

Plan de gestion du bourdon terricole (*Bombus terricola*) au Canada

Bourdon terricole



2023



Référence recommandée :

Environnement et Changement climatique Canada. 2023. Plan de gestion du bourdon terricole (*Bombus terricola*) au Canada. Série de Plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, iv + 56 p.

Version officielle

La version officielle des documents de rétablissement est celle qui est publiée en format PDF. Tous les hyperliens étaient valides à la date de publication.

Version non officielle

La version non officielle des documents de rétablissement est publiée en format HTML, et les hyperliens étaient valides à la date de la publication.

Pour télécharger le présent plan de gestion ou pour obtenir un complément d'information sur les espèces en péril, incluant les rapports de situation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), les descriptions de la résidence, les plans d'action et d'autres documents connexes portant sur le rétablissement, veuillez consulter le [Registre public des espèces en péril](#)¹.

Illustration de la couverture : Bourdon terricole femelle, Nouveau-Brunswick.
Photo : Denis Doucet, utilisation autorisée.

Also available in English under the title
"Management Plan for the Yellow-banded Bumble Bee (*Bombus terricola*) in Canada"

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2023. Tous droits réservés.

ISBN 978-0-660-68442-0

No de catalogue En3-5/140-2023F-PDF

Le contenu du présent document (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans permission, mais en prenant soin d'indiquer la source.

¹ www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html

Préface

En vertu de l'[Accord pour la protection des espèces en péril \(1996\)](#)², les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signataires ont convenu d'établir une législation et des programmes complémentaires qui assureront la protection efficace des espèces en péril partout au Canada³. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29) (LEP), les ministres fédéraux compétents sont responsables de l'élaboration des plans de gestion pour les espèces inscrites comme étant préoccupantes et sont tenus de rendre compte des progrès réalisés dans les cinq ans suivant la publication du document final dans le Registre public des espèces en péril.

Le ministre de l'Environnement et du Changement climatique et ministre responsable de l'Agence Parcs Canada est le ministre compétent en vertu de la LEP à l'égard du bourdon terricole et a élaboré ce plan de gestion conformément à l'article 65 de la LEP. Dans la mesure du possible, le plan de gestion a été préparé en collaboration avec les gouvernements de Terre-Neuve-et-Labrador, de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard, du Nouveau-Brunswick, du Québec, de l'Ontario, du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Alberta, de la Colombie-Britannique, des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon ainsi que l'Agence Parcs Canada, les conseils de gestion des ressources fauniques et les organisations autochtones, en vertu du paragraphe 66(1) de la LEP et de l'Entente de collaboration pour la protection et le rétablissement des espèces en péril au Québec.

La réussite de la conservation de l'espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration d'un grand nombre de parties concernées qui participeront à la mise en œuvre des directives formulées dans le présent plan. Cette réussite ne pourra reposer seulement sur Environnement et Changement climatique Canada, l'Agence Parcs Canada ou toute autre autorité responsable. Tous les Canadiens et les Canadiennes sont invités à appuyer et à mettre en œuvre ce plan pour le bien du bourdon terricole et de l'ensemble de la société canadienne.

La mise en œuvre du présent plan de gestion est assujettie aux crédits, aux priorités et aux contraintes budgétaires des autorités responsables et organisations participantes.

² www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/especes-peril-loi-accord-financement.html

³ Le Québec n'est pas signataire de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996). Il coopère toutefois avec le gouvernement fédéral pour la conservation des espèces en péril d'intérêt commun.

Remerciements

Le présent plan a été préparé par Syd Cannings (Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune [SCF], Région du Nord), avec l'aide précieuse et essentielle d'une équipe technique composée de Julie McKnight (SCF Région de l'Atlantique), Judith Girard et Elisabeth Shapiro (SCF Région de l'Ontario), Marianne Gagnon, Sylvain Giguère et Audrey Robillard (SCF Région du Québec), Yeen Ten Hwang (SCF Région des Prairies), Nancy Hughes (SCF Région du Nord), Eric Gross et Kim Dohms (SCF Région du Pacifique), Darien Ure (Agence Parcs Canada), David McCorquodale (Université du Cap-Breton), Michel Saint-Germain (Insectarium de Montréal), Sheila Colla (Université York), Cory Sheffield (Royal Saskatchewan Museum), Kirsten Palmier (Université de Regina), Shelley Garland et Shelley Moores (Department of Fisheries and Land Resources de Terre-Neuve-et-Labrador), Courtney Baldo, Donna Hurlburt et Mark McGarrigle (Department of Lands and Forestry de la Nouvelle-Écosse), Maureen Toner (ministère du Développement de l'énergie et des ressources du Nouveau-Brunswick), Garry Gregory (Department of Communities, Land and Environment de l'Île-du-Prince-Édouard), Nathalie Desrosiers et Isabelle Gauthier (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec), Colin Jones (ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario), Joanna Wilson (ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles des Territoires du Nord-Ouest), Megan Evans (Ministry of Environment and Parks de l'Alberta), Jennifer Heron (Department of Environment and Climate Change Strategy de la Colombie-Britannique) et Tom Jung (ministère de l'Environnement du Yukon).

Nigel Raine (Université de Guelph), Leif Richardson (Université du Vermont, Xerces Society) et Lincoln Best (consultant, @beesofcanada) comptent parmi les autres experts consultés. Bonnie Fournier (gouvernement des Territoires du Nord-Ouest) a eu la générosité de produire les cartes de la répartition de l'espèce, et Sarah Johnson et Denis Doucet ont offert leurs belles photos. Le présent plan de gestion a été fondé dans une large mesure sur le programme de rétablissement du psithyre bohémien. Des remerciements particuliers sont adressés à Kella Sadler (SCF Région du Pacifique) et à Matthew Huntley (SCF Région de la Capitale nationale) pour leurs conseils et leurs commentaires détaillés concernant le document.

Des remerciements sont aussi adressés à toutes les autres parties qui ont offert les conseils et les commentaires qui ont servi à orienter l'élaboration du présent plan de gestion, notamment diverses organisations autochtones, les gouvernements provinciaux et territoriaux, d'autres ministères fédéraux, des propriétaires fonciers, des citoyens et d'autres intervenants.

Sommaire

En mai 2015, le bourdon terricole (*Bombus terricola*) a été désigné espèce préoccupante par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), compte tenu de l'important déclin de son abondance observé dans le sud du Canada. Il a été inscrit à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en mai 2018. L'espèce est présente dans la majeure partie du Canada au sud de la limite des arbres, depuis le sud-est du Yukon et l'est de la Colombie-Britannique jusqu'à l'île de Terre-Neuve.

Les quatre principales menaces touchant le bourdon terricole sont les suivantes : la transmission et la propagation d'agents pathogènes provenant des populations de bourdons d'élevage pour la serriculture, la pollution (utilisation d'insecticides, d'herbicides et de fongicides par les secteurs agricole et sylvicole), l'intensification de l'agriculture et les changements climatiques (déplacement et altération de l'habitat, températures extrêmes).

Le bourdon terricole fait également face à des facteurs limitatifs. Il a besoin d'une source constante et diversifiée de ressources florales pour assurer la croissance de ses colonies, et l'approvisionnement en pollen et en nectar doit être constant durant toute la saison de végétation. Les bourdons sont des organismes chez qui le type de processus de détermination du sexe accroît considérablement le risque de disparition lorsque la taille de la population est faible.

Les objectifs de gestion pour le bourdon terricole sont les suivants :

- Accroître l'abondance de l'espèce dans les portions de son aire de répartition canadienne où elle a connu un déclin, et maintenir son abondance dans le reste de son aire de répartition canadienne.
- Maintenir la répartition de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition canadienne connue.

Les stratégies générales et les mesures de conservation visant à atteindre les objectifs de gestion fixés pour l'espèce sont présentées à la section 6.

Table des matières

Préface.....	i
Remerciements	ii
Sommaire.....	iii
1. Évaluation de l'espèce par le COSEPAC.....	1
2. Information sur la situation de l'espèce	1
3. Information sur l'espèce	2
3.1. Description de l'espèce	2
3.2. Population et répartition de l'espèce.....	4
3.3. Besoins du bourdon terricole	6
3.4. Facteurs limitatifs.....	7
4. Menaces	9
4.1. Évaluation des menaces	9
4.2. Description des menaces	14
5. Objectif de gestion	23
6. Stratégies générales et mesures de conservation	24
6.1. Mesures déjà achevées ou en cours	24
6.2. Stratégies générales.....	28
6.3. Mesures de conservation.....	29
6.4. Commentaires à l'appui des mesures de conservation et du calendrier de mise en œuvre	32
7. Mesure des progrès	35
8. Références.....	36
Annexe A : Plantes utilisées comme sources de nourriture par le bourdon terricole.....	53
Annexe B : Effets sur l'environnement et sur les espèces non ciblées	55

1. Évaluation de l'espèce par le COSEPAC*

Date de l'évaluation : Mai 2015

Nom commun (population) : Bourdon terricole

Nom scientifique : *Bombus terricola*

Statut selon le COSEPAC : 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 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.

Présence 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

Historique du statut selon le COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en mai 2015.

* COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada)

2. Information sur la situation de l'espèce

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a désigné le bourdon terricole (*Bombus terricola*) comme espèce vulnérable, d'après les déclinés évalués à plus de 30 % à l'échelle de l'aire de répartition (Hatfield *et al.*, 2015); toutefois, la façon dont cette évaluation a tenu compte des parties nord et ouest de l'aire de répartition de l'espèce, où aucun déclin n'a été répertorié, pose problème.

Dans les Territoires du Nord-Ouest, le bourdon terricole est considéré comme non en péril en vertu de la *Loi sur les espèces en péril (TNO)* (Northwest Territories Species at Risk Committee, 2019). En Ontario, il est désigné espèce préoccupante (2016) aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition (LEVD)* (Ontario Natural Heritage Information Centre, 2018). En Nouvelle-Écosse, il a été désigné

vulnérable (2017) en vertu de l'*Endangered Species Act* de la Nouvelle-Écosse (Nova Scotia Endangered Species Act - N.S. Reg. 2017). La Colombie-Britannique, l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador et le Yukon n'ont attribué aucun statut à l'espèce.

Au Québec, le bourdon terricole n'a pas encore été désigné au titre de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (RLRQ, c E-12.01) (LEMV), mais est inscrit à la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables en vertu de cette loi.

Les autres désignations de statut non juridique attribuées au bourdon terricole sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Statuts de conservation du bourdon terricole (Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016; British Columbia Conservation Data Centre, 2019; Government of Northwest Territories, 2020; NatureServe, 2020).

Cote mondiale*	Cote nationale*	Cote infranationale (S)*	Liste de la C.-B.
G3G4	Canada (N5) États-Unis (NU)	Canada : Yukon (S3), Territoires du Nord-Ouest (SU), Colombie-Britannique (S3S4), Alberta (S5), Saskatchewan (S5), Manitoba (S3S5), Ontario (S3S5), Québec (S2), Labrador (SU), Terre-Neuve (S3S4), Nouveau-Brunswick (S3?), Nouvelle-Écosse (S3), Île-du-Prince-Édouard (S3) États-Unis : Connecticut (S1), Géorgie (SNR), Illinois (SX), Indiana (SH), Maine (SU), Maryland (S1), Massachusetts (S2S3), Michigan (S2S3), Minnesota (SNR), Montana (SNR), Nebraska (SNR), New Hampshire (SNR), New Jersey (SNR), New York (S1), Caroline du Nord (S3S4), Dakota du Nord (SNR), Ohio (SNR), Pennsylvanie (SNR), Vermont (S2S3), Virginie (S1), Wisconsin (S1), Wyoming (SNR)	Liste bleue (préoccupante, 2016)

* Cote 1 – gravement en péril; 2 – en péril; 3 – vulnérable à la disparition ou à l'extinction; 4 – apparemment non en péril; 5 – non en péril; X = vraisemblablement disparue; H – historique/possiblement disparue du territoire; NR – non classée; U = non classable

3. Information sur l'espèce

3.1. Description de l'espèce

Le bourdon terricole est un bourdon de taille moyenne qui compte des reines, des mâles reproducteurs et des ouvrières, celles-ci étant de plus petite taille que les individus des deux autres castes. La face et la langue sont courtes par rapport à celles de la plupart des autres espèces de bourdon. Le dessus de l'abdomen est

principalement noir, à l'exception d'une large bande de poils jaune doré caractéristique de l'espèce au niveau des segments 2 et 3 (figure 1). Le segment 5 est noir ou brun-jaune pâle.

Les mâles sont de couleur semblable aux femelles, mais leur face présente généralement plus de poils jaunes. Leur taille se situe entre celle des reines et des ouvrières, et leurs antennes sont relativement courtes (COSEWIC, 2015). Pour de plus amples renseignements sur la morphologie, voir Williams *et al.* (2014).

Le bourdon terricole était auparavant considéré comme conspécifique du bourdon de l'Ouest (*Bombus occidentalis*), mais Bertsch *et al.* (2010) et Williams *et al.* (2012) ont montré que les séquences du gène mitochondrial CO1 différaient suffisamment pour qu'on reconnaisse deux espèces distinctes. En outre, Owen et Whidden (2013) ont observé des caractéristiques morphologiques et moléculaires constantes appuyant la distinction des deux espèces.

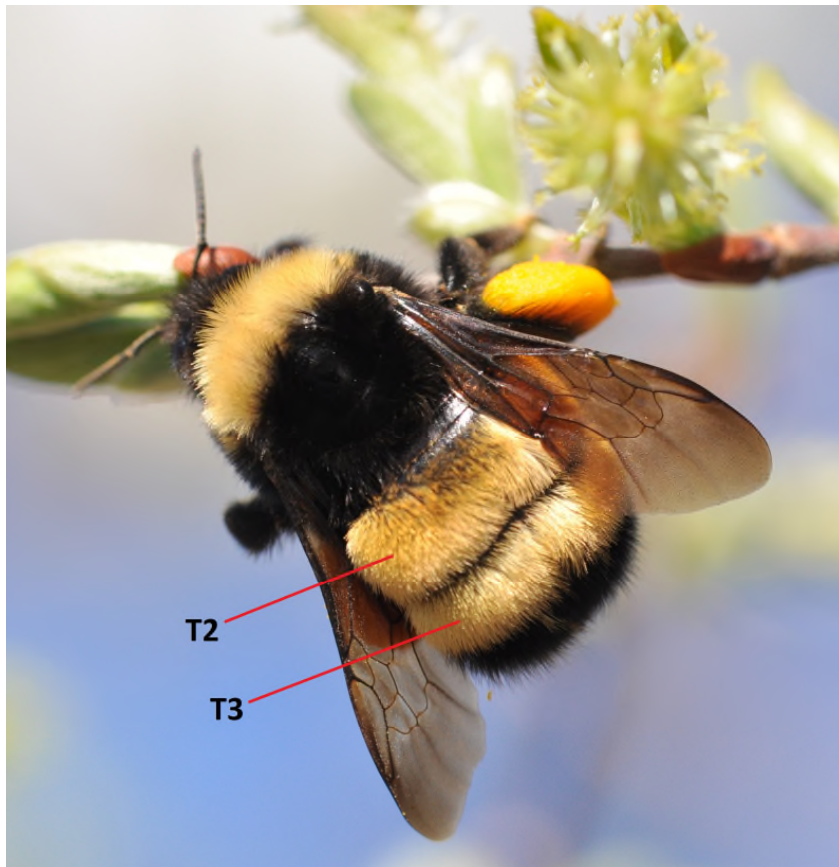


Figure 1. Reine du bourdon terricole sur un saule, en Ontario. T2 et T3 : deuxième et troisième tergites abdominaux. Photo : Sarah Johnson. Utilisation autorisée.

3.2. Population et répartition de l'espèce

Le bourdon terricole est présent uniquement en Amérique du Nord. Son aire de répartition s'étend depuis la Géorgie jusqu'au Labrador, et vers l'ouest dans le nord des États-Unis et au Canada jusqu'au Montana, en Colombie-Britannique, aux Territoires du Nord-Ouest et dans le sud-est du Yukon (figure 2). La limite septentrionale de son aire de répartition correspond environ à la limite forestière latitudinale. Des mentions antérieures en Alaska (p. ex. comme l'indique COSEWIC [2015]) ont été réévaluées, et le bourdon terricole n'est plus considéré comme faisant partie de la faune de cet État (Sikes et Rykken, 2020). Environ 50 à 60 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouve au Canada (COSEWIC, 2015).

Le bourdon terricole a été signalé dans toutes les provinces et tous les territoires canadiens, sauf au Nunavut (COSEWIC, 2015), mais l'espèce pourrait être présente dans l'extrême sud-ouest de ce territoire, qui n'a pas fait l'objet d'inventaire (figure 2). Au Yukon, l'espèce est absente à l'ouest des monts Mackenzie, mais elle est largement présente dans la partie centrale de la Colombie-Britannique (COSEWIC, 2015).

