

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bourdon de Suckley *Bombus suckleyi*

au Canada



MENACÉE
2019

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

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

COSEPAC. 2019. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 80 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Jennifer M. Heron et Cory S. Sheffield d'avoir rédigé le rapport de situation sur le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par David McCorquodale, coprésident du Sous-comité de spécialistes des arthropodes du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Species Name *Bombus suckleyi* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :

Bourdon de Suckley, photographié le 30 juin 2019 à Woodrow, en Saskatchewan, par Cory S. Sheffield.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019.

N° de catalogue CW69-14/794-2020F-PDF

ISBN 978-0-660-35276-3



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2019

Nom commun

Bourdon de Suckley

Nom scientifique

Bombus suckleyi

Statut

Menacée

Justification de la désignation

Ce bourdon parasite les nids d'autres bourdons et dépend de ses hôtes pour élever ses petits. On le rencontre dans toutes les provinces et tous les territoires, sauf le Nunavut. Plus commune dans l'Ouest que dans l'Est du Canada, l'espèce est toujours moins abondante que ses hôtes. Malgré une hausse importante des activités de recherche de bourdons au pays ces deux dernières décennies, moins d'individus de l'espèce ont été observés que dans le passé. On note une baisse de plus de 30% de l'abondance relative par rapport à celle de tous les bourdons (indiquant un déclin démographique) ainsi qu'une diminution de la zone d'occupation. La baisse est particulièrement marquée dans les régions où l'espèce était historiquement plus commune, en Colombie-Britannique et en Alberta. La principale menace pesant sur l'espèce est le déclin abrupt des espèces de bourdons hôtes, toujours en Colombie-Britannique et en Alberta. Les principales menaces auxquelles font face les hôtes sont les bourdons qui se sont échappés de colonies aménagées dans des serres commerciales et qui sont infectés d'agents pathogènes, l'utilisation de pesticides (particulièrement les néonicotinoïdes) ainsi que les changements climatiques.

Répartition

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

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2019.



COSEPAC Résumé

Bourdon de Suckley *Bombus suckleyi*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le bourdon de Suckley est l'une des six espèces de psithyres véritables présentes en Amérique du Nord. Les individus des deux sexes sont de taille moyenne (15 à 25 mm de longueur). Les femelles sont légèrement plus grosses que les mâles, et leur abdomen comporte des tergums (segments dorsaux de l'abdomen) noirs brillants et des poils jaunes près de son extrémité; les mâles présentent une coloration semblable, mais leur abdomen comporte plus de poils jaunes. Les femelles psithyres, contrairement à celles des espèces de bourdons construisant des nids, ne possèdent pas de corbicule (corbeille à pollen) sur les pattes postérieures, puisqu'elles ne recueillent pas de pollen pour leur progéniture.

Le bourdon de Suckley se distingue de psithyre bohémien, espèce similaire, par ses carènes triangulaires prononcées sous le dernier segment de l'abdomen. Les mâles de l'espèce ont généralement plus de poils jaunes sur le corps que le psithyre bohémien.

Le bourdon de Suckley est un parasite social obligatoire des bourdons nidificateurs du sous-genre *Bombus*. Des quatre espèces de ce sous-genre présentes au Canada, le bourdon de l'Ouest est son seul hôte confirmé dans l'ouest du Canada, et le bourdon terricole en est probablement l'hôte dans l'est du Canada, puisque les deux espèces partagent le même habitat dans la majeure partie de l'aire de répartition orientale du bourdon de Suckley. Le bourdon à tache rousse (Ontario et Québec) et le bourdon cryptique (nord-ouest du Canada) s'ajoutent probablement aux espèces hôtes du bourdon de Suckley, puisqu'ils appartiennent également au sous-genre *Bombus* (comme l'hôte confirmé) et partagent l'habitat du bourdon de Suckley dans son aire de répartition. Cependant, aucune preuve directe ne permet de confirmer que ces deux espèces de bourdons sont des hôtes.

Trois des espèces hôtes ou hôtes probables ont été désignées en péril au Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) : le bourdon de l'Ouest des sous-espèces *occidentalis* (menacée) et *mckayi* (préoccupante), le bourdon terricole (préoccupante) et le bourdon à tache rousse (en voie de disparition). Le bourdon cryptique, espèce holarctique et hôte probable, n'a pas été évalué par le COSEPAC et est désigné non en péril.

Répartition

Le bourdon de Suckley a une vaste aire de répartition, qui s'étend depuis le sud des États-Unis jusqu'aux régions subarctiques du Canada (Yukon) et, vers l'est, jusqu'à l'île de Terre-Neuve (présence non confirmée au Labrador). Au Canada, l'espèce a été signalée dans toutes les provinces et tous les territoires, à l'exception du Nunavut. L'espèce est plus abondante dans l'ouest du Canada, et la plupart des sites de capture se trouvent à l'ouest du Manitoba.

Des mentions du bourdon de Suckley au Canada sont répertoriées de 1897 (Colombie-Britannique) et 1901 (Ontario) à 2019 (Saskatchewan et Yukon). Au cours des dix dernières années, l'espèce a également été signalée en Alberta (2018), en Colombie-Britannique (2013) et dans l'île de Terre-Neuve (2010). La répartition du bourdon de Suckley est limitée par la répartition, et vraisemblablement l'abondance, de ses espèces hôtes, mais d'autres facteurs semblent intervenir, puisque les captures de bourdons de Suckley dans l'aire de répartition de ses hôtes ont été inégales.

Habitat

Le bourdon de Suckley fréquente divers habitats, dont des prés ouverts et des prairies, des terres agricoles et cultivées, des zones urbaines, la forêt boréale et des prés montagnards. L'espèce a été observée depuis le niveau de la mer jusqu'à des altitudes de 1 200 m, mais elle pourrait également se trouver à de plus hautes altitudes, dans la mesure où son ou ses hôtes sont également présents. Au début du printemps, les hôtes font généralement leur nid dans les terriers de rongeurs souterrains abandonnés ou d'autres cavités naturelles sèches; comme le bourdon de Suckley parasite les nids, les sites de nidification de ses hôtes lui servent également d'habitat. Les adultes se nourrissent du pollen et du nectar de nombreuses fleurs.

Biologie

Le bourdon de Suckley est un parasite social obligatoire des bourdons nidificateurs et, par conséquent, il ne forme pas de colonies eusociales comportant des castes distinctes (il n'y a donc pas d'ouvrières). L'espèce a un cycle de vie annuel. Les femelles accouplées émergent au printemps, un peu plus tard que les espèces hôtes nidificatrices (p. ex. les hôtes émergent en mars et avril, et les psithyres émergent d'avril à juin, et parfois plus tard à des latitudes ou altitudes plus élevées), et partent à la recherche de nids d'une espèce hôte. Les psithyres femelles parviennent à parasiter le nid une fois que les hôtes ont établi une colonie comprenant quelques ouvrières; cependant, la colonie ne doit pas être trop grande, sinon les ouvrières s'emploieraient à la défendre et à en chasser le psithyre. Une fois qu'elle a trouvé un nid hôte, la femelle psithyre neutralise ou tue la reine et pond ses propres œufs dans le nid; les ouvrières de la reine fondatrice prennent alors en charge les œufs de la femelle psithyre. Les psithyres émergent tout au long de l'été, en plus grand nombre vers la fin de l'été et le début de l'automne. Les jeunes femelles et mâles psithyres émergent du nid hôte pour se nourrir de nectar et ensuite se reproduire. Les femelles accouplées entreprennent ensuite de trouver un site d'hivernation, présumément à

proximité d'une espèce hôte nidificatrice. Les mâles et les femelles qui ont déjà pondu meurent à l'arrivée du temps froid.

Taille et tendances des populations

On dispose de peu d'information sur la taille et les tendances des populations mondiale et canadiennes de bourdon de Suckley. La plupart des relevés des bourdons visent l'ensemble des espèces du genre *Bombus*, mais pas spécifiquement les psithyres. Dans le passé, les relevés englobaient tous les bourdons et ont généralement été effectués de façon désordonnée ou par transects aléatoires dans les habitats propices, et ils avaient pour principalement but l'observation de nouvelles sous-populations ainsi que l'étude de l'histoire naturelle et de l'habitat des bourdons en général. Les nombreux relevés de bourdons et les recherches universitaires menés au cours des 20 dernières années étaient axées sur les pollinisateurs, y compris les bourdons; le bourdon de Suckley a d'ailleurs été signalé dans le cadre de ces travaux. L'espèce est intrinsèquement moins abondante que les autres espèces de bourdons, car elle ne produit pas d'ouvrières et est moins commune que ses hôtes.

Les données historiques semblent montrer que le bourdon de Suckley toujours été plus commun dans l'ouest que dans l'est du Canada. L'espèce n'a pas été observée dans le sud de l'Ontario depuis les années 1970, en dépit des recherches de grande envergure effectuées depuis les 20 dernières années. Cependant, dans d'autres parties de son aire de répartition, l'espèce demeure présente, quoique peu commune, lorsque ses hôtes sont également présents.

Menaces et facteurs limitatifs

La principale menace pesant sur le bourdon de Suckley est le déclin des populations de ses hôtes : le bourdon de l'Ouest dans l'ouest du Canada, et probablement le bourdon terricole dans l'est du pays. Le bourdon de l'Ouest et le bourdon terricole ont déjà été plus communs et répandus, et leurs sous-populations sont en déclin dans la majeure partie de leur aire de répartition, sans doute en raison de l'usage des pesticides (incluant les néonicotinoïdes), de la dissémination d'agents pathogènes (surtout dans les zones d'agriculture intensive) ainsi que la perte de ressources florales et d'habitat attribuable à l'intensification de l'agriculture et aux modifications des systèmes naturels (p. ex. suppression des incendies, empiètement naturel des arbustes dans les zones ouvertes).

Protection, statuts et classements

Le bourdon de Suckley n'a pas de statut légal et n'est protégé par aucune loi fédérale ou provinciale au Canada. L'espèce est classée comme gravement en péril (G1) à l'échelle mondiale et comme vulnérable (N3) au Canada (NatureServe, 2018). Le bourdon de Suckley est classé parmi les espèces en danger critique (CR) de la Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Les sous-espèces *occidentalis* (menacée) et *mckayi* (préoccupante) du bourdon de l'Ouest ont été évaluées par le COSEPAC, mais ne sont pas inscrites à la liste de la LEP. Le bourdon terricole (préoccupante) a été évalué par le COSEPAC et figure sur la liste de la LEP. Le bourdon à tache rousse a été désigné en voie de disparition par le COSEPAC et ajouté à la liste de la LEP.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Bombus suckleyi

Bourdon de Suckley

Suckley's Cuckoo Bumble Bee

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador (île de Terre-Neuve seulement, aucune espèce confirmée au Labrador)

Données démographiques

Durée d'une génération	1 an
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, réduction inférée d'après un déclin de plus de 30 % de l'abondance relative entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018 et un déclin des espèces hôtes.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Oui, réduction inférée d'après un déclin de l'abondance relative de plus de 30 % entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018 et un déclin des populations hôtes.
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Oui, réduction inférée d'après un déclin de plus de 30 % de l'abondance relative entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018 et un déclin des espèces hôtes qui devrait se poursuivre.
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Non; b. partiellement; c. non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	9 160 823 km ²
<ul style="list-style-type: none"> • Zone d'occurrence = 9 160 823 km² (établie en territoire canadien selon la méthode du plus petit polygone convexe) • Zone d'occurrence = 9 710 188 (établie selon la méthode du plus petit polygone convexe) 	

Indice de zone d'occupation (IZO) (grille à carrés de 2 km de côté).	5 136 km ² selon les mentions rapportées entre 1901 et 2018, mais la valeur est sans doute plus grande. 112 km ² selon la période de dix ans la plus récente. Relevés cependant limités dans le nord.
La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a. Non b. Inconnu
Nombre de localités*	Inconnu, mais >> 50
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Réduction inférée d'après le déclin des espèces hôtes.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui, déclin de l'IZO et réduction inférée d'après le déclin des espèces hôtes au cours des dix dernières années.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Oui, réduction inférée d'après le déclin des espèces hôtes au cours des dix dernières années.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, réduction inférée d'après le déclin des espèces hôtes au cours des dix dernières années.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Total	Inconnu

Analyse quantitative

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

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, conformément au calculateur des menaces de l'UICN).

Un calculateur de menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Oui, impact élevé; évaluation des menaces effectuée le 16 décembre 2018.

- 7.3 Autres modifications de l'écosystème (principalement le déclin de l'abondance et de la répartition des espèces hôtes) – impact moyen
- 2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois – impact faible
- 9.3 Effluents agricoles et sylvicoles – impact faible
- 11.1 Déplacement et altération de l'habitat – impact faible
- 11.2 Sécheresses – impact faible

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

- 1) Parasitisme des bourdons
- 2) Prédateurs des bourdons adultes
- 3) Spirale de disparition induite par les mâles diploïdes
- 4) Faible diversité génétique des psithyres
- 5) Accessibilité constante au nectar et au pollen pour les psithyres et leurs hôtes
- 6) Vulnérabilité à la disparition accrue des psithyres par rapport à leurs hôtes.

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	En péril à l'échelle mondiale (G1) En danger critique (UICN) Classé S1 ou S2 là où des cotes infranationales ont été attribuées aux États-Unis.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Inconnu
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	Oui, dans certaines régions, d'après les déclin des sous-populations d'hôtes.
Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ?	Oui, dans certaines régions, d'après les déclin des sous-populations d'hôtes.
La population canadienne est-elle considérée comme un puits ⁺ ?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe)

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « menacée » en novembre 2019.

Statut et justification de la désignation :

Statut : Menacée	Code alphanumérique : A2bce
Justification de la désignation : Ce bourdon parasite les nids d'autres bourdons et dépend de ses hôtes pour élever ses petits. On le rencontre dans toutes les provinces et tous les territoires, sauf le Nunavut. Plus commune dans l'Ouest que dans l'Est du Canada, l'espèce est toujours moins abondante que ses hôtes. Malgré une hausse importante des activités de recherche de bourdons au pays ces deux dernières décennies, moins d'individus de l'espèce ont été observés que dans le passé. On note une baisse de plus de 30% de l'abondance relative par rapport à celle de tous les bourdons (indiquant un déclin démographique) ainsi qu'une diminution de la zone d'occupation. La baisse est particulièrement marquée dans les régions où l'espèce était historiquement plus commune, en Colombie-Britannique et en Alberta. La principale menace pesant sur l'espèce est le déclin abrupt des espèces de bourdons hôtes, toujours en Colombie-Britannique et en Alberta. Les principales menaces auxquelles font face les hôtes sont les bourdons qui se sont échappés de colonies aménagées dans des serres commerciales et qui sont infectés d'agents pathogènes, l'utilisation de pesticides (particulièrement les néonicotinoïdes) ainsi que les changements climatiques.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée », A2bce. Réduction inférée de plus de 30 % du nombre total d'individus matures par rapport aux deux plus récentes périodes de dix ans. Ce déclin repose sur : b) un indice approprié pour le taxon – lorsque l'on compare les décennies 1999-2008 et 2009-2018, le nombre d'individus matures a diminué de plus de 30 % (67 % selon l'abondance relative de l'espèce par rapport à tous les <i>Bombus</i> capturés au Canada); c) une réduction de l'IZO par rapport aux deux plus récentes périodes de dix ans (environ 56 %) et la dégradation de la qualité de l'habitat (abondance de l'espèce hôte) et e) les effets de l'introduction de taxons, de l'hybridation, des pathogènes, des polluants, des compétiteurs ou des parasites.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence et l'IZO sont supérieurs aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Données insuffisantes pour établir une estimation de la population.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Données insuffisantes pour effectuer l'analyse.



HISTORIQUE DU COSEPAC

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

MANDAT DU COSEPAC

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

COMPOSITION DU COSEPAC

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

DÉFINITIONS (2019)

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

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

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

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

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

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



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

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

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bourdon de Suckley *Bombus suckleyi*

au Canada

2019

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	8
Contexte taxinomique.....	8
Description morphologique.....	9
Structure spatiale et variabilité de la population	12
Unités désignables	12
Importance de l'espèce.....	12
RÉPARTITION	13
Aire de répartition mondiale.....	13
Aire de répartition canadienne.....	14
Zone d'occurrence et zone d'occupation	20
Activités de recherche	20
HABITAT.....	30
Besoins en matière d'habitat	30
Tendances en matière d'habitat.....	31
BIOLOGIE	31
Cycle vital et reproduction	31
Physiologie et adaptabilité	32
Déplacements et dispersion	33
Relations interspécifiques.....	33
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	33
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	33
Abondance	35
Fluctuations et tendances.....	35
Immigration de source externe	47
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	47
Menaces.....	47
Facteurs limitatifs.....	59
Nombre de localités.....	61
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	61
Statuts et protection juridiques	61
Statuts et classements non juridiques	61
Protection et propriété de l'habitat.....	62
REMERCIEMENTS.....	63
EXPERTS CONTACTÉS.....	64
SOURCES D'INFORMATION	65

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT	77
COLLECTIONS EXAMINÉES	78

Liste des figures

- Figure 1. Photographies montrant la carène : cette caractéristique morphologique permet de distinguer la femelle du bourdon de Suckley du psithyre bohémien. Photo du haut : Vue latérale d'un bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) femelle dans son habitat naturel, avec une carène prononcée sur le sternite 6 (flèche rouge). Photographie du haut : Cory Sheffield (spécimen photographié et capturé avec quatre autres spécimens, conservés au Royal Saskatchewan Museum) à Woodrow, en Saskatchewan, le 30 juin 2019. Photo du bas : Vue agrandie de l'extrémité de l'abdomen montrant la carène prononcée (flèche rouge). Spécimen conservé à l'Université York, Toronto, Ontario. Photographie : Sheila Dumesh (utilisation autorisée). 10
- Figure 2. Vue latérale d'un bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) mâle. La flèche rouge indique la pilosité jaune des pleures. Spécimen conservé à l'Université York, Toronto, Ontario. Photographie : Sheila Dumesh (-utilisation autorisée). 11
- Figure 3. Répartition canadienne du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) et de son espèce sœur, le psithyre bohémien (*Bombus bohemicus*) (selon les spécimens DE musée recensés dans Williams *et al.*, 2014, et des ensembles de données compilés lors de la rédaction du rapport de situation). Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC. 13
- Figure 4. Zone d'occurrence canadienne du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) selon les collections de musées versées dans une base de données et d'autres données compilées lors de la rédaction du rapport de situation (1901-2018). La zone d'occurrence (9 710 188 km²) est établie selon le plus petit polygone convexe intégrant toutes les mentions versées dans une base de données, et sa superficie en territoire canadien est de 9 160 823 km². Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC. 14
- Figure 5. Abondance relative du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) [barres blanches] et du psithyre bohémien (*Bombus bohemicus*) [barres noires] au Canada. Les deux espèces sont étroitement liées par leur classification phylogénétique. 15
- Figure 6. Carte de l'aire de répartition du bourdon de Suckley, illustrée à l'aide de la méthode de cartographie EBAR (Ecosystem-based Automated Range), où des écoformes (régions ou districts écologiques) constituant une mosaïque sont catégorisées en fonction de données provenant de sites documentés (Williams *et al.*, 2014; Sheffield, données pers., et voir la section Collections examinées), et modifiées en fonction des connaissances spécialisées publiées. Les écoformes représentant la « présence attendue » reposent sur une répartition modélisée de toutes les espèces hôtes connues. © NatureServe Canada, carte EBAR 2019 sous attribution CC 4.0 Licence internationale. Carte créée par Suzanne Carrière (Conservation Data Centre des T.N.-O.), modifiée en fonction des commentaires des spécialistes Jenny Heron et Cory Sheffield. 17

- Figure 7. Aire de répartition canadienne du bourdon de Suckley (points noirs) et de ses deux espèces hôtes : le bourdon de l'Ouest (sous-espèce méridionale [*B. occidentalis occidentalis*] et sous-espèce nordique [*B. o. mckayi*]) (points rouges) est un hôte confirmé (Hobbs, 1965ab, 1966ab), et le bourdon terricole (*B. terricola*) (points bleus) est un hôte probable (voir analyse dans la section Aire de répartition canadienne). L'aire de répartition approximative de la sous-espèce méridionale du bourdon de l'Ouest est de 720 170 km², celle de la sous-espèce nordique est 623 837 km², et celle du bourdon terricole est de 7 913 612 km². Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC. 18
- Figure 8. Mentions de bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada (points noirs) distribuées par rapport à toutes les mentions de *Bombus* versées dans une base de données au Canada (points vides), selon les collections de musée versées dans une base de données et les données additionnelles compilées lors de la rédaction du rapport de situation (1901-2018). On présume que les captures de *Bombus* ne sont pas biaisées et que s'il y avait eu des bourdons de Suckley aux sites de collecte, ils auraient également été capturés. Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC. 28
- Figure 9. Répartition spatiale des mentions de bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) versées dans une base de données au Canada, mettant plus particulièrement en évidence la répartition au cours des quatre dernières décennies (1979-1988; 1989-1998; 1999-2008; 2009-2018). Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC. 29
- Figure 10. Abondance relative de l'espèce au Canada par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Même si les deux hôtes étaient répandus des années 1950 aux années 1990, le bourdon de Suckley est demeuré rare. Voir également le tableau 3. 38

- Figure 11. Abondance relative de l'espèce en Colombie-Britannique par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). L'abondance relative du bourdon de Suckley était à son apogée avant les années 1960, avec un autre pic important observé vers la fin des années 1980 et dans les années 1990. Même si son hôte principal (bourdon de l'Ouest) était répandu jusqu'à la fin des années 1990, l'espèce est demeurée rare en Colombie-Britannique; les hôtes et l'espèce sont maintenant très rares dans la province. Voir également le tableau 3..... 39
- Figure 12. Abondance relative de l'espèce en Alberta par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). L'abondance relative du bourdon de Suckley a fluctué en Alberta, suivant vraisemblablement l'abondance de ses hôtes, le bourdon de l'Ouest de la sous-espèce méridionale (*B. occidentalis occidentalis*) et le bourdon terricole (*B. terricola*). Même s'il est peu commun, il a été observé récemment lors de relevés effectués dans la moitié sud de la province; à partir du début des années 1990, il a été détecté en plus grands nombres que ses hôtes (d'où le pic observé), mais cela est sans doute attribuable au fait que l'on en a capturé ou échantillonné davantage. Voir également le tableau 3 qui documente l'intensification des activités de recherche menées depuis le début des années 1990..... 40
- Figure 13. Abondance relative de l'espèce en Saskatchewan par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Les pics dans l'abondance relative du bourdon de Suckley sont en grande partie attribuables aux échantillonnages peu fréquemment effectués dans la province, situation qui entraîne une surreprésentation du psithyre par rapport à ses hôtes, et des hôtes par rapport aux autres bourdons (années 1950), et ne reflète donc pas l'abondance véritable. Voir également le tableau 3..... 41

- Figure 14. Abondance relative de l'espèce au Manitoba par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Le pic dans l'abondance relative du bourdon de Suckley à la fin des années 1960 est attribuable aux échantillonnages peu fréquents, une situation qui entraîne une surreprésentation du psithyre par rapport à ses hôtes, et ne reflète donc pas l'abondance véritable. Voir également le tableau 3..... 42
- Figure 15. Abondance relative de l'espèce au Manitoba par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Malgré le grand nombre d'hôtes observés (bourdon terricole) jusque dans les années 2000, le bourdon de Suckley semble toujours avoir été rare en Ontario; les tendances sont donc plus difficiles à évaluer. Voir également le tableau 3. 43

Liste des tableaux

- Tableau 1. Nombre de spécimens de bourdons de Suckley (BS) (*Bombus suckleyi*) versés dans une base de données pour chaque province et territoire du Canada, nombre de sites uniques, années d'observation la plus ancienne et la plus récente. Les comptes de bourdons de Suckley représentent le nombre de spécimens pour lesquels on dispose d'une date de capture, et sont repris dans le tableau 3..... 16
- Tableau 2. Études récentes (depuis les 15 dernières années) sur les bourdons dans chaque province et territoire du Canada..... 20
- Tableau 3. Abondance relative (AR) et nombre d'individus [] au cours de périodes de 10 ans, à partir de 1899 jusqu'en 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour la présente analyse (AR du BS, en rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces; *B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mackayi*] et bourdon terricole [*B. terricola*]) (« BS/hôte », en noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (« AR des hôtes », en bleu). Pour une représentation graphique du tableau 2, les chiffres sont représentés pour les provinces et territoires comptant plus de 75 mentions (figures 10-15). Voir la section Collections examinées pour la liste complète des fournisseurs de données. 36

- Tableau 4. Pourcentage de changement de la zone d'occurrence et de l'indice de zone d'occupation (IZO), par décennie, pour le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada. Le calcul de la zone d'occurrence et de l'IZO est effectué à l'aide du logiciel GeoCAT (geocat.kew.org). La zone d'occurrence et l'IZO fluctuent d'une décennie à l'autre, mais l'IZO a décliné de 45 % entre les décennies 1989-1999 et 1999-2008, et de 56 % entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018. 46
- Tableau 5. Tableau de classification des menaces pesant sur le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada selon le système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, ou CMP) (IUCN–CMP). Pour de plus amples renseignements sur la façon dont les valeurs sont attribuées, voir Master *et al.* (2009). Les menaces jugées non applicables ou négligeables sont incluses dans le tableau; les menaces évaluées et inconnues sont abordées dans le rapport, sous les sous-titres correspondants. 47

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Contexte taxinomique

Embranchement Arthropoda – Arthropodes

Classe Insecta – Insectes

Ordre Hymenoptera – Hyménoptères (fourmis, abeilles, guêpes)

Infraordre Aculeata – Aculéates, ou guêpes pourvues d'un aiguillon

Famille Apidae – Apidés (bourdons, abeilles à miel, méliponines, etc.)

Sous-famille Apinae – Apinés

Genre *Bombus* – Bourdons

Sous-genre *Psithyrus* – Psithyres

Espèce *Bombus suckleyi* Greene, 1860

Nom français : Bourdon de Suckley

Nom anglais : Suckley's Cuckoo Bumble Bee

Synonymes scientifiques : *Psithyrus latitarsus* Morrill, 1903

Le bourdon de Suckley a été décrit sous le nom de *Bombus suckleyi* en 1860 à partir d'un spécimen mâle capturé par George Suckley à Puget Sound, dans l'État de Washington (Greene, 1860). La femelle a été décrite en tant que *Psithyrus latitarsus* en 1903 au Montana (Morrill, 1903) et a plus tard été synonymisée par Frison (1926).

Les psithyres composent environ 11 % de toutes les espèces de bourdons (Lhomme et Hines, 2018) et ont à l'origine été classés dans un genre distinct des autres bourdons en raison de leur nature parasitaire. Le premier nom de genre employé était *Psithyrus* Lepeletier, qui est encore utilisé pour le sous-genre. Même si le groupe des *Psithyrus* était considéré comme un genre, de multiples sous-genres ont également été reconnus en Amérique du Nord (voir p. ex. Frison, 1927; Thorp *et al.*, 1983). Des analyses phylogénétiques récentes des bourdons (Cameron *et al.*, 2007; Williams *et al.*, 2008) ont permis de reconnaître le groupe des *Psithyrus* comme une unité monophylétique (sous-genre) du genre *Bombus*, et un groupe-frère du sous-genre *Thoracobombus* (Hines, 2008; Williams *et al.*, 2008). Les *Thoracobombus* forment un taxon particulièrement sujet à l'usurpation de nids (Sakagami et Nishijima, 1973; Lhomme et Hines, 2018).

