

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Moucherolle à côtés olive *Contopus cooperi*

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2018

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. 2018. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xii + 62 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport précédent :

COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 28 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Alana Westwood et Tara Stehelin d'avoir rédigé le rapport de situation sur le Moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*) 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 Marcel Gahbauer, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux 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

Télééc. : 819-938-3984

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

<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status report on the Olive-sided Flycatcher *Contopus cooperi* in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Moucherolle à côtés olive — Photo : John Reynolds.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018.

N° de catalogue CW69-14/536-2018F-PDF

ISBN 978-0-660-27861-2



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – avril 2018

Nom commun

Moucherolle à côtés olive

Nom scientifique

Contopus cooperi

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

La population canadienne de cet oiseau chanteur forestier répandu a subi un déclin substantiel à long terme, mais le taux de déclin a ralenti au cours de la dernière décennie. La perte d'habitat d'hivernage dans le nord de l'Amérique du Sud est probablement la menace la plus importante auquel fait face cet insectivore aérien, mais l'espèce pourrait également être touchée par les changements dans les aires de reproduction, comme les effets de l'altération des régimes d'incendie et des changements climatiques sur la qualité de l'habitat de nidification ainsi que la réduction de l'abondance et de la disponibilité des insectes volants. Des préoccupations demeurent au sujet de l'espèce étant donné que la plupart de ces menaces se poursuivent et que celles liées aux changements climatiques pourraient augmenter.

Répartition au Canada

Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, 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 2007. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2018.



COSEPAC Résumé

Moucherolle à côtés olive *Contopus cooperi*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le Moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*) est un passereau de taille moyenne, d'une longueur de 18 à 20 cm. Les adultes ont les parties supérieures d'un brunâtre-olive profond, alors que la gorge, le centre de la poitrine, le ventre et les tectrices sous-caudales sont blanchâtres, le fort contraste avec la coloration foncée des flancs et des côtés de la poitrine donnant l'impression que l'oiseau porte une veste. Des touffes blanches se trouvant de chaque côté du croupion sont aussi souvent visibles au-dessus des ailes. Les ailes sont foncées et présentent des barres alaires pâles indistinctes, et le bec est gros. Cet oiseau a l'habitude de se percher bien en vue à la cime d'arbres ou de chicots de grande taille dans ses périodes d'alimentation, d'où on peut l'entendre pousser son chant distinctif – un sifflement puissant de trois notes qui, aux oreilles d'un anglophone, semble dire *Quick, THREE BEERS!*

Distribution

Le Moucherolle à côtés olive est une espèce migratrice largement répartie, dont 53 % de l'aire de reproduction couvre la plus grande part du territoire boisé du Canada, le reste se trouvant dans l'ouest et le nord-est des États-Unis. Sa répartition hivernale est concentrée dans le nord de l'Amérique du Sud, particulièrement dans le nord des Andes en Colombie, en Équateur et au Pérou, mais également dans l'ouest du Brésil, au Vénézuéla et en Bolivie. Cet oiseau hiverne aussi occasionnellement dans d'autres régions de hautes terres au Mexique et en Amérique centrale, dont des régions du Guatemala, du Belize, du Honduras et du Costa Rica.

Habitat

Le Moucherolle à côtés olive est très souvent associé aux lisières de forêts conifériennes ou mixtes renfermant des arbres ou des chicots de grande taille qui lui servent de perchoir, au voisinage de milieux ouverts ou en forêt brûlée où des chicots ou des arbres sont demeurés sur pied. En environnement naturel, ces habitats peuvent comprendre des peuplements forestiers matures ouverts à semi-ouverts, ainsi que des peuplements matures comportant des lisières proches de zones humides (p. ex. rivières, muskeg, tourbières, marécages), de brûlis, d'ouvertures créées par des infestations d'insectes, de landes ou d'autres types d'ouvertures. L'espèce utilise aussi des peuplements forestiers adjacents à des ouvertures créées par l'homme (p. ex. coupes à

blanc, peuplements éclaircis, et brûlages dirigés). Certaines données limitées indiquent que les oiseaux nichant dans des habitats exploités ont un succès reproductif plus faible que ceux nichant au voisinage d'ouvertures naturelles (p. ex. zones brûlées). Dans les Rocheuses et plus à l'ouest, on trouve le Moucherolle à côtés olive dans des forêts à végétation clairsemée depuis le niveau de la mer jusqu'à 2 250 m d'altitude, à proximité de bordures de milieux humides, tandis que vers l'est, on le trouve très souvent près de zones humides ou dans des brûlis récents.