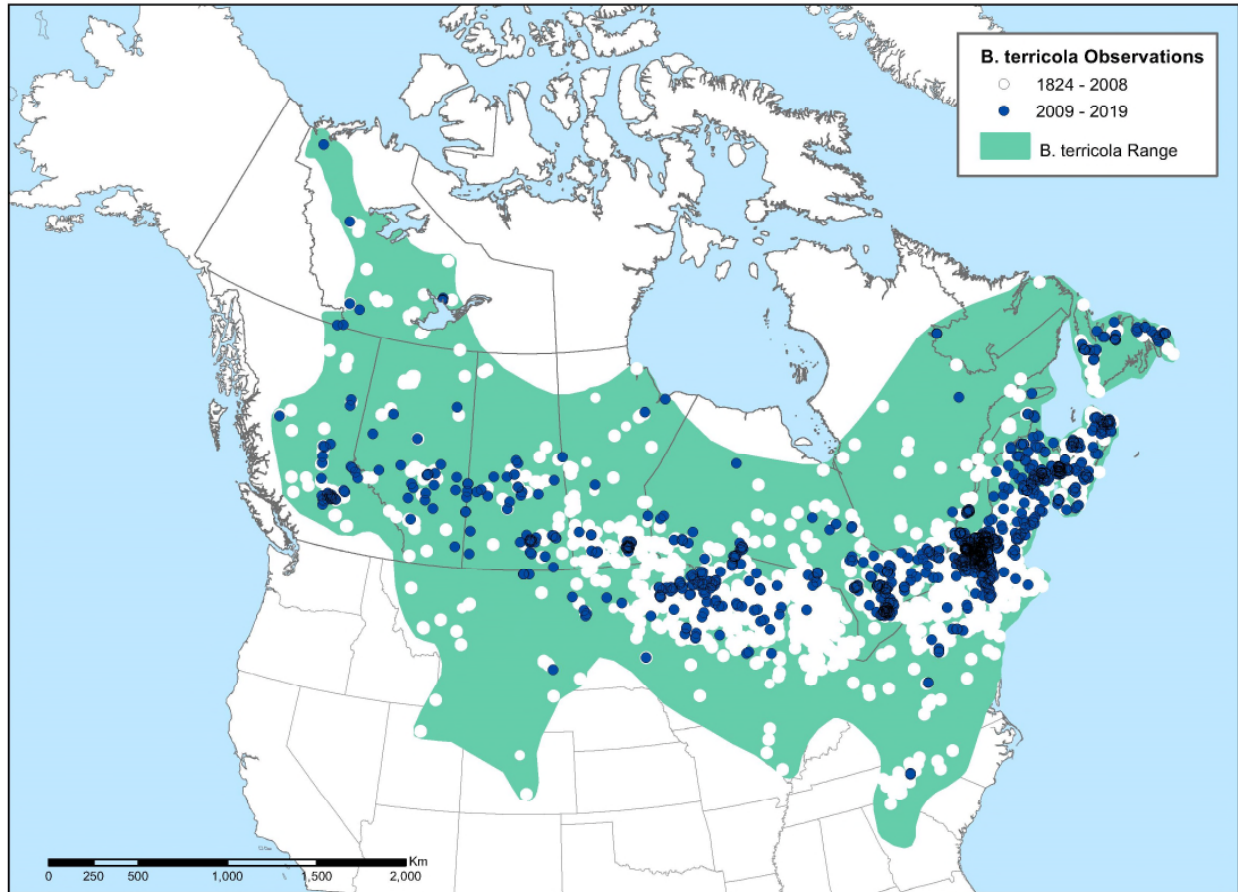


Figure 2. Aire de répartition mondiale du bourdon terricole. Les observations (spécimens de musée et photographies confirmés dans iNaturalist [2020] et Bumble Bee Watch [2019]) effectuées depuis 2009 sont représentées par les points bleu foncé. La limite nord de l'aire de répartition est incertaine, particulièrement dans le centre du Canada. Données fournies par L. Richardson et S. Cannings, carte créée par B. Fournier (gouvernement des Territoires du Nord-Ouest). L'ensemble de données n'est pas complet; certains spécimens (p. ex. ceux de Prescott *et al.* [2019]) ne sont pas inclus, car les données ont été reçues après décembre 2019.

Veillez voir la traduction française ci-dessous :

B. terricola Observations = Observations du *B. terricola*

B. terricola range = Aire de répartition du *B. terricola*

Le bourdon terricole a déjà été l'une des espèces de bourdon les plus communes dans l'est et la région boréale du Canada, mais son abondance au sud des régions boréales a commencé à connaître un déclin au début des années 1990. Les données sur les tendances sont imparfaites, mais le meilleur ensemble de données accessible montre que l'abondance relative (du bourdon terricole par rapport à l'ensemble des bourdons) dans 10 sites régionaux du sud du Canada (régions sub-boréales) (depuis la municipalité de 100 Mile House, en Colombie-Britannique, et Edmonton, jusqu'aux provinces de l'Atlantique, en passant par Ottawa et Montréal) a chuté, passant de 20 % avant 2004 à 4 % au cours de la décennie 2004-2013 (tableau 2 dans

COSEWIC, 2015). En général, le bourdon terricole a maintenu sa vaste aire de répartition malgré les déclin; la seule exception au Canada pourrait être l'extrême sud-ouest de l'Ontario (au sud et à l'ouest de Kitchener-Waterloo), où l'espèce a toujours été peu commune et où peu d'individus, voire aucun, ont été trouvés depuis 2004 (Colla et Dumesh, 2010; COSEWIC, 2015; iNaturalist, 2020).

Au nord (p. ex. la forêt boréale), peu de spécimens ont été récoltés avant 2010, ce qui fait en sorte que les tendances en matière d'abondance sont difficiles à détecter; toutefois, selon les relevés qui ont été effectués récemment dans la région, l'espèce y est relativement commune (Cory Sheffield, comm. pers., 2018; Northwest Territories Species at Risk Committee, 2019). Le bourdon terricole est probablement encore commun dans les régions les plus éloignées de l'est du Canada, comme en témoigne son abondance à des altitudes plus élevées dans le New Hampshire (Tucker et Rehan, 2017).

3.3. Besoins du bourdon terricole

Le bourdon terricole est un généraliste en matière d'habitat. Il se retrouve dans une grande variété de milieux ouverts, notamment des prés situés dans des forêts ou des boisés de conifères, de feuillus ou mixtes, la taïga, des prairies, des zones riveraines, des parcs urbains, des jardins et des zones agricoles ainsi que les bords de route (COSEWIC, 2015). Dans le sud de l'Ontario, il existe une corrélation positive entre l'habitat du bourdon terricole et les forêts de conifères, et une corrélation négative entre l'habitat de l'espèce et l'utilisation de pesticide agricoles, la présence de colonies d'abeilles domestiques européennes et de routes ainsi que les températures estivales élevées (Liczner et Colla, 2020).

Comme d'autres espèces de bourdons, le bourdon terricole se nourrit du pollen de nombreuses espèces de plantes à fleurs et visite les fleurs de nombreuses espèces de plantes, notamment les saules, les framboisiers et les trèfles (voir l'annexe A). Il a la langue courte et a donc besoin de fleurs relativement peu profondes pour recueillir le pollen, mais il peut accéder au nectar de fleurs plus profondes en grugeant la paroi de la fleur (Evans *et al.*, 2008). Le bourdon terricole est une espèce coloniale active tout au long de la saison de végétation; il a donc principalement besoin d'une série de sources de pollen et de nectar tout au long du printemps et de l'été (Goulson, 2010). La saison d'activité s'étend environ d'avril à septembre dans la partie sud de l'aire de répartition du bourdon terricole, et de mai à août, dans la partie nord. Dans le sud de l'Ontario, la quantité de ressources alimentaires constituait systématiquement la variable la plus importante pour la sélection de l'habitat chez le bourdon terricole (Liczner et Colla, 2020). Plusieurs espèces de plantes à fleurs utilisées par l'espèce sont considérées comme des mauvaises herbes envahissantes ou exotiques des milieux perturbés (p. ex. le mélilot blanc [*Melilotus alba*], le pissenlit officinal [*Taraxacum officinale*], le trèfle blanc [*Trifolium repens*]). En fait, Gibson *et al.* (2019) ont constaté que, dans le sud de l'Ontario, le bourdon terricole préférait butiner la vesce jargeau

(*Vicia cracca*), une espèce envahissante, et d'autres membres exotiques de la famille des pois.

La disponibilité géographique des ressources florales dans les secteurs utilisés comme domaine vital peut varier d'une année à l'autre et au cours d'une même année (p. ex. la floraison des plants de bleuets [*Vaccinium* spp.] peut être abondante un printemps, mais pas le suivant). Vu cette variabilité, l'espèce a besoin de ressources florales variées à l'échelle du paysage.

À la fin de l'été et au début de l'automne (fin juillet dans le nord, août et début septembre dans le sud), des individus reproducteurs adultes des deux sexes quittent le nid pour trouver un partenaire. Les femelles accouplées se dispersent ensuite pour choisir un site d'hivernage, et parcourent une distance inconnue pour ce faire. Comme chez d'autres bourdons, les mâles et les ouvrières du bourdon terricole meurent à l'arrivée du temps froid, tout comme les reines de l'été précédent; les colonies ne sont donc actives que pendant une saison (Williams *et al.*, 2014; COSEWIC, 2015). On ignore dans quel type d'habitat précis les reines du bourdon terricole hivernent (Liczner et Colla, 2019), mais les bourdons s'enfouissent généralement à une profondeur de 2 à 15 cm dans le sol meuble ou des troncs d'arbres en décomposition (Macfarlane, 1974; Benton, 2006; Liczner et Colla, 2019). Les reines ne survivant pas plus d'un hiver, il n'y a donc pas de fidélité au site d'hivernage chez l'espèce.

La dispersion se fait principalement au printemps lorsque les reines se mettent à la recherche de sites de nidifications propices (Goulson, 2010). Certaines données indiquent que les bourdons peuvent se disperser sur des distances relativement grandes, de l'ordre d'au moins 2,6 à 10 km de la colonie d'origine (Stout et Goulson, 2000; Kraus *et al.*, 2008; Lepais *et al.*, 2010).

Le bourdon terricole niche dans le sol (Lavery et Harder, 1988), souvent dans des terriers abandonnés de rongeurs ou de lapins (Plath, 1927; Hobbs, 1968; Macfarlane, 1974; Colla et Dumesh, 2010).

3.4. Facteurs limitatifs

Le type de processus de détermination du sexe chez les bourdons accroît considérablement le risque de disparition lorsque la taille de population efficace est faible (Zayed et Packer, 2005). Avec la diminution du nombre d'individus, le nombre de femelles devenant des mâles stériles augmente. Concrètement, si une population de bourdons se trouve réduite à un petit nombre d'individus reproducteurs, une disparition se produira presque assurément à l'échelle locale même en présence de conditions environnementales favorables, à moins que le nombre d'individus augmente sur quelques générations. Il n'existe actuellement aucune donnée sur l'importance de ce problème pour les populations canadiennes de bourdons terricoles, mais il limiterait probablement la capacité de l'espèce de recoloniser l'extrême sud-ouest de l'Ontario (entre autres choses).

Une étude génétique visant le bourdon terricole dans le sud-est du Canada a montré que cette espèce affiche une diversité génétique limitée depuis qu'un déclin des populations à la suite de la dernière période glaciaire a entraîné la consanguinité des effectifs. La population connaît à nouveau des problèmes de consanguinité dans les régions où ses effectifs ont récemment baissé, ce qui pourrait contribuer à d'autres déclin (Kent *et al.*, 2018).

4. Menaces

4.1. Évaluation des menaces

L'évaluation des menaces pesant sur le bourdon terricole (tableau 2) se fonde sur le système unifié de classification des menaces de l'UICN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de conservation; 2006) (Salafsky *et al.*, 2008; Master *et al.*, 2009). L'impact global calculé des menaces est élevé-moyen.

Les menaces sont définies comme étant les activités ou les processus immédiats qui ont entraîné, entraînent ou pourraient entraîner la destruction, la dégradation et/ou la détérioration de l'entité évaluée (population, espèce, communauté ou écosystème) dans la zone d'intérêt (mondiale, nationale ou infranationale). Ce processus d'évaluation ne tient pas compte des facteurs limitatifs. Aux fins de l'évaluation des menaces, seulement les menaces présentes et futures sont considérées. Les menaces historiques, les effets indirects ou cumulatifs des menaces ou toute autre information pertinente qui aiderait à comprendre la nature de la menace sont présentés dans la section Description des menaces (4.2).

Tableau 2. Évaluation des menaces pesant sur le bourdon terricole dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada, d'après le COSEPAC (COSEWIC, 2015).

Menace	Description de la menace	Impact ^a	Portée ^b	Gravité ^c	Immédiateté ^d	Menaces détaillées
1	Développement résidentiel et commercial	Négligeable	Négligeable	Légère	Élevée	Le développement urbain a une portée limitée dans l'aire de répartition; toutefois, l'impact cumulatif du développement résidentiel et industriel autour des centres urbains peut mener à une perte complète de l'habitat à l'échelle locale.
1.1	Zones résidentielles et urbaines	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Élevée	L'urbanisation peut considérablement réduire les ressources florales, quoique des espaces verts favorisant les pollinisateurs peuvent permettre à ceux-ci de persister dans les villes.
1.2	Zones commerciales et industrielles	Négligeable	Négligeable	Légère	Élevée	Le développement commercial et industriel peut avoir un impact plus élevé que le développement résidentiel/urbain; toutefois, voir les commentaires ci-dessus.

Menace	Description de la menace	Impact ^a	Portée ^b	Gravité ^c	Immédiateté ^d	Menaces détaillées
1.3	Zones touristiques et récréatives	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Élevée	Certains types de développement récréatif pourraient causer une perte d'habitat, alors que d'autres types pourraient être bénéfiques.
2	Agriculture et aquaculture	Faible	Petite	Élevée	Élevée	Perte d'habitat associée à l'expansion et à l'intensification de l'agriculture.
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	Faible	Petite	Élevée	Élevée	La dépendance accrue à l'agriculture intensive (diminution des prés en lisière des champs cultivés) a réduit l'habitat d'alimentation des bourdons.
3	Production d'énergie et exploitation minière	Négligeable	Négligeable	Extrême-élevée	Élevée	
3.1	Forage pétrolier et gazier	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Élevée	Pourrait dégrader l'habitat à court terme, mais pourrait aussi entraîner une augmentation des ressources florales.
3.2	Exploitation de mines et de carrières	Négligeable	Négligeable	Extrême-élevée	Élevée	Perte d'habitat à long terme, mais pourrait aussi entraîner une augmentation de l'habitat de lisière à plus long terme
4	Corridors de transport et de service	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Élevée	
4.1	Routes et voies ferrées	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Élevée	Perte d'habitat dans la portion utilisée des routes; hausse du taux de mortalité associée aux collisions avec les véhicules; augmentation favorable des ressources florales dans les emprises bordant les routes.
7	Modifications des systèmes naturels	Inconnu	Petite	Inconnue	Élevée	
7.1	Incendies et suppression des incendies	Inconnu	Petite	Inconnue	Élevée	Les incendies étant bénéfiques pour les populations de bourdons terricoles, la suppression des incendies est sans aucun doute nuisible à long terme.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	Négligeable	Négligeable	Extrême	Élevée	Inondation de vallées pour les nouveaux projets de production d'hydroélectricité, et les barrages peuvent également éliminer les fluctuations saisonnières naturelles des niveaux d'eau dans les plaines inondables, réduisant les prés riverains.

Menace	Description de la menace	Impact ^a	Portée ^b	Gravité ^c	Immédiateté ^d	Menaces détaillées
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Moyen-faible	Grande-restreinte	Modérée-légère	Élevée	Principalement les effets de la propagation d'agents pathogènes depuis les serres.
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	Moyen-faible	Grande-restreinte	Modérée-légère	Élevée	Les agents pathogènes problématiques semblent largement d'origine indigène (voir la menace 8.2), mais, dans la majeure partie de l'aire de répartition du bourdon terricole, ils sont transmis par le bourdon fébrile (<i>B. impatiens</i>), espèce non indigène. L'abeille domestique européenne peut elle aussi transmettre des agents pathogènes, en plus d'entrer en compétition avec les pollinisateurs indigènes lorsqu'elle est présente en densités élevées. L'introduction et l'utilisation du bourdon fébrile pour la pollinisation à l'extérieur de son aire de répartition naturelle (p. ex. au Canada atlantique et en Colombie-Britannique) pourraient entraîner une compétition pour les ressources florales et l'habitat de nidification.
8.2	Espèces indigènes problématiques	Moyen-faible	Grande-restreinte	Modérée-légère	Élevée	Les agents pathogènes indigènes représentent une menace majeure, notamment leur propagation depuis les serres (populations de bourdons fébriles d'élevage).
9	Pollution	Moyen-faible	Restreinte-petite	Élevée	Élevée	Les insecticides peuvent nuire directement à l'espèce. Les herbicides réduisent les ressources florales pour tous les pollinisateurs. Les effets des fongicides sont inconnus, mais ils ont été mis en cause dans la sensibilité accrue des bourdons aux pathogènes.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	Moyen-faible	Restreinte-petite	Élevée	Élevée	Les effets persistants de l'exposition chronique aux néonicotinoïdes (insecticides) mènent à un effondrement des colonies. Les fongicides sont mis en cause dans la prévalence du <i>Varimorpha</i> ; en effet, la concentration de chlorothalonil, fongicide largement utilisé, constitue le meilleur facteur

Menace	Description de la menace	Impact ^a	Portée ^b	Gravité ^c	Immédiateté ^d	Menaces détaillées
						de prédiction de l'abondance du <i>Varimorpha</i> . L'utilisation généralisée d'herbicides (particulièrement en combinaison avec les cultures génétiquement modifiées) tue les plantes à fleurs dans les champs et les zones adjacentes, ce qui réduit les ressources florales pour les bourdons et abeilles. De plus, les herbicides sont largement utilisés dans le cadre du reboisement.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Principalement un déclin de l'enveloppe climatique le long de la limite sud de l'aire de répartition.
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Déplacement vers le nord des enveloppes climatiques. Les bourdons perdent des portions du sud de leur aire de répartition, mais le déplacement vers le nord n'est pas équivalent; phénomène attribué au réchauffement climatique. Les bourdons pourraient aussi être touchés par un décalage entre leur période d'activité et la présence des plantes à fleurs.
11.2	Sécheresses	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée	Une hausse des sécheresses est prédite dans certaines régions; diminution des ressources florales
11.3	Températures extrêmes	Faible	Petite	Légère	Élevée	Des recherches menées en Europe attribuent la perte de la portion méridionale d'aires de répartition à l'augmentation des épisodes de chaleur extrême en été.