Le bourdon de Suckley appartient à un clade (l'ancien sous-genre *Ashtonipsithyrus* de Frison, même si Lhomme et Hines (2018) l'appelaient le « groupe *bohemicus* » des *Psithyrus*) comprenant trois à cinq autres espèces (Hines, 2008; Lhomme et Hines, 2018) : le bourdon de Suckley et le psithyre bohémien (anciennement *B. ashtoni* Cresson, maintenant *B. bohemicus*), d'Amérique du Nord, le psithyre vestale (*B. vestalis* Geoffroy), de la région paléarctique, et le psithyre bohémien (*B. bohemicus* s. str.), des régions paléarctique, arctique et orientale; Lhomme et Hines (2018) y incluent également le *B. coreanus* (Yasumatsu) d'Orient, même si on sait peu de choses sur cette espèce, notamment sur son ou ses hôtes ou ses liens avec d'autres membres.

Selon Hines (2008), le bourdon de Suckley est sans doute un taxon frère d'autres espèces, dont il se serait séparé il y a environ 4 millions d'années en Amérique du Nord; le psithyre vestale s'est séparé du psithyre bohémien dans l'Ancien Monde il y a environ 2,5 millions d'années. Ainsi, le bourdon de Suckley est étroitement relié au psithyre bohémien. Les aires de répartition des deux espèces se chevauchent dans la majeure partie du Canada. L'ADN mitochondrial des deux espèces a fait l'objet d'un codage à barres, et toutes deux possèdent un BIN (Barcode Index Number) distinct ayant un pourcentage moyen de divergence de séquence interspécifique de 8,18 % (Sheffield, données pers.).

Description morphologique

La plupart des bourdons sont des insectes ayant un comportement eusocial¹ primitif, et leur cycle vital comporte quatre stades de développement (œuf, larve, nymphe et adulte). Il existe typiquement trois formes d'adultes ou castes dans les colonies de bourdons : la reine (femelle reproductrice), les ouvrières (femelles non reproductrices) et les mâles. Cependant, les psithyres sont des parasites sociaux d'autres colonies de bourdons et n'ont pas de reine ou d'ouvrières (voir la section **Biologie**). La description morphologique du bourdon de Suckley est résumée ci-dessous à partir d'informations fournies dans Morrill (1903), Thorp *et al.* (1983) et Williams *et al.* (2014).

Femelle (frontispice et figure 1) Corps long de 15–25 mm; abdomen large de 8–9 mm. La face externe du métatibia (segment aplati des pattes postérieures) est convexe, garnie d'une pilosité dense et dépourvue de corbicule (corbeille à pollen brillante et glabre présente chez les espèces nidificatrices). Les poils de la face et du sommet de la tête sont généralement noirs, et des poils jaunes garnissent parfois la partie postérieure du sommet de la tête. La pilosité du thorax est principalement jaune sur les côtés (avec quelques exceptions). La pilosité est jaune sur la face antérieure du thorax (devant les ailes) et varie du jaune au noir sur le reste de la face dorsale. Les segments abdominaux 1 et 2 ont des poils noirs, les segments abdominaux 3 à 5 sont d'un blanc jaunâtre variable sur les côtés, mais à tout le moins la portion médio-postérieure du segment 4 est habituellement blanche. Comme chez tous les psithyres, l'extrémité de l'abdomen est recourbée et comporte deux carènes triangulaires prononcées en vue dorsale.

¹ Production de colonies saisonnières



Figure 1. Photographies montrant la carène : cette caractéristique morphologique permet de distinguer la femelle du bourdon de Suckley du psithyre bohémien. Photo du haut : Vue latérale d'un bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) femelle dans son habitat naturel, avec une carène prononcée sur le sternite 6 (flèche rouge). Photographie du haut : Cory Sheffield (spécimen photographié et capturé avec quatre autres spécimens, conservés au Royal Saskatchewan Museum à Woodrow, en Saskatchewan, le 30 juin 2019). Photo du bas : Vue agrandie de l'extrémité de l'abdomen montrant la carène prononcée (flèche rouge). Spécimen conservé à l'Université York, Toronto, Ontario. Photographie : Sheila Dumesh (utilisation autorisée).

Mâle (figure 2) Corps long de 15–22 mm; abdomen large de 5–7 mm. Antennes de longueur moyenne, à flagelle (partie longue semblable à un fouet formée des segments antennaires 2 à 11) trois fois plus long que le scape (premier segment antennaire rattaché à la face). Les poils de la frange postérieure du basitarse (segment basal du « pied » sur la patte postérieure) des pattes postérieures sont principalement noirs, les premiers segments abdominaux sont majoritairement jaunes (mais quelques spécimens ont une pilosité fortement mêlée de poils noirs sur les côtés, surtout sur le 2^e segment), les 3^e, 5^e et 6^e segments sont principalement jaunes avec des poils noirs au milieu, le 4^e segment est principalement jaune et le 7^e segment est entièrement noir (figure 2). L'examen des genitalia peut être nécessaire pour bien identifier les mâles (Williams *et al.*, 2014).



Figure 2. Vue latérale d'un bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) mâle. La flèche rouge indique la pilosité jaune des pleures. Spécimen conservé à l'Université York, Toronto, Ontario. Photographie : Sheila Dumesh (-utilisation autorisée).

Les spécimens de bourdon de Suckley de l'est du Canada ont été identifiés correctement dans les grandes collections (p. ex. la Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes [CNC]), mais ils ne sont pas mentionnés dans les compilations de bourdons de l'Est (Mitchell, 1962; Laverty et Harder, 1988; Colla et Dumesh, 2010; Colla *et al.*, 2011). Par conséquent, l'espèce a parfois été confondue avec le psithyre bohémien, erreur qui a maintenant été corrigée par un examen des identifications dans les collections de musées (voir la section **Nom et classification**).

Les femelles des deux espèces ont une carène prononcée sur le sternite 6 qui est visible même sur la face dorsale; celle du bourdon de Suckley est encore plus marquée que celle du psithyre bohémien (figure 1). La pilosité des pleures chez la femelle du psithyre bohémien est généralement noire, ce qui constitue également un bon indice d'identification, même si cette caractéristique peut se rencontrer chez certains spécimens du bourdon de Suckley.

Les œufs, larves et nymphes du bourdon de Suckley n'ont pas été décrits.

Structure spatiale et variabilité de la population

La structure et la variabilité génétique de la population n'ont pas été étudiées chez le bourdon de Suckley. Les séquences du gène de la sous-unité 1 de la cytochrome oxydase (COI) (code-barres ADN) se trouvent dans le Barcode of Life Data Systems (BOLD) (www.barcodeoflife.org) et ont été établies à partir de huit spécimens issus de plusieurs sites au Canada : deux au Yukon, un en Colombie-Britannique, un en Saskatchewan et trois spécimens provenant de deux sites dans l'île de Terre-Neuve. Toutes les séquences sont pratiquement identiques, l'écart interspécifique maximal entre les échantillons étant de 0,3 % (moyenne de 0,1 %) (Sheffield, données pers.), ce qui étaye l'existence d'une espèce répandue, et un BIN a été attribué à toutes les séquences BOLD : ABY1164 (Sheffield *et al.*, 2017).

Unités désignables

L'analyse des séquences du gène COI (code-barres ADN) (Sheffield *et al.*, 2017), l'attribution d'un BIN et d'autres facteurs phylogénétiques moléculaires (Hines, 2008; Lhomme et Hines, 2018), ainsi que l'absence de preuves attestant l'existence d'une structure génétique distincte au niveau subsppécifique, permettent de considérer le bourdon de Suckley comme formant une seule unité désignable.

Importance de l'espèce

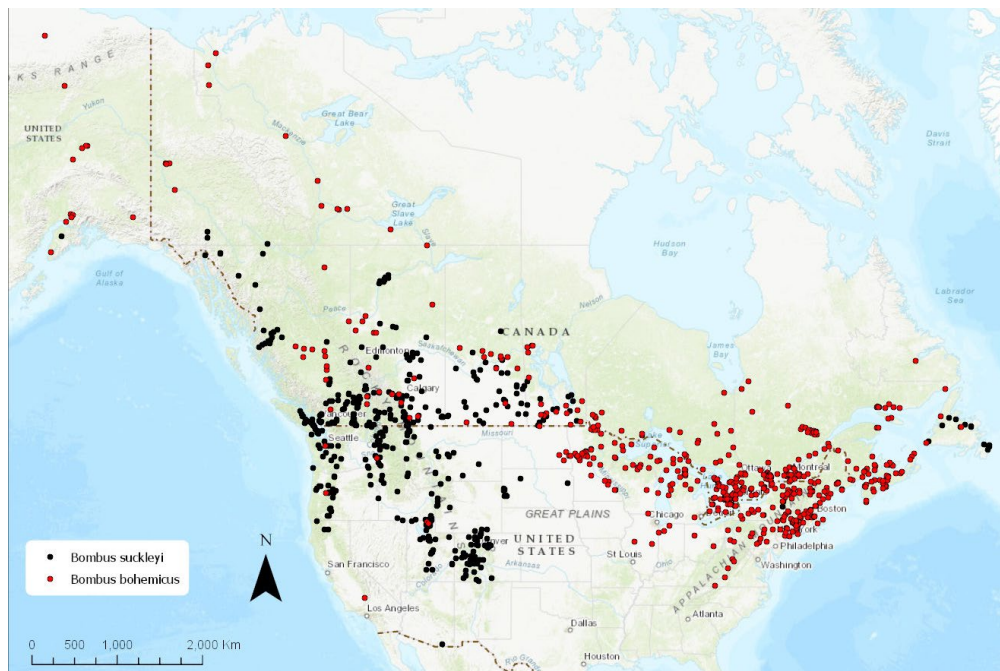
Le bourdon de Suckley est un parasite social qui vit dans les colonies d'autres espèces de bourdons. Il joue probablement un rôle écologique important en raison de son effet sur la dynamique des populations hôtes et leur répartition (Antonovics et Edwards, 2011), comme c'est le cas de la plupart des psithyres (Sheffield *et al.*, 2013). En général, les abeilles et les psithyres, moins communs, semblent être particulièrement sensibles aux effets de la dégradation environnementale en raison des mécanismes qui régissent la

détermination des sexes (Zayed et Packer, 2005). La taille petite des populations de psithyres intensifie cet effet (Williams *et al.*, 2010) (voir la section **Facteurs limitatifs**). La rareté et le risque de disparition des hôtes accentuent les risques de déclin chez les psithyres (Suhonen *et al.*, 2015). Le bourdon de Suckley est également un butineur et un pollinisateur.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

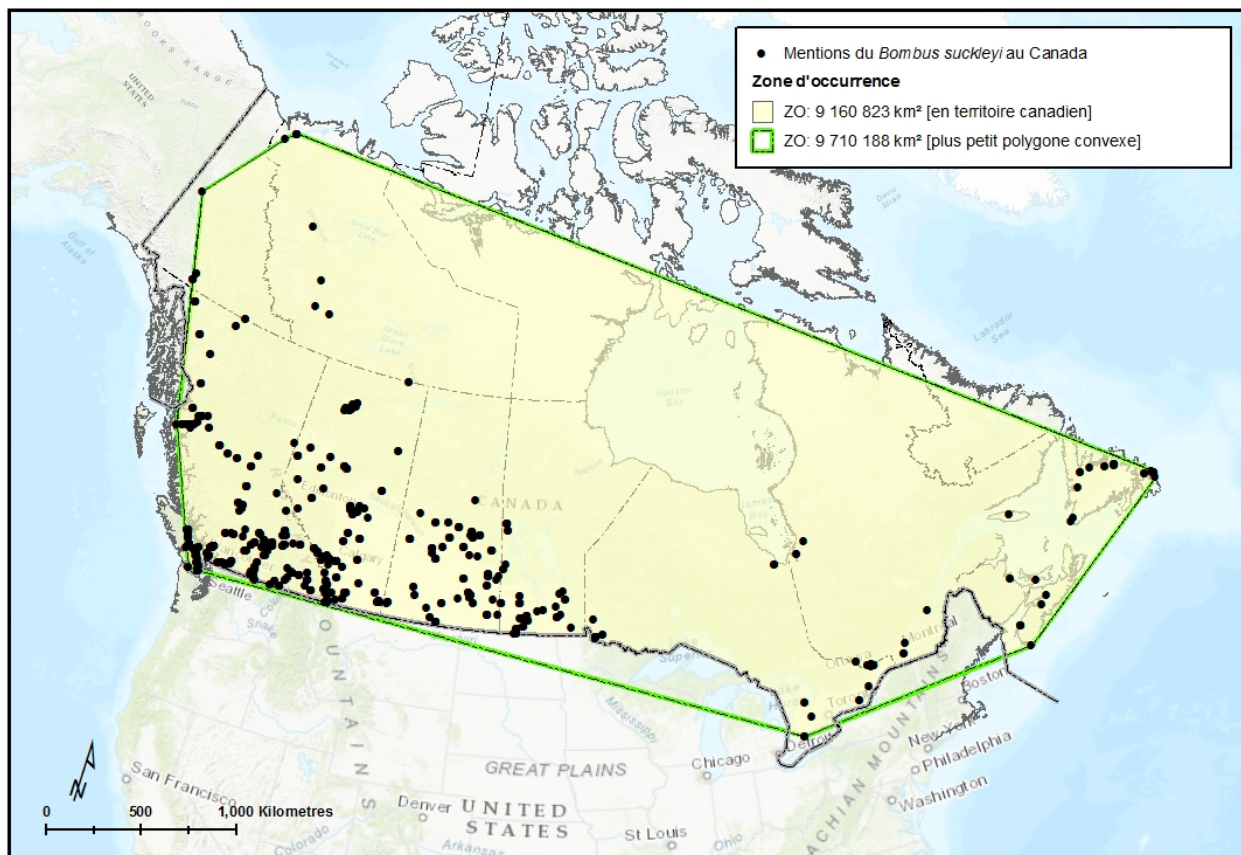
À l'échelle mondiale, le bourdon de Suckley est présent en Amérique du Nord et est essentiellement une espèce néarctique occidentale (Lhomme et Hines, 2018) (figures 3 et 4). On peut l'observer depuis l'Alaska jusque dans le nord de la Californie et vers l'est jusqu'au Colorado, au Manitoba et au Dakota du Sud. À l'est du 100^e méridien, l'espèce devient plus rare, mais elle a été signalée jusque dans l'île de Terre-Neuve et en Virginie. Dans l'ouest, elle se raréfie au nord du 60^e parallèle. Des mentions dispersées de l'espèce ont été enregistrées dans le centre et le nord-est de l'Amérique du Nord (Williams *et al.*, 2014).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
GREAT PLAINS = GRANDES PLAINES

Figure 3. Répartition canadienne du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) et de son espèce sœur, le psithyre bohémien (*Bombus bohemicus*) (selon les spécimens DE musée recensés dans Williams *et al.*, 2014, et des ensembles de données compilés lors de la rédaction du rapport de situation). Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

***Bombus suckleyi* records in Canada : Mentions de *Bombus suckleyi* au Canada**

Extent of Occurrence : Zone d'occurrence

EOO : 9 160 823 km² (within Canada's extent of jurisdiction) : Zone d'occurrence : 9 160 823 km² (en territoire canadien)

EOO : 9 710 188 km² (minimum convex polygon) : Zone d'occurrence : 9 710 188 km² (plus petit polygone convexe)

Kilometres = kilomètres

UNITED STATES = ÉTATS-UNIS

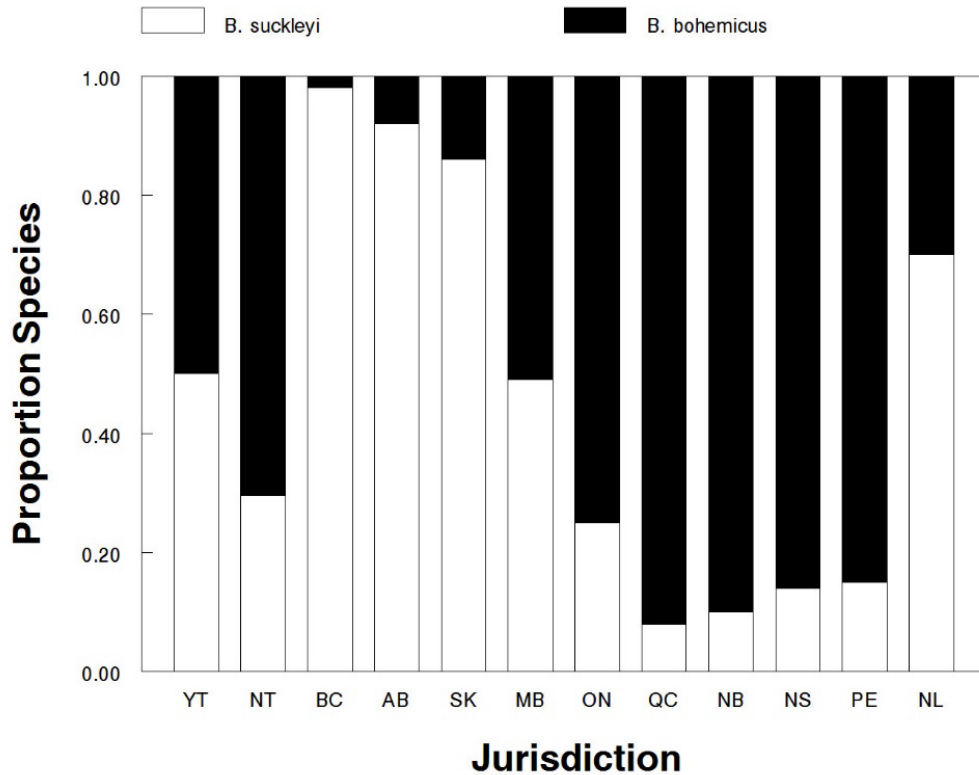
GREAT PLAINS = GRANDES PLAINES

Figure 4. Zone d'occurrence canadienne du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) selon les collections de musées versées dans une base de données et d'autres données compilées lors de la rédaction du rapport de situation (1901-2018). La zone d'occurrence (9 710 188 km²) est établie selon le plus petit polygone convexe intégrant toutes les mentions versées dans une base de données, et sa superficie en territoire canadien est de 9 160 823 km². Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC.

Aire de répartition canadienne

Au Canada, le bourdon de Suckley a été observé dans toutes les provinces et tous les territoires, à l'exception du Nunavut, et n'a pas été signalée au Labrador. Le bourdon de Suckley est présent dans la plupart des écozones canadiennes (décrites dans COSEWIC,

2011), notamment les suivantes : cordillère boréale, cordillère montagnarde, taïga des plaines, plaines boréales, prairies, taïga du bouclier, bouclier boréal, plaines hudsoniennes, plaines à forêts mixtes et maritime de l'Atlantique. L'espèce n'a pas été observée dans l'écozone arctique. La plupart des mentions proviennent de l'ouest de l'Amérique du Nord, et les signalements se raréfient à l'est du Manitoba (tableau 1, figures 3, 4 et 5) (Williams *et al.*, 2014; Sheffield, données pers.; voir la section Collections examinées). L'espèce sœur du bourdon de Suckley, le psithyre bohémien, est plus fréquemment observée dans le nord-ouest boréal et l'est du Canada (figures 3 et 5).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Proportion species : Proportion de l'espèce

Jurisdiction : Province ou territoire

YT : Yn

NT : T.N.-O.

BC : C.-B.

AB : Alb.

SK : Sask.

MB : Man.

ON : Ont.

QC : Qc

NB : N.-B.

NS : N.-É.

PE : Î.-P.-É.

NL : T.-N.-L.

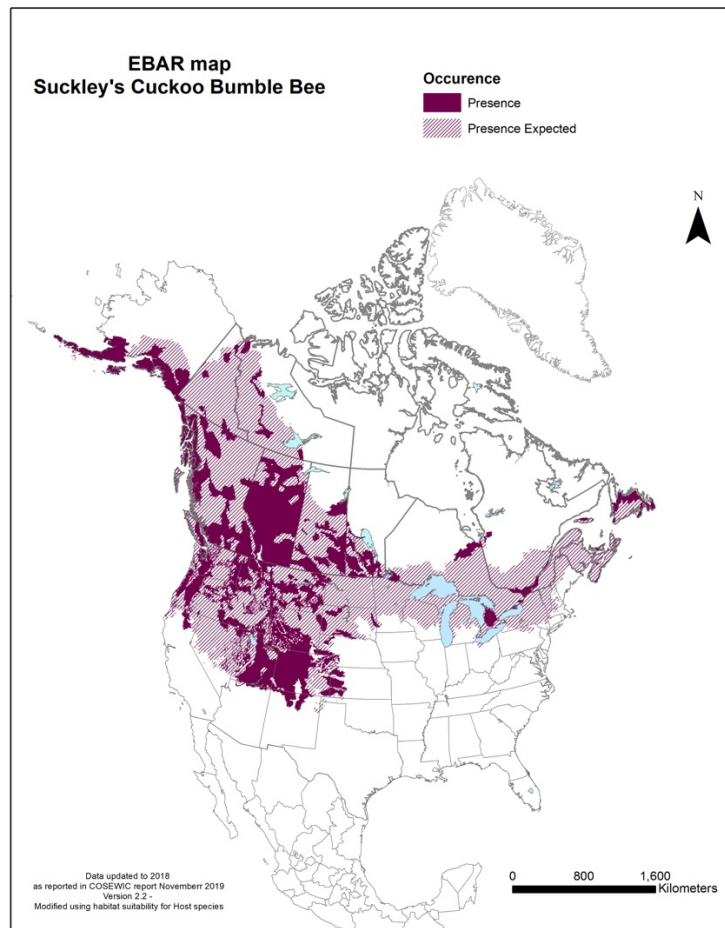
Figure 5. Abondance relative du bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) [barres blanches] et du psithyre bohémien (*Bombus bohemicus*) [barres noires] au Canada. Les deux espèces sont étroitement liées par leur classification phylogénétique.

Tableau 1. Nombre de spécimens de bourdons de Suckley (BS) (*Bombus suckleyi*) versés dans une base de données pour chaque province et territoire du Canada, nombre de sites uniques, années d'observation la plus ancienne et la plus récente. Les comptes de bourdons de Suckley représentent le nombre de spécimens pour lesquels on dispose d'une date de capture, et sont repris dans le tableau 3.

Province ou territoire	Nombre de spécimens de BS	Sites uniques/année ¹	Année d'observation du BS la plus ancienne ²	Année d'observation du BS la plus récente
Yukon	12	5	1921	2018
Territoires du Nord-Ouest	16	8	1922	1969
Nunavut	0	0	-	-
Colombie-Britannique	846	140	1905	2013
Alberta	345	68	1907	2018
Saskatchewan	218	50	1916	2018
Manitoba	99	28	1914	1995
Ontario	120	16	1901	1971
Québec	16	15	1906	1961
Nouveau-Brunswick	2	2	1977	1978
Nouvelle-Écosse	8	4	1910	1961
Île-du-Prince-Édouard	2	2	1909	1930
Terre-Neuve	29	7	1925	2010
Labrador	0	0	-	-
Total	1 713	345	1901	2018

¹Comme le nombre de spécimens a été calculé à partir de multiples bases de données qui « s'échangent » des données (voir Leif Richardson, CNC, SMIF) le nombre d'identificateurs uniques pourrait être inexact. Par conséquent, la colonne « sites uniques/année » renvoie aux mentions de l'espèce sur un site unique au cours d'une année, ce qui permet d'éliminer tout dédoublement. Toutefois, cette méthode élimine également les spécimens multiples observés lors d'un même épisode.

² Observation la plus ancienne du bourdon de Suckley pour laquelle l'information sur la localité est connue (les spécimens dont l'information était incomplète n'ont pas été inclus).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

EBAR map : Carte EBAR

Suckley's Cuckoo Bumble Bee : Bourdon de Suckley

Occurrence : Occurrence

Presence : Présence

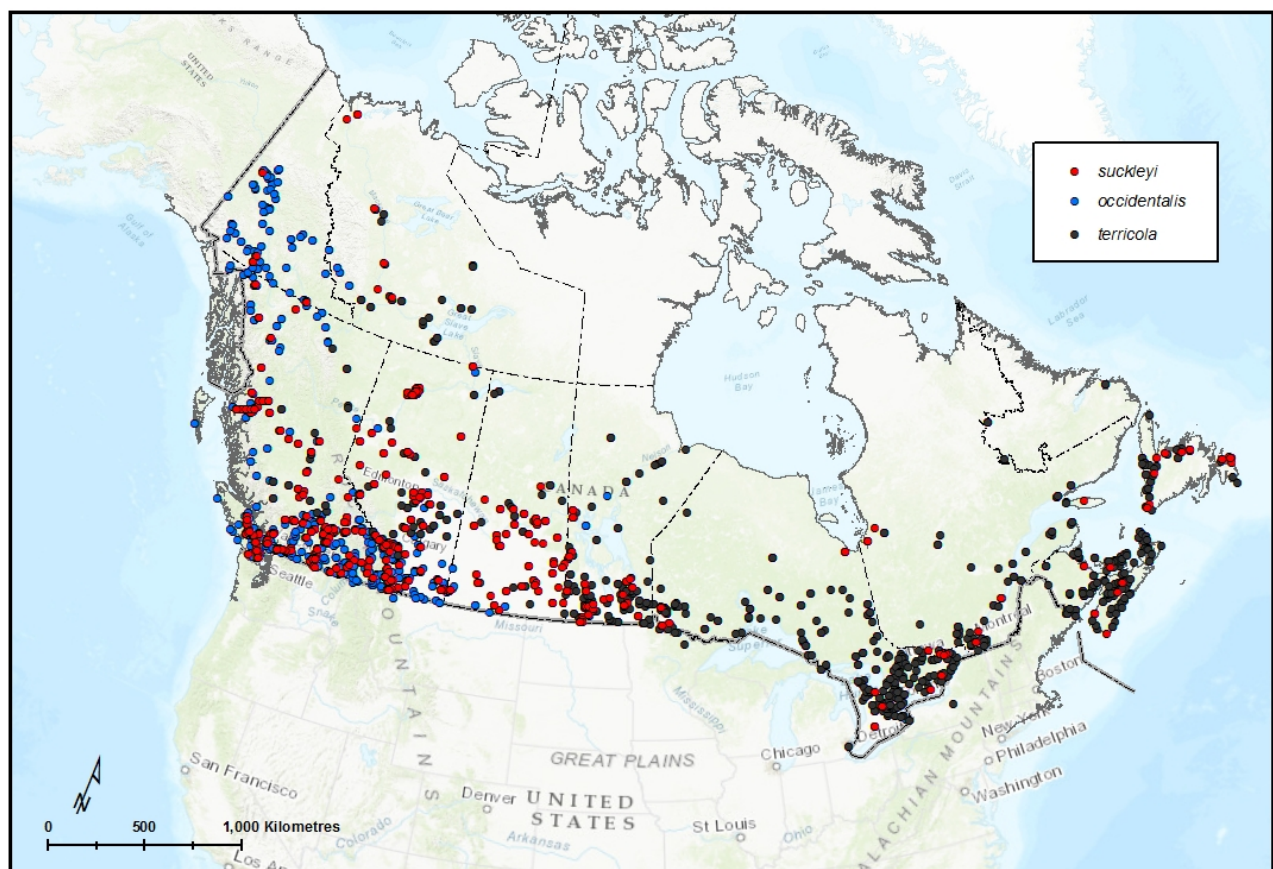
Presence expected : Présence attendue

Data updated to 2018 as reported in COSEWIC report November 2019 Version 2.2 – Modified using habitat suitability for Host Species : Données mises à jour en 2018, telles que figurant dans le rapport du COSEPAC de novembre 2019, version 2.2 – Modifiées en fonction du caractère convenable de l'habitat pour l'espèce hôte

Figure 6. Carte de l'aire de répartition du bourdon de Suckley, illustrée à l'aide de la méthode de cartographie EBAR (Ecosystem-based Automated Range), où des écoformes (régions ou districts écologiques) constituant une mosaïque sont catégorisées en fonction de données provenant de sites documentés (Williams *et al.*, 2014; Sheffield, données pers., et voir la section Collections examinées), et modifiées en fonction des connaissances spécialisées publiées. Les écoformes représentant la « présence attendue » reposent sur une répartition modélisée de toutes les espèces hôtes connues. © NatureServe Canada, carte EBAR 2019 sous attribution CC 4.0 Licence internationale. Carte créée par Suzanne Carrière (Conservation Data Centre des T.N.-O.), modifiée en fonction des commentaires des spécialistes Jenny Heron et Cory Sheffield.

