rapport de situation) Leif Richardson (rédacteur du rapport de situation) Syd Cannings (Service canadien de la faune) Robin Owen (Sous-comité de spécialistes des arthropodes) Cory Sheffield (Sous-comité de spécialistes des arthropodes) Ruben Boles (Service canadien de la faune) John Richardson (Sous-comité de spécialistes des arthropodes) Mary Sabine (Gouvernement du Nouveau-Brunswick) Shelley Pardy (Gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador) Vivian Brownell (Gouvernement de l'Ontario) Isabelle Gauthier (Gouvernement du Québec) Christy Morrissey (University of Saskatchewan) Nathalie Desrosiers (Gouvernement du Québec) Marie-France Noel (Service canadien de la faune) Sherman Boates (Gouvernement de la Nouvelle-Écosse) Dave Fraser (Gouvernement de la Colombie-Britannique) Jennifer Heron (co-présidente du Sous-comité de spécialistes des arthropodes) Angele Cyr (Secrétariat du COSEPAC).

Calcul de l'impact global des menaces			**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
	Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
	A	Très élevé	0	0
	B	Élevé	0	0
	C	Moyen	0	0
	D	Faible	1	1
	Impact global des menaces calculé :		Faible	Faible

Menace		**Impact (calculé)**	**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développe-ment résidentiel et commercial	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	
1.1	Habitations et zones urbaines	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	Cette activité est considérée comme une menace potentielle dans les régions développées, en particulier dans l'est du Canada. Toutefois, la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce n'est pas urbanisée.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)	Immédiateté	Commentaires
1.2	Zones commerciales et industrielles	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	Les zones commerciales et industrielles ne couvrent qu'une faible proportion de l'aire de répartition de l'espèce, mais le développement commercial, notamment la construction de centres d'achat et de parcs industriels, pose peut-être un plus grand risque pour cette espèce. Des verges d'or et d'autres plantes sont souvent observées à proximité des centres d'achat autour desquels vivent des bourdons. Les populations de l'île du Cap-Breton ont été omises de l'analyse, car le développement s'y est produit dans le passé.
1.3	Tourisme et espaces récréatifs	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	L'aménagement de stations de ski altère l'habitat, mais cette activité ne constitue probablement pas une menace. Les impacts de l'application de pesticides (en particulier de néonicotinoïdes) sur les terrains de golf sont examinés sous « Pollution » (menace 9).
2	Agriculture et aquaculture	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (constante)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (constante)	Des études de Statistique Canada sur l'évolution des pratiques agricoles entre 2006 et 2011 révèlent que les superficies consacrées à la culture de légumes et des fruits ont respectivement diminué et augmenté durant cette période. Les superficies affectées à la culture du maïs ont augmenté par suite de la hausse de la valeur marchande du maïs (au détriment des bourdons). Les cultures en serre ont également connu un essor. Au Canada, seul un faible pourcentage de l'aire de répartition de cette espèce fait l'objet d'une exploitation agricole. Les impacts de l'application de pesticides dans les cultures sont évalués sous « Pollution » (menace 9).