Biologie

Le Moucherolle à côtés olive est un insectivore aérien qui, pour s'alimenter, effectue généralement de courts vols en s'élançant depuis un haut perchoir pour attraper des insectes en vol. La période d'incubation et d'élevage au nid peut s'étendre au Canada de la fin de mai ou de la mi-juin jusqu'au début ou au milieu d'août, selon la latitude. Les Moucherolles à côtés olive arrivent dans leurs lieux de reproduction du Canada entre avril et juin, principalement autour de la mi-mai. Ils sont socialement monogames, et leurs territoires sont de grande taille, soit de 10 à 20 ha. Les nids sont habituellement construits dans des conifères. La taille moyenne des couvées est de trois œufs, et une seule nichée est élevée par an. Le succès de nidification varie de 30 % à 65 %, selon la région et le type d'habitat. La renidification est commune en cas d'échec de la première couvée. Il a été observé que la longévité de l'espèce est d'au moins sept ans. La migration automnale débute à la fin de juillet, la plupart des oiseaux s'envolant vers leurs quartiers d'hiver entre la mi-août et le début de septembre.

Taille et tendances des populations

Les données du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS) indiquent des baisses de l'effectif canadien de Moucherolles à côtés olive; la baisse dans le court terme n'est pas significative (baisse annuelle moyenne de 2,1 % pour la période 2006-2016, ce qui équivaut à une baisse cumulative de 19 %), mais celle dans le long terme l'est (baisse annuelle moyenne de 2,8 % pour la période 1989-2016, et déclin cumulatif de 72 % depuis 1970). Les plus fortes baisses tant dans le court terme que dans le long terme ont été observées au Nouveau-Brunswick, en Colombie-Britannique, au Manitoba et au Yukon. Un autre grand ensemble de données (celui du Projet de modélisation de l'avifaune boréale) ne montre pas de baisse d'effectif entre 1997 et 2013.

Certaines stations de surveillance des migrations rapportent des tendances à la baisse, mais les données issues de telles stations sont rares. Dans la portion étatsunienne de l'aire de reproduction, des données indiquent des rétractions de la répartition de l'espèce vers le nord en Californie, au New Hampshire et dans l'État de New York. De manière générale, les données indiquent que les baisses se sont poursuivies au cours de la dernière décennie; le taux de déclin a cependant été, en moyenne, légèrement inférieur par rapport aux périodes précédentes.

Menaces et facteurs limitatifs

La perte de forêt dans les quartiers d'hiver de l'espèce en Amérique centrale et en Amérique du Sud pourrait être la principale cause des baisses d'effectifs observées. Les oiseaux insectivores ont globalement connu des baisses d'effectifs, probablement associées aux baisses généralisées des populations d'insectes, à l'utilisation de pesticides (particulièrement les néonicotinoïdes), et aux changements de la disponibilité de proies durant la période de reproduction résultant possiblement des changements climatiques. La perte ou la dégradation d'habitat affectent probablement cette espèce aussi bien dans ses lieux de reproduction que dans ses quartiers d'hiver. Dans les lieux de reproduction, ce problème découle de l'exploitation forestière, de perturbations anthropiques comme le développement et les corridors de service, et de l'altération des régimes d'incendie liée aux changements climatiques et à l'intervention humaine directe (suppression des incendies), facteurs qui peuvent tous réduire la qualité de l'habitat et affecter le succès de nidification.