^a **Impact** – Mesure dans laquelle on observe, infère ou soupçonne que l'espèce est directement ou indirectement menacée dans la zone d'intérêt. Le calcul de l'impact de chaque menace est fondé sur sa gravité et sa portée et prend uniquement en compte les menaces présentes et futures. L'impact d'une menace est établi en fonction de la réduction de la population de l'espèce, ou de la diminution/dégradation de la superficie d'un écosystème. Le taux médian de réduction de la population ou de la superficie pour chaque combinaison de portée et de gravité correspond aux catégories d'impact suivantes : très élevé (déclin de 75 %), élevé (40 %), moyen (15 %) et faible (3 %). Inconnu : catégorie utilisée quand l'impact ne peut être déterminé (p. ex. lorsque les valeurs de la portée ou de la gravité sont inconnues); non calculé : l'impact n'est pas calculé lorsque la menace se situe en dehors de la période d'évaluation (p. ex. l'immédiateté est non significative/négligeable ou faible puisque la menace n'existait

que dans le passé); négligeable : lorsque la valeur de la portée ou de la gravité est négligeable; n'est pas une menace : lorsque la valeur de la gravité est neutre ou qu'il y a un avantage possible.

^b **Portée** – Proportion de l'espèce qui, selon toute vraisemblance, devrait être touchée par la menace d'ici 10 ans. Correspond habituellement à la proportion de la population de l'espèce dans la zone d'intérêt (généralisée = 71-100 %; grande = 31-70 %; restreinte = 11-30 %; petite = 1-10 %; négligeable < 1 %).

^c **Gravité** – Au sein de la portée, niveau de dommage (habituellement mesuré comme l'ampleur de la réduction de la population) que causera vraisemblablement la menace sur l'espèce d'ici une période de 10 ans ou de 3 générations (extrême = 71-100 %; élevée = 31-70 %; modérée = 11-30 %; légère = 1-10 %; négligeable < 1 %; neutre ou avantage possible ≥ 0 %).

^d **Immédiateté** – Élevée = menace toujours présente; modérée = menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à court terme [< 10 ans ou 3 générations]) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à court terme); faible = menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à long terme) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à long terme); non significative/négligeable = menace qui s'est manifestée dans le passé et qui est peu susceptible de se manifester de nouveau, ou menace qui n'aurait aucun effet direct, mais qui pourrait être limitative.

4.2. Description des menaces

Il y aurait quatre menaces principales pesant sur le bourdon terricole (voir le tableau 2 ci-dessus) : 1) les espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (p. ex. le bourdon fébrile à l'extérieur de son aire de répartition naturelle et l'abeille domestique européenne) et les espèces indigènes problématiques (propagation d'agents pathogènes par les bourdons utilisés en serres), 2) la pollution (pesticides agricoles et sylvicoles), 3) la perte d'habitat associée à l'expansion et à l'intensification de l'agriculture, et 4) les changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (déplacement et altération de l'habitat, températures extrêmes). Les menaces sont abordées plus en détail ci-dessous, groupées selon les principales catégories de menaces de l'UICN-CMP, par ordre décroissant d'impact.

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menace 8)

Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (8.1) et espèces indigènes problématiques (8.2)

L'introduction et/ou la propagation d'agents pathogènes depuis les colonies de bourdons et d'abeilles domestiques européennes élevées à des fins commerciales et la libération accidentelle de bourdons non indigènes représentent de graves menaces apparemment directes pour le bourdon terricole. Bien qu'aucune expérience définitive n'ait été réalisée pour le confirmer, plusieurs sources de preuves corrélatives indiquent que les agents pathogènes sont la cause principale du déclin de cette espèce.

Parasites et agents pathogènes des bourdons

La prévalence de la microsporidie *Varimorpha* (= *Nosema*) *bombi*, un parasite fongique unicellulaire, chez les bourdons en Amérique du Nord a très fortement augmenté; la fréquence de détection est passée de faible dans les années 1980 à considérablement plus élevée au milieu et vers la fin des années 1990, ce qui correspond à une éclosion massive et très infectieuse de *V. bombi* signalée au sein des stocks d'élevage commercial en Amérique du Nord (Cameron *et al.*, 2016). Même si le *V. bombi* est indigène d'Amérique du Nord, certains pensent qu'une nouvelle souche a été importée depuis l'Europe autour de cette période. Cependant, les données génétiques à ce jour n'appuient pas cette hypothèse (Cameron *et al.*, 2016; Brown, 2017). Le *Varimorpha ceranae*, agent pathogène fréquemment observé et associé à l'abeille domestique européenne, a également été détecté chez des bourdons partout dans le monde, mais l'impact de cet agent pathogène sur les bourdons demeure nébuleux et doit faire l'objet d'autres évaluations (Goblirsch, 2018).

Des études ont montré que les parasites *Crithidia*⁴ *bombi*, *C. expeeki* et *V. bombi* peuvent avoir des effets dévastateurs chez les colonies de bourdons (Brown *et al.*, 2000, 2003; Otti et Schmid-Hempel, 2007, 2008; van der Steen, 2008). Ces parasites

⁴ Les *Crithidia* sont un groupe de parasites trypanosomatidés unicellulaires.

ont été observés chez diverses espèces de bourdons (Macfarlane, 1974; Macfarlane *et al.*, 1995; Colla *et al.*, 2006). Toutefois, les taux d'infection par le *V. bombi* et l'intensité de ces infections étaient considérablement plus élevés chez le bourdon de l'Ouest (espèce la plus apparentée au bourdon terricole) que chez les espèces de bourdons dont les populations sont stables, comme le bourdon fébrile (*B. impatiens*) et le bourdon double (*B. bifarius* [aujourd'hui désigné *B. vancouverensis*]) (Cameron *et al.*, 2011). Des tendances semblables ont été observées chez le bourdon terricole et le bourdon à tache rousse, mais la petite taille des échantillons rendait impossible la réalisation d'analyses statistiques (Cameron *et al.*, 2011). Une récente étude génétique sur le bourdon terricole a révélé une activation de la fonction du système immunitaire dans les populations du sud qui ont subi des déclin, ce qui indique la possibilité de pressions exercées par de nouveaux agents pathogènes (« novel pathogen pressures »; Kent *et al.*, 2018).

L'augmentation rapide du taux d'infection par le *N. bombi* chez les espèces commerciales de bourdons et le déclin concomitant du bourdon terricole, combinés au fait que ces agents pathogènes sont plus fréquemment observés chez le bourdon terricole que chez les espèces en santé, ont fait en sorte que la propagation d'agents pathogènes soit mentionnée comme l'une des principales causes du déclin du bourdon terricole (Thorp et Shepherd, 2005; COSEWIC, 2010; Cameron *et al.*, 2011; Szabo *et al.*, 2012; Graystock *et al.*, 2016; tous cités dans Colla, 2017; Arbetman *et al.*, 2017). Ce phénomène survient lorsque des populations de bourdons d'élevage transmettent des agents pathogènes aux populations sauvages ou amplifient la prévalence d'agents pathogènes qui auraient normalement été moins abondants dans la nature (Power et Mitchell, 2004; Graystock *et al.*, 2016). Au Canada, l'utilisation d'espèces commerciales infectées de bourdons pour la pollinisation des cultures en serre a été incriminée dans la propagation d'agents pathogènes aux populations de bourdons sauvages se nourrissant à proximité des exploitations serricoles (Colla *et al.*, 2006; Otterstatter et Thomson, 2008). Toutefois, il reste beaucoup à apprendre sur les effets de la propagation d'agents pathogènes sur les populations de bourdons sauvages, et de nouveaux pathogènes sont encore découverts (K. Palmier, comm. pers., 2020). La section sur la pollution (menace 9, ci-dessous) présente les interactions apparentes entre les fongicides et la prévalence des agents pathogènes.

Abeilles domestiques européennes comme vecteur d'agents pathogènes et de virus

Les abeilles domestiques européennes semblent représenter un autre vecteur pouvant transmettre des agents pathogènes aux bourdons sauvages. Graystock *et al.* (2014) ont montré que, en Grande-Bretagne, la présence du *N. bombi* était 18 % plus fréquente chez les bourdons situés près d'un rucher que chez ceux qui en étaient éloignés. Il y a aussi de plus en plus d'indications qu'un certain nombre d'agents pathogènes touchant l'abeille domestique européenne peuvent être transmis aux bourdons (Plischuk *et al.*, 2009; Meeus *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2011; Graystock *et al.*, 2013). En conditions contrôlées, le *V. ceranae*, parasite communément présent chez l'abeille domestique européenne, produisait moins de spores chez les bourdons que chez les abeilles domestiques européennes, mais présentait une virulence accrue, réduisant les taux de

survie de 48 % et ayant des effets comportementaux sublétaux (Graystock *et al.*, 2013). L'impact potentiel des abeilles domestiques européennes comme vecteurs d'agents pathogènes chez les espèces de bourdons d'Amérique du Nord est inconnu.

Chez l'abeille domestique européenne, les adultes issus de nymphes infectées par le virus des ailes déformées, transmis par le varroa (*Varroa destructor*), présentent des déformations des ailes ou d'autres déformations morphologiques. Des chercheurs d'Allemagne et du Royaume-Uni ont constaté la présence de ce virus chez des individus déformés du bourdon terrestre (*Bombus terrestris*) et du *B. pascuorum* (Genersch *et al.*, 2005; Fürst *et al.*, 2014), et, dans le cadre de récentes études menées au Vermont, ce virus ainsi que le virus de la cellule royale noire ont été détectés chez des bourdons capturés à proximité de ruchers d'abeilles domestiques européennes (Alger *et al.*, 2019). Comme le varroa est répandu au Canada (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, 2019; Canadian Association of Professional Apiculturalists, 2020), le virus des ailes déformées pourrait représenter une grave menace pour toutes les populations canadiennes de bourdons.

Compétition avec les abeilles domestiques européennes

Les abeilles domestiques européennes entrent aussi directement en compétition avec les bourdons lorsque les sources de pollen et de nectar ne sont pas abondantes. Le pollen peut être une ressource limitative : en l'absence d'abeilles domestiques européennes, les abeilles et bourdons indigènes peuvent prélever 97 à 99 % du pollen disponible quotidiennement (Schlindwein *et al.*, 2005; Larsson et Franzen, 2007). Un rucher standard de 40 colonies d'abeilles domestiques européennes peut prélever 400 kg de pollen durant les trois mois d'été que les individus passent sur les terres sauvages (Winston, 1987; Seeley, 1995; Cane et Tepedino, 2016). Cane et Tepedino (2016) font remarquer que cette quantité de pollen produirait 4 millions (entre 3,7 et 12 millions) d'individus de l'abeille découpeuse (*Megachile rotunda*). Henry et Rodet (2018) ont constaté que l'apiculture à forte densité (plus de 14 colonies/km²) donnait lieu à une compétition alimentaire qui réduit la présence (-55 %) d'abeilles sauvages locales et le succès de recherche de nectar de celles-ci (-50 %). Toutefois, Mallinger *et al.* (2018) soulignent qu'il faut réaliser d'autres études sur la compétition comprenant des mesures du succès reproducteur chez les abeilles sauvages, pour quantifier les répercussions continues.

Concurrence avec les bourdons exotiques

L'introduction et l'utilisation du bourdon fébrile à titre d'agent pollinisateur au Canada pourraient exacerber les déclin des populations du bourdon terricole dans les portions méridionales de son aire de répartition. Le bourdon fébrile pourrait livrer à certaines espèces de bourdons indigènes une compétition agressive pour l'habitat de nidification et les ressources alimentaires, en plus de contribuer à la propagation d'agents pathogènes et de maladies. L'établissement récent de populations sauvages exotiques de bourdons fébriles au Canada atlantique, dans le sud-est de l'Alberta et dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique (Palmier et Sheffield, 2019) a probablement eu

des effets négatifs sur les espèces indigènes, tel que constaté ailleurs dans le monde (Williams et Osborne, 2009).

Pollution (menace 9)

Effluents agricoles et sylvicoles (9.3)

Depuis longtemps, il est connu que les pesticides peuvent avoir des répercussions négatives sur les abeilles et les bourdons (p. ex. Johansen et Mayer, 1990; NRC, 2007). Quoique les études récentes ont porté principalement sur la question des insecticides de la catégorie des néonicotinoïdes, d'autres insecticides, herbicides et fongicides ont aussi été associés au déclin des bourdons. Les reines et les ouvrières du bourdon terricole sont exposées à des pesticides lorsqu'elles cherchent de la nourriture, et lorsqu'elles creusent le sol pour agrandir leurs nids.

Insecticides de la catégorie des néonicotinoïdes

À peu près au moment où les déclins des espèces du sous-genre *Bombus* ont été observés en Amérique du Nord, l'imidaclopride, un insecticide de la catégorie des néonicotinoïdes, a été homologué aux États-Unis et au Canada (en 1994 et en 1995, respectivement; Cox, 2001). Les néonicotinoïdes peuvent constituer une grave menace pour les bourdons parce qu'ils sont toxiques même à des concentrations de l'ordre de quelques parties par milliard (ppb) (Marletto *et al.*, 2003). Les néonicotinoïdes sont des pesticides systémiques qui circulent dans toute la plante et qui contaminent le pollen et le nectar. Ils sont couramment utilisés sur les terrains de golf et les terres cultivées (Sur et Stork, 2003). Ils sont aussi utilisés à des fins préventives, c'est-à-dire qu'ils sont appliqués même en l'absence d'infestation d'insectes apparente et urgente (van der Sluijs *et al.*, 2014). Au Québec, Labrie *et al.* (2020) ont découvert que, dans les grandes cultures, le traitement des semences aux néonicotinoïdes à des fins préventives est utile dans moins de 5 % des cas, et ils sont d'avis que les méthodes de lutte antiparasitaire intégrée seraient probablement des solutions de rechange beaucoup plus efficaces à ces pratiques (Labrie *et al.*, 2020).

En 2012, dans les provinces des Prairies canadiennes, des néonicotinoïdes ont été appliqués sur environ 11 millions d'hectares (44 % des terres cultivées; Main *et al.*, 2014). Dans le sud du Québec, environ 600 000 hectares de cultures de maïs et de soja sont traités aux néonicotinoïdes chaque année (Giroux, 2019). En Ontario, environ 1,2 million d'hectares de cultures de soja et de maïs ont été traités aux néonicotinoïdes en 2016-2017 (Ontario Ministry of Environment, Conservation and Parks, 2018). Actuellement, l'application est effectuée, dans la plupart des cas, par enrobage des semences, mais elle est aussi effectuée parfois par traitement foliaire.

L'imidaclopride est non létal pour les individus lorsqu'il est utilisé conformément au mode d'emploi (voir par exemple Tasei *et al.*, 2001), mais les insectes coloniaux comme les bourdons peuvent être affectés par les effets sublétaux cumulatifs de l'imidaclopride et d'autres pesticides. En fait, des études récentes ont montré que

l'exposition chronique (1 à 4 semaines) aux pesticides de la catégorie des néonicotinoïdes à des concentrations semblables à celles utilisées dans les champs peut avoir des effets sublétaux importants sur les bourdons (Crall *et al.*, 2018; Raine, 2018; Pisa *et al.*, 2014; van der Sluijs *et al.*, 2014) : les bourdons subissent une baisse des capacités d'apprentissage et de la mémoire à court terme (Stanley *et al.*, 2015a), une baisse du rendement sur le plan de la recherche de nourriture (Stanley *et al.*, 2016; Stanley *et al.*, 2015b; Feltham *et al.*, 2014; Gill et Raine, 2014; Mommaerts *et al.*, 2010), une réduction de la production de reines (Whitehorn *et al.*, 2012) et, enfin, la défaillance des colonies (Bryden *et al.*, 2013).

D'autres néonicotinoïdes comme le thiaméthoxame et la clothianidine ont également des effets sur les bourdons, mais ces effets ne sont pas identiques. Moffat *et al.* (2016) ont constaté que le thiaméthoxame et l'imidaclopride réduisaient la « force des colonies » (nombre d'individus vivants), mais pas la clothianidine. Arce *et al.* (2017) n'ont observé que des effets mixtes subtils de la clothianidine sur le comportement des ouvrières (p. ex. la fréquence du butinage, la quantité de pollen transporté), mais ils ont constaté un nombre réduit d'individus adultes dans les colonies exposées à cet insecticide.

L'exposition aux néonicotinoïdes peut également avoir des effets négatifs importants de concert avec d'autres menaces. Dans une étude sur le bourdon fébrile, l'exposition à l'imidaclopride suivie d'une provocation immunitaire a réduit considérablement la probabilité de survie par rapport aux individus témoins (Czerwinski et Sadd, 2017).