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)	Immédiateté	Commentaires
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte					Sans objet
2.3	Élevage et élevage à grande échelle	Pas une menace	Négligeable (< 1 %)	Neutre ou potentiellement bénéfique	Élevée (constante)	Le broutage peut avoir des effets néfastes et bénéfiques. La croissance des fleurs peut être une source d'interférence. Une étude réalisée dans la vallée de l'Okanagan a montré que le broutage peut entraîner une importante perturbation du sol.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce					Sans objet
3	Production d'énergie et exploitation minière	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême - Grave (31-100 %)	Élevée (constante)	
3.1	Forage pétrolier et gazier	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	Peut entraîner une dégradation de l'habitat, mais peut également avoir un impact bénéfique en contribuant à l'augmentation de la disponibilité des fleurs.
3.2	Exploitation de mines et de carrières	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême - Grave (31-100 %)	Élevée (constante)	Peut entraîner une dégradation de l'habitat, mais peut également avoir un impact bénéfique en contribuant à l'augmentation de la disponibilité des fleurs.
3.3	Énergie renouvelable	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (constante)	Peut entraîner une dégradation de l'habitat, mais peut également avoir un impact bénéfique en contribuant à l'augmentation de la disponibilité des fleurs.
4	Corridors de transport et de service	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (constante)	
4.1	Routes et voies ferrées	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (constante)	Peut avoir un impact négatif en causant une augmentation de la mortalité résultant de collisions avec des véhicules automobiles, mais un effet potentiellement bénéfique en favorisant la croissance de mauvaises herbes le long des routes.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)	Immédiateté	Commentaires
4.2	Lignes de services publics	Pas une menace	Négligeable (< 1 %)	Neutre ou potentiellement bénéfique	Élevée (constante)	Cette activité peut être bénéfique parce qu'elle contribue au maintien de milieux de début de succession (arbustaies et prairies). L'application de pesticides (voir la menace 9) peut toutefois représenter une menace.
4.3	Transport par eau					Sans objet
4.4	Trajectoires de vol					Sans objet
5	Utilisation des ressources biologiques	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	
5.1	Chasse et prélèvements d'animaux terrestres	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (constante)	Sans objet. La récolte de spécimens à des fins scientifiques peut constituer une menace, mais cette menace est vraisemblablement négligeable.
5.2	Cueillette de plantes terrestres					Probablement pas une menace.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (constante)	Cette activité peut être considérée bénéfique dans la mesure où elle crée de vastes espaces ouverts, mais elle peut également constituer une menace du fait qu'elle intensifie la compétition et modifie le comportement de quête de nourriture des bourdons après les coupes.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques					Sans objet.
6	Intrusions et perturbations humaines					
6.1	Activités récréatives					Probablement pas une menace.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires					Sans objet
6.3	Travaux et autres activités					Sans objet
7	Modification du système naturel	Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (constante)	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)	Immédiateté	Commentaires
7.1	Incendies et suppression des incendies	Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (constante)	Les impacts du feu sur l'abondance des bourdons peuvent être positifs et/ou négatifs.
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau					Sans objet
7.3	Autres modifications de l'écosystème					Sans objet
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	
8.1	Espèces exotiques/non indigènes envahissantes	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	L'ampleur de la menace posée par la propagation de pathogènes des populations de bourdons domestiqués utilisés pour la pollinisation des cultures en serre (p. ex. pathogènes infestant le *Bombus impatiens*) aux populations de bourdons indigènes demeure à quantifier
8.2	Espèces indigènes problématiques	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	L'ampleur de la compétition avec le *Bombus cryptarum* est Inconnue.
8.3	Introduction de matériel génétique					
9	Pollution	Faible	Petite (1-10 %)	Grave (31-70 %)	Élevée (constante)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines					Sans objet
9.2	Effluents industriels et militaires					Sans objet

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 prochaines années ou 3 prochaines générations)	Immédiateté	Commentaires
9.3	Effluents agricoles et forestiers	Faible	Petite (1-10 %)	Grave (31-70 %)	Élevée (constante)	L'application de pesticides néonicotinoïdes dans les cultures et sur les terrains de golf constitue une menace. Le travail du sol entraîne son assèchement et peut favoriser la libération de particules létales pour les bourdons; concentrations dans le nectar et le pollen; propriétés cumulatives et persistance; demi-vie en cas d'exposition au soleil; présence dans les plantes de jardin également.
9.4	Détritus et déchets solides					Sans objet
9.5	Polluants atmosphé-riques					Pesticides néonicotinoïdes (voir la menace 9.3)
9.6	Énergie excessive					Sans objet
10	Phénomènes géologiques					
10.1	Volcans					Sans objet
10.2	Tremblements de terre et tsunamis					Sans objet
10.3	Avalanches et glissements de terrain					Sans objet
11	Changements climatiques et phénomènes météorolo-giques extrêmes	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	Cette activité pourrait provoquer un rétrécissement de l'aire de répartition de l'espèce et modifier la phénologie des plantes hôtes.
11.2	Sécheresses	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	Peut avoir un impact sur les plantes en fleurs.
11.3	Températures extrêmes					Sans objet
11.4	Tempêtes et inondations	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (constante)	Les inondations peuvent détruire les nids, mais leur effet sur les reines fondatrices et la quête de nourriture demeurent inconnus.