Protection, statuts et classements

Le Moucherolle à côtés olive est classé par NatureServe G4 (apparemment non en péril) à l'échelle mondiale et aux États-Unis, et N3 (vulnérable) au Canada. Les cotes provinciales et territoriales pour la période de reproduction (à l'exclusion du Nunavut, où la cote n'a pas été établie) varient de S1S3 à S4 (gravement en péril à apparemment non en péril). Toutes les cotes régionales ont été changées dans le sens d'une plus grande précarité de l'espèce depuis la dernière évaluation du COSEPAC, réalisée en 2007. Dans la liste rouge de l'UICN, l'espèce a été classée « quasi menacée » en 2012, puis de nouveau en 2016. Le Moucherolle à côtés olive est protégé au Canada en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (2002), où il figure en tant qu'espèce menacée à l'annexe 1. Il figure également dans la législation sur les espèces en péril du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador. Il est aussi protégé au Canada en vertu de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrants*, et aux États-Unis et au Mexique en vertu de pièces législatives semblables à cette dernière.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Contopus cooperi

Moucherolle à côtés olive

Olive-sided Flycatcher

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

Données démographiques

Durée d'une génération	Inconnue, mais elle est probablement d'environ trois ans, comme chez la plupart des autres passereaux de petite taille.
Y a-t-il un déclin continu observé, inféré ou prévu du nombre d'individus matures?	Oui, inféré.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur cinq ans.	Inconnu.
Réduction observée, inférée ou prévue du nombre total d'individus matures au cours des 10 dernières années.	Approximativement -19 %, d'après l'analyse des tendances du BBS.
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 10 prochaines années.	Approximativement 3-30 %, d'après l'évaluation de l'impact global moyen des menaces.
Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de 10 ans commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Approximativement 15-20 %, d'après l'analyse des tendances du BBS et la gamme médiane de l'impact global moyen des menaces.
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Seulement certaines d'entre elles. b. Seulement certaines d'entre elles. 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	5,18 millions km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté).	90 000 à 920 000 km ²
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. Non.

Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	Inconnu, mais très supérieur à 10.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu de la zone d'occurrence?	Inconnu. Recul de la répartition dans le sud, mais une expansion vers le nord pourrait être possible.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu de l'indice de zone d'occupation?	Inconnu. Des déclins sont prévus dans des parties sud de l'aire de reproduction, mais une expansion vers le nord est possible.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu du nombre de sous-populations?	Non.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu du nombre de localités*?	Non.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu de la superficie, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat?	Oui, inféré.
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
Population nationale	900 000 – 9,2 millions
Total	900 000 – 9,2 millions

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est-elle d'au moins 10 % sur 100 ans?	On ne sait pas; analyse non réalisée.
--	---------------------------------------

Menaces (menaces directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'IUCN)

<p>Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?</p> <p>Oui; quatre catégories de menaces ont été reconnues comme ayant sur l'espèce un impact de faible à élevé (annexe 1) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Catégorie 2 : Agriculture et aquaculture (impact faible à élevé), principalement la conversion de forêts en terres agricoles cultivées ou en pâturages dans les lieux d'hivernage. • Catégorie 7 : Modifications des systèmes naturels (impact faible à élevé), principalement les modifications des régimes d'incendie (suppression des incendies ou accroissement de la gravité des incendies, selon les régions) et les réductions de l'abondance d'insectes proies.
--

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN (février 2014; en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

- Catégorie 3 : Production d'énergie et exploitation minière (impact faible), pour ce qui est de réductions de la densité de Moucherolles à côtés olive associées aux aménagements pétroliers et gaziers.
- Catégorie 4 : Corridors de transport et de service (impact faible), pour ce qui est d'une réduction de la densité de Moucherolles à côtés olive le long des entités linéaires.