Les effets des néonicotinoïdes sur les pollinisateurs ont été examinés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada et trois décisions de réévaluation concernant le thiaméthoxame, la clothianidine et l'imidaclopride ont été publiées en avril 2019 (Health Canada, 2019a, 2019b, 2019c). Les modifications réglementaires sont décrites en détail dans les documents mentionnés; un résumé est également fourni (Health Canada, 2020). En général, l'application de ces néonicotinoïdes sera interdite ou restreinte pour certaines utilisations, particulièrement celles liées à l'application foliaire ou au sol dans les cultures de fruits, de noix, de plantes ornementales et les légumes-fruits cultivés à l'extérieur; pour le traitement des semences de céréales et de légumineuses, des instructions supplémentaires seront ajoutées sur l'étiquette seulement. Les mesures d'atténuation nécessaires doivent être inscrites sur les étiquettes de tous les produits vendus au plus tard le 11 avril 2021 (Health Canada, 2020). D'autres modifications ont été apportées à la réglementation dans le cadre de décisions de réévaluation prises au printemps 2021 (Health Canada, 2021a, 2021b, 2021c). De façon générale, l'application de ces néonicotinoïdes sera interdite ou restreinte pour certaines utilisations, particulièrement celles liées à l'application foliaire ou au sol dans les cultures de fruits, de noix, de plantes ornementales et de légumes-fruits cultivés à l'extérieur, ainsi qu'au traitement de certaines semences de maïs et de légumineuses. Les autres utilisations feront l'objet d'instructions supplémentaires sur l'étiquette. Les modifications apportées lors des réévaluations de 2021 entreront en vigueur au printemps 2023.

Ces nouveaux règlements de l'ARLA ne mettront donc pas fin à l'utilisation des pesticides néonicotinoïdes au Canada. Des restrictions futures relatives à leurs effets sur les invertébrés aquatiques sont actuellement évaluées (Health Canada, 2020); les résultats des études et des consultations devaient être publiés au printemps 2021, et elles ne prendront probablement effet que dans quelques années.

En 2015, l'Ontario a adopté un nouveau règlement visant à réduire de 80 %, au plus tard en 2017, la superficie consacrée au maïs et au soja issus de semences traitées aux néonicotinoïdes. En 2018, toutefois, les réductions n'étaient que de 37,5 % par rapport à 2014 (Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks, 2019; Raine, comm. pers., 2019).

Autres insecticides

Les insecticides de la catégorie des sulfoxamines sont les successeurs les plus probables des néonicotinoïdes, mais il existe peu d'études sur leurs effets sublétaux sur les pollinisateurs. Une étude récente a toutefois révélé que les colonies de bourdons exposées au sulfoxaflor produisaient beaucoup moins d'ouvrières que les colonies témoins non exposées et, donc, moins de progéniture reproductrice (Siviter *et al.*, 2018).

Le chlorantraniliprole est un autre insecticide récemment approuvé au Canada pour le traitement des semences de maïs, qui remplacera au moins partiellement les néonicotinoïdes. Bien que Santé Canada (2016) ait déterminé que cette substance, lorsqu'utilisée en enrobage des semences, présentait un risque négligeable pour les abeilles, la recherche a montré qu'une exposition orale chronique à faible concentration par le pollen induisait un comportement léthargique chez les ouvrières et les mâles des bourdons (Smagghe *et al.*, 2013).

Le tébufénozide est un insecticide régulateur de la croissance des insectes utilisé pour lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est du Canada. Une étude sur les abeilles domestiques européennes a révélé que les individus traités à des concentrations de tébufénozide qui seraient semblables à celles utilisées dans les champs n'apprenaient pas aussi bien que les individus non traités dans le cadre d'expérience d'apprentissage (Abramson *et al.*, 2004). Toutefois, Smagghe *et al.* (2007) n'ont observé aucun effet négatif du tébufénozide sur le taux de survie des adultes, la reproduction au nid et la croissance larvaire chez le *Bombus terrestris*.

Herbicides

L'utilisation du glyphosate comme herbicide systémique à large spectre a été multipliée par 15 depuis le milieu des années 1990, lorsque des cultures génétiquement modifiées tolérantes aux herbicides ont été introduites (Benbrook, 2016). Au Canada, la grande majorité des cultures de canola, de soja et de maïs sont maintenant constituées de variétés génétiquement modifiées tolérantes aux herbicides (Wilson, 2012). Généralement considéré comme peu toxique pour les insectes terrestres, le glyphosate

pourrait avoir des effets sublétaux sur les abeilles et les bourdons (Helmer *et al.*, 2014; Herbet *et al.*, 2014; Balbuena *et al.*, 2015; Vázquez, 2018), altérer la thermorégulation du couvain (Weidenmüller *et al.*, 2022) et augmenter leur sensibilité aux infections par des agents pathogènes (Motta *et al.*, 2018). Les coformulants (surfactants) des herbicides peuvent également nuire aux abeilles en perturbant leur système respiratoire lorsque l'herbicide entre directement en contact avec elles (Straw *et al.*, 2021).

Plus important encore, cependant, l'utilisation intensive et extensive du glyphosate et d'autres herbicides a sans aucun doute entraîné une forte réduction des ressources florales dans les paysages traités, et a donc contribué à réduire les colonies et le succès de reproduction des bourdons. Dans les provinces des Prairies, plus de 30 % des terres agricoles ont reçu des traitements d'herbicides en 2011 (Agriculture and Agri-foods Canada, 2016). En raison d'une résistance génétique accrue au glyphosate et du manque de nouveaux herbicides, Santé Canada et l'Agence canadienne d'inspection des aliments ont récemment approuvé des cultures génétiquement modifiées qui sont résistantes aux herbicides 2,4-D et dicamba (Canadian Biotechnology Action Network, 2018).

Au Canada, 116 000 hectares de terres forestières publiques sont traités en moyenne chaque année avec des herbicides à base de glyphosate; lorsque l'on tient compte de la superficie des terres forestières privées, la superficie totale traitée se rapprocherait davantage de 150 000 ha/an, soit environ le tiers de la superficie coupée (ForestInfo, 2018). Le Québec a interdit l'utilisation d'herbicides dans les forêts en 2001. Toutefois, l'utilisation du glyphosate dans la sylviculture en Alberta est en hausse (Thompson et Pitt, 2011). Aucun herbicide n'est utilisé par le secteur forestier au nord du 60^e parallèle (National Forestry Database, 2019).

Fongicides

De plus en plus de données suggèrent que les fongicides peuvent avoir des effets néfastes sur les abeilles et les bourdons. Bernauer *et al.* (2015) ont montré que les colonies du bourdon fébrile produisent moins d'ouvrières et présentent moins de biomasse d'individus et des reines plus petites après exposition au chlorothalonil, un fongicide largement utilisé sur les cultures et les plantes ornementales. De plus, les fongicides pourraient interagir avec d'autres menaces pesant sur les bourdons; en fait, une étude de McArt *et al.* (2017) a révélé que la concentration de chlorothalonil dans l'environnement régional (comté) était le principal prédicteur de la prévalence du pathogène *Varimorpha bombi* chez quatre espèces de bourdons en déclin, dont le bourdon terricole. L'utilisation de fongicides est répandue; Pettis *et al.* (2013) ont constaté que 100 % du pollen recueilli par les abeilles domestiques européennes dans les paysages agricoles contenait des résidus de fongicides.

Agriculture et aquaculture (menace 2)

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

La perte d'habitat associée à l'expansion et à l'intensification des superficies cultivées (c.-à-d. la réduction des zones non cultivées dans les exploitations agricoles) représente une menace dans certaines parties du sud du Canada. Le bourdon terricole a besoin de grandes quantités de nectar et de pollen durant toute sa saison de vol. Au cours des dernières décennies, l'implantation des cultures jusqu'à la lisière des champs, en ne laissant que peu de haies ou de prés, voire pas du tout, est devenue de plus en plus courante et a entraîné une réduction de la qualité et de la disponibilité de l'habitat d'alimentation des bourdons à l'échelle mondiale (p. ex. Kosior *et al.*, 2007), et cette pratique a probablement eu un impact semblable au Canada (Grant et Javorek, 2011). En fait, la superficie des terres agricoles au Canada a augmenté de 6,9 % durant la période 2011-2016, passant à 377 976 km² (Statistics Canada, 2017). Cette superficie totale correspond à environ 10 % de l'aire de répartition canadienne du bourdon terricole; l'espèce a ainsi perdu au cours de cette période de 5 ans approximativement 0,7 % de son aire de répartition. Même là où des champs en culture intensive abritent des bourdons (p. ex. les bleuetières), la floraison est généralement de courte durée, et les bourdons ne peuvent prospérer sans une diversité d'espèces végétales dans les environs fleurissant tout au long de la période de végétation. Bien que la perte d'habitat du bourdon terricole due à l'intensification de l'agriculture soit grave là où elle se produit, l'impact de la menace est encore considéré comme faible en raison de la petite proportion de l'aire de répartition touchée par cette menace. L'impact de l'expansion agricole varie dans l'aire de répartition; par exemple, le bourdon terricole n'a jamais été commun dans l'extrême sud-ouest de l'Ontario et la zone sèche du sud des Prairies, alors qu'il était abondant dans d'autres parties du sud de l'Ontario et dans les forêts-parcs à trembles des Prairies.

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (menace 11)

Les changements climatiques constituent mondialement une menace pour les bourdons (Williams et Osborne, 2009; Soroye *et al.*, 2020). De manière générale, les bourdons sont des espèces adaptées à la fraîcheur qui vivent dans les régions tempérées. Kerr *et al.* (2015) ont rassemblé des données à long terme sur les bourdons pour l'Europe et l'Amérique du Nord et ont montré que, à mesure que le climat se réchauffe, les bourdons disparaissent de l'extrémité méridionale de leur aire de répartition, sans se déplacer de façon équivalente vers le nord à l'extrémité septentrionale. Ces effets sont indépendants de l'évolution de l'utilisation des terres ou de l'épandage des pesticides. Selon divers scénarios de changement climatique et diverses hypothèses sur la capacité des bourdons à se disperser dans de nouvelles régions, on s'attend à ce que la réduction de l'aire de répartition se poursuive; elle pourrait même s'accélérer chez les bourdons d'Amérique du Nord (Sirois-Delisle et Kerr, 2018; Soroye *et al.*, 2020). Il a été démontré que les espèces de bourdons ne tolérant que des variations de température de faible amplitude sont plus vulnérables aux menaces extrinsèques (Williams *et al.*, 2009). Rasmont et Iserbyt (2012) attribuent certains déclin chez les bourdons européens à la fréquence accrue des vagues de chaleur extrême. Aucune estimation n'a été réalisée directement pour le bourdon terricole, mais les scénarios de changement climatique modélisés par Rasmont *et al.* (2015b) prédisent que la niche

climatique du bourdon terrestre, espèce étroitement apparentée, diminuera de 34 à 71 % d'ici la fin du siècle.

Le pollen constitue la seule source de protéines pour les larves en développement. Des recherches récentes ont montré que l'augmentation des taux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère a entraîné une diminution de 33 % de la teneur en protéines du pollen chez la verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*) depuis le début de l'ère industrielle, et une diminution semblable s'est sans doute produite chez la plupart des espèces de plantes à fleurs (Ziska *et al.*, 2016).

L'allongement des saisons de croissance peut être problématique de différentes façons pour les bourdons. Ogilvie *et al.* (2017) ont étudié les effets de la durée de la saison de croissance dans les Rocheuses américaines, et ont constaté que des saisons plus longues avaient un effet négatif sur l'abondance interannuelle de trois espèces de bourdons. Ce résultat a été attribué à un plus grand nombre de jours de faible disponibilité des fleurs au cours de la saison de croissance plus longue.

Les changements climatiques peuvent également perturber la phénologie des bourdons pendant l'hiver. Dans les régions où les hivers sont tempérés (par exemple dans le sud du Royaume-Uni), les bourdons peuvent devenir actifs en hiver, surtout si les températures automnales sont supérieures à la normale (Owen *et al.*, 2013). Bien que les ouvrières du bourdon terrestre (espèce étroitement apparentée au bourdon terricole) puissent s'adapter rapidement aux basses températures hivernales lorsqu'elles sont actives, elles mourront si elles passent la nuit à l'extérieur de la colonie lorsque les températures atteignent environ -10 °C. On ne s'attend pas à ce que ce phénomène soit une menace importante pour le bourdon terricole au Canada, puisqu'il n'est pas présent dans les régions où les hivers sont réellement tempérés.

Menaces ayant un impact inconnu

Incendies et suppression des incendies (7.1)

Les incendies et la suppression des incendies sont difficiles à évaluer ensemble. Les incendies présentent un avantage à court et à moyen terme pour les populations de bourdons (Galbraith *et al.*, 2019). Par conséquent, la suppression des incendies qui maintient des forêts ombragées et pauvres en fleurs constitue une menace. Toutefois, la gravité de cette menace est difficile à mesurer et c'est pourquoi elle est cotée « inconnue ». La portée est également difficile à caractériser; les incendies de forêt ont une empreinte relativement faible sur une période de dix ans et la suppression des incendies empêche le brûlage d'une zone inconnue pendant cette période. La suppression des incendies est pratiquée de manière moins vigoureuse dans les zones septentrionales et plus éloignées de la région boréale que dans le sud.

Menaces négligeables

Zones résidentielles et urbaines (1.1) et zones commerciales et industrielles (1.2)

La perte d'habitat causée par l'urbanisation représente une menace dans certaines parties du sud du Canada; ces menaces sont considérées comme négligeables uniquement parce qu'elles touchent principalement une portion relativement petite de l'aire de répartition de la vaste aire de répartition de l'espèce. Certains types de développement (p. ex. aménagement paysager en milieu suburbain) pourraient inclure une augmentation des ressources florales pour les bourdons, alors que d'autres types de développement urbain, industriel et agricole éliminent presque entièrement ces ressources.

Pour de plus amples renseignements sur les autres menaces ayant un impact négligeable (Production d'énergie et exploitation minière et Corridors de transport), voir les commentaires dans le tableau 2 et le rapport de situation du COSEPAC (COSEWIC, 2015).

5. Objectif de gestion

Le bourdon terricole a été désigné espèce préoccupante par le COSEPAC à cause des grands déclin de l'abondance observés dans les portions sud de son aire de répartition au Canada (principalement les régions à l'est des Rocheuses et au sud de la forêt boréale). Néanmoins, l'espèce demeure commune dans les parties nord (boréales) de son aire de répartition (Cory Sheffield, comm. pers., 2018; Northwest Territories Species at Risk Committee, 2019) et conserve une vaste aire de répartition au Canada (COSEWIC, 2015).

Les objectifs de gestion pour le bourdon terricole au Canada sont les suivants :

- Accroître l'abondance de l'espèce dans les portions de son aire de répartition canadienne où elle a connu un déclin, et maintenir son abondance dans le reste de son aire de répartition canadienne.
- Maintenir la répartition de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition canadienne connue.

Les déclin subis par le bourdon terricole ont probablement été principalement causés par la transmission et la propagation d'agents pathogènes depuis les populations de bourdons d'élevage pour la serriculture, et par l'augmentation de l'utilisation de pesticides au cours des trente dernières années (COSEWIC, 2015). Les menaces pesant sur l'espèce incluent également les changements climatiques et la perte d'habitat dans les terres agricoles. Sauf peut-être les changements climatiques, ces menaces sont principalement répandues dans le sud du Canada, où les déclin ont été les plus clairement observés. Dans le nord du Canada, l'espèce semble demeurer commune (Northwest Territories Species at Risk Committee, 2019). Ainsi, l'objectif de gestion consiste à mettre fin au déclin, puis à accroître l'abondance de l'espèce dans la partie sud de son aire de répartition, où des déclin ont été observés, tout en maintenant l'abondance dans le nord du Canada. La répartition du bourdon terricole n'a

pas connu de changement marqué au fil du temps, et l'espèce semble encore présente dans la majeure partie de son aire de répartition connue, sauf peut-être dans le sud-ouest de l'Ontario. L'objectif de gestion consiste ainsi à maintenir l'aire de répartition connue de l'espèce au Canada. Toutefois, une certaine incertitude entoure cet objectif en ce qui concerne le déplacement de l'enveloppe climatique de l'espèce; le réchauffement climatique pourrait faire en sorte que le sud-ouest de l'Ontario devienne non convenable pour l'espèce.

L'absence de suivi efficace des bourdons constitue une entrave à leur gestion. La planification de la conservation du bourdon terricole comporte un certain nombre de lacunes dans l'information, notamment en ce qui concerne l'abondance passée et actuelle dans la majeure partie de l'aire de répartition et les effets des diverses menaces reconnues. Le maintien de l'effectif et de la répartition nécessitera en premier lieu la mise au point de méthodes reproductibles permettant de mesurer un indice d'abondance ainsi que la réalisation d'inventaires à grande échelle pour déterminer les limites de l'aire de répartition.

De plus, pour maintenir ou augmenter la population actuelle, il faudra atténuer ou éliminer les menaces, particulièrement celles associées aux populations de bourdons et d'abeilles domestiques européennes ainsi qu'aux pesticides. Il faudra combler les lacunes dans les connaissances concernant les menaces. Des efforts accrus de sensibilisation et de communication déployés auprès de l'industrie, des propriétaires fonciers et du public général contribueront à l'atteinte de ces objectifs.

6. Stratégies générales et mesures de conservation

6.1. Mesures déjà achevées ou en cours

Des mesures contribuant au rétablissement du bourdon terricole ont été mises en œuvre par une variété d'organismes gouvernementaux, d'établissements universitaires, de groupes à but non lucratif et de citoyens au Canada (tableau 3).

Tableau 3. Sommaire des mesures de conservation visant le bourdon terricole en cours ou déjà réalisées en 2019.