Les premières observations du bourdon de Suckley au Canada remontent à 1897 et 1899, en « Colombie-Britannique », mais l'information sur la localité est imprécise, et ces observations ne figurent pas sur les cartes de répartition. Les premières mentions du bourdon de Suckley au Canada assorties de données précises sur la localité datent de 1901, en Ontario.

Le bourdon de Suckley est un parasite social obligatoire des bourdons hôtes nidificateurs et, par conséquent, il ne forme pas de colonies eusociales comportant des castes distinctes (il n'y a donc pas d'ouvrières) (voir la section **Biologie**). L'aire de répartition des principales espèces de bourdons hôtes est décrite ci-dessous et illustrée à la figure 7.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
 GREAT PLAINS = GRANDES PLAINES

Figure 7. Aire de répartition canadienne du bourdon de Suckley (points noirs) et de ses deux espèces hôtes : le bourdon de l'Ouest (sous-espèce méridionale [*B. occidentalis occidentalis*] et sous-espèce nordique [*B. o. mckayi*]) (points rouges) est un hôte confirmé (Hobbs, 1965ab, 1966ab), et le bourdon terricole (*B. terricola*) (points bleus) est un hôte probable (voir analyse dans la section Aire de répartition canadienne). L'aire de répartition approximative de la sous-espèce méridionale du bourdon de l'Ouest est de 720 170 km², celle de la sous-espèce nordique est de 623 837 km², et celle du bourdon terricole est de 7 913 612 km². Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC.

Le bourdon de l'Ouest (*B. occidentalis* Greene, sous-espèces *mckayi* au nord et *occidentalis* au sud) est un hôte confirmé de cette espèce (Hobbs, 1965ab, 1966; Lhomme et Hines, 2018). Hobbs (1965ab, 1966ab) a étudié la biologie de la nidification du bourdon de l'Ouest en Alberta et a confirmé le comportement d'usurpation de nid du bourdon de Suckley. Le bourdon de l'Ouest est présent en Colombie-Britannique, en Alberta, dans le sud de la Saskatchewan, au Yukon et dans l'ouest des Territoires du Nord-Ouest (Sheffield *et al.*, 2016).

Le bourdon terricole (*B. terricola* Kirby) est un hôte présumé du bourdon de Suckley au Manitoba, en Ontario, au Québec, dans les provinces maritimes et à Terre-Neuve (Lhomme et Hines, 2018). Hobbs (1968) a observé le bourdon de Suckley dans le nid de bourdons terricoles en Alberta, mais n'a pas confirmé la relation d'hôte. Le bourdon terricole appartient au sous-genre *Bombus* et est étroitement lié, par sa classification phylogénétique (espèce sœur), au bourdon de l'Ouest. C'est principalement pour cette raison que le bourdon terricole est considéré comme un hôte probable, surtout dans les régions où il n'y a pas de bourdon de l'Ouest. Le bourdon terricole est présent dans les Rocheuses de l'est de la Colombie-Britannique jusque dans le sud des Territoires du Nord-Ouest dans la zone boréale, et jusqu'à l'île de Terre-Neuve dans la moitié méridionale du Canada. (Sheffield *et al.*, 2016).

Le bourdon à tache rousse (*B. affinis* Cresson) est un hôte potentiel car il appartient aussi au sous-genre *Bombus* et est étroitement lié, par sa classification phylogénétique, au bourdon de l'Ouest et au bourdon terricole. Et pourtant, aucune observation de bourdons de Suckley pénétrant dans un nid de ces espèces ou les parasitant n'a été confirmée; Lhomme et Hines (2018) n'ont également rien indiqué à ce sujet. Cependant, le bourdon à tache rousse a été observé en tant qu'hôte de l'espèce sœur, le psithyre bohémien (Plath, 1934). Le bourdon à tache rousse est présent dans le sud de l'Ontario et du Québec (Laverty et Harder, 1988; Williams *et al.*, 2014) et au Nouveau-Brunswick (Klymko et Sabine, 2015). Cette espèce n'a pas été observée au Canada depuis 2009 et est désignée en voie de disparition par le COSEPAC (COSEWIC, 2010).

Le bourdon cryptique (*Bombus cryptarum*) est un hôte probable car il appartient également au sous-genre *Bombus*, cependant, aucune observation de bourdons de Suckley pénétrant dans un nid ou parasitant cette espèce n'a été confirmée (voir la section p. ex. Williams *et al.*, 2014; Lhomme et Hines, 2018). L'aire de répartition du bourdon cryptique chevauche celle du bourdon de Suckley dans la plupart des régions de l'ouest du Canada.

Hobbs (1965ab; 1966ab) a observé des bourdons de Suckley pénétrant dans les nids de bourdons à ceinture rouge (*B. rufocinctus* Cresson), de bourdons du Nevada (*B. nevadensis* Cresson), de *B. appositus* Cresson et de bourdons ardents (*B. fervidus* (Fabricius)) (Hobbs, 1968). Cependant, il n'existe pas de preuves permettant de confirmer que les reines de bourdons de Suckley ont usurpé le nid de ces hôtes potentiels et que ces hôtes ont élevé leur progéniture. En outre, ces quatre espèces de bourdons n'appartiennent pas au sous-genre *Bombus*, lié sur le plan phylogénétique.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence du bourdon de Suckley au Canada (figure 4) est approximative et repose sur les spécimens de musée enregistrés dans les bases de données, les données en ligne et les mentions d'observation et de collecte (voir la section **Collections examinées**). La zone d'occurrence approximative établie selon la méthode du plus petit polygone convexe en fonction de toutes les mentions enregistrées dans des bases de données assorties des localités et dates connues (1901–2018) est de 9 710 188 km² (9 160 823 km² en territoire canadien). L'indice de zone d'occupation (IZO) (grille à carrés de 2 km de côté) pour toutes les mentions connues est de 5 136 km² et de 112 km² pour la période de dix ans la plus récente. Les deux calculs effectués donnent lieu, sans aucun doute, à une sous-estimation car les relevés dans le nord du Canada sont limités.

Activités de recherche

Les chercheurs ont, récemment et dans le passé, consacré énormément de temps et d'énergie à la réalisation de relevés ciblant les bourdons, surtout dans le sud du Canada. Nous disposons de plus de données sur les bourdons sauvages que sur la plupart des autres groupes d'insectes d'Amérique du Nord. Des ensembles de données récemment compilées (utilisées pour Williams *et al.*, 2014) sur environ 236 260 spécimens de bourdons conservés dans des collections de musées au Canada et aux États-Unis montrent que le nombre de spécimens de bourdons capturés a augmenté, surtout au cours des 15 dernières années (certaines des études menées au Canada sont indiquées dans le tableau 2).

Tableau 2. Études récentes (depuis les 15 dernières années) sur les bourdons dans chaque province et territoire du Canada.

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
Alb.	2010	Chemin Forestry Trunk, Innisfail, lac Barrier (Kannanaskis), Calgary, prairies et autres	0	Présent dans 6/8 sites		8	S/O	775	S/O	Colla, données pers., 2010 telles que figurant dans COSEWIC, 2014
Alb.	2013	Edmonton	0		1	1 (min.)	2,5 heures	76	FE	Rowe, comm. pers., 2013 telle que citée dans COSEWIC, 2015
Alb.	2013	Slave Lake	0		27	1 (min.)	2,5 heures	97	FE	Rowe, comm. pers., 2013 telle que citée dans COSEWIC, 2015
Alb.	2014	Région d'Edmonton (rayon de 200 km)	0			20	30 minutes (min.)		FE	Anweiler, dans le cadre de Sheffield <i>et al.</i> , 2016
Alb.	2018	Sud de l'Alberta	1	253	222			Environ. 20 000		Galpern, comm. pers., 2018

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
Alb.	2018	Medicine Hat, Redcliff				5	Pièges en fonction pendant un mois		PAB	Sheffield, données pers.
Alb.	2007 et 2013	Collines Cyprès, parc provincial Dinosaur, Red Cliff (au sud de Medicine Hat), Edmonton et régions environnantes	0							Sheffield, données pers.
Alb.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	6	3	-	-	-	Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Alb.	2018	Alberta, ensemble de données publié avec Canadensys	1	5	125			8 088	PAB/filet	Ensemble de données Prescott <i>et al.</i> , 2019
C.-B.	2010	Vallée du bas Fraser	0	6	S/O	46	18 jours			Knopp, Larkin et Heron, 2010
C.-B.	2010	Intérieur sud; vallées de l'Okanagan et de la Similkameen	0	4	S/O	40	158 heures	>1 000		Marks et Heron, 2010
C.-B.	2010	Sud de l'île de Vancouver	0	0	S/O	>15	106 heures	0	Recher-ches visuelles de BO seulement	Page, Lilley et Heron, 2010
C.-B.	2010	Basses-terres continentales	0	1	S/O	64	271 heures			Parkinson et Heron, 2010
C.-B.	2010	Kootenay Ouest	0	6	S/O	11	40 heures	195	FE	Westcott et Heron, 2010
C.-B.	2013	Okanagan, district du centre, rivière de la Paix, Smithers et régions environnantes	1	115 (36 sites)	295	104	281 heures	6 447		Sheffield <i>et al.</i> , 2016; Sheffield, données pers.
C.-B.	2015	Okanagan et Similkameen	0	1	S/O	26	18 août au 5 octobre	394		Dawson et Heron, 2015
C.-B.	2016	Okanagan	0	0	S/O	22	6 mai au 6 octobre	784		Heron et Sheffield, 2016
C.-B.	2017	Okanagan, Kelowna, Lake Country	0	2	S/O	32	17 mai au 16 août	2 094		Heron, Sheffield et Marks, 2017
C.-B.	2018	Okanagan, ruisseau Rock, Vernon, Armstrong, Grand Forks	0	14	S/O	28	28 mai au 30 août	1 878		Heron, Sheffield et Marks, 2018
C.-B.	2003 et 2004	Vallée du Fraser	0		S/O			4 211		Ratti, 2006

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
C.-B.	2015 - 2018	Nord de la C.-B.; collecte opportuniste le long des routes, dans les parcs et sur les terres de la Couronne	0	Présent	Présent	> 50	Mai à septembre	> 300		Cannings, données pers.; Sheffield, données pers.; Heron, données pers.
C.-B.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	16	0				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Man.	2010	Gillam et York Factory			oui					Colla, comm. pers., 2014, telle que citée dans COSEWIC, 2015
Man.	2017	Aweme, parcs provinciaux de Birds Hill et Spruce Woods, Winnipeg, Seven Sisters Falls et divers autres endroits	0		4		Mai à juillet		FE	Gibbs, données de 2019
Man.	2018	Marais Oak Hammock, Portage Sandhills, PP de Spruce Woods, cimetière Skalholt, aire de gestion de la faune Clematis, Winnipeg, Seven Sisters Falls, Aweme, marais Delta	0		13		Mai à la fin août		FE	Gibbs, données de 2019
Man.	2005- 2006	Prairies dans le sud-ouest	0				Mai à septembre	600	FE	Patenaude, 2007
Man.	1986- 1993	Quatorze sites dans des régions agricoles du sud du Manitoba	1/14 sites	0	13/14 sites	14	Mai à août	S/O	Captures accessoi-res dans des pièges appâtés pour légiionnaire unipon-ctué	Turnock <i>et al.</i> , 2006
Man.	2014- 2015	Living Prairie Museum, Assiniboine Forest, la Grenouillère, parc Assiniboine	0		9	4 (min.)			FE	Living Prairie Museum, Winnipeg; Semmlar, comm. pers., 2019
Man.	2014- 2018	Diverses zones de prairie dans la région de Winnipeg	0		Observé annuellem ent	Nombreux	Mai à la fin août		FE	Semmlar, comm. pers., 2019
Man.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	17	17			Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
N.-B.	2008	Moncton, parc national Fundy, Saint-Jean	0	S/O		3			FE	S. Colla a effectué des relevés de bourdons pendant 4 jours à la recherche du bourdon à tache rousse (COSEWIC, 2010)

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
N.-B.	2009	Parc national Fundy	0	S/O		2				Sheffield, comm. pers., 2018
N.-B.	2013	Springfield et Norton	0	S/O	Présent	3				Colla, comm. pers., 2014, telle que citée dans COSEWIC, 2015
N.-B.	2010 - 2018	Divers endroits	0	S/O		Divers endroits		304		Klymko, comm. pers., 2019
N.-B.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	44	44			Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
N.-B.	2011 - 2015	Divers endroits de la province	0	S/O	Quelques- uns	306		2 404		Sabine, comm. pers., 2019
T.-N.	2013	Stephenville; deux champs de canneberges	0	S/O	14	4		310	PE	Hicks et Sircom, 2016
T.-N.	2012 - 2013	Autour de la ville de Carbonear	0	S/O	0	6	Août 2012; juin-juillet 2013	300	PE; PM	Sellars et Hicks, 2015
T.-N.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	6				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
T.-N.	2011 - 2015	Divers endroits dans l'île de Terre- Neuve	0	S/O	Quelques- uns	27		349		Sabine, comm. pers., 2019
N.-É.	2013	Lockeport, Greenfield et New Germany	0	S/O	Présent					Colla, comm. pers., 2014 telle que citée dans COSEWIC, 2015
N.-É.	Années 2000		0	S/O						Sheffield <i>et al.</i> , 2003, 2009, 2013
N.-É.	2010 - 2018	Partout	0	S/O						Sheffield, données pers.
N.-É.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	44				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
N.-É.	2011 - 2015	Divers sites dans la province	0	S/O	Quelques- uns	12		63		Sabine, comm. pers., 2019
T.N.-O.	2005	Région de Hay River	0		Présent					Stotyn, 2012; Sheffield, données pers.
T.N.-O.	2011	Zones riveraines de la rivière Nahanni Sud, de Moose Ponds à la rivière Liard	0	Présent		19	Juillet	78		Stotyn, 2012
T.N.-O.	2011	Rivière Nahanni Sud	0	8			Août			Stotyn, 2012; Sheffield, données pers.
T.N.-O.	2011	Fort Simpson	0		Présent					Stotyn, 2012; Sheffield, données pers.
T.N.-O.	2017	Tuktoyaktuk, Inuvik, Yellowknife et Norman Wells	0			18			PAB; FE	Heron, données pers.
T.N.-O.	2017	Fort Simpson et régions environnantes	0			15	12 juillet au 31 août	317+	PAB; FE	Heron, données pers.; Larter, données pers.

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
T.N.-O.	2018	Inuvik (2 jours) et Sachs Harbour (8 jours)	0		Oui		2 au 10 juillet		PAB; FE	Heron, données pers.
T.N.-O.	2018	Fort Simpson et régions du sud des T.N.-O.	0	1		10	16 mai au 10 août	603+	PAB; FE	Heron, données pers.; Larter, données pers.
T.N.-O.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour ce territoire	0	0	4				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Nun.	2018	Rankin Inlet	0				Août		PAB	Bert, données pers.; Heron, données pers.
Nun.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour ce territoire	0	S/O	0				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Ont.	2011	Centre et nord de l'Ontario	0	S/O			13 au 16 juin			Nardone, 2013
Ont.	2013	Toronto, Barrie et Ottawa	0	S/O	Présent				FE	Colla, comm. pers., 2014 telle que citée dans COSEWIC, 2015
Ont.	2016	Comtés de Peterborough et Northumberland	0	S/O		8	Mai à septembre		PAB	Jones, comm. pers., 2019
Ont.	2017	Comtés de Peterborough et Northumberland	0	S/O		8	Mai à septembre		PAB	Jones, comm. pers., 2019
Ont.	2018	Abords des routes dans les régions du nord	0							Gibson <i>et al.</i> , 2018
Ont.	2018	Relevés en bords de route dans le nord de l'Ontario	0		0			2 755	Relevés en bord de route	Harris <i>et al.</i> , 2019
Ont.	2018	Comtés de Peterborough et Northumberland	0	S/O		8	Mai à septembre		PAB	Jones, comm. pers., 2019
Ont.	2008 - 2011	Parc provincial Pinery	0	S/O						
Ont.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	71				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Ont.	2011	Parc provincial Mississagi	0	S/O						Nardone, 2013
Ont.	2010 et 2011	Parc provincial Algonquin	0	S/O						Miller, 2010; Nardone, 2013
Ont.	2011	Région de Niagara	0	S/O						Onuferko <i>et al.</i> , 2015
Ont.	2011	Autres régions	0	S/O						Richards <i>et al.</i> , 2015
Î.P.-É.	2000 - 2011	À l'échelle de la province	0	S/O	Commun	57				COSEWIC, 2015
Î.P.-É.	2004- 2005	À l'échelle de la province	0	S/O						MacPhail, 2007
Î.P.-É.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	3				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019

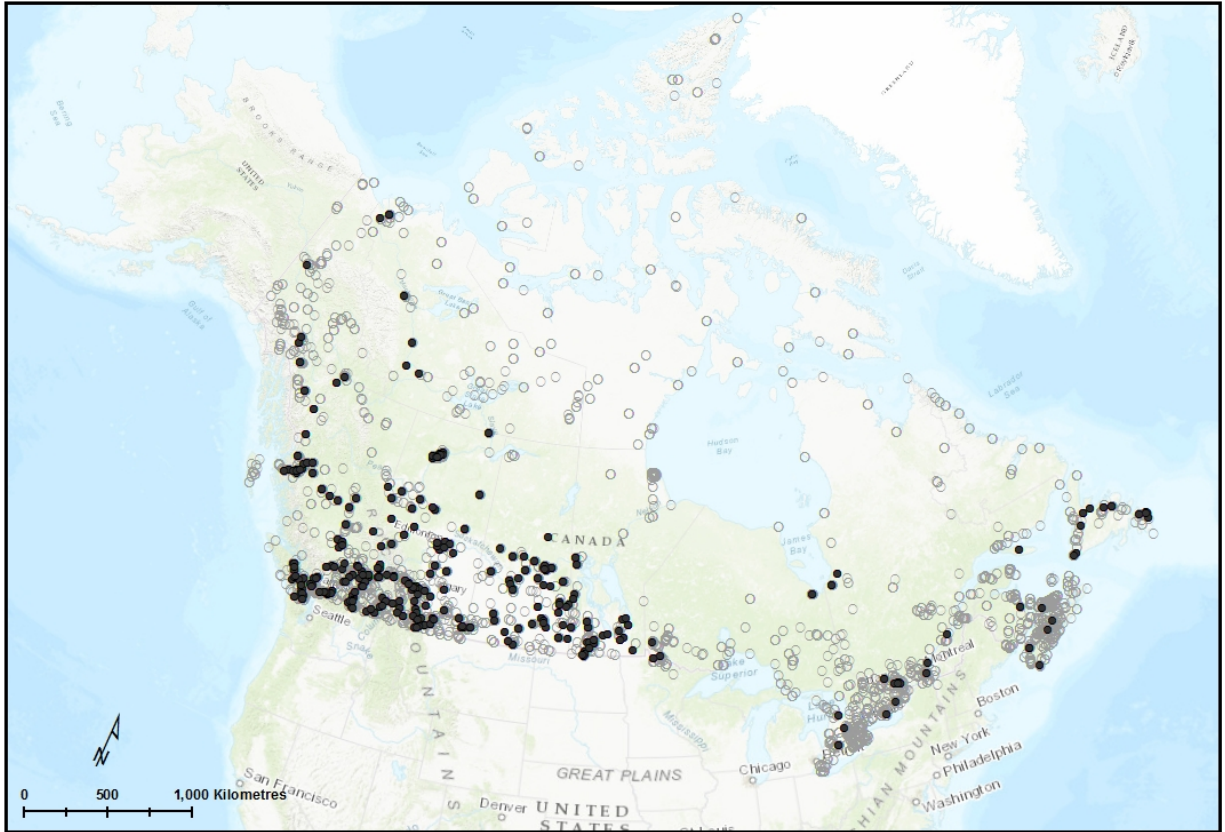
Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
Î.P.-É.	2011 - 2015	Divers sites dans la province	0	S/O	Quelques- uns	2		3		Sabine, comm. pers., 2019
Qc	2012- 2013	Montréal/Québec	0	0	53			2 751	Filet/piège à eau	Normandin <i>et al.</i> , 2017
Qc	2013	Exploitations agricoles au sud de Montréal et de Québec	0	S/O	Présent				FE	M. Chagnon à Sheffield, données pers.
Qc	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	0	S/O	0				Photogra- phique/ visuelle	iNaturalist, 2019
Sask.	1984	Parties sud de la province	0		Commun					Curry, 1984
Sask.	1984	Extrémité sud- ouest	0		Commun					Curry, 1984
Sask.	2011	Collines Cypress	0				Une semaine		PAB	Travaux de A. Crosby, à partir de Colla, comm. pers., 2014, telle que rédigée dans COSEWIC, 2015
Sask.	2017	Parc interprovincial Cypress Hills	0	8 iNaturalist ; 10 capturés			Bioblitz de 24 heures		PAB; FE	Sheffield, données pers.
Sask.	2018	Régions de Prince Albert, Birch Hills, vers le sud, jusqu'à Regina.	0		Le plus commun				PAB; FE	Sheffield, données pers.
Sask.	2018	Sept écorégions, Battleford, lac Crooked, parc Douglas, montagne Moose, Humbolt, Yorkton, Bronson Forest, lac Candle, lac Makwa, lac Meadow, baie d'Hudson, Melfort, Nipawin, Prince Albert, baie Waden, Nepattack, Stanley Mission, Old Man On His Back, collines Cypress, Eastend, ruisseau Maple, Green Water, Narrow Hills, lac Green, montagne Wayakwin, Wood, Sask Landing, Assiniboia, Buffalo Pound, Rowan's Ravine, Regina, Saskatoon Estevan	2	80	41	56	PAB un mois	4 445	PAB	Sheffield, données pers.

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
Sask.	2011 - 2013	Parc national Grasslands, parc provincial Saskatchewan Landing, Great Sand Hills, vallée de la Big Muddy, Eastend, Leader, Swift Current, Prince Albert, parc interprovincial des Cypress Hills et vers l'est jusqu'à Regina; et d'autres régions.	0					En cours de traitemen t	PAB; FE	Sheffield, données pers.
Sask.	2016 - 2018	Toutes les mentions pour cette province	1	15	17					iNaturalist, 2019
Sask.		Capturés et observés sur une base régulière dans le tiers sud de la province (c'est-à-dire parc national Grasslands, parc provincial Saskatchewan Landing, Great Sand Hills, vallée de la Big Muddy et parc interprovincial des Collines- Cypress, Eastend, Swift Current et vers l'est jusqu'à Regina)	0						PAB; FE	Sheffield <i>et al.</i> , 2016
Yn	2006	Région de Whitehorse	6	1	0	1	Pièges-fosses, plusieurs semaines	54	Pièges-fosse	Sheffield, données pers.
Yn	2013	Parties du sud	0	4 et 1 CBBB				86	PAB; FE	Cannings, données pers., 2019; Sheffield, données pers.
Yn	2014	Parties du sud	0					93	PAB; FE	Cannings, données pers., 2019; Sheffield, données pers.
Yn	2015	Parties du sud	0	115	1			1 314	PAB; FE	Cannings, données pers., 2019; Sheffield, données pers.
Yn	2016	Parties du sud	0	12	1			955	PAB; FE	Cannings, données pers., 2019; Sheffield, données pers.
Yn	2017	Relevés en bords de route reproductibles	1					705	FE	Cannings, données pers., 2019
Yn	2018	Relevés en bords de route reproductibles	0					1 232	FE	Cannings, données pers., 2019

Province/ territoire	Année de l'étude	Région générale / localité	N ^{bre} BS	N ^{bre} BO	N ^{bre} BT	N ^{bre} sites de recherche	Temps consacré aux recherches (jours, heures)	<i>Bombus</i> capturés	Type d'activité de recherche	Référence
Yn	2018	Collecte générale sur tout le territoire	1					1 000	PAB; FE	Cannings, données pers. 2019
Yn	2016 - 2018	Toutes les mentions pour ce territoire	0	3	0					iNaturalist, 2019

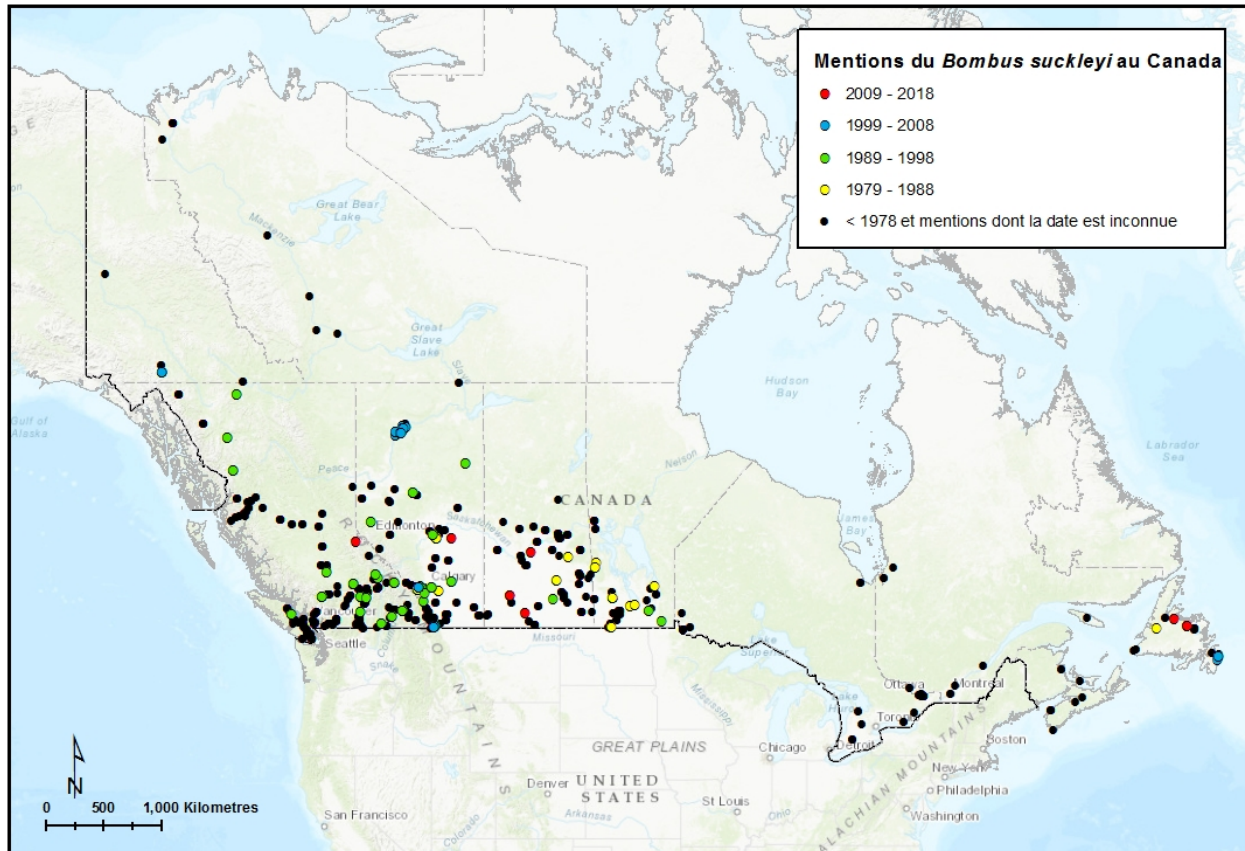
Les mentions de bourdon de Suckley au Canada servant à l'analyse du présent rapport datent de 1901 à 2018 (par décennie, 1898-2018). L'espèce a été signalée dans toutes les provinces et tous les territoires, à l'exception du Nunavut (tableau 1). Les mentions les plus récentes proviennent de la Saskatchewan (N = 4) en 2018 (Sheffield, données pers.), de l'Alberta (N = 1) en 2018 (Galpern, données pers.), de la Colombie-Britannique (N = 1) en 2013; de Terre-Neuve-et-Labrador (N = 3) en 2010 et du Yukon (N = 5) en 2018 (Cannings, comm. pers., 2019). Le bourdon de Suckley a été observé à Woodrow (Saskatchewan) en 2019, mais ces spécimens n'ont pas été inclus dans l'analyse, car les données de 2019 sur les bourdons n'avaient pas encore été colligées pour l'ensemble du pays.