Les menaces dont les impacts pourraient être importants mais qui sont actuellement inconnus comprennent l'utilisation des ressources biologiques (catégorie 5, plus précisément l'exploitation forestière), les espèces envahissantes ou autrement problématiques (catégorie 8, pour ce qui est d'une prédation accrue), pollution (catégorie 9, en particulier les pesticides néonicotinoïdes et le mercure), et les changements climatiques et les phénomènes météorologiques violents (catégorie 11, en rapport avec l'altération de l'habitat, la désynchronisation de la période de reproduction d'avec la période d'abondance d'insectes proies, et la mortalité due aux tempêtes). Les menaces découlant du développement résidentiel et commercial (catégorie 1; collisions contre des immeubles) sont considérées comme négligeables.

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

La courte période de reproduction, le fait que les Moucherolles à côtés olive n'élèvent qu'une seule nichée par an et la très longue migration peuvent accroître la vulnérabilité de l'espèce à l'égard des épisodes de mauvais temps.

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 déclin (selon les données du BBS, la population étatsunienne a diminué de 74,7 % entre 1966 et 2015). Dans les États bordant le Canada qui comptent une population nicheuse, la cote de l'espèce est S4 (apparemment non en péril) au Montana, au Michigan, au Vermont et dans le Maine, et S3 (vulnérable) dans l'État de Washington, en Idaho, dans l'État de New York et au New Hampshire.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui.
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour des individus immigrants?	Oui.
Les conditions se détériorent-elles au Canada?+	On ne sait pas, mais cela est probable.
Les conditions de la population source se détériorent-elles?+	Oui.
La population canadienne est-elle considérée comme étant un puits?+	Non.
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non.

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

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « menacée » en novembre 2007. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2018.

Statut et justification de la désignation

Statut	Codes alphanumériques
Préoccupante	Sans objet
Justification de la désignation La population canadienne de cet oiseau chanteur forestier répandu a subi un déclin substantiel à long terme, mais le taux de déclin a ralenti au cours de la dernière décennie. La perte d'habitat d'hivernage dans le nord de l'Amérique du Sud est probablement la menace la plus importante auquel fait face cet insectivore aérien, mais l'espèce pourrait également être touchée par les changements dans les aires de reproduction, comme les effets de l'altération des régimes d'incendie et des changements climatiques sur la qualité de l'habitat de nidification ainsi que la réduction de l'abondance et de la disponibilité des insectes volants. Des préoccupations demeurent au sujet de l'espèce étant donné que la plupart de ces menaces se poursuivent et que celles liées aux changements climatiques pourraient augmenter.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Ne s'applique pas. Le taux estimé de déclin du nombre total d'individus matures est inférieur aux seuils.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas. La superficie estimée de la zone d'occurrence et l'IZO sont supérieurs aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas. Le nombre total d'individus matures est supérieur aux seuils.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas. Le nombre total d'individus matures est supérieur aux seuils.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

PRÉFACE

Le Moucherolle à côtés olive a été désigné « menacé » après avoir été évalué par le COSEPAC en 2007 (COSEWIC, 2007). Cette espèce a été étudiée de façon approfondie depuis son évaluation et son inscription subséquente à la liste des espèces sauvages en péril en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada. De nouvelles recherches ont mis à jour les projections démographiques, examiné les besoins en matière d'habitat à l'échelle régionale et entrepris la modélisation de la répartition de l'espèce afin d'étudier les effectifs et la densité des populations. Ces recherches ont aussi permis d'améliorer les estimations des baisses d'effectifs, en plus de proposer de nouvelles hypothèses en matière de menaces et de facteurs limitatifs.

Des activités importantes concernant le Moucherolle à côtés olive ont été mises en œuvre à l'échelle nationale, notamment : le lancement de projets de recherche visant à déterminer la connectivité migratoire entre les populations qui nichent au Canada et les populations hivernantes (Hagelin, comm. pers., 2017; Stehelin, obs. pers.), l'achèvement de la modélisation de la répartition de l'espèce aux échelles nationale et régionale (Psyllakis et Gillingham, 2009; Haché *et al.*, 2014; Westwood, 2016); la mise en place de stratégies de conservations des oiseaux au Canada qui comprennent des dispositions pour la gestion du Moucherolle à côtés olive, la réalisation de relevés par le ministère de la Défense nationale sur ses terres, et la prise en compte de l'espèce lors d'évaluations environnementales et de projets d'aménagement des terres (Environnement Canada, 2016). En outre, le Projet de modélisation de l'avifaune boréale (PMAB) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) se sont associés dans le cadre d'un projet visant à aider à définir et à désigner l'habitat essentiel de l'espèce (Schmiegelow, comm. pers., 2017).