But	Autorité	Mesures liées à la conservation
Réalisation d'inventaires	Gouvernement fédéral, provinces et territoires	<ul style="list-style-type: none"> • Inventaires généraux des bourdons menés dans la majeure partie des zones peuplées du Canada, par exemple : <ul style="list-style-type: none"> – Wildlife Preservation Canada (Guelph, Sudbury, Thunder Bay, Alberta, parcs provinciaux de l'Ontario) – Université York (sud de l'Ontario) – Université de Calgary : centre-sud de l'Alberta – Université du Manitoba et Agriculture Canada,

But	Autorité	Mesures liées à la conservation
		<p>Brandon (Manitoba)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Divers inventaires des gouvernements provinciaux/territoriaux/fédéral (p. ex. en Colombie-Britannique, en Alberta, en Saskatchewan, dans les Territoires du Nord-Ouest). - Insectarium de Montréal (sud du Québec; 2017-2019). - Zoo Ecomuseum – Société d’histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, en collaboration avec le Conseil mohawk de Kanesatake et la Collection entomologique Ouellet-Robert, U. Montréal (Région de Montréal; 2017-2019) - Inventaires des pollinisateurs par le SCF-Ontario - Inventaires des bourdons par le SCF-Nord • Initiatives de science citoyenne, comme <ul style="list-style-type: none"> - Bumble Bee Watch (Bumble Bee Watch, 2019); - iNaturalist (iNaturalist, 2020); - Université Laval : Abeilles Citoyennes recueil des données sur la répartition et l’abondance des pollinisateurs dans les principales régions agricoles du Québec. http://abeillescitoyennes.ca/ - Bioblitz : bioblitzcanada.ca
Suivi	Yn, Ont., N.-É., Alb., Sask, Man.	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi en bordure des routes : relevés récurrents basés sur le modèle du Relevé des oiseaux nicheurs (Droege, 2009; McFarland <i>et al.</i>, 2015) : en cours au Yukon (SCF-Nord) (10-17 relevés en 2017-2019), dans le nord-ouest de l’Ontario (29 en 2018) et en Nouvelle-Écosse (2 en 2018) • Programme de suivi des pollinisateurs (ministère de l’Environnement de l’Ontario) en cours dans le sud-ouest de l’Ontario • Suivi des pollinisateurs au moyen de pièges à ailettes bleus dans la région de Peterborough, en Ontario (ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l’Ontario) • Inventaire des bourdons de l’Alberta (2018, et tous les 5 ans par la suite; Alberta Native Bee Council) • Saskatchewan : programme de suivi au moyen de pièges à ailettes bleus entrepris dans les parcs provinciaux • Manitoba : programme de suivi de l’Université du Manitoba depuis 2019
Remise en état de l’habitat	Wildlife Preservation Canada	<ul style="list-style-type: none"> • Programmes de boîtes de nidification
Intendance	Santé Canada	<ul style="list-style-type: none"> • L’examen des politiques concernant les pesticides de

But	Autorité	Mesures liées à la conservation
	<p>Environnement et Changement climatique Canada</p> <p>Agriculture Canada</p> <p>C.-B.</p> <p>Ont.</p> <p>Qc</p> <p>Université York</p>	<p>la catégorie des néonicotinoïdes a récemment été complétée (Health Canada, 2019 a,b,c). Certaines utilisations des néonicotinoïdes sont maintenant interdites, et d'autres utilisations feront l'objet d'une réglementation plus stricte. L'examen des politiques relatives aux effets sur les invertébrés aquatiques est encore en cours; cet examen pourrait mener à d'autres restrictions visant les néonicotinoïdes.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Le Partenariat relatif aux espèces en péril présentes sur les terres agricoles (PEPTA) aide le secteur agricole à élaborer, à mettre à l'essai et à mettre en œuvre des pratiques bénéfiques qui favorisent le rétablissement et la protection des espèces inscrites à la LEP. • Études menées au Manitoba concernant les besoins des abeilles et les bourdons indigènes dans les paysages agricoles. • Projet d'intendance et de sensibilisation de quatre ans dans l'intérieur sud de la province, notamment une personne-ressource pour les propriétaires fonciers, des inventaires d'abeilles et de bourdons et des recommandations concernant la gestion des bourdons sur les terres des propriétaires fonciers. • Initiatives sur la santé des pollinisateurs en Ontario (Ontario Ministry of Environment, Conservation and Parks, 2019). Le traitement des semences de maïs et de soja aux néonicotinoïdes est réglementé, ce qui réduira les quantités de néonicotinoïdes absorbées par les plantes à fleurs dans les zones agricoles et se retrouvant dans les cours d'eau dans le futur. • Conformément à la nouvelle politique du gouvernement du Québec, il est maintenant obligatoire d'obtenir une prescription agronomique pour utiliser des semences traitées aux néonicotinoïdes. • Laboratoire de recherche sur les pollinisateurs indigènes de l'Université York : rédaction d'un document pour orienter une stratégie nationale de conservation des pollinisateurs

But	Autorité	Mesures liées à la conservation
	Ville de Toronto T. N.-O.	<ul style="list-style-type: none"> • Toronto Pollinator Protection Strategy : stratégie centrée sur les espèces indigènes. • Élaboration par les Territoires du Nord-Ouest de Pratiques de gestion exemplaires en apiculture; hôte du Northern Bee Health Symposium en 2019
Recherche	<ul style="list-style-type: none"> • Wildlife Preservation Canada, Université York • Université de Guelph • Université York • Université d'Ottawa • Université de Regina 	<ul style="list-style-type: none"> • Recherche axée sur la remise en état/reproduction aux fins de conservation du bourdon terricole en Ontario (Wildlife Preservation Canada et Université York) • Effets sublétaux des pesticides (Université de Guelph : p. ex. Bryden <i>et al.</i>, 2013; Gill et Raine, 2014; Stanley <i>et al.</i>, 2015a,b; Stanley <i>et al.</i>, 2016). • Génétique de la conservation (Université York, p. ex. Kent <i>et al.</i>, 2018). • Utilité et qualité des données du site Bumble Bee Watch pour le suivi à long terme (Université York) • Recherche sur la distance parcourue pour le butinage et la dispersion au moyen du radiopistage (Université York) • Utilisation de chiens dressés pour trouver des nids aux fins de suivi (Université York) • Dimensions sociales de la conservation des pollinisateurs au Canada (analyse de relevés provenant d'exploitants agricoles, du public, de documents de consultation des intervenants, d'exposés d'ONGE, etc.) (Université York) • Changements climatiques et réduction de l'aire de répartition chez les bourdons d'Amérique du Nord (Université d'Ottawa) • Recherche sur les pathogènes et le microbiome (Université de Regina)
Sensibilisation	Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest Pollinator Partnership Canada (P2C)	<ul style="list-style-type: none"> • Les T. N.-O. ont produit un guide de terrain des bourdons en format de poche, un livre à colorier sur les abeilles et une clé photographique : https://www.enr.gov.nt.ca/fr/services/insectes-et-araignees/abeilles • Pollinator Partnership Canada (P2C) possède un certain nombre d'initiatives éducatives, dont un dépliant sur les bourdons, des guides techniques pour les gestionnaires des terres et des guides régionaux de plantation pour le grand public https://pollinator.org/canada

But	Autorité	Mesures liées à la conservation
	Wildlife Preservation Canada Ontario Nature Ami(e)s de la Terre Canada Programme d'intendance de l'habitat (ECCC)	<ul style="list-style-type: none"> • Wildlife Preservation Canada: causeries de sensibilisation, documents à distribuer, ateliers • Ontario Nature : courriels de sensibilisation et projets sur les pollinisateurs • Grand comptage des bourdons au Canada (sensibilisation du public) • Financement du bureau d'écologie appliquée au Québec, en vue de la production d'une clé d'identification des bourdons et d'un document permettant au public d'acquérir des connaissances sur les bourdons en péril.

6.2. Stratégies générales

Les mesures de conservation destinées à l'atteinte de l'objectif de gestion sont réparties entre huit stratégies générales (les chiffres renvoient à la classification des mesures de conservation [v2.0] du Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, 2016) :

1. Gestion des terres
2. Gestion des espèces
3. Sensibilisation
6. Désignation et planification de la conservation
7. Cadre juridique et stratégique
8. Recherche et suivi
9. Éducation et formation
10. Développement institutionnel

6.3. Mesures de conservation

Tableau 4. Mesures de conservation et calendrier de mise en œuvre

Mesure de conservation	Priorité ^c	Menaces ou préoccupations traitées	Échéance
Stratégie générale			
1. Gestion des terres			
Réduire au minimum l'utilisation des pesticides; mettre au point, promouvoir et respecter les pratiques exemplaires en matière d'application des pesticides (insecticides, fongicides, herbicides). Élaborer des approches de lutte antiparasitaire intégrée afin d'offrir aux producteurs des méthodes de rechange pour lutter contre les organismes nuisibles.	Élevée	9. Pollution (pesticides)	En cours
Promouvoir la conservation, le maintien, la remise en état et la création pour le bourdon terricole d'habitat de butinage indigène (c.-à-d. des fleurs à corolle courte ou ouverte, fleurissant pendant toute la saison d'activité), d'habitat de nidification (terriers souterrains) et d'habitat d'hivernage (billes de bois en décomposition, sol meuble, paillis). Promouvoir l'intendance volontaire par les propriétaires fonciers, les organismes gouvernementaux et les détenteurs de réserves gouvernementales.	Élevée	Toutes les menaces pesant sur l'habitat	En cours
Remettre en état/améliorer l'habitat et atténuer les pressions par des mesures mécaniques (p. ex. planter des espèces végétales à fleurs indigènes favorables aux abeilles, etc.).	Moyenne	Toutes les menaces pesant sur l'habitat	En cours
2. Gestion des espèces			
Gérer les populations introduites de bourdons et d'abeilles domestiques européennes afin de réduire la transmission d'agents pathogènes et la compétition avec le bourdon terricole.	Élevée	8. Agents pathogènes	2023-2025 et en cours
Conservation ex situ : mise au point de techniques pour un programme d'élevage en captivité (principalement pour le bourdon à tache rousse, en utilisant le bourdon terricole comme espèce de substitution pour la recherche).	Faible		2023-2032
3. Sensibilisation			
Sensibiliser les organismes gouvernementaux concernés (y compris les organisations et gouvernements autochtones), les propriétaires et gestionnaires de terres, les producteurs agricoles, les apiculteurs et le public au bourdon terricole (p. ex. besoins de l'espèce, occurrences, menaces directes), par l'entremise des médias d'information, des médias sociaux, de la publicité et du marketing, d'expositions, de discussions en personne et d'ateliers/activités d'apprentissage expérientiel. Il importe de faire la distinction entre les besoins des bourdons indigènes et ceux des abeilles domestiques européennes.	Élevée	Toutes les menaces, capacité de conservation	En cours

6. Désignation et planification de la conservation			
Planifier la conservation et la gestion du bourdon terricole par la rédaction de documents de rétablissement, au besoin.	Moyenne	Toutes les menaces	En cours
Promouvoir des mesures de protection de l'habitat (comme des servitudes de conservation) pour préserver et améliorer l'habitat du bourdon. Tenir compte des pollinisateurs indigènes dans le cadre de la planification de l'utilisation des terres.	Moyenne	Toutes les menaces pesant sur l'habitat	En cours
Établir ou délimiter des aires protégées, et s'assurer qu'elles sont dotées de programmes de gestion des pollinisateurs.	Faible	Toutes les menaces pesant sur l'habitat	En cours
7. Cadres juridiques et stratégiques			
Créer, modifier ou orienter les lois, règlements, politiques, lignes directrices ou pratiques exemplaires des administrations fédérales, provinciales, territoriales, autochtones ou municipales en matière d'environnement à l'avantage du bourdon terricole (p. ex. concernant le transport et les structures d'élevage des bourdons, le dépistage des maladies chez les bourdons, les abeilles domestiques européennes et les autres pollinisateurs d'élevage, la réglementation des pesticides, le ralentissement des changements climatiques, la pollution, la gestion des terres agricoles et des forêts, etc.).	Élevée	Toutes les menaces	2023-2027
8. Recherche et suivi			
Réaliser de vastes inventaires dans l'aire de répartition historique (et dans les zones tout juste au nord de l'aire de répartition connue) pour déterminer l'aire de répartition actuelle.	Élevée	Lacunes dans les connaissances	2023-2032
Élaborer des protocoles et mettre en œuvre des activités de suivi intensifs reproductibles dans l'ensemble de l'aire de répartition; déposer les spécimens et verser les données dans les répertoires centraux (p. ex. collections régionales et nationales, et centres de données sur la conservation).	Élevée	Lacunes dans les connaissances	En cours
Clarifier les problèmes de confusion avec le bourdon de l'Ouest et corriger les erreurs d'identification dans les collections.	Élevée	Lacunes dans les connaissances	2023-2025
Poursuivre les recherches sur les effets des pesticides (insecticides, herbicides et fongicides) sur l'espèce.	Élevée	Lacunes dans les connaissances 9. Pollution (pesticides)	2023-2027, en cours
Mener des recherches sur les effets des agents pathogènes (p. ex. <i>Varimorpha bombi</i>) et la propagation de ces agents par les pollinisateurs d'élevage (<i>Bombus</i> utilisés dans les serres, abeilles domestiques européennes, etc.).	Élevée	Lacunes dans les connaissances 8. Espèces envahissantes ou autrement problématiques	En cours

Mener des recherches sur la compétition avec les colonies d'abeilles domestiques européennes et les populations d'abeilles sauvages.	Élevée	Lacunes dans les connaissances 8. Espèces envahissantes ou autrement problématiques	En cours
Mener des recherches sur les effets des changements climatiques (déplacement des enveloppes climatiques, températures extrêmes, sécheresses).	Élevée	Lacunes dans les connaissances 11. Changements climatiques	En cours
Mener des recherches sur la taille effective de population, les paramètres démographiques, le cycle vital et d'autres travaux de base sur l'écologie des populations.	Moyenne	Lacunes dans les connaissances	En cours
Recherche en cours sur la mise au point de techniques d'élevage en captivité.	Faible	Lacunes dans les connaissances	En cours
9. Éducation et formation			
Renforcer la capacité de conservation de l'espèce au sein du gouvernement, des Premières Nations, des ONG, du secteur agricole ainsi que des bénévoles grâce à un encadrement pratique et à une assistance technique, et par l'élaboration de matériel de formation (p. ex. identification des espèces, protocoles de suivi).	Élevée	Capacité de conservation	En cours
10. Développement institutionnel			
Créer et maintenir des collaborations et des partenariats axés sur la coordination de la mise en œuvre des activités de conservation ainsi que sur la production et la mise en commun des connaissances.	Moyenne	Capacité de conservation	En cours

^e « *Priorité* » reflète l'ampleur dans laquelle la mesure contribue directement à la conservation de l'espèce ou est un précurseur essentiel à une mesure qui contribue à la conservation de l'espèce. Les mesures à priorité élevée sont considérées comme étant celles les plus susceptibles d'avoir une influence immédiate et/ou directe sur l'atteinte de l'objectif de gestion de l'espèce. Les mesures à priorité moyenne peuvent avoir une influence moins immédiate ou moins directe sur l'atteinte de l'objectif de gestion, mais demeurent importantes pour la gestion de la population. Les mesures de conservation à faible priorité auront probablement une influence indirecte ou progressive sur l'atteinte de l'objectif de gestion, mais sont considérées comme des contributions importantes à la base de connaissances et/ou à la participation du public et à l'acceptation de l'espèce par le public.

6.4. Commentaires à l'appui des mesures de conservation et du calendrier de mise en œuvre

6.4.1. Priorité élevée : essentiel

Les agents pathogènes et la propagation d'agents pathogènes depuis les colonies de bourdons d'élevage sont largement considérés comme des menaces centrales pour le bourdon terricole, de sorte que le contrôle de ces agents pathogènes et de leurs porteurs est essentiel à la conservation de l'espèce. Une réglementation et une surveillance accrues de l'industrie de la gestion des bourdons et des abeilles domestiques européennes sont nécessaires. Il importe de savoir combien de pollinisateurs d'élevage sont déplacés, et à quel endroit. Il doit y avoir des tests périodiques de dépistage des maladies ainsi que des protocoles pour réduire au minimum la propagation des maladies dans la nature (p. ex. couvercles d'événements de serres, congélation des colonies avant leur élimination, etc.). Le « Guide du producteur inspecteur des bourdons – Norme nationale de biosécurité à la ferme pour l'industrie apicole » (Canadian Food Inspection Agency, 2013) doit être mis à jour et respecté. Puisqu'il est impossible d'entièrement éviter que des bourdons s'échappent des serres, aucun bourdon d'élevage ne devrait être utilisé à l'extérieur de son aire de répartition.

Cependant, ces pathogènes et leurs effets sur l'espèce ne sont pas bien connus. Parmi les questions de recherche importantes, mentionnons : quelle est l'origine géographique de ces agents pathogènes (sont-ils exotiques ou indigènes)? Comment sont-ils transmis d'un individu à l'autre? Pourquoi la prévalence du *Varimorpha* est-elle liée aux concentrations de fongicides dans l'environnement?