Les mentions de bourdon de Suckley au Canada ont été mises en relation avec toutes les mentions de *Bombus* consignées dans les bases de données au Canada (collections des musées et données additionnelles compilées pour la préparation du rapport de situation; 1899–2018) (figure 8). En l'absence de relevés historiques systématiques, cet ensemble de données représente une approximation des activités de recherche de bourdons menées partout au pays; il a été présumé que les relevés des *Bombus* n'étaient pas biaisés en ce qui a trait aux espèces capturées, et que si des bourdons de Suckley avaient été présents au moment et à l'endroit de la collecte, ils auraient été capturés.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
 GREAT PLAINS = GRANDES PLAINES

Figure 8. Mentions de bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada (points noirs) distribuées par rapport à toutes les mentions de *Bombus* versées dans une base de données au Canada (points vides), selon les collections de musée versées dans une base de données et les données additionnelles compilées lors de la rédaction du rapport de situation (1901-2018). On présume que les captures de *Bombus* ne sont pas biaisées et que s'il y avait eu des bourdons de Suckley aux sites de collecte, ils auraient également été capturés. Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

***Bombus suckleyi* records in Canada : Mentions de *Bombus suckleyi* au Canada**
 < 1978 and records with unknown date : Mentions < 1978 et mentions avec date inconnue
 UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
 GREAT PLAINS = GRANDES PLAINES

Figure 9. Répartition spatiale des mentions de bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) versées dans une base de données au Canada, mettant plus particulièrement en évidence la répartition au cours des quatre dernières décennies (1979-1988; 1989-1998; 1999-2008; 2009-2018). Carte créée par le Secrétariat du COSEPAC.

Pour les relevés des bourdons, on a généralement recours à des méthodes d'échantillonnage qui comprennent les filets entomologiques, les pièges à ailettes bleues, les pièges à eau, les recherches à vue et à l'occasion des pièges Malaise. En général, les relevés des bourdons ne visent pas une espèce en particulier; l'identification d'un bourdon à vue d'œil peut être ardue, les résultats et erreurs des observateurs peuvent être difficiles à reproduire et à quantifier, et cette méthode n'est pas toujours pratique lorsque l'on effectue des relevés sur de grandes superficies. Au cours des dernières années, des forums scientifiques citoyens en ligne, comme iNaturalist[®], BugGuide[®] et Bumble Bee Watch[®] sont devenus de précieuses sources additionnelles de données d'occurrence.

Les activités de recherche sur le bourdon comportent des lacunes qui font en sorte qu'il est difficile d'interpréter les tendances spatio-temporelles propres au bourdon de Suckley. Les relevés n'ont pas été menés de façon systématique ou exhaustive dans le

temps, la plupart ont été réalisés dans les régions du sud du Canada et de manière désordonnée, sans que le temps alloué, les distances parcourues et le nombre d'observateurs ne soient quantifiés. Les psithyres sont moins susceptibles d'être capturés au milieu de la saison d'activité, car les psithyres du printemps sont installés dans le nid de leurs hôtes et il faut quelques semaines avant que les jeunes mâles et femelles ne commencent à émerger du nid. En outre, comme les psithyres ne produisent pas d'ouvrières, ils sont moins nombreux que les bourdons sociaux, qui peuvent produire plus d'une centaine d'ouvrières. En Amérique du Nord, les psithyres représentent moins de 4 % de tous les bourdons enregistrés dans les bases de données (Lhomme et Hines, 2018). Néanmoins, des psithyres ont été observés de mars à septembre, ce qui semble indiquer que le moment de leur émergence peut varier.

Les activités de recherche récentes (15 dernières années) sur l'espèce, ainsi que sur les deux principales espèces hôtes, sont résumées au tableau 2 pour chaque province et territoire. Les activités de recherche sont comptabilisées par province ou territoire, car différentes initiatives provinciales et territoriales ont été déployées au fil du temps, et les centres de données provinciaux ou territoriaux sur le patrimoine naturel ou la conservation gèrent les données indépendamment; en outre, les spécimens sont conservés dans des musées provinciaux ou territoriaux et les études universitaires ou locales ne sont généralement pas de nature interprovinciale. En résumé, on a capturé plus de 65 000 bourdons dans au moins 70 sites distincts depuis 2005 (tableau 2). Plus de 50 % des mentions datent des deux décennies les plus récentes. Les activités de recherche se sont déployées principalement dans le sud du Canada et l'on dispose de peu de données récentes ou historiques pour de vastes régions du Canada subarctique.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Habitat de nidification : Le bourdon de Suckley est un parasite social, ou psithyre, qui vit dans les nids d'hôtes du sous-genre *Bombus* (le bourdon de l'Ouest dans l'Ouest et probablement le bourdon terricole dans l'Est), mais il peut occasionnellement parasiter d'autres *Bombus* (Williams *et al.*, 2014; Lhomme et Hines, 2018). Les bourdons nidificateurs choisissent généralement des terriers de rongeurs abandonnés pour établir leur nid (Plath, 1934) dans divers types de milieux, notamment les prés montagnards, les champs abandonnés ou en friche, les terres agricoles et cultivées, les zones urbaines et les terrains boisés.

Habitat d'alimentation : Le bourdon de Suckley ne récolte pas de pollen pour approvisionner son nid. Il est un butineur généraliste qui se nourrit de nectar. On a observé le bourdon de Suckley sur plusieurs membres de la famille des Astéracées : les *Aster* (*sensu lato*), y compris les *Symphyotrichum*, ainsi que les *Chrysothamnus*, les *Cirsium* et les *Solidago*. Des observations et activités de collecte récentes en Saskatchewan ont également révélé que les haies de cotonéaster (*Cotoneaster* : Rosaceae) attirent les bourdons de Suckley femelles comme source de nectar (Sheffield, données pers.).

Habitat d'hibernation : Les besoins en matière d'habitat d'hibernation du bourdon de Suckley sont inconnus, mais comme chez d'autres bourdons, seules les femelles accouplées hibernent dans le sol, dans les paillis ou d'autres types de matière végétale en décomposition, ainsi que dans des grumes pourries à proximité des sites de nidification (Macfarlane, 1974). L'espèce se déplace sur de courtes distances, principalement parce qu'elle doit demeurer près des nids de ses hôtes pour se reproduire l'année suivante.

Tendances en matière d'habitat

Le bourdon de Suckley est l'une des espèces de bourdons les plus largement réparties au Canada (figure 3) et il est peu probable que des tendances spécifiques liées à son habitat aient pu entraîner son déclin à une échelle aussi vaste.

Le déclin du bourdon de Suckley est lié à celui des populations de ses deux hôtes principaux. La perte d'habitat liée à l'urbanisation ou à l'agriculture intensive constitue une menace directe et indirecte pour l'espèce (en raison de ses effets sur ses hôtes) dans les parties méridionales de son aire de répartition au Canada. Il est possible que l'intensification de la culture maraîchère en serre dans les zones agricoles ait contribué au déclin des espèces hôtes (Szabo *et al.*, 2012), tout comme les grandes cultures. Les déplacements des bourdons et des abeilles européennes ne sont pas suivis et pourraient favoriser la transmission de maladies (voir la section Menaces). Dans le centre-sud du Canada, l'intensification des activités agricoles dans les écozones occupées par le bourdon terricole (prairies, maritime de l'Atlantique et plaines à forêts mixtes) a entraîné une dégradation de la capacité d'habitat faunique (Javorek et Grant, 2011). L'altération de l'habitat causée par les changements climatiques peut également avoir des répercussions négatives sur l'espèce, en raison de ses effets sur les hôtes, mais il faudrait approfondir la recherche à cet égard.

BIOLOGIE

L'information fournie dans la présente section concerne les bourdons en général (Alford, 1975; Goulson, 2003a; Benton, 2006), mais elle concerne le bourdon de Suckley ou d'autres psithyres lorsque des références spécifiques existent (Hobbs, 1968; Lhomme et Hines, 2018).

Cycle vital et reproduction

Le bourdon de Suckley est un parasite social des bourdons nidificateurs, mais il suit le même cycle vital que d'autres espèces de bourdons. La durée d'une génération est d'une année. Au printemps, les femelles psithyres envahissent les nids des espèces nidificatrices hôtes et délogent la reine fondatrice résidente en la tuant ou en la neutralisant. Les ouvrières déjà présentes dans le nid (soit les filles de la reine hôte) sont contrôlées par la reine psithyre au moyen de divers stimuli chimiques pour qu'elles prennent soin des psithyres et des ouvrières hôtes (Michener, 2000, 2007; Zimma *et al.*, 2003). Les œufs

éclosent environ quatre jours après la ponte, et les jeunes larves commencent aussitôt à se nourrir à même les réserves de pollen et de nectar récoltées par les ouvrières hôtes. La vie larvaire des bourdons comporte quatre stades. Après s'être développées pendant près de deux semaines, les larves se tissent un cocon et s'y transforment en nymphe. Les adultes émergent deux semaines plus tard. Le développement complet dure environ cinq semaines, mais sa durée exacte peut varier selon la température et la quantité de nourriture disponible (Alford, 1975). Les psithyres mâles et femelles émergent généralement vers la fin de l'été, et après l'accouplement et l'arrivée du temps froid, les mâles meurent, et les femelles accouplées hibernent.

On sait peu de choses sur la fécondité et le développement du bourdon de Suckley (Hobbs, 1965ab, 1966ab); cependant, on dispose de plus d'information sur son espèce sœur, le psithyre bohémien, que l'on résume dans le présent rapport. Trois psithyres bohémiens femelles et six mâles ont été observés suite à l'excavation d'une colonie de bourdons à tache rousse, le 9 août (Plath, 1934). Ce nid contenait également la reine fondatrice et cent ouvrières (Plath, 1934). La colonie, dont l'observation s'est poursuivie jusqu'à la fin de septembre, a produit 29 psithyres mâles et 61 femelles. Bien que la reine fondatrice, blessée, ait eu l'abdomen distendu et ait pondu des œufs, la colonie n'a produit ni descendant mâle, ni ouvrière ou reine de bourdon à tache rousse. Selon Fisher (1983), la présence d'une reine vivante de bourdon à tache rousse hôte est nécessaire au psithyre bohémien femelle pour inhiber le développement ovarien chez les ouvrières, mais la femelle du psithyre bohémien dévore les œufs produits par la reine fondatrice pour réduire la compétition avec sa propre descendance.

Le comportement d'accouplement du bourdon de Suckley est très semblable à celui du psithyre bohémien. Les adultes butinent les fleurs après leur émergence (quelque part en automne) et, dans le cas des femelles, avant l'invasion du nid de l'hôte au printemps (Antonovics et Edwards, 2011). La phénologie varie selon la latitude et l'altitude, mais en général, les femelles émergent environ un mois après l'espèce hôte (Plath, 1934) et sont actives jusqu'à la fin de l'été. Les mâles émergent au début de l'été et sont actifs jusqu'à la fin de l'automne.

Même si seul le bourdon de l'Ouest a été confirmé en tant qu'hôte, la répartition du bourdon de Suckley au Canada (hors de l'aire de répartition du bourdon de l'Ouest) pourrait indiquer que d'autres bourdons nidificateurs lui servent d'hôtes (Williams, 2008; Hines et Cameron, 2010; Lhomme et Hines, 2018). Il est rare que les psithyres n'aient qu'un seul hôte, et ils ont souvent tendance à utiliser des espèces apparentées (membres du même sous-genre ou du même groupe d'espèces). Par conséquent, il est possible que d'autres membres du sous-genre *Bombus* servent également d'hôtes (Hobbs, 1965ab, 1966ab; Williams *et al.*, 2014; Lhomme et Hines, 2018).

Physiologie et adaptabilité

Comparativement aux bourdons nidificateurs, les psithyres femelles possèdent généralement un exosquelette plus épais et plus résistant, des mandibules plus fortes, un plus grand nombre d'ovarioles et une glande à venin plus longue (Fisher et Sampson,

1992). Comme elles ne récoltent pas de ressources pour leur propre progéniture, elles ne possèdent pas de corbicule (corbeille à pollen) pour transporter le pollen sur leurs pattes postérieures, et leur abdomen présente une pilosité plus éparse, leur donnant une apparence plus brillante en vue dorsale que les espèces nidificatrices.

Déplacements et dispersion

La capacité et la rapidité de dispersion du bourdon de Suckley dépendent de la dynamique et de la répartition de ses hôtes. En général, on dispose de très peu d'information sur les taux de dispersion naturelle des bourdons. Néanmoins, compte tenu de la fragmentation de l'habitat des bourdons (p. ex. Hatfield et LeBuhn, 2007) et des problèmes grandissants associés aux faibles tailles effectives des populations chez les insectes haplodiploïdes (p. ex. Zayed et Packer, 2005) (voir la section **Facteurs limitatifs**), la dispersion est probablement importante à la survie. La dispersion est assurée par les individus reproducteurs, principalement les femelles, qui partent au printemps à la recherche d'un site de nidification approprié (Goulson, 2003a).

Certaines données indiquent que les bourdons peuvent se déplacer sur de grandes distances. On estime que les mâles du bourdon terrestre (*B. terrestris*, hôte du psithyre bohémien dans le paléarctique) se dispersent sur des distances de 2,6 à 9,9 km à partir de leur colonie d'origine (Kraus *et al.*, 2009). En outre, le bourdon terrestre a été introduit en Tasmanie au début des années 1990 et s'y est depuis dispersé à raison d'environ 12,5 km par année (Stout et Goulson, 2000). On présume que ces valeurs pourraient également s'appliquer à d'autres espèces de bourdons, incluant les psithyres, en raison de leur grande taille.

Relations interspécifiques

Le bourdon de Suckley, comme son espèce sœur le psithyre bohémien, est un parasite social des bourdons du sous-genre *Bombus*, le plus important étant le bourdon de l'Ouest, seul hôte confirmé pour l'espèce (Hobbs, 1968; Lhomme et Hines, 2018). Les psithyres détectent leur hôte à l'aide de stimuli chimiques (Fisher *et al.*, 1993). Dans l'Ouest, les espèces hôtes sont le bourdon de l'Ouest, mais probablement aussi le bourdon terricole et possiblement le bourdon cryptique. Hobbs (1965ab, 1966ab) a observé le bourdon de Suckley dans le nid d'autres espèces en l'Alberta, mais celles-ci n'ont pas été confirmées en tant qu'hôtes (Williams *et al.*, 2014; Lhomme et Hines, 2018).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Un vaste ensemble de données sur les mentions de bourdons au Canada a été constitué pour le présent rapport de situation. Cet ensemble de données canadiennes comprend des données de collecte issues d'un plus vaste ensemble de données nord-américaines utilisé à l'origine pour la publication de Williams *et al.* (2014) (voir

<http://www.leifrichardson.org/bbna.html>) et a été complété avec des données additionnelles provenant des musées, de collections personnelles, des sources d'observation en ligne (comme iNaturalist[®], BugGuide[®], Bumble Bee Watch[®]) et d'autres ensembles de données de recherche non publiés. Cet ensemble de données canadiennes ne comprend pas toutes les données sur les bourdons recueillies au Canada; cependant, nous avons tenté d'obtenir des ensembles de données qui reflètent les activités de collecte récentes (15 à 20 dernières années) dans toute l'aire de répartition géographique canadienne du bourdon de Suckley (tableau 2).

Cet ensemble de données canadiennes a été analysé afin de mesurer les changements liés à l'abondance relative (AR), à la zone d'occurrence et à l'IZO du bourdon de Suckley par tranches de 10 ans, en remontant dans le temps à partir de 2018. Les données disponibles pour analyser les tendances historiques relatives aux populations de bourdons sont limitées, et l'AR peut servir d'approximation de l'abondance lorsque les données ne se prêtent pas à d'autres analyses. Par exemple, la majeure partie des données disponibles proviennent de relevés établis de façon opportuniste et ne sont pas systématiques sur le plan géographique; les sites de collecte historiques ne sont pas précisément géoréférencés; ou encore, les données forment un sous-ensemble d'une étude spécifique.

L'analyse des tendances de la population au moyen de l'AR comporte certaines suppositions. La plupart des spécimens de cet ensemble de données ont été capturés au moyen de méthodes passives (pièges à eau, pièges Malaise, pièges à ailettes bleues, etc.) ou de filets entomologiques. Les méthodes de capture passives sont considérées comme non biaisées, et il a été présumé qu'un collectionneur, un photographe ou un observateur n'induirait pas de biais volontaire dans le cadre des activités de capture de bourdons.

Pour la présente analyse, on a remonté dans le temps par tranches de 10 ans à partir de 2018 (1899-2018) pour tout le Canada (figure 10). En outre, des graphiques ont été produits pour les provinces ou territoires comptant plus de 75 mentions du bourdon de Suckley (figures 11-15). Les calculs reposent sur des sous-ensembles de données pour ce qui suit :

- 1) AR calculée pour le bourdon de Suckley par rapport à toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (lignes rouges);
- 2) AR calculée pour le bourdon de Suckley par rapport aux hôtes seulement (sous-espèces du Nord et du Sud du bourdon de l'Ouest et bourdon terricole) (lignes noires);
- 3) AR calculée pour les bourdons hôtes (bourdon de l'Ouest et bourdon terricole) par rapport à toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (lignes bleues);
- 4) Changements relatifs à l'IZO et à la zone d'occurrence pour le bourdon de Suckley dans son aire de répartition canadienne.

Pour le calcul de l'AR du bourdon de Suckley par rapport aux hôtes, nous avons utilisé le bourdon de l'Ouest, hôte connu, et le bourdon terricole, taxon frère qui constitue un hôte probable et le seul membre du sous-gène *Bombus* présent dans la majeure partie de l'aire de répartition. Nous avons écarté le bourdon à tache rousse et le bourdon cryptique de notre analyse, car ces deux espèces n'ont pas été confirmées comme hôtes.

On pense que les bourdons de Suckley ont une période de vol bimodale. Au printemps, les femelles accouplées émergent et cherchent activement un nid hôte afin de le parasiter; il faut plusieurs semaines avant que leur progéniture ne devienne adulte. Ces adultes quitteront le nid, se reproduiront avec des individus conspécifiques, et les reines accouplées hiberneront; il est peu probable que ces nouvelles reines réussissent à parasiter de grandes colonies hôtes tard dans la saison (puisque'il y aurait alors suffisamment d'ouvrières dans le nid hôte pour empêcher le psithyre de prendre le contrôle du nid). Le bourdon de Suckley a été observé des mois de mai à septembre au Canada. Les psithyres sont moins abondants à la fin juin et en juillet, mais le moment de l'émergence varie selon l'emplacement géographique, la température, la phénologie et l'altitude, entre autres. Par conséquent, nous avons inclus à l'analyse tous les bourdons observés et capturés pendant cette période.

Abondance

Les psithyres sont, du fait de leur nature, moins communs que les autres bourdons (en effet, les ouvrières composent la majeure partie des bourdons capturés). Ainsi, les psithyres représentent naturellement une faible proportion des mentions de bourdons, par rapport aux ouvrières des autres espèces. Lhomme et Hines (2018) ont montré que moins de 6 % de tous les bourdons étaient des psithyres selon les données à l'échelle mondiale versées dans le Système mondial d'informations sur la biodiversité (SMIB). En Amérique du Nord, 3,8 % étaient des psithyres, ce qui confirme ce déséquilibre marqué entre les populations de psithyres et les autres bourdons.

Fluctuations et tendances

On sait peu de choses sur les fluctuations naturelles et les tendances des sous-populations de bourdons. Bien que de vastes zones géographiques du Canada aient été inventoriées (voir p. ex. Cameron *et al.*, 2011; Colla et Packer, 2008; Colla *et al.*, 2012; Sheffield, données pers., et autres), peu de sites ont été échantillonnés de façon répétée durant toute une saison ou sur plusieurs années, ou ont été échantillonnés de nouveau une décennie plus tard.

En ce qui concerne les bourdons, un site peut abriter trois ou quatre espèces communes et quelques espèces relativement rares (voir p. ex. Colla et Packer, 2008). Les sous-populations des espèces communes sont souvent stables dans le temps (p. ex. taille efficace des populations élevée), mais celles des espèces rares fluctuent et sont exposées à un risque de disparition stochastique locale (p. ex. faible taille efficace des populations). Ces espèces plus rares peuvent être des éléments peu communs de la faune de bourdons locale ou présenter des besoins plus spécifiques en matière d'habitat. De plus, la situation

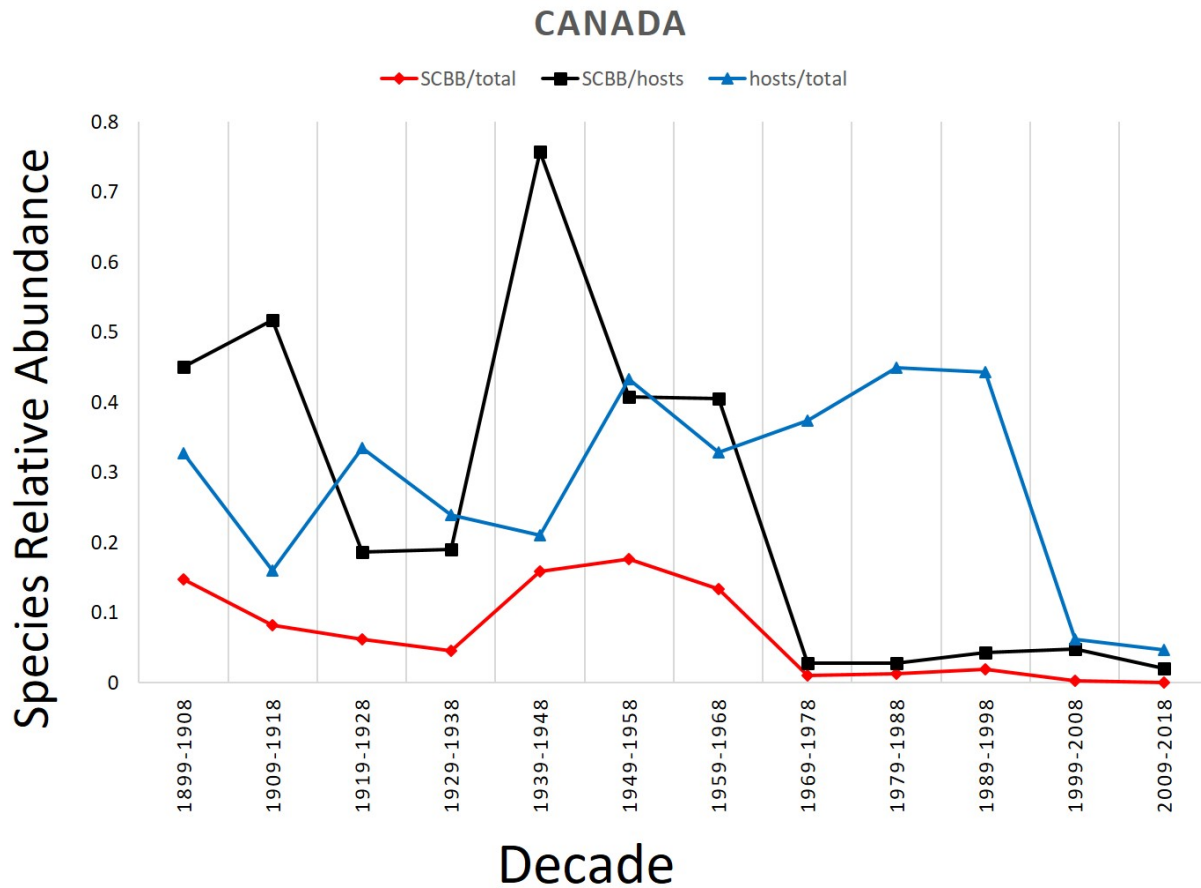
est encore plus complexe dans le cas des psithyres, car ces derniers dépendent de la présence et de l'abondance de leurs hôtes, et de la dynamique de leurs sous-populations. Les psithyres en général sont sensibles aux fluctuations de l'abondance de leurs hôtes (Sheffield *et al.*, 2013) et présentent un risque de disparition plus élevé que les autres bourdons (Suhonen *et al.*, 2015).

Les résultats de l'analyse de l'AR sont présentés au tableau 3 et aux figures 10 à 15. Seules les grandes tendances dégagées de ces données sont abordées ci-dessous.

Tableau 3. Abondance relative (AR) et nombre d'individus [] au cours de périodes de 10 ans, à partir de 1899 jusqu'en 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour la présente analyse (AR du BS, en rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces; *B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mackayi*] et bourdon terricole [*B. terricola*]) (« BS/hôte », en noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (« AR des hôtes », en bleu). Pour une représentation graphique du tableau 2, les chiffres sont représentés pour les provinces et territoires comptant plus de 75 mentions (figures 10-15). Voir la section Collections examinées pour la liste complète des fournisseurs de données.