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 (2018)

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

Moucheronne à côtés olive *Contopus cooperi*

au Canada

2018

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	5
Nom et classification.....	5
Description morphologique.....	5
Structure spatiale et variabilité de la population	6
Unités désignables	6
Importance de l'espèce.....	6
RÉPARTITION	7
Aire de répartition mondiale.....	7
Aire de répartition canadienne.....	8
Zone d'occurrence et zone d'occupation	9
Activités de recherche	9
HABITAT.....	9
Besoins en matière d'habitat	9
Tendances en matière d'habitat.....	12
BIOLOGIE	14
Cycle vital et reproduction	14
Régime alimentaire.....	16
Physiologie et adaptabilité	16
Déplacements et dispersion	16
Relations interspécifiques.....	17
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	17
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	17
Abondance	19
Fluctuations et tendances.....	20
Immigration de source externe	26
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	26
Menaces.....	26
Facteurs limitatifs.....	31
Nombre de localités.....	32
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	32
Statuts et protection juridiques	32
Statuts et classements non juridiques	33
Protection et propriété de l'habitat.....	34
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS.....	35
Experts contactés	35

SOURCES D'INFORMATION	38
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT	52
COLLECTIONS EXAMINÉES	52

Liste des figures

Figure 1 : Moucherolle à côtés olive perché au sommet d'un arbre. Photo prise à Colony Farm, Coquitlam (Colombie-Britannique), par John Reynolds.....	6
Figure 2 : Carte de la répartition mondiale du Moucherolle à côtés olive, montrant l'aire de reproduction seulement (en vert), l'aire de migration seulement (en bleu-vert) et l'aire d'hivernage seulement (en bleu). Données de BirdLife International (2016).	7
Figure 3 : Modèle de densité de population (mâles territoriaux/ha) pour le Moucherolle à côtés olive couvrant les régions boisées de l'aire de répartition canadienne de l'espèce délimitée par BirdLife International, fondé seulement sur le caractère convenable de l'habitat (Haché <i>et al.</i> , 2014). Les observations réelles de l'espèce ne sont pas cartographiées.	22
Figure 4: Indice moyen de diminution de la population canadienne de Moucherolles à côtés olive dans une série d'intervalles, chaque entrée indiquant la moyenne pour les 10 années antérieures. Les traits verticaux représentent les intervalles de crédibilité à 95 % et les traits horizontaux orangé et rouge, les taux de diminution correspondant à des baisses de 30 % et de 50 %, respectivement, sur 10 ans (Adam Smith, Environment and Climate Change Canada, données inédites). Bien que les intervalles de crédibilité soient grands, la plage des valeurs des estimations de la moyenne varie relativement peu entre les années; elle est toujours négative, mais pas suffisamment pour équivaloir à une diminution de 30 % sur 10 ans.....	23
Figure 5 : Indice annuel indiquant la variation de la population de Moucherolles à côtés olive de 1970 à 2016, d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS). Les bandes ombrées en vert pâle et en vert foncé correspondent aux limites supérieure et inférieure des intervalles de crédibilité à 95 % et à 50 %, respectivement (Adam Smith, Environment and Climate Change Canada, données inédites).	24

Liste des tableaux

Tableau 1 : Tendances des populations à long terme (de 27 à 46 ans) selon les résultats du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS) pour le Moucherolle à côtés olive (Environnement et Changement climatique Canada, données inédites)	20
Tableau 2 : Tendances des populations à court terme (10 ans) selon les résultats du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS) pour le Moucherolle à côtés olive (Environnement et Changement climatique Canada, données inédites).....	21