De nombreux éléments probants indiquent aujourd'hui que les néonicotinoïdes et d'autres insecticides ont de graves effets sublétaux sur les bourdons (voir 4.2 Description des menaces). La réduction et le contrôle de l'utilisation des insecticides par le biais de la réglementation et de pratiques exemplaires sont essentiels à la conservation et au rétablissement des populations de bourdons dans les zones agricoles. La mise au point continue de méthodes de lutte antiparasitaire intégrée afin d'offrir aux agriculteurs des solutions de rechange aux pesticides constitue une partie essentielle de cette stratégie (Labrie *et al.*, 2020). L'utilisation généralisée d'herbicides dans les secteurs de l'agriculture et de la sylviculture a sans aucun doute réduit considérablement les ressources florales nécessaires aux bourdons; des pratiques exemplaires doivent être adoptées pour réduire au minimum la destruction des sources d'alimentation des bourdons. Une attention particulière doit être accordée à la dérive des herbicides hors des limites des cultures (même de quelques mètres) pendant la pulvérisation mécanique ou aérienne.

Il est essentiel de poursuivre la recherche sur les pesticides pour la conservation et le rétablissement du bourdon terricole et d'autres espèces de bourdons, plus particulièrement les études sur les effets sublétaux des insecticides (y compris les insecticides relativement nouveaux qui sont utilisés pour remplacer les néonicotinoïdes), la description des effets des herbicides sur les ressources

alimentaires des pollinisateurs, et la définition du lien entre les fongicides et les agents pathogènes qui touchent les bourdons.

Il faut étudier la question de la compétition potentielle avec les ruchers d'abeilles domestiques européennes, et, au besoin, fixer des limites appropriées en ce qui a trait aux densités d'abeilles domestiques européennes dans l'habitat du bourdon terricole.

Un inventaire exhaustif est nécessaire pour établir l'étendue réelle de l'aire de répartition fonctionnelle du bourdon terricole (et d'autres bourdons) au Canada. Il importe d'obtenir cette information tant dans les régions du sud où le déclin s'est produit que dans les régions plus éloignées où l'espèce peut encore prospérer, mais où les données d'inventaire font défaut. Les relevés devraient être effectués à la fin de la saison (mi-août pour les régions du sud; fin juillet pour les régions du nord) afin de maximiser les probabilités d'observation des bourdons. Il faut poursuivre l'identification et la confirmation des spécimens des collections de recherche et des musées régionaux pour totalement comprendre l'aire de répartition historique et actuelle.

Il faut mener des études additionnelles sur la taille effective de population, la démographie et le cycle vital ainsi que d'autres travaux de base sur l'écologie de la population concernant le bourdon terricole (p. ex., Liczner et Colla, 2019).

Un suivi intensif est nécessaire pour déterminer les tendances actuelles. Dans le présent document, le suivi se traduit par des relevés reproductibles réalisés au bon moment de l'année (voir ci-dessus) et conçus pour mesurer un indice d'abondance absolue. Non seulement ces relevés amélioreraient grandement la réévaluation de l'espèce, mais ils constitueraient le seul moyen de mesurer les progrès des activités de conservation. Parmi les exemples de suivi, mentionnons les relevés normalisés à l'aide de filets en bordure de route, de pièges à ailettes bleus et de pièges à eau. Chacune de ces méthodes a ses avantages et ses inconvénients; l'élément clé est qu'elles puissent être répétées annuellement et que les résultats puissent être comparés directement d'une année à l'autre. L'idéal serait qu'un seul type de relevés soit utilisé dans l'ensemble du Canada, de sorte que les résultats puissent être résumés et comparés à l'échelle nationale. Les spécimens et les données recueillis dans le cadre des relevés devraient être déposés dans les répertoires centraux (par exemple, les données déposées dans les bases des Centres de données sur la conservation provinciaux et territoriaux et les spécimens dans les collections de recherche reconnues).

Le succès du suivi dépend des investissements dans la formation de biologistes et de naturalistes rémunérés et bénévoles, y compris la formation sur les protocoles de suivi, l'identification des bourdons, la préparation des spécimens et la saisie d'information dans les bases de données. De la formation pourrait être offerte au sein du gouvernement, des Premières Nations, du secteur agricole et des organisations non gouvernementales. Étant donné que le suivi inclut nécessairement la capture de spécimens, des investissements doivent également être faits dans les collections régionales d'histoire naturelle afin que les spécimens recueillis puissent y être stockés en toute sécurité. Le suivi des bourdons pourrait être réalisé dans le contexte d'un plan

élargi de suivi de l'ensemble des abeilles et bourdons, ou même des pollinisateurs en général.

L'éducation du public au sujet des menaces qui pèsent sur les abeilles et les bourdons et l'amélioration de l'habitat favoriseront la conservation et le rétablissement général de ces espèces, et ce, de plusieurs façons. Il est également essentiel de sensibiliser les organismes gouvernementaux (notamment les gouvernements, les organisations et les conseils de cogestion autochtones), les serriculteurs, les apiculteurs, les propriétaires fonciers et les gestionnaires des terres. La mobilisation des personnes intéressées par le biais de programmes de science citoyenne comme Bumble Bee Watch (Bumble Bee Watch, 2019) et iNaturalist (iNaturalist, 2020) aidera à effectuer le suivi des populations de bourdons et à cartographier leur aire de répartition pendant que les activités de conservation et de rétablissement se poursuivent.

L'intensification de l'agriculture et le « nettoyage » général du paysage dans les régions développées ont entraîné une perte d'habitat pour les abeilles et les bourdons. L'habitat d'alimentation, de nidification et d'hivernage existant des bourdons doit être maintenu et amélioré de manière à obtenir des populations viables dans les régions plus développées. Des programmes faisant la promotion de l'intendance volontaire des pollinisateurs seraient utiles à cet égard.

6.4.2. Priorité moyenne (nécessaire)

Dans les secteurs de vastes terres privées, des servitudes de conservation pourraient constituer une stratégie clé pour la valorisation de l'habitat. De nombreux autres outils de conservation de l'habitat existent sur les terres publiques et privées, notamment la planification de l'utilisation des terres.

Dans les zones où l'habitat des bourdons a été dégradé par les activités de développement (qu'il s'agisse de développement résidentiel, commercial, agricole ou de transport), la remise en état et l'entretien continu à l'aide de végétation indigène favorable aux abeilles permettront d'accroître les effectifs des populations locales de tous les bourdons, y compris le bourdon terricole.

Pour cette espèce à large répartition et aux besoins complexes, des partenariats axés sur la coordination de la mise en œuvre de la conservation ainsi que la production et la mise en commun des connaissances seront nécessaires aux activités de conservation. Les gouvernements et organisations autochtones, comme les comités autochtones sur l'environnement, devraient être mobilisés afin de fournir des connaissances locales et traditionnelles. Des ateliers sur les besoins en matière d'habitat des abeilles et bourdons et sur ce que peut faire le public pour aider contribueraient à la remise en état de l'habitat, en plus de sensibiliser le public en général au sujet de ces pollinisateurs et de leurs besoins.

6.4.3. Priorité faible : bénéfique

Dans les zones dominées par des terres privées, de petites aires protégées pourraient être utiles (à l'échelle locale) pour aider à accroître les populations de bourdons. De manière générale, les aires protégées devraient être dotées de plans de gestion des pollinisateurs pour aider à établir des populations dans des secteurs qui, autrement, comportent peu d'habitat disponible.

7. Mesure des progrès

Les indicateurs de rendement présentés ci-dessous proposent un moyen de mesurer les progrès vers l'atteinte des objectifs de gestion et de faire le suivi de la mise en œuvre du plan de gestion.

- Dans le sud du Canada (c.-à-d. au sud de la forêt boréale), les déclin ont cessé et il y a une augmentation observée ou estimée de l'abondance du bourdon terricole.
- Dans les parties septentrionales de l'aire de répartition canadienne (c.-à-d. les régions boréales et de la taïga), il n'y a aucune diminution observée ou estimée de l'abondance du bourdon terricole.
- L'aire de répartition géographique (zone d'occurrence) du bourdon terricole est maintenue.

8. Références

- Abramson, C.I., J. Squire, A. Sheridan et P.G. Mulder, Jr. 2004. The effect of insecticides considered harmless to honey bees (*Apis mellifera*): proboscis conditioning studies by using the insect growth regulators tebufenozide and diflubenzuron. *Environmental Entomology* 33: 378-388. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-33.2.378>
- Alger, S.A., P.A. Burnham, H.F. Boncristiani et A.K. Brody. 2019. RNA virus spillover from managed honeybees (*Apis mellifera*) to wild bumblebees (*Bombus* spp.). *PLoS ONE* 14(6):e0217822. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217822>
- Arbetman, M.P., G. Gleiser, C.L. Morales, P. Williams et M.A. Aizen. 2017. Global decline of bumblebees is phylogenetically structured and inversely related to species range size and pathogen incidence. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20170204. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0204>.
- Arce, A.N., T.I. David, E.L. Randall, A. Ramos Rodrigues, T.J. Colgan, Y. Wurm et R.J. Gill. 2017. Impact of controlled neonicotinoid exposure on bumblebees in a realistic field setting. *Journal of Applied Ecology* 54:1199-1208. doi: 10.1111/1365-2664.12792.
- Balbuena, M.S., L. Tison, M.-L. Hahn, U. Greggers, R. Menzel et W.M. Farina. 2015. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *Journal of Experimental Biology* 218:2799-2805. doi: 10.1242/jeb.117291.
- Benbrook, C.M. 2016. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences* 28:3. 15 pages. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>
- Bernauer, O.M., H.R. Gaines-Day et S.A. Steffan. 2015. Colonies of bumble bees (*Bombus impatiens*) produce fewer workers, less bee biomass, and have smaller mother queens following fungicide exposure. *Insects* 6:478-488. Doi:10.3390/insects6020478.
- Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle et P. Desmet. 2020. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/>. Consulté le 7 octobre 2020. [Également disponible en français : Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle et P. Desmet. 2020. VASCAN, la Base de données des plantes vasculaires du Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/search?lang=fr>.]
- Brown, M. 2017. Microsporidia: an emerging threat to bumblebees? *Trends in Parasitology* 33:754-762. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2017.06.001>
- 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.J.F., 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.

Bryden, J., R.J. Gill, R.A.A. Mitton, N.E. Raine et V.A.A. Jansen. 2013. Chronic sublethal stress causes bee colony failure. *Ecology Letters* 16: 1463-1469. doi: 10.1111/ele.12188.

Bumble Bee Watch. 2019. Site Web Bumble Bee Watch. Disponible à l'adresse : <https://www.bumblebeewatch.org/>. Consulté le 12 décembre 2019.

Cameron, S.A., H.C. Lim, J.D. Lozier, M.A. Duennes et R. Thorp. 2016. Test of the invasive pathogen hypothesis of bumble bee decline in North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113:4386-4391. doi: [10.1073/pnas.1525266113](https://doi.org/10.1073/pnas.1525266113).

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

Canadian Association of Professional Apiculturalists. 2020. Statement on honey bee wintering losses in Canada (2020). Site Web : <https://capabees.com/shared/CAPA-Statement-on-Colony-Losses-2020.pdf>.

Canadian Biotechnology Action Network. 2018. 2,4-D- and Dicamba-tolerant crops. Disponible à l'adresse : <https://cban.ca/gmos/issues/pesticides/24-d-and-dicamba-tolerant-crops/>. Consulté le 30 octobre 2018.

Canadian Endangered Species Conservation Council. 2016. Wild Species 2015: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group: 128 pp. Disponible à l'adresse : http://www.registrelp-sararegistry.gc.ca/document/default_e.cfm?documentID=3174. Consulté le 2 août 2018. [Également disponible en français : Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2016. Espèces sauvages 2015 : la situation générale des espèces au Canada. Groupe de travail national sur la situation générale : 128 p. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/publications/especes-sauvages-2015.html>.]

Cane, J.H. et V.J. Tepedino. 2016. Gauging the effect of honey bee pollen collection on native bee communities. *Conservation Letters* <https://doi.org/10.1111/conl.12263>

Colla, S.R. 2017. Recovery Strategy for the Gypsy Cuckoo Bumble Bee (*Bombus bohemicus*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Peterborough, Ontario. v + 23 pp.

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

Conservation Measures Partnership. 2016. Conservation Actions Classification (v2.0). Site Web : https://cmp-openstandards.org/using-cs/tools/_actions/. Consulté le 19 août 2020.

Corbet, S.A., M. Fussell, R. Ake, A. Fraser, C. Gunson, A. Savage et K. Smith. 1993. Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecological Entomology* 18:17-30.

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.

COSEWIC. 2010. COSEWIC assessment and status report on the Rusty-patched Bumble Bee *Bombus affinis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi + 34 pp. [Également disponible en français : COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du sur le bourdon à tache rousse (*Bombus affinis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 36 p.]

COSEWIC. 2014. COSEWIC assessment and status report on the Western Bumble Bee *Bombus occidentalis* (*occidentalis* subspecies – *Bombus occidentalis occidentalis* and *mckayi* subspecies – *Bombus occidentalis mckayi*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xii + 52 pp. [Également disponible en français : COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bourdon de l'Ouest (*Bombus occidentalis*) de la sous-espèce *occidentalis* (*Bombus occidentalis occidentalis*) et la sous-espèce *mckayi* (*Bombus occidentalis mckayi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 58 p.]

COSEWIC. 2015. COSEWIC assessment and status report on the Yellow-banded Bumble Bee *Bombus terricola* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. ix + 60 pp. [Également disponible en français : 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.]

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

Crall, J.D., C.M. Switzer, R.L. Oppenheimer, A.N. Ford Versypt, B. Dey, A. Brown, M. Eyster, C. Guérin, N.E. Pierce, S.A. Combes et B.L. de Bivort. 2018. Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. *Science* 362:683-686. doi: 10.1126/science.aat1598.

Czerwinski, M.A. et B. M. Sadd. 2017. Detrimental interactions of neonicotinoid pesticide exposure and bumblebee immunity. *Journal of Experimental Zoology* 327:273-283.

Droege, S. 2009. Bumblebee roadside surveys: results of a trial in Beltsville, MD U.S.A. and recommendations for further work. Disponible à l'adresse : <https://www.slideshare.net/sdroege/bumblebee-roadside-surveys-a-pilot-survey-and-recommendations>. Consulté le 2 août 2018.

Evans, E., R. Thorp, S. Jepson et S.H. Black. 2008. Status review of three formerly common species of bumblebee in the subgenus *Bombus*. Report prepared for The Xerces Society for Invertebrate Conservation. 63 pages.

Feltham, H., K. Park et D. Goulson. 2014. Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology* 37:301–308.

ForestInfo. 2018. How much glyphosate is sprayed every year in forestry? Site Web ForestInfo: <http://forestinfo.ca/faqs/how-much-glyphosate-is-sprayed-every-year-in-forestry/>. Consulté le 28 septembre 2018. [Également disponible en français : InfoFôret. 2018. Quelle quantité de glyphosate utilise-t-on chaque année en foresterie? Site Web d'InfoFôret : <http://infoforet.ca/fr/faqs/quelle-quantite-de-glyphosate-utilise-t-on-chaque-annee-en-foresterie/>.]

Fürst, M.A., D.P. McMahon, J.L. Osborne, R.J. Paxton et M.J.F. Brown. 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506:364-366.

Galbraith, S.M., J.H. Cane, A.R. Moldenke et J.W. Rivers. 2019. Wild bee diversity increases with local fire severity in a fire-prone landscape. *Ecosphere* 10: April 2019. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2668>

Genersch, E., C. Yue, I. Fries et J.R. de Miranda. 2005. Detection of *Deformed wing virus*, a honey bee viral pathogen, in bumble bees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) with wing deformities. *Journal of Invertebrate Pathology* 91: 61-63.

Gill, R.J. et N.E. Raine. 2014. Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology* 28:1459-1471. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12292>

Gibson, S.D., A.R. Liczner et S.R. Colla. 2019. Conservation conundrum: at-risk bumble bees (*Bombus* spp.) show preference for invasive Tufted Vetch (*Vicia cracca*) while foraging in protected areas. *Journal of Insect Science* 19:10; 1–10. doi: 10.1093/jisesa/iez017

Giroux, I. 2019. Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soja – 2015 à 2017. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p. + 6 ann.

Goblirsch, M. 2018. *Nosema ceranae* disease of the honey bee (*Apis mellifera*). *Apidologie* 49: 131-150. <http://doi.org/10.1007/s3592-017-0535-1>

Government of Northwest Territories. 2020. NWT Species Infobase. Site Web : <https://www.enr.gov.nt.ca/en/services/biodiversity/nwt-species-infobase>. Consulté le 4 mars 2021. [Également disponible en français : Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. 2020. Base de données sur les espèces aux TNO. Site Web : <https://www.enr.gov.nt.ca/fr/services/la-biodiversite/base-de-donnees-sur-les-especes-aux-tno>.]

Goulson, D. 2010. *Bumblebees: behaviour, ecology, and conservation*. Oxford Biology. 317 pages.

Graystock, P., D. Goulson et W.O.H. Hughes. 2014. The relationship between managed bees and the prevalence of parasites in bumblebees. *PeerJ*:e522. doi:10.7717/peerj.522.

Graystock, P., K. Yates, B. Darvill, D. Goulson et W.O. Hughes. 2013. Emerging dangers: deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. *Journal of Invertebrate Pathology* 114:114-119. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2013.06.005>

Graystock P., E.J. Blane, Q.S. McFrederick, D. Goulson et W.O.H. Hughes. 2016. Do managed bees drive parasite spread and emergence in wild bees? *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 5:64-75. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2015.10.001>

Hatfield, R., S. Jepsen, R. Thorp, L. Richardson et S. Colla. 2015. *Bombus terricola*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T44937505A46440206. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T44937505A46440206.en>. Téléchargé le 15 février 2019.