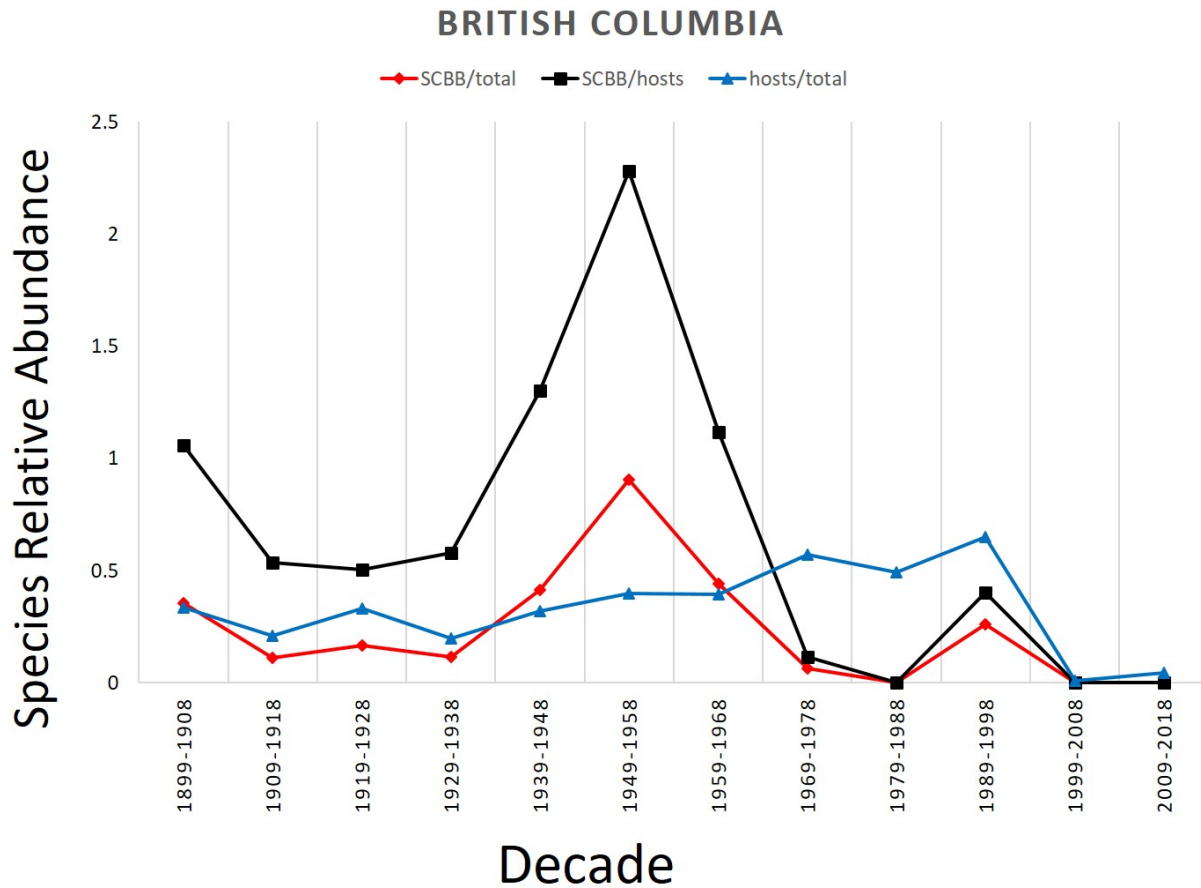
			Abondance relative du bourdon de Suckley selon des intervalles de dix ans (figures 10-15)											
			1899-1908	1909-1918	1919-1928	1929-1938	1939-1948	1949-1958	1959-1968	1969-1978	1979-1988	1989-1998	1999-2008	2009-2018
Canada	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	0,15 [68]	0,08 [138]	0,06 [90]	0,05 [41]	0,16 [253]	0,18 [353]	0,13 [578]	0,01 [35]	0,01 [35]	0,02 [56]	<0,001 [34]	<0,001 [27]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/hôtes	0,45 [151]	0,52 [267]	0,19 [481]	0,19 [215]	0,76 [334]	0,41 [865]	0,41 [1424]	0,03 [1221]	0,03 [1252]	0,04 [1295]	0,05 [698]	0,02 [1270]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,33 [461]	0,16 [1665]	0,34 [1435]	0,24 [897]	0,21 [1586]	0,43 [1996]	0,33 [4324]	0,37 [3265]	0,45 [2784]	0,44 [2921]	0,06 [11,114]	0,05 [27,123]
Yukon	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	-	-	0,08 [1]	-	-	0,03 [2]	0,01 [1]	-	-	-	0,09 [6]	<0,001 [2]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/hôte	- [1]	- [2]	0,125 [8]	-	- [12]	0,09 [22]	0,05 [22]	- [273]	- [35]	- [4]	1,2 [5]	0,01 [145]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,5 [2]	0,17 [12]	0,62 [13]	0,00 [1]	0,12 [98]	0,31 [70]	0,13 [167]	0,62 [439]	0,43 [82]	0,67 [6]	0,07 [67]	0,02 [5838]
T.N.-O.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	-	-	1,50 [3]	-	0,06 [10]	0,04 [2]	-	0,01 [1]	-	-	-	-
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/hôtes	-	-	3,00 [1]	[8]	10,00 [1]	2,00 [1]	[1]	0,17 [6]	-	-	-	-
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	[1]	[9]	0,50 [2]	0,10 [77]	0,01 [178]	0,02 [51]	0,01 [137]	0,05 [117]	[31]	-	0,32 [68]	0,26 [94]
C.-B.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	0,36 [54]	0,11 [64]	0,17 [44]	0,12 [33]	0,41 [194]	0,9 [114]	0,44 [291]	0,07 [18]	-	0,26 [33]	-	<0,001 [1]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/hôtes	1,06 [51]	0,52 [119]	0,51 [87]	0,58 [57]	1,30 [149]	0,14 [50]	0,16 [260]	0,07 [156]	0,00 [124]	0,44 [82]	- [51]	<0,01 [770]

			Abondance relative du bourdon de Suckley selon des intervalles de dix ans (figures 10-15)											
			1899-1908	1909-1918	1919-1928	1929-1938	1939-1948	1949-1958	1959-1968	1969-1978	1979-1988	1989-1998	1999-2008	2009-2018
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,34 [152]	0,21 [571]	0,33 [262]	0,20 [286]	0,32 [468]	0,40 [126]	0,40 [657]	0,57 [272]	0,49 [252]	0,65 [126]	0,01 [4 366]	0,04 [17 303]
Alb.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	0,09 [6]	0,18 [41]	0,09 [33]	0,10 [4]	0,13 [13]	0,43 [81]	0,31 [87]	0,01 [1]	0,17 [11]	0,37 [20]	0,01 [26]	<0,001 [22]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ hôtes	0,55 [11]	2,16 [19]	0,20 [168]	0,27 [15]	2,17 [6]	1,11 [73]	2,02 [43]	0,04 [24]	3,67 [3]	5,0 [4]	0,06 [416]	0,02 [995]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,16 [68]	0,08 [229]	0,45 [374]	0,37 [41]	0,06 [102]	0,38 [190]	0,16 [277]	0,12 [198]	0,05 [63]	0,07 [54]	0,14 [3002]	0,03 [31303]
Sask.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	-	0,06 [2]	1,00 [2]	0,43 [3]	0,31 [35]	11,2 [112]	1,2 [54]	0,14 [4]	0,33 [2]	1,00 [1]	-	<0,001 [3]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ Hôte	-	2,00 [1]	2,00 [1]	3,00 [1]	2,69 [13]	22,40 [5]	2,70 [20]	4,00 [1]	-	-	[10]	0,02 [121]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	[4]	0,03 [34]	0,50 [2]	0,14 [7]	0,12 [113]	0,50 [10]	0,44 [45]	0,03 [29]	- [6]	- [1]	0,32 [31]	0,03 [4703]
Man.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	-	0,06 [4]	0,05 [1]	-	-	0,10 [26]	0,15 [43]	0,23 [3]	0,15 [20]	0,09 [2]	-	-
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ hôtes	-	0,15 [27]	0,07 [15]	[53]	[66]	0,13 [205]	2,69 [16]	0,60 [5]	0,23 [88]	0,11 [18]	-	[9]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	[2]	0,44 [62]	0,71 [21]	0,70 [76]	0,80 [82]	0,75 [273]	0,06 [282]	0,38 [13]	0,68 [130]	0,82 [22]	[210]	0,04 [253]
Ont.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	0,05 [5]	0,03 [13]	-	-	-	0,01 [4]	0,04 [97]	<0,001 [1]	-	-	-	-
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ hôtes	0,16 [31]	1,30 [10]	[60]	[32]	[23]	0,07 [59]	0,11 [889]	[540]	[829]	[1044]	[37]	[4]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,31 [101]	0,03 [382]	0,12 [502]	0,17 [190]	0,15 [153]	0,09 [632]	0,40 [2 247]	0,33 [1 632]	0,47 [1 778]	0,45 [2 326]	0,01 [3 398]	0,01 [449]
Qc	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	0,23 [3]	0,06 [6]	0,07 [3]	-	<0,001 [1]	0,01 [2]	0,01 [1]	-	-	-	-	-
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ hôtes	3,00 [1]	3,00 [2]	0,23 [13]	[1]	0,06 [17]	0,03 [60]	0,06 [17]	[6]	[23]	[9]	[34]	[78]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,08 [13]	0,02 [101]	0,32 [41]	0,01 [67]	0,08 [215]	0,35 [172]	0,20 [86]	0,18 [33]	0,27 [86]	0,47 [19]	0,11 [296]	0,02 [4 064]
Atl.	BS/ tous les <i>Bombus</i>	AR BS	-	0,05 [8]	0,08 [3]	0,01 [1]	-	0,27 [10]	0,05 [5]	0,01 [7]	0,01 [2]	-	<0,001 [2]	<0,001 [3]
	BS/ 2 hôtes	Psithyre/ hôtes	[24]	0,28 [29]	0,19 [16]	0,06 [17]	[3]	0,63 [16]	0,22 [23]	0,04 [196]	0,02 [123]	[97]	0,02 [94]	0,08 [40]
	2 hôtes/ tous les <i>Bombus</i>	AR hôtes	0,27 [89]	0,20 [146]	0,44 [36]	0,20 [85]	0,21 [14]	0,43 [37]	0,21 [110]	0,38 [518]	0,37 [333]	0,29 [338]	0,14 [666]	0,04 [1 090]



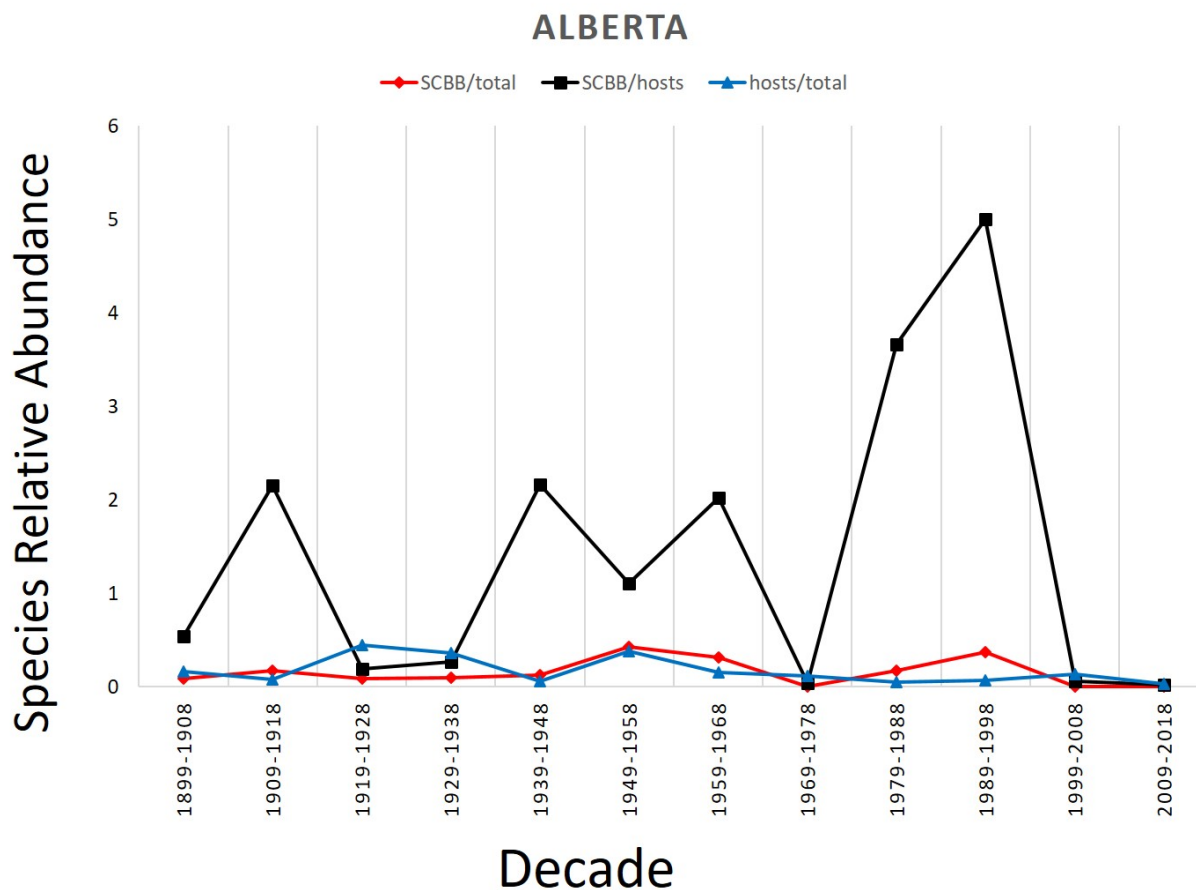
Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 SCBB/total : BS/total
 SCBB/hosts : BS/hôtes
 Hosts/total : Hôtes/total
 Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce
 Decade : Décennie

Figure 10. Abondance relative de l'espèce au Canada par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Même si les deux hôtes étaient répandus des années 1950 aux années 1990, le bourdon de Suckley est demeuré rare. Voir également le tableau 3.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 BRITISH COLUMBIA : COLOMBIE-BRITANNIQUE
 SCBB/total : BS/total
 SCBB/hosts : BS/hôtes
 Hosts/total : Hôtes/total
 Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce
 Decade : Décennie

Figure 11. Abondance relative de l'espèce en Colombie-Britannique par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). L'abondance relative du bourdon de Suckley était à son apogée avant les années 1960, avec un autre pic important observé vers la fin des années 1980 et dans les années 1990. Même si son hôte principal (bourdon de l'Ouest) était répandu jusqu'à la fin des années 1990, l'espèce est demeurée rare en Colombie-Britannique; les hôtes et l'espèce sont maintenant très rares dans la province. Voir également le tableau 3.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

SCBB/total : BS/total

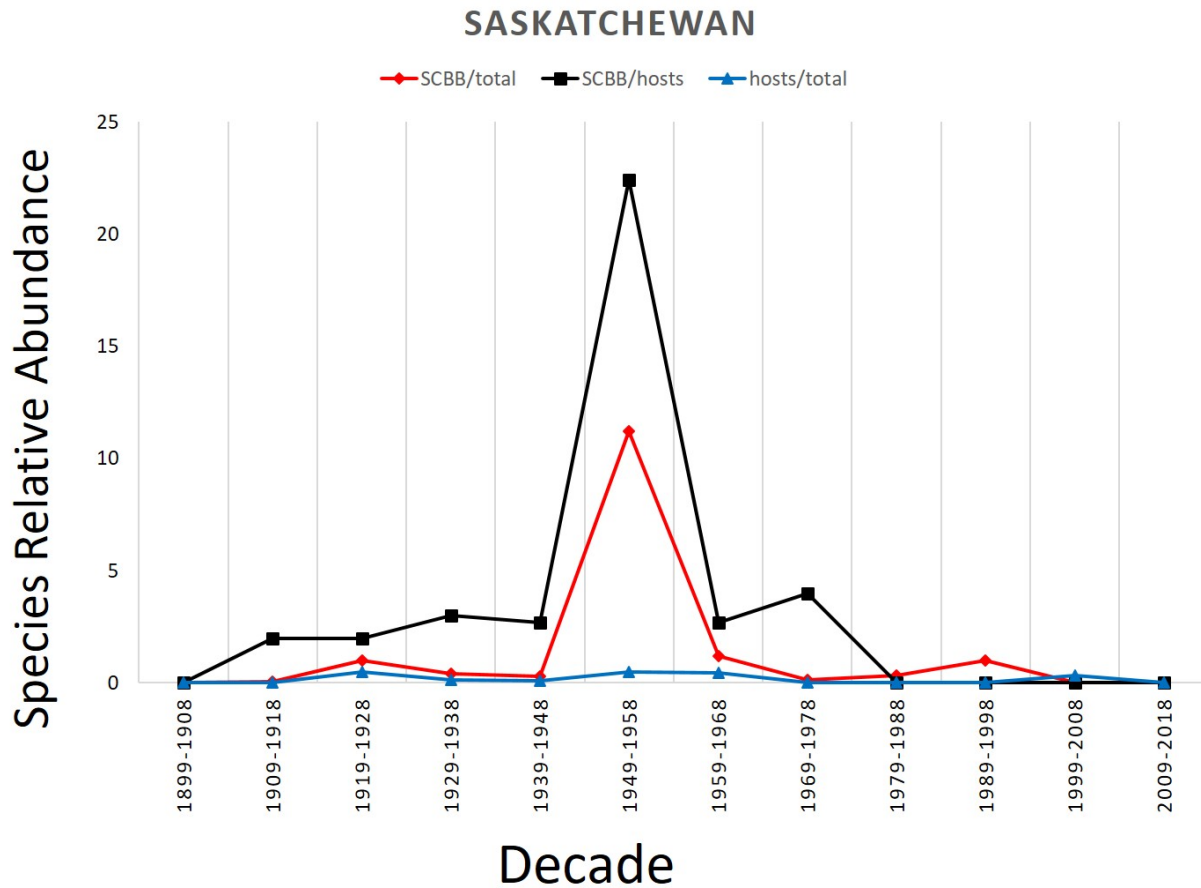
SCBB/hosts : BS/hôtes

Hosts/total : Hôtes/total

Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce

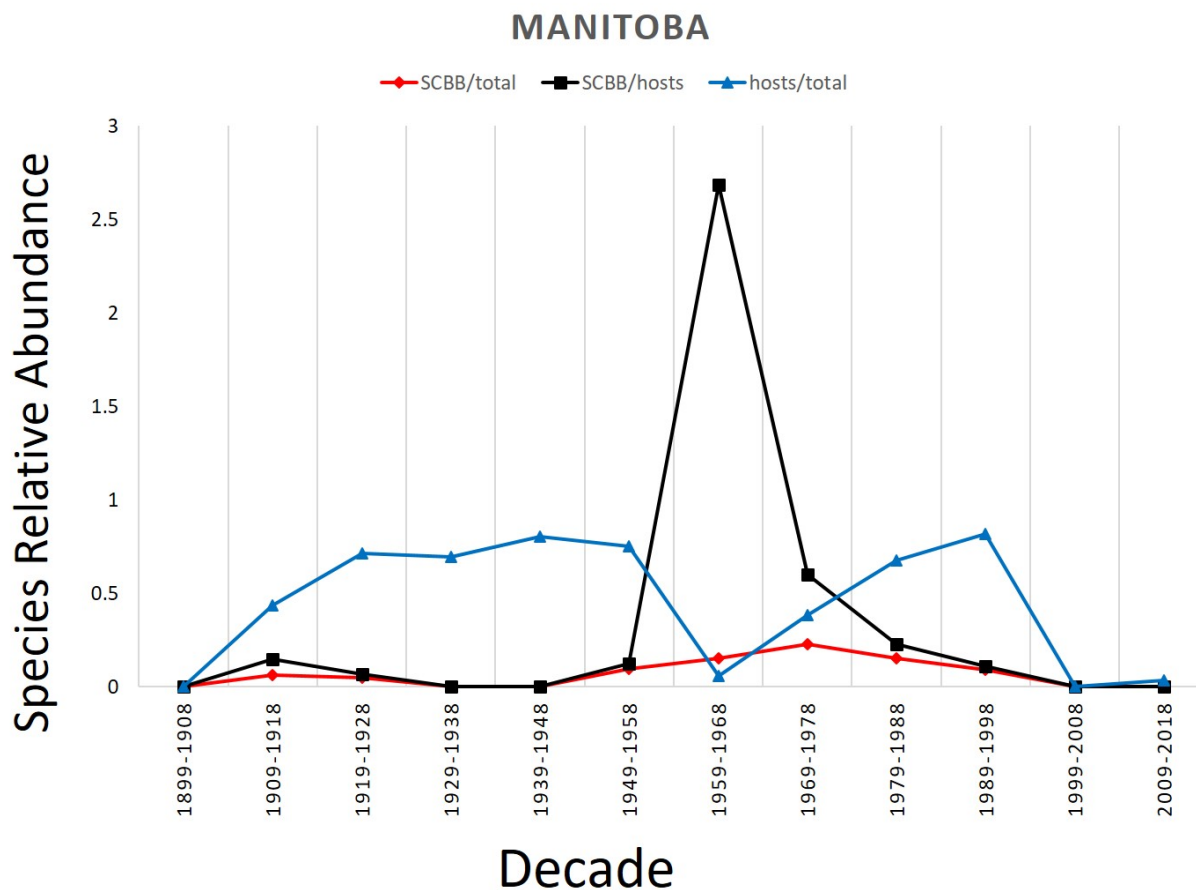
Decade : Décennie

Figure 12. Abondance relative de l'espèce en Alberta par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*] (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). L'abondance relative du bourdon de Suckley a fluctué en Alberta, suivant vraisemblablement l'abondance de ses hôtes, le bourdon de l'Ouest de la sous-espèce méridionale (*B. occidentalis occidentalis*) et le bourdon terricole (*B. terricola*). Même s'il est peu commun, il a été observé récemment lors de relevés effectués dans la moitié sud de la province; à partir du début des années 1990, il a été détecté en plus grands nombres que ses hôtes (d'où le pic observé), mais cela est sans doute attribuable au fait que l'on en a capturé ou échantillonné davantage. Voir également le tableau 3 qui documente l'intensification des activités de recherche menées depuis le début des années 1990.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 SCBB/total : BS/total
 SCBB/hosts : BS/hôtes
 Hosts/total : Hôtes/total
 Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce
 Decade : Décennie

Figure 13. Abondance relative de l'espèce en Saskatchewan par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Les pics dans l'abondance relative du bourdon de Suckley sont en grande partie attribuables aux échantillonnages peu fréquemment effectués dans la province, situation qui entraîne une surreprésentation du psithyre par rapport à ses hôtes, et des hôtes par rapport aux autres bourdons (années 1950), et ne reflète donc pas l'abondance véritable. Voir également le tableau 3.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

SCBB/total : BS/total

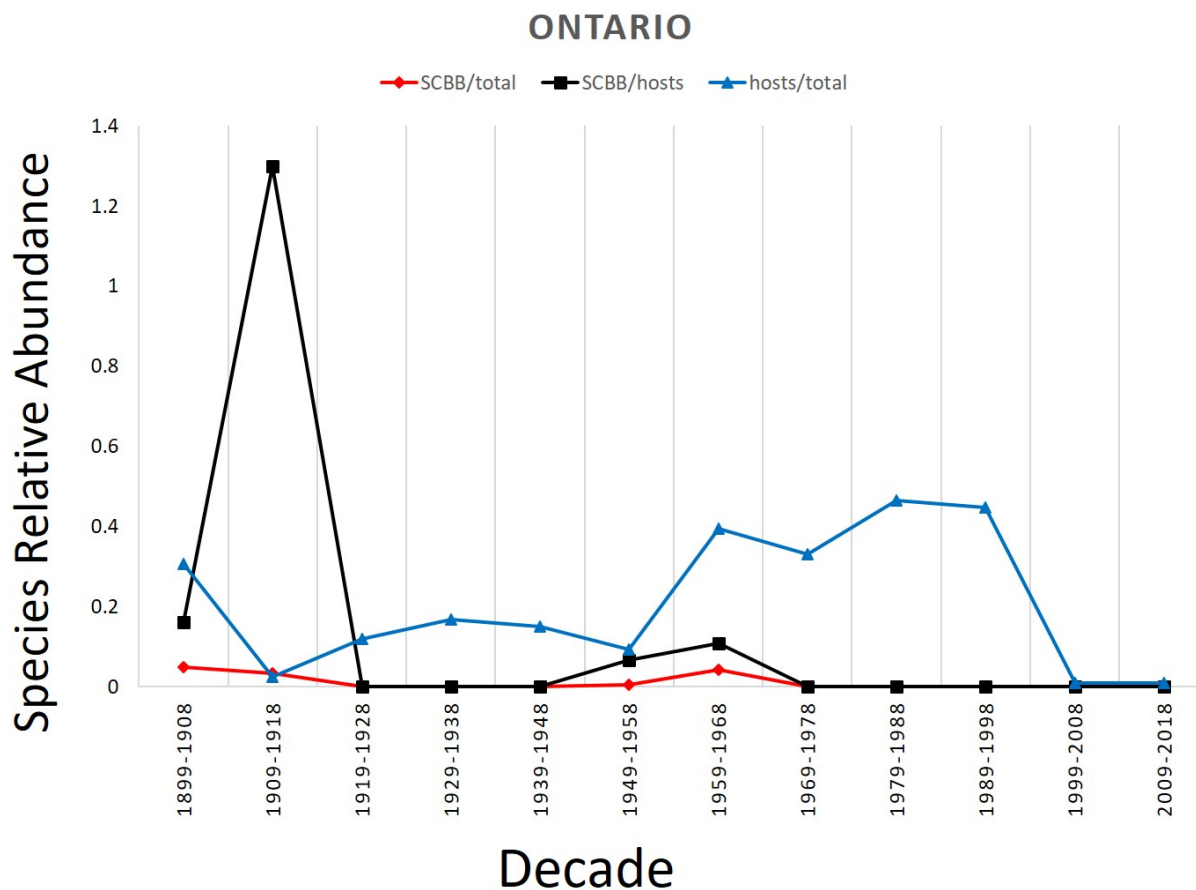
SCBB/hosts : BS/hôtes

Hosts/total : Hôtes/total

Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce

Decade : Décennie

Figure 14. Abondance relative de l'espèce au Manitoba par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*]) (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Le pic dans l'abondance relative du bourdon de Suckley à la fin des années 1960 est attribuable aux échantillonnages peu fréquents, une situation qui entraîne une surreprésentation du psithyre par rapport à ses hôtes, et ne reflète donc pas l'abondance véritable. Voir également le tableau 3.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

SCBB/total : BS/total

SCBB/hosts : BS/hôtes

Hosts/total : Hôtes/total

Species relative abundance : Abondance relative de l'espèce

Decade : Décennie

Figure 15. Abondance relative de l'espèce au Manitoba par période de 10 ans, de 1899 à 2018 pour 1) le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (rouge); 2) le bourdon de Suckley/hôtes seulement (bourdon de l'Ouest [deux sous-espèces] [*B. occidentalis occidentalis* et *B. o. mckayi*], bourdon terricole [*B. terricola*] (noir); et 3) les bourdons hôtes (deux espèces)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour cette analyse (bleu). Malgré le grand nombre d'hôtes observés (bourdon terricole) jusque dans les années 2000, le bourdon de Suckley semble toujours avoir été rare en Ontario; les tendances sont donc plus difficiles à évaluer. Voir également le tableau 3.

1) Bourdon de Suckley (BS)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données (BS/total) disponibles pour l'analyse (lignes rouges, tableau 3 et figures 10-15).

- Les mentions de bourdon de Suckley représentent environ 2 % de toutes les mentions de *Bombus* dans l'ensemble de données canadiennes. Les psithyres forment généralement de très faibles proportions du nombre total de bourdons capturés, puisqu'ils ne produisent pas d'ouvrières, et l'AR de l'espèce au Canada a fluctué à la hausse et à la baisse au cours de la période allant de 1901 à 2018 (figure 10).
- Historiquement (soit avant la période de 1969 à 1978), le bourdon de Suckley formait une proportion plus élevée des bourdons au Canada et a atteint une AR maximale de 0,18 dans les années 1950 (figure 10, ligne rouge); l'AR du bourdon de Suckley a décliné au cours des décennies subséquentes.
- L'AR du bourdon de Suckley au cours des trois dernières décennies pour tout le Canada (figure 10) était de 0,019 de 1989 à 1998, de 0,003 de 1999 à 2008 et de moins de 0,001 de 2009 à 2018, ce qui représente un déclin de 84 % entre les décennies 1989-1998 et 1999-2008 et de 67 % entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018. Des déclinés importants similaires ont également été rapportés au cours des dernières décennies pour le Yukon, la Colombie-Britannique (figure 11), et l'Alberta (figure 12); on dispose de trop peu de données pour les autres provinces et territoires.

2) Bourdon de Suckley/hôtes (bourdon de l'Ouest des sous-espèces *occidentalis* et *mckayi* et bourdon terricole) (lignes noires, figures 10-15).

L'AR du bourdon de Suckley, lorsqu'elle est calculée en relation avec les espèces hôtes de son aire de répartition canadienne (figure 10, ligne noire) ne suit pas la même tendance générale que celle de ses hôtes par rapport à tous les bourdons (figure 10, ligne bleue). Les populations de bourdons de Suckley semblent s'être effondrées dans les années 1960 et 1970 (figure 10, lignes rouge et noire), même si leurs hôtes sont demeurés relativement communs jusque dans les années 1990 (figure 10, ligne bleue).

- En Colombie-Britannique, d'où proviennent la plupart des mentions, l'AR du bourdon de Suckley par rapport à ses hôtes était la plus élevée avant les années 1960 (avec un nouveau pic modéré dans les années 1990).

- Dans d'autres provinces et territoires, les données ne témoignent pas de ce déclin de la même manière. Au Yukon, le bourdon de Suckley est historiquement peu commun, malgré le pic (6 spécimens) observé durant la période 1999-2008; les populations ont décliné avec la diminution de l'abondance de leurs hôtes au cours de la dernière décennie. En Alberta (figure 12) et en Saskatchewan (figure 13), on a observé des pics de l'AR de l'espèce par rapport à ses hôtes, mais ceux-ci sont attribuables au fait que plus de psithyres que d'hôtes ont été capturés, ce qui contribue à fausser le calcul de l'AR. En général, les résultats ne sont pas aussi clairs pour l'Alberta et la Saskatchewan, mais des déclin des populations de bourdons de Suckley peuvent être observés entre la fin des années 1990 et 2000 dans les deux provinces.