Tableau 3 : Statuts de conservation mondial, nationaux et provinciaux du Moucherolle à côtés olive (NatureServe, 2015;Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016).	33
Tableau 4 : Statut de reproduction du Moucherolle à côtés olive dans les parcs et les lieux historiques nationaux du Canada. Information tirée des Managed Area Element Status Assessments (évaluation du statut des éléments des endroits gérés par Parcs Canada) (Parks Canada Agency, 2016).	34

Liste des annexes

Annexe 1. Tableau de classification des menaces pour le Moucherolle à côtés olive...	53
--	----

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Contopus cooperi*

Nom français : Moucherolle à côtés olive

Nom anglais : Olive-sided Flycatcher

Classification : classe des Oiseaux; ordre des Passériformes; famille des Tyrannidés

Description morphologique

Le Moucherolle à côtés olive est un oiseau chanteur de taille moyenne, d'une longueur de 18 à 20 cm. Son plumage est gris-olive brunâtre profond sur le dessus, les côtés et les flancs, ce qui contraste fortement avec le blanc de la poitrine et du ventre (Altman et Sallabanks, 2012) (figure 1). Les ailes sont foncées et présentent d'indistinctes barres alaires d'un gris pâle ainsi qu'une bordure blanche sur les rémiges tertiaires et les rémiges secondaires intérieures. La queue est relativement courte. Le bec est gros, la mandibule supérieure est noirâtre et la mandibule inférieure est pâle et a le bout foncé. L'espèce présente souvent une huppe dressée (Altman et Sallabanks, 2012). Les sexes sont semblables, bien que les mâles aient souvent les ailes plus longues (mâle : 103 à 117 mm; femelle : 96 à 109 mm) (Pyle, 1997). Les juvéniles ressemblent aux adultes, mais leurs parties supérieures sont brunâtres et leurs barres alaires ainsi que la bordure de leurs rémiges tertiaires sont chamois (Altman et Sallabanks, 2012). Cet oiseau se distingue de deux espèces semblables, le Pioui de l'Est (*C. virens*) et le Pioui de l'Ouest (*C. sordidulus*), par son chant, sa taille plus grande, son corps plus massif et son plumage particulier (COSEWIC, 2008; Altman et Sallabanks, 2012).



Figure 1 : Moucherolle à côtés olive perché au sommet d'un arbre. Photo prise à Colony Farm, Coquitlam (Colombie-Britannique), par John Reynolds.

Structure spatiale et variabilité de la population

Aucune étude n'a été réalisée pour examiner si des barrières géographiques, écologiques ou comportementales pourraient créer un isolement génétique ou démographique au sein de l'espèce.

Unités désignables

L'unité désignable considérée est l'ensemble de la population canadienne de Moucherolles à côtés olive. Il n'y a aucune sous-espèce ou variété connue. Des études en cours portant sur les voies migratoires et le degré de parenté génétique pourraient éventuellement permettre la détermination de populations distinctes importantes sur le plan de l'évolution, mais, à l'heure actuelle, il n'y a aucune preuve indiquant qu'il y aurait plus d'une unité désignable.