Health Canada. 2016. Proposed Registration Decision PRD2016-08, Chlorantraniliprole. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/consumer-product-safety/pesticides-pest-management/public/consultations/proposed-registration-decisions/2016/chlorantraniliprole/document.html>. [Également disponible en français : Santé Canada. 2016. Projet de décision d'homologation PRD2016-08, Chlorantraniliprole. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/consultations/projets-decision-homologation/2016/chlorantraniliprole/document.html>.]

Health Canada. 2017. Update on the neonicotinoid pesticides. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/consumer-product-safety/reports-publications/pesticides-pest-management/fact-sheets-other-resources/update-neonicotinoid-pesticides/update-neonicotinoids-eng.pdf>. Consulté le 2 août 2018. [Également disponible en français : Santé Canada. 2017. Mise à jour concernant les pesticides de la classe des néonicotinoïdes. Available at: <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/consumer-product-safety/reports-publications/pesticides-pest-management/fact-sheets-other-resources/update-neonicotinoid-pesticides/mise-a-jour-neonicotinoides-fra.pdf>.]

Health Canada. 2018. Proposed Re-evaluation Decision PRVD2018-12, Imidacloprid and its Associated End-use Products: Pollinator Re-evaluation. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/consumer-product-safety/pesticides-pest-management/public/consultations/proposed-re-evaluation-decisions/2018/imidacloprid/document.html>. Consulté le 29 août 2018. [Également disponible en français : Santé Canada. 2018. Projet de décision de réévaluation PRVD2018-12, Imidaclopride et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/secure-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/consultations/decisions-reevaluation/2018/imidaclopride/document.html>.]

Health Canada. Health Canada. 2019a. Thiamethoxam and its associated end-use products: pollinator re-evaluation. Final decision. Re-evaluation Decision RVD2019-04. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 243 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. Santé Canada. 2019a. Thiaméthoxame et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Décision de réévaluation RVD2019-04. Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ont.). 278 pages.]

Health Canada. 2019b. Imidacloprid and its associated end-use products: pollinator re-evaluation. Final decision. Re-evaluation Decision RVD2019-06. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 95 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. 2019b. Imidaclopride et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Décision finale. Décision de réévaluation RVD2019-06. Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ont.). 88 pages.]

Health Canada. 2019c. Imidacloprid and its associated end-use products: pollinator re-evaluation. Final decision. Re-evaluation Decision RVD2019-06. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 95 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. 2019b. Imidaclopride et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Décision finale. Décision de réévaluation RVD2019-06. Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ont.). 88 pages.]

Health Canada. 2020. Update on the neonicotinoid pesticides (January 2020). Site Web : <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/consumer-product-safety/reports-publications/pesticides-pest-management/fact-sheets-other-resources/update-neonicotinoid-pesticides-january-2020.html>. Consulté le 26 août 2020. [Également disponible en français : Santé Canada. 2020. Mise à jour concernant les pesticides de la classe des néonicotinoïdes (janvier 2020). Site Web : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/fiches-renseignements-autres-ressources/concernant-pesticides-classe-neonicotinoides-janvier-2020.html>.]

Health Canada. 2021a. Special Review Decision SRD2021-03: Clothianidin risk to aquatic invertebrates. Final Decision Document. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 201 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. 2021a. Décision d'examen spécial concernant les risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques SRD2021-03. Décision finale. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada, Ottawa (Ont.). 221 pages.]

Health Canada. 2021b. Special Review Decision SRD2021-04: Thiamethoxam risk to aquatic invertebrates. Final Decision Document. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 195 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. 2021b. Décision d'examen spécial concernant les risques posés par le thiaméthoxame pour les invertébrés aquatiques SRD2021-04. Décision finale. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada, Ottawa (Ont.). 234 pages.]

Health Canada. 2021c. Imidacloprid and its associated end-use products. Re-evaluation Decision RVD2021-05. Final Decision Document. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, Ottawa, ON. 309 pages. [Également disponible en français : Santé Canada. 2021c. Imidaclopride et préparations commerciales connexes. Décision de réévaluation RVD2021-05. Décision finale. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada, Ottawa (Ont.). 343 pages.]

Hedrick, P.W., J. Gadau et R.E. Page, Jr. 2006. Genetic sex determination and extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 21:55-57.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.014>

Helmer, S.H., A. Kerbaol, P. Aras, C. Jumarie et M. Boily. 2014. Effects of realistic doses of atrazine, metolachlor, and glyphosate on lipid peroxidation and diet-derived antioxidants in caged honey bees (*Apis mellifera*). *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-014-2879-7. 14 pages.

Henry, M. et G. Rodet. 2018. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports* 8: 9308.
<https://www.nature.com/articles/s41598-018-27591-y>

Herbert, L.T., D.E. Vázquez, A. Arenas et W.M. Farina. 2014. Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *Journal of Experimental Biology* 217:3457-3464. doi: 10.1242/jeb.109520.

iNaturalist. 2020. Site Web iNaturalist. Disponible à l'adresse : inaturalist.ca/. Consulté le 31 août 2020. [Également disponible en français : iNaturalist. 2020. Site Web iNaturalist. Disponible à l'adresse : inaturalist.ca/.]

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=En&n=B6A77C14-1>. Consulté le 2 août 2018. [Également disponible en français : Javorek, S.K. et M.C. Grant. 2011. Tendances de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles du Canada, 1986-2006. *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*, Rapport technique thématique n° 14. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ont.). vi + 51 p. Disponible à l'adresse : <https://biodivcanada.chm-cbd.net/fr/etat-tendances-ecosystemes-2010/rapport-technique-14?lang=En&n=B6A77C14-1>.]

Jepsen, S., E. Evans, R. Thorp, R. Hatfield et S.H. Black. 2013. Petition to list the rusty patched bumble bee *Bombus affinis* (Cresson), 1863, as an Endangered species under the U.S. Endangered Species Act. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, Oregon. 42 pages.

Johansen, C.A. et D.F. Mayer. 1990. Pollinator protection. A bee and pesticide handbook. Cheshire, CT. Wicwas Press.

Kosior, 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.

Kent, C.F., A. Dey, H. Patel, N. Tsvetkov, T. Tiwari, V.J. McPhail, Y. Gobeil, B.A. Harpur, J. Gurtowski, M.C. Schatz, S.R. Colla et A. Zayed. 2018. Conservation genomics of the declining North American bumblebee *Bombus terricola* reveals inbreeding and selection on immune genes. *Frontiers in Genetics* 9:316. doi: 10.3389/fgene.2018.00316.

Kerr, J.T., A. Pindar, P. Galpern, L. Packer, S.G. Potts, S.M. Roberts, P. Rasmont, O. Schweiger, S.R. Colla, L.L. Richardson, D.L. Wagner, L. F. Gall, D.S. Sikes et A. Pantoja. 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349: 177-180. DOI: 10.1126/science.aaa7031.

- Kraus, F.B., S. Wolf et R.F.A. Moritz. 2008. Male flight distance and population substructure in the bumblebee *Bombus terrestris*. *Journal of Animal Ecology* 78:247-252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01479.x>
- Labrie, G., A.-E. Gagnon, A. Vanasse, A. Latraverse et G. Tremblay. 2020. Impacts of neonicotinoid seed treatments on soil-dwelling pest populations and agronomic parameters in corn and soybean in Quebec (Canada). *PLoS ONE* 15: e0229136. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229136>.
- Larsson, M. et M. Franzen. 2007. Critical resource levels of pollen for the declining bee *Andrena hattorfiana* (Hymenoptera, Andrenidae). *Biological Conservation* 134:405-414.
- Lavery, T.M. et L.D. Harder. 1988. The bumble bees of eastern Canada. *Canadian Entomologist* 120:965-987. DOI: <https://doi.org/10.4039/Ent120965-11>
- Lepais, O., B. Darvill, S. O'Connor, J.L. Osborne, R.A. Sanderson, J. Cussans, L. Goffe et D. Goulson. 2010. Estimation of bumblebee queen dispersal distances using sibship reconstruction method. *Molecular Ecology* 19: 819-831.
- Liczner, A. et S.R. Colla. 2019. A systematic review of the nesting and overwintering habitat of bumble bees globally. *Journal of Insect Conservation* 23:787-801. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00173-7>
- Liczner, A.R. et S.R. Colla. 2020. One size does not fit all: at-risk bumble bee habitat management requires species-specific local and landscape considerations. *Insect Conservation and Diversity* (2020). doi: 10.1111/icad.12419.
- Macfarlane, R. 1974. Ecology of Bombinae (Hymenoptera: Apidae) of Southern Ontario, with emphasis on their natural enemies and relationships with flowers. PhD, University of Guelph, Guelph, Ontario.
- Macfarlane, R.P., J.J. Lipa et H.J. Liu. 1995. Bumble bee pathogens and internal enemies. *Bee World* 76: 130-148.
- Mallinger, R.E., H.R. Gaines-Day et C. Gratton. 2017. Do managed bees have negative effects on wild bees? A systematic review of the literature. *PLoS ONE* 12(12): e0189268 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189268>.
- Main, A.R., J.V. Headley, K.M. Peru, N.L. Michel, A.J. Cessna et C.A. Morrissey. 2014. Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie pothole Region. *PLoS ONE* 9(3): e92821. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092821>.
- 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.

McArt, S.H., C. Urbanowicz, S. McCoshum, R.E. Irwin et L.S. Adler. 2017. Landscape predictors of pathogen prevalence and range contractions in US bumblebees. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 2017218. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.2181>.

McFarland, K.P., L. Richardson et S. Zahendra. 2015. Vermont Bumble Bee Survey: manual for participants. Disponible à l'adresse : https://figshare.com/articles/Vermont_Bumble_Bee_Survey_-_Manual_for_Participants/6327230/1. Consulté le 2 août 2018.

Meeus, I., M.J.F. Brown, D.C. De Graaf et G. Smaghe. 2011. Effects of invasive parasites on bumble bee declines. *Conservation Biology* 25:662-671.

Memmott, J., N.M. Waser et M.V. Price. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B* 271:2605-2611.

Moffat, C., S.T. Buckland, A.J. Samson, R. McArthur, V. Chamosa Pino, K.A. Bolla, J.T.-J. Huang et C.N. Connolly. 2016. Neonicotinoids target distinct nicotinic acetylcholine receptors and neurons, leading to differential risks to bumblebees. *Scientific Reports* 6:24764. doi: 10.1038/srep24764.

Mommaerts, V., S. Reynders, J. Boulet, L. Besard, G. Sterk et G. Smaghe. 2010 Risk assessment for side-effects of neonicotinoids against bumblebees with and without impairing foraging behavior. *Ecotoxicology* 19:207–215.

Motta, E.V.S., K. Raymann et N.A. Moran. 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115:10305-10310. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115>. Consulté le 25 septembre 2018.

National Forestry Database. 2019. Site Web de la National Forestry Database. Disponible à l'adresse : <http://nfdp.ccfm.org/en/index.php>. Consulté le 4 octobre 2019. [Également disponible en français : Base de données nationale sur les forêts. 2019. Site Web de la Base de données nationale sur les forêts. Disponible à l'adresse : <http://nfdp.ccfm.org/fr/index.php>.]

National Research Council (NRC). 2007. Status of pollinators in North America. Committee on the Status of Pollinators in North America, The National Academies Press, Washington, D.C. 312 pp.

NatureServe. 2020. NatureServe Explorer [application Web]. NatureServe, Arlington, Virginia. Disponible à l'adresse : <http://explorer.natureserve.org>. Consulté le 12 décembre 2020. [Également disponible en français : NatureServe. 2020.

NatureServe Explorer [application Web]. NatureServe, Arlington, Virginia. Site Web : [https://explorer.natureserve.org/.](https://explorer.natureserve.org/)

Northwest Territories Species at Risk Committee. 2019. Species status report for Western Bumble Bee, Yellow-banded Bumble Bee, and Gypsy Cuckoo Bumble Bee (*Bombus occidentalis*, *Bombus terricola*, *Bombus bohemicus*) in the Northwest Territories. Species at Risk Committee, Yellowknife, NT. 118 pages. Disponible à l'adresse : <https://www.nwtspeciesatrisk.ca/SARC/completed-assessment>. Consulté le 27 février 2020.

Nova Scotia Endangered Species Act - N.S. Reg. 2017. Categorized List of Species at Risk made under Section 12 of the Endangered Species Act S.N.S. 1998, c. 11 N.S. Reg. 146/2017. Site Web : <https://www.novascotia.ca/just/regulations/regs/eslist.htm>. Consulté en février 2019.

Ogilvie, J.E., S.R. Griffin, Z.J. Gezon, B.D. Inouye, N. Underwood, D.W. Inouye et R.E. Irwin. 2017. Interannual bumble bee abundance is driven by indirect climate effects on floral resource phenology. *Ecology Letters* 20:1507-1515. DOI: 10.1111/ele.12854.

Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. 2019. Varroa mite: biology and diagnosis. Disponible à l'adresse : <http://www.omafra.gov.on.ca/english/food/inspection/bees/varroa-biology.htm>. Consulté le 8 octobre 2019. [Également disponible en français : Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario. 2019. Varroa : biologie et diagnostics. Disponible à l'adresse : <http://www.omafra.gov.on.ca/french/food/inspection/bees/varroa-biology.htm>.]

Ontario Ministry of Environment, Conservation and Parks. 2018. Corn and soybean neonicotinoid-treated seed data. Ontario Data Catalogue. Disponible à l'adresse : <https://data.ontario.ca/dataset/corn-and-soybean-neonicotinoid-treated-seed-data>. Dernière mise à jour : 2 février 2018. Consulté le 3 février 2020. [Également disponible en français : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario. 2018. Données sur les semences de maïs et de soja traitées aux néonicotinoïdes. Catalogue de données de l'Ontario. Disponible à l'adresse : <https://data.ontario.ca/fr/dataset/corn-and-soybean-neonicotinoid-treated-seed-data>. Dernière mise à jour : 2 février 2018.]

Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks. 2019. Pollinator health. Disponible à l'adresse : <https://www.ontario.ca/page/pollinator-health>. Consulté le 16 septembre 2019. [Également disponible en français : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario. 2019. La santé des pollinisateurs. Disponible à l'adresse : <https://www.ontario.ca/fr/page/la-sante-des-pollinisateurs>.]

Ontario Natural Heritage Information Centre. 2018. Site Web. Disponible à l'adresse : <https://www.ontario.ca/page/natural-heritage-information-centre>. Consulté le

16 septembre 2019. [Également disponible en français : Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario. 2018 Site Web. Disponible à l'adresse : [https://www.ontario.ca/fr/page/centre-dinformation-sur-le-patrimoine-naturel.](https://www.ontario.ca/fr/page/centre-dinformation-sur-le-patrimoine-naturel)]

Otterstatter, M.C. et J.D. Thomson. 2008. Does pathogen spillover from commercially reared bumble bees threaten wild pollinators? PLoS One 3: e2771.

Otti, O. et P. Schmid-Hempel. 2007. *Nosema bombi*: a pollinator parasite with detrimental fitness effects. Journal of Invertebrate Pathology. 96:118-124. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2007.03.016>

Otti, O. et P. Schmid-Hempel. 2008. A field experiment on the effect of *Nosema bombi* in colonies of the bumblebee *Bombus terrestris*. Ecological Entomology. 33:577-582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.00998>

Owen, E.L., J.S. Bale et S.A.L. Hayward. 2013. Can winter-active bumblebees survive the cold? Assessing the cold tolerance of *Bombus terrestris audax* and the effects of pollen feeding. PLoS ONE 8: e80061. doi:10.1371/journal.pone.0080061.

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.

Palmier, K. et C. S. Sheffield. 2019. First records of the Common Eastern Bumble Bee, *Bombus impatiens* Cresson (Hymenoptera: Apidae, Apinae, Bombini) from the Prairies Ecozone in Canada. Biodiversity Data Journal 7: e30953. <https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e30953>.

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.

Pettis, J.S., E.M. Lichtenberg, M. Andree, J. Stitzinger, R. Rose et D. vanEngelsdorp. 2013. Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*. PLoS ONE 8(7): e70182. doi:10.1371/journal.pone.0070182.

Pisa, L., V. Amaral-Rogers, L.P. Belzunces, J.-M. Bonmatin, C. Downs, D. Goulson, D. Kreuzweiser, C. Krupke, M. Liess, M. McField, C. Morrissey, D.A. Noome, J. Settele, N. Simon-Delso, J. Stark, J.P. van der Sluijs, H. van Dyck et M. Wiemers. 2014. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. Environmental Science and Pollution Research (2015) 22:68-102. doi:10.1007/s11356-014-3471-x.

Plath, O.E. 1934. Bumble bees and their ways. Macmillan, New York, US, 201 pp.