3) Bourdons hôtes (bourdon de l'Ouest et bourdon terricole)/toutes les mentions de *Bombus* versées dans des bases de données disponibles pour l'analyse (points bleus, figures 10-15).

Entre les périodes 1989-1998 et 1999-2008, l'AR des hôtes par rapport à tous les bourdons a chuté de 86 %, et de 24 % dans la décennie suivante (tableau 3, figure 10).

- En moyenne, l'AR du bourdon de Suckley représente 1 à 2 % de tous les bourdons dont l'information a été versée dans une base de données au Canada (tableau 3). L'AR des hôtes par rapport à l'ensemble des bourdons (voir tableau 3 et figures 10-15) étaye les récentes (deux dernières décennies) tendances à la baisse rapportées pour le bourdon de l'Ouest (sous-espèces *occidentalis* et *mckayi*, COSEWIC, 2014) et le bourdon terricole (Colla et Packer, 2008; Cameron *et al.*, 2011; COSEWIC, 2015).
- Lorsque les données sur les bourdons hôtes sont regroupées (deux espèces) et lorsque l'AR est calculée pour le Canada, ainsi que pour chaque province et territoire, on observe un déclin d'une décennie à une autre.
- En Colombie-Britannique, la plupart des mentions de bourdon de l'Ouest proviennent des régions méridionales de la province (sous-espèce *occidentalis*). Récemment, on n'a rapporté qu'une seule mention du bourdon de Suckley (2013, au sud de McBride) provenant de cette aire de répartition.
- L'AR des hôtes, dans l'ensemble de leurs aires de répartition, a chuté de façon considérable entre les périodes 1989-1999 et 1999-2008 (Yukon, Colombie-Britannique, Manitoba, Ontario, Québec) et plus récemment, entre les périodes 1999-2008 et 2009-2018 en Alberta et en Saskatchewan.

4) Changements relatifs à la zone d'occurrence et à l'IZO pour le bourdon de Suckley (tableau 4).

La zone d'occurrence et l'IZO ont été calculés par intervalles de dix ans, de 1899 à 2018, pour tout le Canada.

- La superficie totale de la zone d'occurrence était de 9 160 823 km²; entre ces périodes de dix ans, la zone d'occurrence a fluctué entre 388 938 km² et 8 491 978 km². Les changements relatifs à la zone d'occurrence ne semblent pas montrer un déclin marqué et témoignent plus vraisemblablement de l'intensité de l'échantillonnage dans chaque période, compte tenu de l'étendue de l'aire de répartition.
- L'IZO total était de 5 138 km². L'IZO a fluctué entre les décennies et accusé un déclin entre les périodes 1999-2008 (45 %) et 2009-2018 (57 %) (tableau 4). Ces deux vagues de déclin ont été observées alors que les activités d'échantillonnage se sont intensifiées; cependant l'échantillonnage dans les régions nordiques est resté limité.

Tableau 4. Pourcentage de changement de la zone d'occurrence et de l'indice de zone d'occupation (IZO), par décennie, pour le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) au Canada. Le calcul de la zone d'occurrence et de l'IZO est effectué à l'aide du logiciel GeoCAT (geocat.kew.org). La zone d'occurrence et l'IZO fluctuent d'une décennie à l'autre, mais l'IZO a décliné de 45 % entre les décennies 1989-1999 et 1999-2008, et de 56 % entre les décennies 1999-2008 et 2009-2018.

Décennie	Zone d'occurrence (km ²) en territoire canadien	IZO (km ²)	% changement de la zone d'occurrence	% de changement de l'IZO
Total	9 160 823	5 136		
1899-1908	1 381 523	208		
			+123 %	+215 %
1909-1918	3 080 735	656		
			+107 %	-15 %
1919-1928	6 367 019	560		
			-94 %	-62 %
1929-1938	388 938	208		
			+1,059 %	+169 %
1939-1948	4 509 373	560		
			+88 %	+134 %
1949-1958	8 491 978	1 312		
			-4 %	-4 %
1959-1968	8 131 521	1 264		
			-17 %	-75 %
1969-1978	6 755 934	320		
			-77%	-20,0%
1979-1988	1 529 929	256		
			-4 %	+81 %
1989-1998	1 472 040	464		
			+94 %	-45 %
1999-2008	2 853 892	256		
			+57 %	-56 %
2009-2018	4 491 017	112		

Immigration de source externe

Compte tenu de la faible abondance du bourdon de Suckley et du déclin continu probable de ses principales espèces hôtes hors du Canada, il semble exclu qu'une immigration de source externe permette au bourdon de Suckley de recoloniser son aire de répartition dans le sud du Canada.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Le calculateur des menaces proposé par l'Union internationale de la conservation de la nature et le Partenariat pour les mesures de conservation (International Union of Conservation-Conservation Measures Partnership, ou IUCN-CMP) (IUCN-CMP, 2006; Salafsky *et al.*, 2008; Master *et al.*, 2009) a été utilisé pour la classification des menaces pesant sur le bourdon de Suckley. L'impact global des menaces calculé est élevé (tableau 5).

Tableau 5. Tableau de classification des menaces pesant sur le bourdon de Suckley (*Bombus suckleyi*) dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada selon le système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, ou CMP) (IUCN–CMP). Pour de plus amples renseignements sur la façon dont les valeurs sont attribuées, voir Master *et al.* (2009). Les menaces jugées non applicables ou négligeables sont incluses dans le tableau; les menaces évaluées et inconnues sont abordées dans le rapport, sous les sous-titres correspondants.

Espèce		Bourdon de Suckley (<i>Bombus suckleyi</i>)	
Date :		2019-04-04	
Évaluateurs:		Cory Sheffield (rédacteur du rapport), Jennifer Heron (rédactrice du rapport), David McCorquodale (coprésident), Kristiina Ovaska (animatrice), Al Harris (SCS arthropodes), Sarah Semmler (SCS arthropodes), Elisabeth Shapiro (Service canadien de la faune), Rob Longair (SCS arthropodes), Purnima Govindarajulu (représentante du COSEPAC, C.-B.), Joanna Wilson (représentante, T.N.-O.), Colin Jones (représentant, Ontario), John Klymko (SCS arthropodes), Marie-France Chenier (Secrétariat du COSEPAC)	
Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact			
Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	1	1
D	Faible	3	3
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Élevé
Impact global des menaces attribué :		Élevé	

Menace		Impact ¹ (calculé)	Portée ² (10 proch. années)	Gravité ³ (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté ⁴	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1 à 10 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1 à 10 %)	Élevée (continue)	Menace considérée négligeable. Peu d'études ont été réalisées afin de mesurer le déclin de certaines espèces de bourdons dans les zones urbaines (voir p. ex. Szabo <i>et al.</i> , 2012). Les populations des espèces hôtes ont décliné dans certaines régions urbaines. Par exemple, la sous-espèce méridionale du bourdon de l'Ouest a décliné dans la région du Grand Vancouver (voir p. ex. Ratti, 2006; Parkinson et Heron, 2010; et résumé dans COSEWIC, 2014) et la même tendance a été observée pour le bourdon terricole dans tout le sud de l'Ontario (tel que résumé dans COSEWIC, 2015). Les impacts à l'échelle de l'aire de répartition sont considérés comme faibles (p. ex. <1 %) et l'impact global sur le bourdon de Suckley est négligeable (le déclin des bourdons hôtes est analysé sous 7.3 Autres modifications de l'écosystème).
1.2	Zones commerciales et industrielles	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1 à 10 %)	Élevée (continue)	Voir Menace 1.1
1.3	Zones touristiques et récréatives					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. Les grands aménagements récréatifs comportent des milieux naturels ou des zones réservées aux ressources florales, et les sous-populations de bourdons y demeureront sans doute présentes. Certains types d'aménagements récréatifs peuvent entraîner une perte d'habitat pour les bourdons, mais, dans l'ensemble ils sont associés à d'autres menaces cumulatives qui peuvent influencer sur l'habitat du bourdon (p. ex. utilisation de pesticides sur les terrains de golf, dérivation des cours d'eau, diminution des ressources florales, etc.). Ces menaces sont traitées ailleurs dans le tableau.
2	Agriculture et aquaculture	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée – légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée – légère (1-30 %)	Élevée (continue)	La modification de l'utilisation des terres et de la production des cultures entraîne une diminution des ressources florales. Voir la section Menaces.

Menace		Impact ¹ (calculé)	Portée ² (10 proch. années)	Gravité ³ (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté ⁴	Commentaires
2.3	Élevage de bétail					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. Dans les régions où paissent les bovins, des milieux ouverts sont probablement créés et entretenus, ce qui pourrait bénéficier au bourdon de Suckley et à ses hôtes.
3	Production d'énergie et exploitation minière					
3.1	Forage pétrolier et gazier					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. Toute activité qui a un impact sur les sites de nidification des hôtes ou les ressources florales peut avoir une incidence sur la survie de la colonie. Inversement, les activités qui entraînent la création de zones herbeuses ouvertes peuvent être favorables à l'habitat de ces espèces.
3.2	Exploitation de mines et de carrières					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. Toute activité qui a un impact sur les sites de nidification des hôtes ou les ressources florales peut avoir une incidence sur la survie de la colonie. Inversement, les activités qui entraînent la création de zones herbeuses ouvertes peuvent être favorables à l'habitat de ces espèces.
4	Corridors de transport et de service	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées	Négligeable	Négligeable (<1%)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Considérée comme négligeable. Le fauchage aux abords des routes ou l'élargissement des routes peut détruire l'habitat. Inversement, ces zones sont souvent ouvertes, ce qui favorise le maintien des ressources florales.
4.2	Lignes de services publics	Pas une menace				Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. L'entretien des lignes de services publics et le retrait de la végétation ou l'élargissement peuvent détruire l'habitat. Inversement, ces zones sont souvent ouvertes, ce qui favorise le maintien des ressources florales.
5	Utilisation des ressources biologiques	Pas une menace	Grande (31-70 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. La recherche sur le bourdon est en cours partout au pays et des spécimens sont capturés dans le cadre de ces études. Les superficies d'étude sont considérées comme négligeables par rapport à l'aire de répartition potentielle du bourdon de Suckley.

Menace		Impact ¹ (calculé)	Portée ² (10 proch. années)	Gravité ³ (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté ⁴	Commentaires
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	Pas une menace	Grande (31-70 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (continue)	N'est pas considérée comme une menace. La plupart des écozones forestières du Canada font l'objet d'une exploitation forestière, mais les impacts sur le bourdon de Suckley et ses hôtes sont en grande partie inconnus. Deux études ont révélé que les pratiques forestières ont des impacts négatifs sur les communautés de bourdons et de plantes à fleurs en général, dans les milieux sauvages adjacents aux zones exploitées, en y perturbant les processus naturels dépendants de la densité (Cartar, 2005; Pengelly et Cartar, 2010). Inversement, les sites exploités peuvent contribuer à créer davantage de zones de butinage, que privilégie le bourdon de Suckley (Williams <i>et al.</i> , 2014).
6	Intrusions et perturbations humaines	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Menace considérée comme négligeable. Les véhicules tout-terrain ou d'autres véhicules à impact élevé peuvent détruire ou altérer de façon considérable les sites de nidification actuels ou potentiels de la plupart des bourdons hôtes, et constituent une menace possible pour cette espèce puisqu'ils peuvent détruire les tertres herbeux, ainsi que les terriers de rongeurs et nids d'oiseaux. Toutefois, ces menaces sont en grande partie inconnues ou non confirmées, et elles sont jugées négligeables à l'échelle de l'aire de répartition canadienne de l'espèce.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires					Considérée non applicable et, par conséquent, non évaluée. Des bourdons de Suckley et des bourdons hôtes ont été observés dans de nombreuses bases militaires. Cependant, les impacts des exercices militaires sur les bourdons sont négligeables. Ces exercices peuvent contribuer à maintenir des aires ouvertes propices à la nidification des bourdons, ainsi qu'aux ressources en nectar et en pollen.
6.3	Travail et autres activités	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Inconnue. On pourrait poursuivre la recherche sur l'élevage d'espèces de bourdons hôtes en captivité pour la pollinisation des serres. L'élevage en captivité du bourdon terricole et du bourdon de l'Ouest a été proposé lors de la planification du rétablissement de ces espèces. Aucune décision n'a été prise quant à l'adoption de ces techniques, mais elles présentent un risque de propagation de maladies ou de parasites.

Menace		Impact ¹ (calculé)	Portée ² (10 proch. années)	Gravité ³ (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté ⁴	Commentaires
7	Modifications des systèmes naturels	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies	Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Menace considérée comme négligeable. Les incendies et la suppression des incendies peuvent, dans un premier temps, avoir des impacts négatifs sur les colonies de bourdon de Suckley, y compris les sous-populations de bourdons hôtes. Les incendies de forêt détruisent les nids et tuent les reines en hibernation des hôtes et de l'espèce. À l'échelle de l'aire de répartition du bourdon de Suckley, l'incidence des incendies de forêt est faible, principalement en raison des programmes de suppression des incendies mis en place. Cependant, dans les cas où des incendies surviennent, les impacts ne seront sans doute pas dommageables, puisque sur une période de dix ans, les bourdons reviendront dans les aires incendiées, propices à la diversification des communautés de plantes et à un milieu ouvert.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
8.2	Espèces indigènes problématiques	Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
9	Pollution	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.2	Effluents industriels et militaires					Sans objet. Menace connue à la base des Forces canadiennes Shilo, mais les effets des effluents militaires sont inconnus et sans doute négligeables à l'échelle de la population canadienne.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.

Menace		Impact ¹ (calculé)	Portée ² (10 proch. années)	Gravité ³ (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté ⁴	Commentaires
9.5	Polluants atmosphériques	Inconnu	Restreinte – petite (1-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Inconnu. Effets de la fumée des incendies de forêt sur les bourdons : les bourdons pourraient méprendre la fumée pour un « ciel nuageux » et cesser de voler en l'absence de soleil. En outre, des particules de poussière et de cendre peuvent se déposer sur les ressources. Cela pourrait avoir une incidence sur la capacité de navigation, et les bourdons pourraient éviter de voler lorsque la fumée est épaisse. La recherche d'un nid n'a probablement pas lieu pendant la saison de pointe des incendies de forêt.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Faible	Restreinte – petite (1-30 %)	Modérée – légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême – modérée (11-100 %)	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
11.2	Sécheresses	Faible	Restreinte – petite (1-30 %)	Modérée – légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
11.3	Températures extrêmes	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Voir la section Menaces.
11.4	Tempêtes et inondations	Négligeable	Négligeable (<1 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 générations)	Négligeable. Les inondations pourraient avoir des répercussions sur les colonies de bourdons de Suckley et de ses hôtes dans les régions à basse altitude. Les nids des hôtes pourraient être inondés. Dans les Prairies, il s'agit d'une menace potentielle certaine.

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.*, (2008).

¹**Impact** – Mesure dans laquelle on observe, infère ou soupçonne que l'espèce considérée est directement ou indirectement menacée dans la zone d'intérêt. Le calcul de l'impact de chaque perturbation 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 de l'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 pour la portée ou la gravité sont inconnues).

²**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 touchée dans la zone d'intérêt (généralisée = 71–100 %; grande = 31-70 %; restreinte = 11–30 %; petite = 1–10 %)

³**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 %; faible = 1–10 %).

⁴**Immédiateté** – Continue = 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); 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.

La principale menace pesant sur le bourdon de Suckley est le déclin continu des sous-populations de bourdons hôtes, jusqu'à un niveau d'abondance suffisamment faible pour provoquer sa disparition locale (menace cotée sous 7.1 Autres modifications de l'écosystème).

Lorsque cela est approprié, l'évaluation des menaces pour les bourdons hôtes est abordée en même temps. Les menaces sont présentées dans les sections ci-dessous, en ordre décroissant d'impact. La portée de la plupart des menaces est difficile à quantifier, principalement parce que la majeure partie de l'aire de répartition du bourdon de Suckley et des bourdons hôtes n'a pas été inventoriée.

Menace 7. Modifications des systèmes naturels (impact moyen)

7.3. Autres modifications de l'écosystème (impact moyen).

La menace la plus directe pesant sur le bourdon de Suckley est le déclin continu de son hôte, le bourdon de l'Ouest (COSEWIC, 2015) et de ses hôtes probables, soit le bourdon terricole (COSEWIC, 2014) et le bourdon à tache rousse (COSEWIC, 2010). Le déclin des bourdons hôtes a été observé dans environ un tiers de l'aire de répartition canadienne du bourdon de Suckley (COSEWIC, 2014, 2015). La sous-espèce méridionale du bourdon de l'Ouest est désignée menacée, avec un déclin inféré d'environ 50 %. La superficie approximative de l'aire de répartition du bourdon de l'Ouest est de 720 170 km² pour la sous-espèce méridionale, et de 623 837 km² pour la sous-espèce nordique; celle du bourdon terricole est de 7 913 612 km².

Menace 2. Agriculture et aquaculture (impact faible)

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

La perte d'habitat occasionnée par l'intensification des activités agricoles se poursuit dans les portions méridionales du Canada, surtout dans les écozones des prairies, du bassin intérieur de l'Ouest et des plaines à forêts mixtes, où se trouvent certaines des régions les plus fortement urbanisées et exploitées à des fins agricoles au Canada (Javorek et Grant, 2011; ESTR, 2016). La majeure partie des territoires agricoles au Canada ne sont pas en mesure de soutenir la présence des espèces sauvages (Javorek et Grant, 2011), et il est probable que le bourdon de Suckley ait été affecté par la perte d'habitat attribuable à l'agriculture. L'essor de l'agriculture intensive au cours des dernières décennies a entraîné une réduction de la qualité de l'habitat d'alimentation pour les bourdons à l'échelle mondiale (voir p. ex. Williams, 1989; Kosior *et al.*, 2007), et une corrélation a été établie entre ce développement de l'agriculture intensive, la réduction du nombre d'espèces et la disparition locale des bourdons dans certaines régions (Grixti *et al.*, 2009).

La superficie des terres agricoles réservées à la production de foin a diminué au cours des dernières décennies, surtout dans les régions à haut rendement agricole. Par exemple, en Ontario, la superficie de ces terres est passée d'environ 1 million ha en 2001 à

696 000 ha en 2016 (déclin de 31 %); les prairies de fauche comportent souvent une grande variété de fleurs sauvages, ainsi qu'une abondante population de rongeurs, dont les terriers servent de nids pour les hôtes et les psithyres. Les superficies consacrées aux grandes cultures, notamment le soya, le maïs-grain et le maïs à ensilage, le blé d'hiver et de printemps, le haricot sec, l'avoine et le seigle, ont augmenté pendant la même période (Statistics Canada, 2017). Le soya est une plante à pollinisation directe, le maïs-grain et le maïs à ensilage sont pollinisés par le vent, et certaines de ces mêmes cultures font appel aux néonicotinoïdes et à d'autres pesticides dont les effets néfastes sur les insectes pollinisateurs ont été démontrés (voir la section Menace 9.3). La hiérarchie du parasitisme amplifie les effets : des facteurs négligeables pour le bourdon hôte peuvent avoir des répercussions plus graves pour l'espèce (Sheffield *et al.*, 2013).

L'expansion et l'intensification de l'agriculture contribuent à réduire le nombre d'espèces hôtes. La sous-espèce méridionale du bourdon de l'Ouest (COSEWIC, 2014), le bourdon terricole (COSEWIC, 2015), le bourdon à tache rousse (COSEWIC, 2010) et d'autres bourdons sont en déclin dans les régions caractérisées par une agriculture intensive et par la disparition des aires naturelles au sein même des paysages agricoles (p. ex. haies, plantes adventices à fleurs et îlots de milieux naturels). Cependant, aucune étude à grande échelle n'a été réalisée.

Menace 9. Pollution (impact faible)

9.3 Effluents agricoles et sylvicoles (impact faible).

À l'échelle locale, les pesticides peuvent menacer les sous-populations d'espèces hôtes nidificatrices en dégradant la qualité de l'habitat sauvage (Javorek et Grant, 2011). En milieu agricole et urbain, les sous-populations de bourdons de Suckley et leurs hôtes peuvent être menacés par divers pesticides, dont les néonicotinoïdes. Les néonicotinoïdes sont une classe de pesticides systémiques qui circulent et s'accumulent dans les plantes, y compris dans le pollen et le nectar. Ils nuisent plus particulièrement aux abeilles, car ils sont pour elles toxiques à des concentrations de l'ordre de quelques parties par milliard (ppb) (Environmental Protection Agency [EPA], 1994; Marletto *et al.*, 2003). Les néonicotinoïdes sont couramment utilisés pour traiter les terrains de golf, les plantes ornementales et les terres agricoles (Sur et Stork, 2003). Le traitement de vastes superficies, comme des terrains de golf, peut exposer les bourdons à d'importantes quantités de pesticides dans des milieux par ailleurs propices (Tanner et Gange, 2004). Par temps sec, le travail du sol peut libérer dans l'air des particules de sol contaminé, qui peuvent à leur tour contaminer l'habitat d'alimentation ou de nidification des bourdons (Krupke *et al.*, 2012).

L'imidaclopride, un néonicotinoïde, a été homologué aux États-Unis en 1994 et au Canada en 1995 (Cox, 2001, Pest Management Regulatory Agency [PMRA], 2001), à peu près au moment où les déclin de bourdon de l'Ouest ont été constatés dans l'ouest du Canada. L'imidaclopride n'est pas létal pour les bourdons s'il est utilisé conformément au mode d'emploi (voir p. ex. Tasei *et al.*, 2001); cependant, ses effets sur les bourdons n'ont été étudiés que chez le bourdon fébrile (*B. impatiens*), une espèce utilisée à des fins

commerciales pour laquelle on peut se procurer des colonies, et qui sert de modèle expérimental pour les espèces de bourdons nord-américaines (Gels *et al.*, 2002; Morandin et Winston, 2003).

Les insectes coloniaux produisant des individus reproducteurs à la fin du cycle de la colonie peuvent être affectés par les effets sublétaux cumulatifs. D'autres études ont révélé que les néonicotinoïdes ont des effets létaux et sublétaux sur une espèce européenne de bourdon du même sous-genre, même aux concentrations décelées dans des cultures traitées conformément au mode d'emploi (Tasei *et al.*, 2001; Whitehorn *et al.*, 2012; Gill et Raine, 2014).

Le déclin de nombreuses espèces de bourdons était déjà bien amorcé avant que les néonicotinoïdes soient utilisés de façon généralisée en Amérique du Nord (Colla *et al.*, 2012). Les données disponibles sur l'utilisation des néonicotinoïdes n'expliquent pas entièrement le déclin observé chez certaines espèces de bourdons à l'échelle du paysage (Colla *et al.*, 2013), mais cette utilisation peut contribuer au déclin des populations à l'échelle locale.

Les pesticides peuvent avoir des effets néfastes sur les insectes bénéfiques, soit directement, par exposition des insectes en quête de nourriture ou contamination de l'habitat de nidification, soit indirectement, lorsque les insectes se nourrissent de pollen ou de nectar contaminé. Les effets peuvent être létaux ou sous-létaux, selon le composé chimique en cause ou sa concentration (Crall *et al.*, 2017). En cas d'exposition multiple, les pesticides peuvent également avoir des effets synergiques (Gill *et al.*, 2012), plus particulièrement les fongicides.

Menace 8. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (impact inconnu)

8.1 Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (impact inconnu).

De multiples espèces exotiques (non indigènes) peuvent menacer les sous-populations de bourdons de Suckley et ses espèces hôtes. Ces espèces végétales sont catégorisées et abordées ci-dessous.

Propagation de pathogènes par des bourdons utilisés pour la pollinisation des cultures

La propagation de pathogènes a été mise en cause dans les déclinés importants de nombreuses espèces animales largement réparties (Morton *et al.*, 2004; Power et Mitchell, 2004) et est considérée comme une grave menace pour les bourdons en Amérique du Nord. Le phénomène survient lorsqu'un agent pathogène se transmet d'une population-hôte « réservoir » gravement infectée à une population-hôte sympatrique « non réservoir » (Power et Mitchell, 2004). Il a été démontré que les concentrations de pathogènes sont beaucoup plus élevées que la normale chez les bourdons domestiqués (Colla *et al.*, 2006; Graystock *et al.*, 2013a). L'utilisation de bourdons commerciaux infectés, notamment le bourdon fébrile, pour la pollinisation des cultures en serre a été

incriminée dans la propagation de pathogènes aux populations de bourdons sauvages se nourrissant à proximité des serres (Colla *et al.*, 2006; Otterstatter et Thomson, 2008).

Deux espèces de parasites unicellulaires incriminées dans la propagation de pathogènes aux bourdons sauvages, le *Crithidia bombi* (parasite flagellé) et le *Nosema bombi* (parasite fongique), ont des effets néfastes pour les reines fondatrices, les ouvrières butineuses et l'ensemble des colonies (Brown *et al.*, 2000, 2003; Otterstatter *et al.*, 2005). Des taux de prévalence élevés de ces parasites ont été décelés chez les bourdons commerciaux (environ 34 à 80 %; voir Colla *et al.*, 2006; Murray *et al.*, 2013). Ces parasites se rencontrent aussi naturellement chez diverses espèces de bourdon, mais en moindre abondance (Macfarlane, 1974; Macfarlane *et al.*, 1995; Colla *et al.*, 2006); cependant, leur virulence pour le bourdon de Suckley et ses hôtes demeure inconnue. Szabo *et al.* (2012) ont relevé une faible corrélation entre les déclinés de bourdons terricoles dans leur aire de répartition aux États-Unis et dans la portion méridionale de leur aire de répartition au Canada, d'une part, et la densité des serres maraîchères, d'autre part. La propagation de pathogènes à partir de colonies de bourdons domestiqués pourrait donc constituer une menace pour l'espèce. D'autres études ont montré qu'en milieu naturel, les espèces en déclin présentent des charges de pathogènes plus élevées que d'autres espèces partageant leur habitat et qui ne sont pas en déclin (Cameron *et al.*, 2011; Cordes *et al.*, 2012); cependant, les charges de pathogènes se sont révélées très variables chez les espèces de bourdons communes (5 à 44 %) (Koch et Strange, 2012; Malfi et Roulston, 2014). Cordes *et al.* (2012) ont rapporté une prévalence élevée de la microsporidie *Nosema bombi* (25 %) chez le bourdon de Suckley, mais la taille de leur échantillon se limitait à quatre individus.

Colonies de bourdons domestiqués

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

Au Canada, les exploitations serricoles qui utilisent les bourdons domestiqués se trouvent principalement dans le sud de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec et, dans une moindre mesure, dans le sud de l'Alberta, des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon. Au Canada, les superficies consacrées à la serriculture (incluant les légumes pollinisés par les insectes, comme les tomates, les concombres et les poivrons) ont augmenté de 7 % de 2015 à 2016 et ont atteint plus de 15 millions de m² en 2016. L'Ontario est à la tête de ce secteur, puisqu'on y trouve plus des deux tiers (70 %) de toutes les exploitations serricoles produisant des légumes au Canada, suivi de la Colombie-Britannique (20 %) et du Québec (6 %) (Statistics Canada, 2017). L'augmentation du nombre de serres se traduit par une dégradation de l'habitat extérieur du bourdon, et par une augmentation probable du recours au bourdon fébrile en tant que pollinisateur en serre (voir la menace 8.2). La propagation de pathogènes résultant de l'utilisation accrue de bourdons domestiqués en milieu serricole au cours des dernières décennies a été incriminée dans le déclin des populations de bourdons terricoles, de bourdons à tache rousse et de bourdons de l'Ouest (Thorp et Shepherd, 2005; NRC, 2007; Evans *et al.*, 2008) et pourrait éventuellement favoriser l'émergence d'une épidémie fulgurante et catastrophique.

Compétition des abeilles domestiques

Dans les paysages agricoles et urbains, le bourdon de Suckley et ses hôtes entrent probablement en concurrence avec l'abeille européenne (*Apis mellifera*), insecte domestiqué introduit, pour les sources de nectar et de pollen. Cependant, il est difficile d'évaluer l'intensité de cette compétition dans des conditions naturelles (Thomson, 2006); ainsi, l'impact de cette menace en milieu agricole est inconnu. L'abeille européenne a été introduite en Amérique du Nord il y a déjà plusieurs centaines d'années, et il est donc difficile d'associer le déclin suspecté du bourdon de Suckley et de ses hôtes à une compétition directe avec l'abeille européenne. Cependant, le nombre de ruches d'abeilles européennes domestiquées a augmenté, ce qui a vraisemblablement contribué à intensifier cette compétition, et des données de plus en plus nombreuses semblent démontrer que l'abeille européenne menace les relations mutualistes naturelles (analyse dans Aizen *et al.*, 2014) et qu'elle a un impact direct sur les abeilles sauvages. Par exemple, Cane et Tepedino (2016) calculent que pendant un seul mois, la récolte de pollen d'une colonie d'abeilles domestiquées saine permettrait autrement de produire 33 000 abeilles indigènes, réduisant ainsi la fécondité générale des abeilles sauvages nidificatrices dans la région.

Transmission des maladies

Des études récentes indiquent que les maladies touchant l'abeille domestique sont transmissibles aux bourdons (voir p. ex. Li *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2011). Au Canada, on estime à 600 000 le nombre de colonies d'abeilles domestiques utilisées pour la pollinisation et la production de miel (Canadian Honey Council, 2014), et ce nombre est appelé à augmenter (AAFC, 2012). Comme les maladies constituent un problème endémique dans les colonies d'abeilles domestiques, l'abeille domestique présente donc une menace pour les espèces de bourdons indigènes. Des cas de transmission du *Nosema ceranae* de l'abeille domestique à des espèces de bourdons ont été recensés au

Royaume-Uni (Graystock *et al.*, 2013b). D'autres pathogènes, dont des virus, pourraient constituer une menace, mais n'ont pas encore été étudiés de façon approfondie.

Autres espèces envahissantes

L'ampleur de la menace générale posée par les espèces envahissantes dans de nombreuses régions du Canada est méconnue, mais son évaluation est considérée comme une importante priorité de recherche (Langor *et al.*, 2014).

Plantes productrices de nectar ou de pollen commercialisées

Les plantes constituent d'autres menaces possibles pour les bourdons en zones urbaines; les plantes vendues en pépinières, notamment celles étiquetées comme étant « respectueuses des abeilles », sont souvent contaminées par des pesticides. Le recours aux pesticides dans les zones résidentielles s'ajoute à ces menaces. La diversité et l'abondance des bourdons étaient plus élevées dans les jardins français exempts de pesticides que dans ceux faisant l'objet de traitements (Muratet et Fontaine, 2015), surtout dans les zones urbaines. Ainsi, l'utilisation d'insecticides et d'herbicides pour le traitement des jardins et des plantes ornementales ou pour d'autres usages résidentiels peut donc comporter un risque pour tous les bourdons, dont l'espèce.

8.2 Espèces indigènes problématiques (impact inconnu)

L'utilisation du très efficace bourdon fébrile, espèce indigène du Canada (Ontario et Québec) (Laverty et Harder, 1988) qui sert aujourd'hui à la pollinisation des cultures en serre (p. ex. tomate) et au champ (p. ex. bleuet) dans la majeure partie du sud du Canada, pourrait avoir un impact additionnel sur le bourdon de Suckley et ses hôtes. Le bourdon fébrile pourrait supplanter le bourdon de Suckley dans la compétition pour l'accès aux ressources alimentaires et aux habitats de nidification des hôtes (Williams *et al.*, 2014). Les impacts négatifs des bourdons introduits pour la pollinisation des cultures commerciales sur les populations de bourdons indigènes demeurent méconnus au Canada, mais ils ont été documentés ailleurs (Williams et Osborne, 2009; Goulson, 2003b). Actuellement, l'utilisation et les déplacements du bourdon fébrile à l'intérieur et à l'extérieur de son aire de répartition d'origine au Canada ne sont pas suivis en Colombie-Britannique (Heron, comm. pers., 2019), en Saskatchewan (Sheffield, comm. pers., 2019), au Yukon (Cannings, comm. pers., 2019) ou dans les Territoires du Nord-Ouest (Carrière, comm. pers., 2019). Ils ne sont sans doute pas répertoriés non plus en Alberta. Terre-Neuve-et-Labrador interdit et supervise l'importation de bourdons qui ne sont pas naturellement présents dans la province, y compris le *Bombus impatiens*, espèce largement utilisée pour la pollinisation des cultures en serre (Humber, comm. pers., 2019).

Menace 11. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (impact faible)

11.1 – 11.2 (impact faible)

Les changements climatiques constituent une autre menace possible (Williams et Osborne, 2009). On sait que les espèces de bourdons ont une niche climatique étroite et sont particulièrement vulnérables aux menaces extrinsèques (Williams *et al.*, 2009). Actuellement, on ne connaît pas les tolérances climatiques du bourdon de Suckley, mais il semble que les changements climatiques aient des effets négatifs chez au moins une de ses espèces hôtes (le bourdon à tache rousse), en raison de l'augmentation de la variabilité des précipitations dans le temps (Kerr *et al.*, 2015).

Chez le genre *Bombus*, certaines espèces ont une niche climatique étroite et sont plus vulnérables aux menaces extrinsèques (Williams *et al.*, 2009). Une étude récente sur deux espèces de bourdons partageant l'habitat du bourdon de Suckley dans l'est du Canada et le nord-est des États-Unis (bourdon fébrile et bourdon à deux taches [*B. bimaculatus*]) a révélé que sous l'effet des changements climatiques, ces espèces émergent 10 jours plus tôt qu'il y a cent ans (Bartomeus *et al.*, 2011). Ce changement pourrait mener à un décalage avec l'apparition des ressources nutritives au début du printemps (voir p. ex. Miller-Rushing et Primack, 2008; Bartomeus *et al.*, 2011) ou augmenter le risque que les reines émergent plus tôt qu'à l'habitude (c'est-à-dire avant la fin des tempêtes hivernales). Aucune de ces espèces n'est l'hôte du bourdon de Suckley, mais ces tendances pourraient être similaires pour d'autres espèces hôtes.

Facteurs limitatifs

De nombreux facteurs limitatifs entravent l'abondance des psithyres :

1) Parasitisme du bourdon

Un vaste éventail d'invertébrés parasitent les bourdons à toutes les étapes du cycle de la colonie (Schmid-Hempel, 1998), y compris les psithyres. Les reines qui émergent au printemps après avoir hiberné dans le sol (y compris celles des psithyres) peuvent être infectées par des nématodes (*Sphaerularia bombi*) ou des protozoaires (*Apicystis bombi*), ce qui les rend incapables de fonder une colonie. Le *Locustacarus buchneri* est un acarien endoparasite commun qui vit dans les trachées et les sacs respiratoires de nombreuses espèces de bourdons. Otterstatter et Whidden (2004) ont observé des taux de prévalence inhabituellement élevés de ce parasite chez le bourdon terricole en Alberta. Alors qu'ils ne représentaient que 18 % de tous les bourdons examinés (n= 4 096), le bourdon cryptique, le bourdon de l'Ouest et le bourdon terricole totalisaient à eux seuls 83 % de tous les individus infectés, le bourdon terricole comptant pour 9 % des individus infectés (Otterstatter et Whidden, 2004). En comparaison, les taux d'infection de neuf autres espèces étudiées oscillaient entre 0 et 3,9 % (Otterstatter et Whidden, 2004). Ce parasite a une incidence négative sur la santé des bourdons.

En été, les bourdons peuvent contracter des parasites (p. ex. *Crithidia bombi*, *Nosema bombi*) lorsqu'ils butinent des fleurs contaminées par des bourdons infectés. Le *Nosema bombi* est une microsporidie parasite de l'intestin et des tissus des bourdons qui peut réduire le taux de survie et l'efficacité du butinage (Fisher et Pomeroy, 1989). L'infection à *Nosema bombi* est peu fréquente chez les bourdons sauvages (taux d'infection moyen = 5 à 10 %; Colla *et al.*, 2006). De récents relevés effectués aux États-Unis (Cameron *et al.*, 2011) ont permis de constater que les niveaux d'infection à *N. bombi* étaient plus élevés (plus de 35 %) chez les espèces de bourdons en déclin, ce qui étaye l'hypothèse selon laquelle ce parasite constitue un facteur limitatif important. Ainsi, ces parasites peuvent avoir un impact direct et indirect sur le bourdon de Suckley par le truchement de ses hôtes, et un parasite présent naturellement dans l'environnement peut devenir une menace pour l'espèce.

2) Prédateurs des bourdons adultes

Les Asilidés et les grandes araignées (les arachnides sont des prédateurs du bourdon, p. ex. les Thomisidés, les Salticidés et les Aranéidés [Copley, comm. pers., 2019]). Les mouches des familles Conopidés et Phoridés sont des parasitoïdes des bourdons adultes. Le raton-laveur, la mouffette, l'ours et d'autres mammifères attaquent également les colonies de bourdons, et s'en nourrissent (Breed *et al.*, 2004).

3) Spirale d'extinction induite par les mâles diploïdes

Les bourdons sont des organismes haplodiploïdes chez qui le déterminisme complémentaire du sexe accroît considérablement le risque d'extinction lorsque la taille efficace de la population diminue (Zayed et Packer, 2005). Cette situation est le fait d'une « spirale d'extinction induite par les mâles diploïdes » (Zayed et Packer, 2005). Chez le bourdon et la plupart des autres organismes haplodiploïdes, le sexe est déterminé par le génotype à locus unique : les hémizygotes (haploïdes) sont des mâles, les hétérozygotes sont des femelles et les homozygotes sont des mâles stériles ou inviabilisés. Le nombre d'allèles codeurs du sexe dans une sous-population détermine la proportion d'individus diploïdes qui sont des mâles et dépend lui-même principalement de la taille efficace de la population. À cause de la production de mâles stériles lorsque l'hétérozygotie à locus déterminant le sexe est faible (les populations sont de petite taille et des croisements consanguins se produisent), les bourdons sont plus vulnérables que de nombreuses autres espèces animales à la fragmentation de leur habitat (Packer et Owen, 2001). En d'autres mots, lorsque la taille d'une population de bourdons s'amenuise, la fréquence des mâles diploïdes augmente. L'augmentation des mâles diploïdes dans une population réduite a pour effet d'accélérer le déclin de la population et entraîne une forme particulière de spirale d'extinction, soit la spirale d'extinction induite par les mâles diploïdes.

4) Diversité génétique plus faible chez les psithyres

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

phénomène n'a pas été étudié chez le bourdon de Suckley, il a été observé chez ses hôtes, qui affichent une diversité génétique moindre et une charge parasitaire supérieure à la normale (Cameron *et al.*, 2011), ce qui vient étayer cette tendance. Ces déclin sont susceptibles de causer des effets similaires à ceux d'une petite population chez les psithyres qui les parasitent.

5) Accès au nectar et au pollen pour le bourdon de Suckley et ses hôtes

Les bourdons sont des insectes eusociaux qui ont besoin d'un vaste apport en ressources florales (pollen et nectar) durant toute la saison de végétation pour soutenir la croissance de la colonie et la production de reines à l'automne.

6) Les psithyres sont plus vulnérables à l'extinction que leurs hôtes (Suhonen *et al.*, 2015).

Ce sont des parasites sociaux de bourdons nidificateurs qui dépendent de la répartition, de l'abondance et de la santé des colonies des espèces hôtes.

Nombre de localités

Le terme « localité » désigne une zone écologiquement ou géographiquement distincte dans laquelle un seul événement menaçant peut toucher rapidement tous les individus du taxon considéré. Il n'est pas possible de calculer le nombre de localités pour le bourdon de Suckley au Canada. Comme cette espèce est largement répartie et que les menaces qui pèsent sur elle sont variables selon la zone géographique, le nombre de localités est supérieur à 50 et sans doute dans les centaines.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Le bourdon de Suckley ne figure sur la liste d'aucune loi provinciale ou territoriale au Canada. Cependant, deux espèces de bourdons hôtes figurent à l'annexe 1 de *Loi sur les espèces en péril* (LEP) : le bourdon à tache rousse est inscrit à la liste des espèces en voie de disparition (juin 2012), et le bourdon terricole, à la liste des espèces préoccupantes (mai 2018). Les sous-espèces *occidentalis* et *mckayi* du bourdon de l'Ouest sont respectivement désignées par le COSEPAC comme espèces menacées et préoccupantes (2014), mais elles ne figurent pas dans la liste de la LEP (en date de mai 2019).

Statuts et classements non juridiques

Cote de conservation mondiale : G3 (vulnérable) (NatureServe, 2018).

Cote nationale au Canada : N3 (vulnérable) (dernière évaluation en juin 2015) (Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016)

Cotes provinciales et territoriales (Natureserve, 2018) :

C.-B., Alb., Sask., Man. : S3S4 (vulnérable/apparemment non en péril)
(juin 2015)

Yn : S2S3 (en péril à vulnérable) (mars 2016)

T.-N. : SU (inconnu)

Ont. Qc, N.-B., N.-É., Î.P.-É. : non classé

Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) : CR –
En danger critique.

Le bourdon de Suckley n'a pas été évalué en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. Une demande a été formulée à la Fish and Game Commission de l'État de la Californie afin d'inscrire le bourdon de Suckley à la liste des espèces en voie de disparition en vertu de la *California Endangered Species Act* (Xerces Society for Invertebrate Conservation, 2018). À ce jour (août 2019), l'espèce n'a pas encore été inscrite à la liste en vertu de cette loi.

PROTECTION ET PROPRIÉTÉ DE L'HABITAT

L'aire de répartition canadienne du bourdon de Suckley chevauche plusieurs parcs et aires protégées provinciaux et nationaux. Les aires protégées où l'espèce a été observée comprennent le parc interprovincial Cypress Hills (Saskatchewan), le parc national de Banff (Alberta), le parc provincial de Birds Hill (Manitoba), le parc provincial de Duck Mountain (Saskatchewan), le parc national Elk Island (Alberta), le parc national Jasper (Alberta), le parc national Kouchibouguac (Nouveau-Brunswick), le parc national du Mont-Revelstoke (Colombie-Britannique), le parc national du Mont-Riding (Manitoba), la forêt provinciale de Sandilands (Manitoba), le parc national de Prince Albert (Saskatchewan), le parc national des Lacs-Waterton (Alberta) et le parc provincial de Wood Mountain (Saskatchewan). Des activités ont été menées à l'échelle locale pour protéger les ressources en nectar et en pollen à l'échelle du paysage, mais dans la plupart des aires protégées, il n'existe pas d'initiatives pour protéger l'habitat des pollinisateurs et les scénarios liés aux changements climatiques ne sont pas intégrés aux mesures de planification.

L'espèce a été observée sur la base des Forces canadiennes Shilo, près de Brandon, au Manitoba.

REMERCIEMENTS

Le Ministry of Environment and Climate Change Strategy de la Colombie-Britannique et le Royal Saskatchewan Museum ont alloué du temps et des ressources aux rédacteurs respectifs pour leur permettre de produire le présent rapport. Les membres du SCS des arthropodes ont formulé des commentaires et des idées pour l'évaluation. Brett Hudson (Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development de la Colombie-Britannique) et Jenny Wu (secrétariat du COSEPAC) ont réalisé les cartes.

Les personnes suivantes ont fourni une aide sur le terrain et formulé des réflexions sur l'espèce, notamment dans le cadre des activités de capture de spécimens menées pour la production du présent rapport : Dawn Marks, Kyle Grant, Cara Dawson, Kirk Safford, Dennis St. John, Orville Dyer, Sara Bunge, Mark Weston, Brenda Costanzo, Josie Symonds, Katie Calon, Jamie Leatham, Darren Copley, Claudia Copley, Jeevan Sandhu, Lea Gelling, Rob Cannings, Paul Grant, Leah Ramsay, Dave Fraser, Lindsay Anderson, Lisa Tedesco, Janice Arndt, Natalie Stafl, Al Hansen, Erica McClaren, Derek Moore, Bonnie Zand, Andrew Fyson, Ryan Oram, Kristen Palmier, Joanne Neilson, Kendra Morgan, Maria Leung, Shannon Stotyn et Syd Cannings.

Merci à Brian Sieben, Dawn Andrews, Nic Larter, Suzanne Carrière, Paul Catling, Brenda Kostiak; Alison Thompson, Rosemin Nathoo et le Conseil consultatif de la gestion de la faune (T.N.-O.), Kyle Wolki et la communauté de Sach's Harbour, Sunje Aschbacher de South Nahanni Outfitters pour la capture d'abeilles dans les monts Mackenzie, et à Danny Allaire et J.C. Larter pour avoir aidé à la capture de spécimens dans la région de Fort Simpson.

David Lee, Bert Dean et l'organisation des chasseurs et trappeurs de Rankin Inlet, Nunavut Tunngavik Inc. et le ministère de la Faune et de l'Environnement ont facilité la délivrance des permis et l'échantillonnage de bourdons à Rankin Inlet, au Nunavut.

Paul Grant (ancien coprésident du SCS des arthropodes) et David McCorquodale (coprésident actuel du SCS des arthropodes) ont révisé le rapport et formulé des commentaires éditoriaux.

La photographie du bourdon de Suckley présentée en couverture (photographié et capturé avec quatre autres spécimens, conservés au Musée royal de la Saskatchewan) a été prise à Woodrow, en Saskatchewan, le 30 juin 2019, par Cory S. Sheffield. Cette même photo a été publiée dans iNaturalist®. D'autres photos du bourdon de Suckley ont été prises par Sheila Dumesh, Université York.

EXPERTS CONTACTÉS

- Anderson, Robert. Chercheur scientifique. Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).
- Bennett, Bruce. Botaniste et coordonnateur. Conservation Data Centre du Yukon, Whitehorse (Yukon).
- Boates, Sherman. Gestionnaire (à la retraite). Biodiversity Wildlife Division, Department of Natural Resources, gouvernement de la Nouvelle-Écosse, Kentville (Nouvelle-Écosse).
- Cannings, Sydney. Service canadien de la faune, Whitehorse (Yukon).
- Cardinal, Sophie. Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes, Ottawa (Ontario).
- Carrière, Suzanne. Biologiste, ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles (ERN), gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).
- Copley, Claudia. Gestionnaire des collections. Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique).
- Cooper, Kaytlyn. Conseil tribal des Gwich'in, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).
- Court, Gord. Provincial Wildlife Status Biologist, Department of Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta).
- Desrosiers, Nathalie. Biologiste en conservation, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec (Québec).
- Fraser, David. Chef d'unité (à la retraite). Species Conservation Science Unit. Conservation Science Section, Ecosystems Branch, British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, Victoria (Colombie-Britannique).
- Galpern, Paul. Professeur adjoint, University of Calgary, Faculty of Environmental Design, Calgary (Alberta).
- Gauthier, Isabelle. Coordinatrice provinciale des espèces fauniques menacées et vulnérables, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec (Québec).
- Gelling, Lea. Zoologiste. Conservation Data Centre, British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, Victoria (Colombie-Britannique).
- Govindarajulu, Purnima. Chef d'unité (intérimaire). Species Conservation Science Unit. Conservation Science Section, Ecosystems Branch, British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, Victoria (Colombie-Britannique).
- Hurlburt, Donna. Gestionnaire. Biodiversity Wildlife Division Department of Natural Resources, gouvernement de la Nouvelle-Écosse, Kentville (Nouvelle-Écosse).
- Humber, Jessica. Ecosystem Management Ecologist, Endangered Species and Biodiversity Section, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve).

- Jones, Colin. Zoologiste provincial - arthropodes. Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Richesses naturelles et des Forêts, Peterborough (Ontario).
- Larter, Nic. Biologiste, ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles (ERN), gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest).
- Needham, Karen. Spencer Entomological Collection, Beaty Biodiversity Museum à la University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Pardy, Shelley. Gestionnaire principal, Department of Environment and Conservation, Terre-Neuve.
- Sabine, Mary. Biologiste, ministère des Ressources naturelles, Department of Environment and Conservation, Fredericton (Nouveau-Brunswick).
- Semmler, Sarah. Directrice. Living Prairie Museum, municipalité de Winnipeg, Winnipeg (Manitoba).
- Stipek, Katrina. Spécialiste de la gestion des données. Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).
- Watkins, William. Wildlife and Ecosystem Protection Branch, ministère de la Conservation et du Climat du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

SOURCES D'INFORMATION

- Agriculture and Agri-Food Canada [AAFC]. 2012. Statistical Overview of the Canadian Honey Industry. Site Web : http://www.ontariobee.com/sites/ontariobee.com/files/HoneyReport_2012_EN.pdf [Consulté le 17 décembre 2018]] (Également disponible en français : Agriculture et Agroalimentaire Canada [AAC]. 2012. Aperçu statistique de l'industrie du miel du Canada. Site Web : http://www.honeycouncil.ca/images2/pdfs/HoneyReport_2012_FR.pdf)
- Aizen, M.A., C.L. Morales, D.P. Vázquez, L.A. Garibaldi, A. Sáez et L.D. Harder. 2014. When mutualism goes bad: density-dependent impacts of introduced bees on plant reproduction. *New Phytologist* 204:322–328.
- Alford D.V. 1975. *Bumble Bees*. London: Davis-Poynter, London, England. xii+352 pp.
- Antonovics, J. et M. Edwards. 2011. Spatio-temporal dynamics of Bumble Bee nest parasites (*Bombus* subgenus *Psithyrus* spp.) and their hosts (*Bombus* spp.). *Journal of Animal Ecology* 80:999-1011.
- Bartomeus, I., J.S. Ascher, D. Wagner, B.N. Danforth, S.R. Colla, S. Kornbluth et R. Winfree. 2011. Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:20645–20649.
- Bennett, B. 2019. *Communication personnelle avec J.Heron et C.Sheffield, mai à octobre 2019*. Conservation Data Centre du Yukon, Whitehorse, Yukon

- Benton, T. 2006. Bumble bees. Harper-Collins, UK.
- Breed, M.D., E. Guzman-Novoa et G.J.Hunt. 2004. Defensive behavior of honey bees: organization, genetics, and comparisons with other bees. *Annual Review of Entomology* 49:271-298.
- Brown M.J.F., R. Loosli et P. Schmid-Hempel. 2000. Condition-dependent expression of virulence in a trypanosome infecting bumble bees. *Oikos* 91:421–427.
- Brown M.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.
- Cameron, S. A., H. M. Hines et P. H. Williams. 2007. A comprehensive phylogeny of the Bumble Bees (*Bombus*), *Biological Journal of the Linnean Society* 91:161-188.
- Cameron, S.A., J.D. Lozier, J.P. Strange, J.B. Koch, N. Cordes, L.F. Solter et T. Griswold. 2011. Patterns of widespread decline in North American Bumble Bees. *Proceedings of the National Academy of Science* 108:662-667.
- Canadian Endangered Species Conservation Council. 2016. Wild Species 2015: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group. 128 pp. (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.)
- Canadian Honey Council. 2014. Managing bees for pollination [En ligne] http://www.honeycouncil.ca/managing_bees_for_pollination.php Consulté le 7 mai 2014.
- Cane, J.H. et V.J. Tepedino. 2016. Gauging the effect of honey bee pollen collection on native bee communities. *Conservation Letters* DOI: 10.1111/conl.12263.
- Cannings, S. 2018 et 2019. *Communication personnelle avec C. Sheffield et J.Heron*. Novembre 2018 à août 2019. Service canadien de la faune, Whitehorse, Yukon.
- Cartar, R. 2005. Short-term effects of experimental boreal forest logging disturbance on bumble bees, bumble bee-pollinated flowers and the bee–flower match. *Biodiversity and Conservation* 14: 1895–1907.
- Colla, S. R., M. C. Otterstatter, R. J. Gegear et J. D. Thomson. 2006. Plight of the Bumble Bee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological Conservation* 129:461-467.
- Colla, S.R. et L. Packer. 2008. Evidence for decline in eastern North American Bumble Bees (Hymenoptera:Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodiversity and Conservation* 17:1379-1391.
- Colla, S.R. et S. Dumesh. 2010. Natural history notes for the Bumble Bees of southern Ontario. *Journal of the Entomological Society of Ontario* 141:38-67.
- Colla, S.R., L. Richardson et P. Williams. 2011. Bumble bees of the eastern United States. USDA/Pollinator Partnership.

- Colla, S.R., F. Gadallah, L. Richardson, D. Wagner et L. Gall. 2012. Assessing declines of North American Bumble Bees (*Bombus* spp.) using museum specimens. *Biodiversity and Conservation* 21:3585-3595.
- Colla, S.R., N.D. Szabo, D.L. Wagner, L.F. Gall et J.T. Kerr. 2013. Response to Stevens et Jenkins' pesticide impacts on bumblebees: a missing piece. *Conservation Letters* 6:215-216.
- Cordes, N., W.F. Huang, J.P. Strange, S.A. Cameron, T.L. Griswold, J.D. Lozier et L.F. Solter. 2012. Interspecific geographic distribution and variation of the pathogens *Nosema bombi* and *Crithidia* species in United States bumble bee populations. *Journal of Invertebrate Pathology* 109:209–216.
- COSEWIC 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, Ontario. vi + 34 pp. (Également disponible en français : COSEPAC 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bourdon à tache rousse (*Bombus affinis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ontario). vi + 36 p.)
- COSEWIC. 2011. Guidelines for recognizing designatable units. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/committee-status-endangered-wildlife/guidelines-recognizing-designatable-units.html> [Consulté le September 15, 2019]. (Également disponible en français : COSEPAC. 2011. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-climat-changement/services/committee-status-endangered-wildlife/guidelines-recognizing-designatable-units.html>)
- COSEWIC. 2014. COSEWIC assessment and status report on the Western Bumble Bee *Bombus occidentalis*, *occidentalis* subspecies (*Bombus occidentalis occidentalis*) and the *mckayi* subspecies (*Bombus occidentalis mckayi*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, Ontario. 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 (Ontario). xiii + 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, Ontario. 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 (Ontario). x + 69 p.)

- COSEWIC. 2018. In Press. COSEWIC assessment and status report on the American Bumble Bee *Bombus pensylvanicus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, Ontario. x + 52 pp. (<http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=en&n=24F7211B-1>). (Également disponible en français : COSEPAC. 2018. In Press. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bourdon américain (*Bombus pensylvanicus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ontario). x + 58 p. <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=fr&n=24F7211B-1>.)
- 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, B. L. de Bivort. 2018. Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. *Science* 362:683-686.
- Curry, P.S. 1984. Bumble bees of Saskatchewan (Hymenoptera: Apidae): a survey of their geographic distribution. *Natural History Contributions No.5, Saskatchewan Museum of Natural History, Regina, Saskatchewan*. 44 pp.
- Dawson, C. et J. Heron. 2015. *Habitat Stewardship for Bumble Bees and Other Pollinating Insects at Risk in the Okanagan and Similkameen Valleys, British Columbia, 2015*. British Columbia Ministry of Environment, Vancouver, British Columbia.
- Environmental Protection Agency (EPA), U.S.A. 1994. Pesticide fact sheet: Imidacloprid, Washington, D.C. Site Web : <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/imidacloprid.html>
- ESTR Secretariat. 2016. Mixedwood Plains Ecozone+ evidence for key finding summary. *Canadian biodiversity: ecosystem status and trends 2010, Evidence for Key Findings Summary Report No. 7*. Canadian Councils of Resource Ministers. Ottawa, ON. x + 145 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=En&n=137E1147-1> (Également disponible en français : Secrétariat du RETE. 2016. Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone+ des plaines à forêts mixtes. *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés n° 7*. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ont.). xi + 171 p. <https://biodivcanada.chm-cbd.net/fr/etat-tendances-ecosystemes-2010/rapports-techniques?lang=Fr&n=137E1147-1>)
- Evans, E., R. Thorp, S. Jepsen et S.H. Black. 2008. Status Review of Three Formerly Common Species of Bumble Bee in the Subgenus *Bombus*. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, Oregon.
- Fisher, R.M. 1983. Inability of the social parasite *Psithyrus ashtoni* to suppress ovarian development in workers of *Bombus affinis* (Hymenoptera: Apidae). *Journal of the Kansas Entomological Society* 56:69-73.