- Plischuk, S., R. Martin-Hernandez, L. Prieto, M. Lucia, C. Botias, A. Meana, A.H. Abrahamovich, C. Lange et M. Higes. 2009. South American native bumble bees (Hymenoptera: Apidae) infected by *Nosema ceranae* (Microsporidia), an emerging pathogen of honey bees (*Apis mellifera*). *Environmental Microbiology Reports* 1:131-135.
- Power, A.G. et C.E. Mitchell. 2004. Pathogen spillover in disease epidemics. *American Naturalist* 164:S79-S89.
- Prescott, D., M. Wells et L. Best. 2019. Survey of bumblebees in central Alberta - 2018. Alberta Environment and Parks - Species at Risk program. Occurrence dataset <https://doi.org/10.5886/ntpd1n>. Consulté via GBIF.org le 21 octobre 2020.
- Raine, N. 2018. Pesticide affects social behavior of bees. *Science* 362:643-644. doi: 10.1126/science.aav5273.
- Rasmont, P. et S. Iserbyt. 2012. The Bumblebees Scarcity Syndrome: are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*)? *Annales Société Entomologique de France* 48:275-280.
- Rasmont, P., S. Roberts, B. Cederberg, V. Radchenko, et D. Michez. 2015a. *Bombus bohemicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponible à l'adresse : <http://www.iucnredlist.org/details/13152926/1>. Consulté le 2 août 2018.
- Rasmont, P., M. Franzen, T. Lecocq, A. Harpke, S.P.M. Roberts, J.C. Biesmeijer, L. Castro, B. Cederberg, L. Dvořák, U. Fitzpatrick, Y. Gonseth, E. Haubruge, G. Mahe, A. Manino, D. Michez, J. Neumayer, F. Odegaard, J. Paukkunen, T. Pawlikowski, S.G. Potts, M. Reemer, J. Settele, J. Straka et O. Schweiger. 2015b. Climatic risk and distribution atlas of European bumblebees. *Biorisk* 10 (Special Issue). 236 pages. Disponible à l'adresse : <https://biorisk.pensoft.net/articles.php?id=4749>.
- Richardson, L. 2019. Communication personnelle concernant les données du Maine Bumble Bee Atlas. University of Vermont. Courriel adressé à S. Cannings, 15 janvier 2019.
- 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.
- Schlindwein, C., D. Wittmann, C.F. Martins, A. Hamm, J. Alves Siqueira, D. Schiffler et I.C. Machado. 2005. Pollination of *Campanula rapunculus* L. (Campanulaceae): how much pollen flows into pollination and into reproduction of oligolectic pollinators? *Plant Systematics and Evolution* 250:147-156.

Seeley, T.D. 1995. The wisdom of the hive. Harvard Univ. Press, Cambridge, MA. 318 pages.

Sikes, D. et J.J. Rykken. 2020. Update to the identification guide to female Alaskan bumble bees and a summary of recent changes to the Alaskan bumble bee fauna. Alaska Entomological Society Newsletter 13(1):31-38. Site Web : <http://www.akentsoc.org/newsletter.php>. Consulté le 20 août 2020. doi:10.7299/X7GH9J8D.

Sirois-Delisle, C. et J.T. Kerr. 2018. Climate change-driven range losses among bumblebee species are poised to accelerate. Scientific Reports 8, Article number: 14464. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32665-y>

Siviter, H., M.J.F. Brown et E. Leadbeater. 2018. Sulfoxaflor exposure reduces bumblebee reproductive success. Nature 561:109-112.

Smagghe, G., J. Keknopper, I. Meeus et V. Mommaerts. 2013. Dietary chlorantraniliprole suppresses reproduction in worker bumblebees. Pest Management Science 69:787-791. doi: 10.1002/ps.3504. Epub 2013 Apr 5.

Smagghe, G. S. Reynders, I. Maurissen, J. Boulet, X. Cuvelier, E. Dewulf, K. Put, C. Jans, G. Sterk et V. Mommaerts. 2007. Analysis of side effects of diflubenzuron and tebufenozide in pollinating bumblebees *Bombus terrestris*. Revue Synthèse 16:39-49. Disponible à l'adresse : <https://www.ajol.info/index.php/srst/article/view/117827>. Consulté le 4 janvier 2019.

Soroye, P., T. Newbold et J. Kerr. 2020. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. Science 367:685-688.

Stanley, D.A., K.E. Smith et N.E. Raine. 2015a. Bumblebee learning and memory is impaired by chronic exposure to a neonicotinoid pesticide. Scientific Reports 5, article number: 16508. <https://doi.org/10.1038/srep16508>.

Stanley, D.A., M.P.D. Garratt, J.B. Wickens, V.J. Wickens, S.G. Potts et N.E. Raine. 2015b. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. Nature 528:548–550.

Stanley, D.A., A.L. Russell, S.J. Morrison, C. Rogers et N.E. Raine. 2016. Investigating the impacts of field-realistic exposure to a neonicotinoid pesticide on bumblebee foraging, homing ability, and colony growth. Journal of Applied Ecology 53:1440-1449. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12689>

Statistics Canada. 2017. 2016 census of agriculture. Disponible à l'adresse : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/170510/dq170510a-eng.htm?indid=10441-2&indgeo=0>. Consulté le 28 septembre 2018. [Également disponible en français : Statistique Canada. 2017. Recensement de l'agriculture de

2016. Disponible à l'adresse : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/170510/dq170510a-fra.htm?indid=10441-2&indgeo=0.>]

Stout, J. et D. Goulson. 2000. Bumble bees in Tasmania: Their distribution and potential impact on Australian flora and fauna. *Bee World* 81:80-86.
DOI: 10.1080/0005772X.2000.11099475

Straw, E.A., E.N. Carpentier, M.J.F. Brown. 2021. Roundup causes high levels of mortality following contact exposure in bumble bee. *Journal of Applied Ecology* 58:1167-1176. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13867>

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.

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.

Thompson, D.G. et D. Pitt. 2011. Frequently asked questions (FAQs) on the use of herbicides in Canadian forest. Frontline Technical Note 112. Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre, Ontario. Disponible à l'adresse : <http://www.cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/32344.pdf>. [Également disponible en français : Thompson, D.G., et D. Pitt. 2011. Foire aux questions (FAQ) sur l'utilisation d'herbicides dans les forêts canadiennes. Frontline : note technique 112. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, Ontario. Disponible à l'adresse : <https://cfs.nrcan.gc.ca/entrepotpubl/pdfs/32345.pdf>.]

Thorp R.W. et M.D. Shepherd. 2005. Profile: subgenus *Bombus*. In: Shepherd M.D., Vaughan D.M., Black S.H.(editors). Red list of pollinator insects of North America. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, OR.

Tucker, E.M. et S.M. Rehan. 2017. High elevation refugia for *Bombus terricola* (Hymenoptera: Apidae) conservation and wild bees of the White Mountain National Forest. *Journal of Insect Science* 17:4; 1–10. doi: 10.1093/jisesa/iew093.

van der Sluijs, J.P., V. Amaral-Rogers, L.P. Belzunces, M.F.I.J. Bijleveld van Lexmond, J.-M. Bonmatin, M. Chagnon, C. A. Downs, L. Furlan, D. W. Gibbons, C. Giorio, V. Girolami, D. Goulson, D.P. Kreuzweiser, C. Krupke, M. Liess, E. Long, M. McField, P. Mineau, E.A.D. Mitchell, C.A. Morrissey, D.A. Noome, L. Pisa, J. Settele, N. Simon-Delso, J.D. Stark, A. Tapparo, H. Van Dyck, J. van Praagh, P.R. Whitehorn et M. Wiemers. 2014. Conclusions of the worldwide integrated assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research* (2015) 22: 148–154. doi:10.1007/s11356-014-3229-5.

van der Steen, J.J.M. 2008. Infection and transmission of *Nosema bombi* in *Bombus terrestris* colonies and its effect on hibernation, mating and colony founding. *Apidologie* 39:273-282. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00891960>

Weidenmüller, A., A. Meltzer, S. Neupert, A. Schwarz, and C. Kleineidam. 2022. Glyphosate impairs collective thermoregulation in bumblebees. *Science* 376: 1122-1126. <https://doi.org/10.1126/science.abf7482>

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

Wiemers. 2014. Conclusions of the worldwide integrated assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research* (2015) 22: 148–154. doi:10.1007/s11356-014-3229-5.

Williams, P.H. 2018. *Bombus*: Species world-wide listed by old and new subgenera [Online]. Natural History Museum, London, UK. Disponible à l'adresse : <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/bombus/subgenericlist>. Consulté le 1^{er} août 2018.

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. Bumblebee 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 pages.

Winston, M.L. 1987. The biology of the honey bee. Harvard University Press, Cambridge, MA. [Également disponible en français : Winston, M.L. 1993. La biologie de l'abeille. Frison Roche, Paris.]

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.

Ziska, L.H., J.S. Pettis, J. Edwards, J.E. Hancock, M.B. Tomecek, A. Clark, J.S. Dukes, I. Loladze et H.W. Polley. 2016. Rising atmospheric CO₂ is reducing the protein concentration of a floral pollen source essential for North American bees. *Proceedings of the Royal Society B*, 20160414. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0414>.

Communications personnelles

Palmier, K. 2020. Communication personnelle. Courriel adressé à S. Cannings le 2 février 2020.

Raine, N. 2019. Communication personnelle. Courriel adressé à S. Cannings le 10 juin 2019.

Sheffield, C. 2018. Communication personnelle. Royal Saskatchewan Museum, Regina. Conversation téléphonique avec S. Cannings.

Annexe A : Plantes utilisées comme sources de nourriture par le bourdon terricole

Les bourdons sont des généralistes. Voici quelques exemples d'espèces de plantes butinées par le bourdon terricole selon les observations, d'après Macfarlane (1974), Colla et Dumesh (2010) et Williams *et al.* (2014). Certaines régions de l'aire de répartition du bourdon pourraient être surreprésentées dans cette liste (p. ex. le sud-est du Canada, le nord-est des États-Unis), tandis que d'autres pourraient être sous-représentées (p. ex. l'extrême nord-ouest). Noms français compilés à partir de Brouillet *et al.* (2020).

<i>Anaphalis margaritacea</i>	Immortelle blanche
<i>Aquilegia canadensis</i>	Ancolie du Canada
<i>Aralia</i> spp.	Aralies
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Raisin d'ours
<i>Asclepias incarnata</i>	Asclépiade incarnate
<i>Asclepias syriaca</i>	Asclépiade commune
<i>Astragalus</i> spp.	Astragales
<i>Baptisia tinctoria</i>	Baptisie des teinturiers
<i>Berberis thunbergii</i>	Épine-vinette du Japon
<i>Caragana arborescens</i>	Caragana arborescent
<i>Carduus nutans</i>	Chardon penché
<i>Centaurea jacea</i>	Centaurée jacée
<i>Chamaenerion [=Epilobium] angustifolium</i>	Épilobe à feuilles étroites
<i>Cirsium arvense</i>	Chardon des champs
<i>Crocus</i> spp.	Crocus
<i>Diervilla lonicera</i>	Dièreville chèvrefeuille
<i>Epigaea repens</i>	Épigée rampante
<i>Erigeron philadelphicus</i>	Vergereffe de Philadelphie
<i>Eupatorium fistulosum</i>	Eupatoire fistuleuse
<i>Eupatorium maculatum</i>	Eupatoire maculée
<i>Eurybia macrophylla</i>	Aster à grandes feuilles
<i>Euthamia graminifolia</i>	Verge d'or à feuilles de graminée
<i>Echium vulgare</i>	Vipérine commune
<i>Gaylussacia</i> spp.	Gaylussaquiers
<i>Heracleum lanatum</i>	Berce laineuse
<i>Hydrophyllum virginianum</i>	Hydrophylle de Virginie
<i>Hypericum perforatum</i>	Millepertuis commun
<i>Impatiens capensis</i>	Impatiente du Cap
<i>Kalmia angustifolia</i>	Kalmia à feuilles étroites
<i>Lactuca canadensis</i>	Laitue du Canada
<i>Rhododendron [=Ledum] groenlandicum</i>	Thé du Labrador
<i>Linaria vulgaris</i>	Linaire vulgaire
<i>Lonicera caerulea</i>	Chèvrefeuille à fruits bleus
<i>Lonicera tatarica</i>	Chèvrefeuille de Tartarie
<i>Lupinus</i> spp.	Lupins
<i>Melilotus albus</i>	Mélicot blanc
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne cultivée
<i>Mertensia</i> spp.	Mertensies
<i>Monarda fistulosa</i>	Monarde fistuleuse
<i>Onopordum acanthium</i>	Onoporde acanthe
<i>Philadelphus coronarius</i>	Seringa commun
<i>Pontederia cordata</i>	Pontédérie cordée

<i>Prunus cerasus</i>	Cerisier acide
<i>Prunus pensylvanica</i>	Cerisier de Pennsylvanie
<i>Prunus tomentosa</i>	Cerisier tomenteux
<i>Malus pumila</i> [= <i>Pyrus malus</i>]	Pommier commun
<i>Rhexia virginica</i>	Rhèxie de Virginie
<i>Rhus typhina</i>	Sumac vinaigrier
<i>Ribes grossularia</i>	Groseillier à maquereau
<i>Ribes nigrum</i>	Gadellier noir
<i>Robinia hispida</i> [=fertilis]	Robinier hispide
<i>Rosa</i> spp.	Roses
<i>Rubus</i> spp.	Ronces
<i>Salix</i> spp.	Saules
<i>Senecio</i> spp.	Séneçons
<i>Solanum dulcamara</i>	Morelle douce-amère
<i>Solidago canadensis</i>	Verge d'or du Canada
<i>Solidago flexicaulis</i>	Verge d'or à tige zigzagante
<i>Solidago hispida</i>	Verge d'or hispide
<i>Solidago juncea</i>	Verge d'or jonciforme
<i>Sonchus oleraceus</i>	Laiteron potager
<i>Sorbus americana</i>	Sorbier d'Amérique
<i>Spiraea latifolia</i>	Spirée à larges feuilles
<i>Symphyotrichum ericoides</i>	Aster éricoïde
<i>Symphyotrichum lateriflorum</i>	Aster latérflore
<i>Symphyotrichum novae-anglia</i>	Aster de Nouvelle-Angleterre
<i>Symphytum officinale</i>	Consoude officinale
<i>Syringa vulgaris</i>	Lilas commun
<i>Taraxacum officinale</i>	Pissenlit officinal
<i>Thalictrum pubescens</i>	Pigamon pubescent
<i>Tilia americana</i>	Tilleul d'Amérique
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tilleul à grandes feuilles
<i>Trifolium hybridum</i>	Trèfle alsike
<i>Trifolium pratense</i>	Trèfle rouge
<i>Trifolium repens</i>	Trèfle blanc
<i>Vaccinium angustifolium</i>	Bleuet à feuilles étroites
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Bleuet en corymbe
<i>Vicia cracca</i>	Vesce jargeau

Annexe B : Effets sur l'environnement et sur les espèces non ciblées

Une évaluation environnementale stratégique (EES) est effectuée pour tous les documents de planification du rétablissement en vertu de la LEP, conformément à la [Directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes](#)⁵. L'objet de l'EES est d'incorporer les considérations environnementales à l'élaboration des projets de politiques, de plans et de programmes publics pour appuyer une prise de décisions éclairée du point de vue de l'environnement, et d'évaluer si les résultats d'un document de planification du rétablissement peuvent affecter un élément de l'environnement ou tout objectif ou cible de la [Stratégie fédérale de développement durable](#)⁶ (SFDD).

La planification de la conservation vise à favoriser les espèces en péril et la biodiversité en général. Il est cependant reconnu que la mise en œuvre de plans de gestion peut, par inadvertance, produire des effets environnementaux qui dépassent les avantages prévus. Le processus de planification fondé sur des lignes directrices nationales tient directement compte de tous les effets environnementaux, notamment des incidences possibles sur des espèces ou des habitats non ciblés. Les résultats de l'EES sont directement inclus dans le plan de gestion lui-même, mais également résumés dans le présent énoncé, ci-dessous.

Les mesures de conservation visant le bourdon terricole sont essentielles au rétablissement du psithyre bohémien et du bourdon de Suckley. Elles devraient également être bénéfiques à tous les bourdons, ainsi qu'aux autres insectes pollinisateurs comme le monarque (*Danaus plexippus*). D'autres espèces tireront probablement avantage des approches présentées au tableau 4 grâce à la réduction de la transmission d'agents pathogènes touchant les abeilles et les bourdons, ainsi que de la diminution de l'utilisation des pesticides.

Les bourdons sont généralement d'importants pollinisateurs de nombreuses plantes à fleurs indigènes et cultivées (COSEWIC, 2010, 2014, 2015). Ils possèdent plusieurs caractéristiques qui contribuent à leur efficacité en tant que pollinisateurs des espèces cultivées (Corbet *et al.*, 1993). Par exemple, les bourdons peuvent voler à des températures plus basses que d'autres abeilles, ce qui leur permet de prolonger leur journée de travail et d'améliorer la pollinisation des cultures lorsque les conditions météorologiques sont mauvaises. Ils ont aussi la capacité de faire de la pollinisation vibratile, ce qui peut augmenter le taux de pollinisation des plantes. Certaines plantes cultivées comme la tomate et le poivron tirent bénéfice de ce type de pollinisation (Jepsen *et al.*, 2013). Les bourdons sont probablement les principaux pollinisateurs de nombreuses plantes importantes sur les plans écologique et économique, notamment les pommes, les framboises, les canneberges, les bleuets et les trèfles. Ils sont

⁵ www.canada.ca/fr/agence-evaluation-environnementale/programmes/evaluation-environnementale-strategique/directive-cabinet-evaluation-environnementale-projets-politiques-plans-et-programmes.html

⁶ www.fsds-sfdd.ca/index_fr.html#/fr/goals/

d'excellents pollinisateurs de plantes cultivées comme la luzerne et l'oignon (COSEWIC, 2010, 2014, 2015). Ils jouent un rôle vital en tant que pollinisateurs généralistes des plantes à fleurs indigènes, et leur déclin ou leur perte pourrait avoir des répercussions à grande échelle (Jepsen *et al.*, 2013). Il a été montré que la perte des bourdons entraînerait la disparition d'un nombre de plantes plus élevé que celle causée par la perte de pollinisateurs spécialistes (Memmott *et al.*, 2004).