- Fisher, R.M. et B.J. Sampson 1992. Morphological specializations of the Bumble Bee social parasite *Psithyrus ashtoni* (Cresson) (Hymenoptera, Apidae). *Canadian Entomologist* 124:69-77.
- Fisher, R.M. et N. Pomeroy. 1989. Incipient colony manipulation, *Nosema* incidence and colony productivity of the bumble bee *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *Journal of the Kansas Entomological Society* 62:581–589.
- Fisher, R.M., D.R. Greenwood et G.J. Shaw. 1993. Host recognition and the study of a chemical basis for attraction by cuckoo Bumble Bees (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Chemical Ecology* 19:771-786.
- Frison, T.H. 1926. Descriptions and records of North American Bremidae, together with notes on the synonymy of certain species (Hymenoptera). *Transactions of the American Entomological Society* 52:129-145.
- Frison, T.H. 1927. A contribution to our knowledge of the relationship of the Bremidae of America north of Mexico (Hymenoptera). *Transactions of the American Entomological Society* 53:51 – 78.
- Galpern, P. 2018. *Communication personnelle avec Cory Sheffield*. 18 décembre 2018. University of Calgary, Faculty of Environmental Design, Calgary, Alberta
- Gels, J.A., D.W. Held et D.A. Potter. 2002. Hazards of insecticides to the bumble bees *Bombus impatiens* (Hymenoptera: Apidae) foraging on flowering white clover in turf. *Journal of Economic Entomology* 95:722-728.
- Gibson, S.D., K. Bennett, R.W. Brook, S.V. Langer, V.J. Macphail et D.V. Beresford. 2018. New records and range extensions of bumble bees (*Bombus* spp.) in a previously undersampled region of North America's boreal forest. *Journal of the Entomological Society of Ontario* 149:1–14.
- Gill, R. et N. Raine. 2014. Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology* 28:1459-1471.
- Gill, R., O. Ramos-Roderiguez et N. Raine. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491:105-108.
- Goulson, D. 2003a. *Bumble bees, Their Behaviour and Ecology*. Oxford University Press, Oxford, 235 pp.
- Goulson, D. 2003b. Effects of introduced bees on ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:1-26.
- Graystock, P., K. Yates, S.E.F. Evison, B. Darville, D. Goulson et W.O.H. Hughes. 2013a. The Trojan hives: pollinator pathogens, imported and distributed in bumble bee colonies. *Journal of Applied Ecology* 50:1207-1215.
- Graystock, P., K. Yates, B. Darvill, D. Goulson et W.O.H. Hughes. 2013b. Emerging dangers: deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. *Journal of Invertebrate Pathology* 114:114–119.

- Greene, J.W. 1860. Review of the American Bombidae, together with a description of several species heretofore undescribed, being a synopsis of the species of this family of hymenopterous insects thus far known to inhabit North America. *Annals of The Lyceum of Natural History of New York* 7:168-176.
- Grixti, J. C., L.T. Wong, S.A. Cameron et C. Favret. 2009. Decline of bumble bees (*Bombus*) in the North American Midwest. *Biological Conservation* 142:75-84.
- Harris, A.G., R.F. Foster, L.V.H. Spenceley et B. Ratcliff. 2019. Northwestern Ontario Bumble Bee Survey 2018. Unpublished report.
- Hatfield, R.G. et G. LeBuhn. 2007. Patch and landscape factors shape community assemblages of bumble bees, *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae), in montane meadows. *Biological Conservation* 139:150-158.
- Heron, J. et C. Sheffield. 2016. Summary report Year 1 of 3: Habitat stewardship actions for pollinators in the Thompson-Okanagan and Similkameen Valleys, British Columbia, 2016. British Columbia Ministry of Environment, Vancouver, British Columbia.
- Heron, J., C. Sheffield et D. Marks. 2017. Summary report Year 2 of 3: Habitat stewardship actions for pollinators in the Thompson-Okanagan and Similkameen Valleys, British Columbia, 2017. British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, Vancouver, British Columbia 59 pp. + 3 Appendices.
- Heron, J., C. Sheffield et D. Marks. 2018. Summary report Year 3 of 3: Habitat stewardship actions for pollinators in the Thompson-Okanagan and Similkameen Valleys, British Columbia, 2018. British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy, Vancouver, British Columbia 65 pp. + Appendix.
- Hicks, B.J. et J. Sircom. 2016. Pollination of commercial cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Ait.) by native and introduced managed bees in Newfoundland. *Journal of the Acadian Entomological Society* 12: 22-30. Site Web : http://acadianes.org/journal/papers/hicks_16-2.pdf [Consulté le 19 mai 2019]
- Hines, H.M. 2008. Historical biogeography, divergence times, and diversification patterns of bumble bees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*). *Systematic Biology* 57:58-75.
- Hines, H.M. et S.A. Cameron. 2010. The phylogenetic position of the bumble bee inquiline *Bombus inexpectatus* and implications for the evolution of social parasitism. *Insectes Sociaux* 57:379–383.
- Hobbs, G.A. 1965a. Ecology of species of *Bombus* Latr. (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. II. Subgenus *Bombias* Robt. *The Canadian Entomologist* 97:120-128.
- Hobbs, G.A. 1965b. Ecology of species of *Bombus* Latr. (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. III. Subgenus *Cullumanobombus* Vogt. *The Canadian Entomologist* 97:1293-1302.

- Hobbs, G.A. 1966a. Ecology of species of *Bombus* Latr. (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. IV. Subgenus *Fervidobombus* Skorikov. The Canadian Entomologist 98:33-39.
- Hobbs, G.A. 1966b. Ecology of species of *Bombus* Latr. (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. V. Subgenus *Subterraneobombus* Vogt. The Canadian Entomologist 98:288-294.
- Hobbs, G.A. 1968. Ecology of species of *Bombus* (Hymenoptera: Apidae) in southern Alberta. VII. Subgenus *Bombus*. The Canadian Entomologist 100:156-164.
- Humber, J. 2019. *Communication personnelle avec D.B. McCorquodale, novembre 2019*. Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador, Corner Brook, Terre-Neuve-et-Labrador.
- IUCN (International Union of Conservation Networks). 2001. IUCN red list categories and criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 30pp. (Également disponible en français : IUCN (Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources). 2001. Catégories et Critères de l’IUCN pour la Liste Rouge : version 3.1. Commission de la sauvegarde des espèces de l’IUCN. IUCN, Gland (Suisse) et Cambridge (R.-U.). ii + 32 p.)
- IUCN-CMP. 2006. Unified Classification of Conservation Actions, Version 1.0. <http://www.iucn.org/themes/ssc/sis/classification.htm>. [Consulté le 14 septembre 2019].
- 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, Ontario. vi + 46 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=En&ndn=137E1147-1> (Également disponible en français : Javorek, S.K., et M.C. Grant. 2011. Tendances de la capacité d’habitat faunique des terres agricoles du Canada, de 1986 à 2006. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 14. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). vi + 51 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&ndn=137E1147-1>)
- Jones, C. 2019. *Communication personnelle avec J. Heron et C. Sheffield, mai 2019*. Centre d’information sur le patrimoine naturel de l’Ontario, ministère des Richesses naturelles et des Forêts, Peterborough, Ontario
- Kerr J.T., A. Pindar, P. Galpern, L. Packer, 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.
- Klymko, J. et D. Sabine. 2015. Verification of the occurrence of *Bombus affinis* (Hymenoptera: Apidae) in New Brunswick, Canada. Journal of the Acadian Entomological Society 11: 22-25.

- Koch, J. et J. Strange. 2012. The Status of *Bombus occidentalis* and *B. moderatus* in Alaska with Special Focus on *Nosema bombi* incidence. Northwest Science 86: 212-220.
- Kraus, F.B., S.Wolf et R.F.A. Moritz. 2009. Male flight distance and population substructure in the bumble bee, *Bombus terrestris*. Journal of Animal Ecology 78:247-252.
- Krupke C.H., G.J. Hunt, B.D. Eitzer, G. Andino et K. Given. 2012. Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields. PLoS ONE 7(1): e29268. doi:10.1371/journal.pone.0029268
- Langor, D.W., E.K. Cameron, C.J.K. MacQuarrie, A. McBeath, A. McClay, B. Peter, M. Pybus, T. Ramsfield, K. Ryall, T. Scarr, D. Yemshanov, I. DeMarchant, R. Footitt et G.R. Pohl. 2014. Non-native species in Canada's boreal zone: diversity, impacts, and risk. Environment Reviews 22:372-440.
- Laverty, T.M. et L. Harder. 1988. The bumble bees of eastern Canada. Canadian Entomologist 120: 965-987.
- Lhomme, P. et H. M. Hines. 2018. Ecology and evolution of cuckoo bumble bees, Annals of the Entomological Society of America, <https://doi.org/10.1093/aesa/say031>
- Li, J.L., W.J. Peng, J. Wu, J.P. Strange, H. Boncristiani et Y.P. Chen. 2011. Cross-species infection of deformed wing virus poses a new threat to pollinator conservation. Journal of Economic Entomology 104: 732-739.
- Macfarlane, R. 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.
- MacPhail, V.J. 2007. Pollination Biology of Wild Roses (*Rosa* spp.) in Eastern Canada. MSc thesis. University of Guelph, Ontario. 174 pp.
- Malfi, R. et T. Roulston. 2014. Patterns of parasite infection in bumble bees (*Bombus* spp.) of Northern Virginia. Ecological Entomology 39:17–29.
- Marletto, F., A. Patetta et A. Manino. 2003. Laboratory assessment of pesticide toxicity to bumble bees. Bulletin of Insectology 56:155-158.
- Master, L.L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe conservation status assessments: factors for evaluating species and ecosystems at risk. NatureServe, Arlington, Virginia.
<http://www.natureserve.org/sites/default/files/publications/files/natureserveconservationstatusfactors_apr12_1.pdf> [Consulté en septembre 2019]
- Michener, C.D. 2000. The Bees of the World. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 952 pp.

- Michener, C.D. 2007 (Second Edition). *The Bees of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 953 pp.
- Miller, N.G. 2010. *The bumble bees of Algonquin Provincial Park: a field guide*. Toronto Entomologists' Association. Toronto, Ontario. 24 pp.
- Miller-Rushing, A.J. et R.B. Primack. 2008. Global warming and flowering times in Thoreau's Concord: a community perspective. *Ecology* 89:332–341.
- Mitchell, T.B. 1962. *Bees of the Eastern United States*. Vol. II. North Carolina Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 152:1-557.
- Morandin, L. A. et M. L. Winston. 2003. Effects of novel pesticides on bumble bee (Hymenoptera: Apidae) colony health and foraging ability. *Community and Ecosystem Ecology* 32:555-563.
- Morrill, A. 1903. New Apoidea from Montana. *The Canadian Entomologist* 35:222-226.
- Muratet, A. et B. Fontaine. 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation* 182:148–154.
- Murray, T.E., M.F. Coffey, E. Kehoe et F.G. Horgan. 2013. Pathogen prevalence in commercially reared bumble bees and evidence of spillover in conspecific populations. *Biological Conservation* 159: 269-276.
- Nardone, E. 2013. *The bees of Algonquin Park: a study of their distribution, their community guild structure, and the use of various sampling techniques in logged and unlogged hardwood stands*. MSc Thesis, University of Guelph, ON.
- NRC (National Research Council) 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. 2018. [En ligne] <http://www.NatureServe.org/explorer/ranking.htm> [consulté le 17 décembre 2018].
- Normandin, É., N.J. Vereecken, C.M. Buddle et V. Fournier. 2017. Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ* 5:e3051 <https://doi.org/10.7717/peerj.3051>
- Onuferko, T.M., R. Kutby et M.H. Richards. 2015. A list of bee species (Hymenoptera: Apoidea) recorded from three municipalities in the Niagara region of Ontario, including a new record of *Lasioglossum furunculum* Gibbs (Halictidae) in Canada. *Journal of the Entomological Society of Ontario* 146:3-22.
- Otterstatter, M. et T.L. Whidden. 2004. Patterns of parasitism by tracheal mites (*Locustacarus buchneri*) in natural bumble bee populations. *Apidologie* 35:351-357.
- Otterstatter, M.C. et J.D. Thomson. 2008. Does pathogen spillover from commercially reared bumble bees threaten wild pollinators? *PLoS One* 3: e2771.
- Otterstatter, M.C., R.J. Gegear, S.R. Colla et J.D. Thomson. 2005. Effects of parasitic mites and protozoa on the flower constancy and foraging rate of bumble bees. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 58: 383-389.

- Patenaude, A. 2007. Diversity, composition and seasonality of wild bees (Hymenoptera: Apoidea) in a northern mixed-grass prairie preserve. Mémoire de maîtrise, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba.
- Peng, W.J., J.L. Li, H. Boncristiani, J.P. Strange, M. Hamilton et Y.P. Chen. 2011. Host range expansion of honey bee Black Queen Cell Virus in the bumble bee, *Bombus huntii* Apidologie 42: 650-658.
- Pengelly, C.J. et R.V. Cartar. 2010. Effects of variable retention logging in the boreal forest on the bumble bee-influenced pollination community, evaluated 8-9 years post-logging. Forest Ecology and Management 260:904-1002.
- PMRA (Pest Management Regulatory Agency). 2001. Imidacloprid. Regulatory Note. REG2001-11. Ottawa: Health Canada, Pest Management Regulatory Agency. Disponible à l'adresse : <http://www.pmra-arla.gc.ca/english/pdf/reg/reg2001-11-e.pdf> [consulté le 22 janvier 2013]. (Également disponible en français : ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2001. Imidacloprid. Note réglementaire. REG2001-11. Ottawa, Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Disponible à l'adresse : <http://www.pmra-arla.gc.ca/english/pdf/reg/reg2001-11-e.pdf>)
- Plath, O.E. 1934. Bumble Bees and their ways, Macmillan, New York, New York. 201 pp.
- Power, A. G. et C. E. Mitchell. 2004. Pathogen Spillover in Disease Epidemics. American Naturalist 164: S79-S89.
- Prescott, D.R.C., M.L. Wells et L.R. Best. 2019. Survey of bumblebees in central Alberta, 2018. <https://data.canadensys.net/ipt/resource?r=bduc-bombus-specimens> [Consulté le 27 mai 2019].
- Ratti, C.M. 2006. Bee abundance and diversity in berry agriculture. Mémoire de maîtrise, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia.
- Rowe, G. 2013. *Communication personnelle avec S. Colla*, citée dans 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.
- Sabine, D. 2019. *Communication par courriel avec J.Heron et J.Klymko, 22 mai 2019*. Biologiste de la faune, Department of Natural Resources, Department of Environment and Conservation, Fredericton, Nouveau-Brunswick
- Sakagami, S.F. et Y. Nishijima. 1973. Two heterospecific colonies found in Japanese bumblebees, *Bombus schrencki* and *B. pseudobaicalensis* (Hymenoptera: Apidae). Research Bulletin of Obihiro University, Series I 7: 628-631.
- 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.

- Schmid-Hempel, P. 1998. Parasites in social insects. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Sellars, R. et Hicks, B. 2015. Bee diversity and abundance in three different habitats of eastern Newfoundland. *Journal of the Acadian Entomological Society* 11: 9-14.
- Semmler, S. 2019. *Communication personnelle avec J. Heron et C. Sheffield, mai 2019*. Living Prairie Museum, Winnipeg, Manitoba.
- Sheffield, C.S., A. Pindar, L. Packer et P.G. Kevan. 2013. The potential of cleptoparasitic bees as indicator taxa for assessing bee communities. *Apidologie* 44:501-510.
- Sheffield, C.S., L. Richardson, S. Cannings, H. Ngo, J. Heron et P.H. Williams. 2016. Biogeography and designatable units of *Bombus occidentalis* Greene and *B. terricola* Kirby (Hymenoptera: Apidae) with implications for conservation status assessments. *Journal of Insect Conservation* 20:189–199.
- Sheffield, C.S., J. Heron, J. Gibbs, T.M. Onuferko, R. Oram, L. Best, N. deSilva, S. Dumesh, A. Pindar et G. Rowe. 2017. Contribution of DNA barcoding to the study of the bees (Hymenoptera: Apoidea) of Canada: progress to date. *The Canadian Entomologist* 149:736-754.
- Statistics Canada. 2017. Census of Agriculture, Statistical summary of Ontario Agriculture, Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA). Compiled by Siva Mailvaganam - Statistician/OMAFRA http://www.omafra.gov.on.ca/english/stats/agriculture_summary.htm [consulté le 18 décembre 2018]. (Également disponible en français : Statistique Canada. 2017. Recensement de l'agriculture, Sommaire statistique d'agriculture d'Ontario, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales (MAAARO). Compilation faite par Siva Mailvaganam - Statisticien/MAAARO http://www.omafra.gov.on.ca/french/stats/agriculture_summary.htm)
- Stotyn, S. 2012. Wild Bumble Bees of the Nahanni River Region, NT. Final Report, Environment Canada, 10 pp.
- Stout, J.C. et D. Goulson. 2000. Bumble Bees in Tasmania: their distribution and potential impact on Australian flora and fauna. *Bee World* 81:80-86.
- Suhonen, J., J.Rannikko et J. Sorvari. 2015. The rarity of host species affects the co-extinction risk in socially parasitic bumblebee *Bombus (Psithyrus)* Species. *Annales Zoologici Fennici* 52:236-242.
- Sur, R. et A. Stork. 2003. Uptake, translocation and metabolism of imidacloprid in plants. *Bulletin of Insectology* 1:35-40.
- Szabo, N., S.R. Colla, D. Wagner, L.F. Gall et J.T. Kerr. 2012. Is pathogen spillover from commercial bumble bees responsible for North American wild Bumble Bee declines? *Conservation Letters* 5:232-239.
- Tanner, R.A. et A.C. Gange. 2004. Effects of golf courses on local biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 71:137-146.

- Tasei, J. N., G. Ripault et E. Rivault. 2001. Hazards of Imidacloprid seed coating to *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) when applied to Sunflower. *Journal of Economic Entomology* 94:623 - 627.
- Thorp, R.W. et M.D. Shepherd. 2005. Subgenus *Bombus* Latreille 1802 (Apidae: Apine: Bombini). In Shepherd, M. D., D. M. Vaughan et S. H. Black (Eds.) *Red List of Pollinator Insects of North America*. CD-ROM Version 1 (May 2005). Portland, OR: The Xerces Society for Invertebrate Conservation. Available at www.xerces.org/Pollinator_Red_List/Bees/Bombus_Bombus.pdf. Consulté le 20 mai 2019.
- Thorp, R.W., D.S Horning et L.L. Dunning. 1983. Bumble bees and cuckoo bumble bees of California (Hymenoptera: Apidae). *Bulletin of the California Insect Survey* 23:1-79.
- Turnock, W.J., P.G. Kevan, T.M. Lavery et L. Dumouchel. 2006. Abundance and species of bumble bee (Hymenoptera: Apoidea: Bombinae) in fields of canola, *Brassica rapa* L.in Manitoba: an 8-year record. *Journal of the Entomological Society of Ontario* 137:31-40.
- Voveikov, G.S. 1953. Estestvennaya smena samok vo cem'ya Schmelej (Hym. Bomb.). *Entomologicheskoe Obozrenie* 33:174–181.
- Whitehorn, P., S. O'Connor, F.L. Wackers et D. Goulson. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336:351-352.
- Whitehorn, P., M. Tinsley, M.J.F. Brown, B. Darvill et D. Goulson. 2014. Genetic diversity and parasite prevalence in two species of bumblebee. *Journal of Insect Conservation* 18:667–673.
- Williams P.H. 2008. Do the parasitic *Psithyrus* resemble their host bumblebees in colour pattern? *Apidologie* 39:637-649
- Williams, P.H. 1989. *Bumble bees - and their decline in Britain*. Ilford: Central Association of Bee-Keepers. 15 pp. [En ligne] <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/bombus/decline.html>.
- Williams, P.H. et J.L. Osborne. 2009. Bumble bee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie* 40:367-387.
- Williams, P.H., R.W. Thorp, L.L. Richardson et S.R. Colla. 2014. *The Bumble Bees of North America: an identification guide*. Princeton University Press. NY, USA. 208 pp.
- Williams, P.H., S.A. Cameron, H.M. Hines, B. Cederberg et P. Rasmont. 2008. A simplified subgeneric classification of the bumblebees (genus *Bombus*). *Apidologie* 39:46-74.
- 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

- Xerces Society for Invertebrate Conservation. 2018. A petition to the state of California Fish and Game Commission to list the Crotch bumble bee (*Bombus crotchii*), Franklin's bumble bee (*Bombus franklini*), Suckley cuckoo bumble bee (*Bombus suckleyi*), and western bumble bee (*Bombus occidentalis occidentalis*) as Endangered under the California Endangered Species Act, submitted October 2018.
- 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.
- Zimma, B. O., M. Ayasse, J. Tengo, F. Ibarra, C. Schulz et W. Francke. 2003. Do social parasitic Bumble Bees use chemical weapons? (Hymenoptera, Apidae). *Journal of Comparative Physiology* 189:769-775.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Jennifer M. Heron est la spécialiste provinciale de la conservation des invertébrés au Ministry of Environment and Climate Change Strategy de la Colombie-Britannique. Elle dirige et gère la stratégie provinciale de conservation des invertébrés, qui comprend l'élaboration et l'application de lois, de politiques, de procédures et de normes provinciales visant à assurer la conservation et le rétablissement des espèces d'invertébrés en péril, de leur habitat et des écosystèmes, et à éviter que ces espèces ne deviennent des espèces en péril. Elle a rédigé ou corédigé onze rapports de situation du COSEPAC. Ses travaux ont porté sur les abeilles indigènes de l'Ouest canadien et les invertébrés des sources thermales.

Cory S. Sheffield s'intéresse aux abeilles et à la pollinisation depuis 1993, alors qu'il était étudiant au premier cycle à l'Université Acadia en Nouvelle-Écosse. Son projet de maîtrise, à l'Université Acadia, portait sur les interactions entre les plantes et les insectes. Il a ensuite obtenu un doctorat à l'Université de Guelph, en Ontario. Ses études portaient plus particulièrement sur les abeilles de la Nouvelle-Écosse, notamment leur diversité et leur rôle dans la pollinisation des cultures. Cory a ensuite entrepris des études postdoctorales à l'Université York, en Ontario, sur la taxinomie des abeilles et le codage à barres de l'ADN, puis il a occupé un poste d'associé de recherche sur la taxinomie des abeilles dans le cadre de l'Initiative canadienne sur la pollinisation (CANPOLIN). Depuis 2012, Cory est chercheur scientifique et conservateur au service de la zoologie des invertébrés au Royal Saskatchewan Museum. Ses travaux de recherche portent encore sur les abeilles : il a publié des articles sur la taxinomie des abeilles du Canada et de l'Amérique du Nord, l'utilité des codes-barres ADN pour les abeilles, la physiologie des abeilles, le rôle des abeilles dans la pollinisation et la diversité des abeilles du Canada.

COLLECTIONS EXAMINÉES

L'ensemble de données utilisé pour le présent rapport provient d'un plus vaste ensemble constitué pour « An Identification Guide: Bumble Bees of North America » par Williams *et al.* (2014) et des collections employées pour d'autres rapports du COSEPAC sur les bourdons (COSEWIC, 2010, 2014, 2015, 2018). Les collections examinées qui ne figurent pas dans la liste initiale sont marquées d'un astérisque*. Des données récentes pour le bourdon de Suckley au Canada ont également été obtenues auprès de Bumble Bee Watch[®], iNaturalist[®] et d'autres sources en ligne, ainsi que des captures récentes de bourdons des rédacteurs qui ne font pas encore partie des collections en musées.

- Academy of Natural Sciences, Philadelphie, Pennsylvanie
- Parc provincial Algonquin, Ontario
- American Museum of Natural History, New York, New York
- Collection de recherche André Francoeur, Chicoutimi, Québec
- Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville, Nouveau-Brunswick
- Collection personnelle de B. Hicks, College of the North Atlantic, Carbonear, Terre-Neuve
- Bee Biology and Systematics Laboratory, Logan, Utah
- Bohart Museum, University of California, Davis, Californie
- Biodiversity Institute of Ontario, Guelph, Ontario
- B. Jacobsen, Greer Labs, Inc, Lenoir, Caroline du Nord
- British Natural History Museum, London, Royaume-Uni
- Collection C. Buidin / Y. Rochepault Montréal, Québec
- Collection C. Looney, Olympia, Washington
- Collection C. S. Sheffield, Regina, Saskatchewan
- Service canadien des forêts, Québec, Québec
- Musée canadien de la nature, Ottawa, Ontario
- Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes, Ottawa, Ontario
- College of the North Atlantic, Carbonear, Terre-Neuve-et-Labrador
- Connecticut Agricultural Extension Station, New Haven, Connecticut
- Collection privée D.H. Miller
- Collection E. Nardone, Guelph, Ontario
- Essig Museum of Entomology, Berkeley, Californie

- Collection E. Normandin, Laval, Québec
- Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois
- Insectarium Réne-Martineau, Québec, Québec
- Wallis-Roughley Museum of Entomology, Université du Manitoba, Winnipeg, Manitoba
- Collection K. Martins, Montréal, Québec
- Collection L. Richardson, Hanover, New Hampshire
- LA County Museum, Los Angeles, Californie
- Université Laval, Québec, Québec
- Lethbridge Agricultural Research Station, Lethbridge, Alberta
- Lyman Entomological Collection-Université McGill, Montréal, Québec
- Madison-University of Wisconsin, Madison, Wisconsin
- Collection M. Savard, Saint-Fulgence, Québec
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, divers, Québec
- National Pollination Insect Collection (Logan), Logan, Utah
- New York State Museum, Albany, New York
- North Carolina State University, Raleigh, Caroline du Nord
- Dept Natural Resources de la Nouvelle-Écosse, divers, Nouvelle-Écosse
- Nova Scotia Museum, Halifax, Nouvelle-Écosse
- Ohio State University, Columbus, Ohio
- Oregon State Arthropod Collection, Corvallis, Oregon
- Collection P.H. Williams, London, Royaume-Uni
- Packer Collection, York University, Toronto, Ontario
- Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland
- Collection personnelle de P. Hallett, Toronto, Ontario
- Collection R. Gegear, Toronto, Ontario
- Royal British Columbia Museum, Victoria, Colombie-Britannique
- Musée royal de l'Ontario, Toronto, Ontario
- Royal Saskatchewan Museum, Regina, Saskatchewan
- Collection S. Javorek, Kentville, Nouvelle-Écosse
- Collection S. Colla, Toronto, Ontario

- Spencer Entomological Collection, Beaty Biodiversity Museum at the University of British Columbia, Vancouver, Colombie-Britannique
- *University of Calgary, Calgary, Alberta
- University of Colorado, Boulder, Colorado
- University of Massachusetts, Worcester, Massachusetts
- University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota
- University of Michigan, Ann Arbor, Michigan
- University of Alaska, Fairbanks, Alaska
- University of Connecticut, Storrs, Connecticut
- Université de Guelph, Guelph, Ontario
- University of Idaho, Moscow, Idaho
- University of New Hampshire, Durham, New Hampshire
- University of Prince Edward Island, Charlottetown, Île-du-Prince-Édouard
- University of Nevada, Reno, Nevada
- Collection V. Fournier, Laval, Québec
- Yale Peabody Museum, New Haven, Connecticut