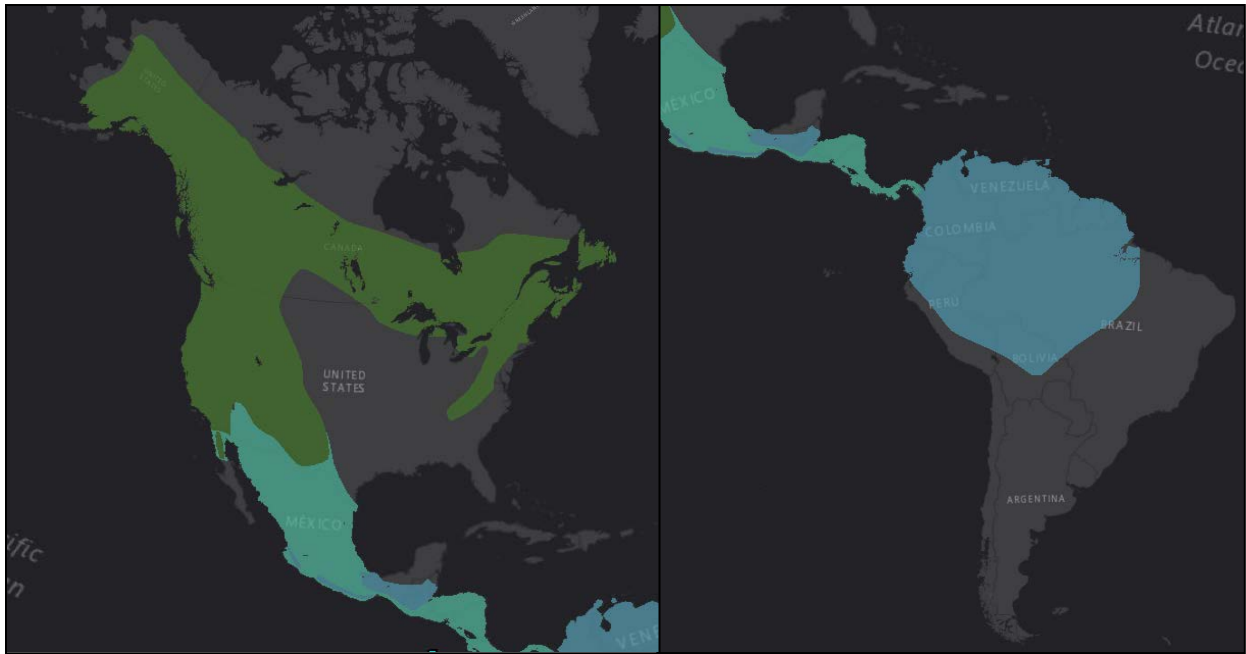
Importance de l'espèce

La majorité de l'aire de reproduction du Moucherolle à côtés olive (53 %) se situe au Canada (BirdLife International, 2016), l'espèce étant représentative des forêts du nord. Cet oiseau est connu de bon nombre de Canadiens, notamment en raison de son chant fort et caractéristique, un puissant sifflement de trois notes (*ouip-tri-biir*, dont les anglophones ont fait *Quick, THREE BEERS!* [Vite, trois bières!]).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'aire de reproduction du Moucherolle à côtés olive est vaste et couvre le Canada ainsi que dans l'ouest et le nord-est des États-Unis (figure 2). Les plus grandes densités d'individus nicheurs se trouvent à l'ouest des Rocheuses depuis l'Alaska jusqu'au nord-ouest de la Colombie-Britannique, en passant par le Yukon (Altman et Sallabanks, 2012; Partners In Flight Science Committee, 2013a; Haché *et al.*, 2014). Cette espèce hiverne principalement dans le nord des Andes, surtout en Colombie, en Équateur et au Pérou, mais aussi dans l'ouest du Brésil, au Vénézuéla et en Bolivie. Elle hiverne parfois dans certaines régions de l'Amérique centrale, comme le Panama, ainsi que dans d'autres régions de l'Amérique du Sud, comme le Guatemala, le Belize, le Honduras et le Costa Rica (Hagelin, comm. pers., 2017; Partners In Flight, 2018).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

UNITED STATES = ÉTATS-UNIS

MEXICO = MEXIQUE

VENEZUELA = VÉNÉZUÉLA

COLOMBIA = COLOMBIE

PERU = PÉROU

BOLIVIA = BOLIVIE

BRAZIL = BRÉSIL

ARGENTINA = ARGENTINE

Pacific Ocean = Océan Pacifique

Atlantic Ocean = Océan Atlantique

Figure 2 : Carte de la répartition mondiale du Moucherolle à côtés olive, montrant l'aire de reproduction seulement (en vert), l'aire de migration seulement (en bleu-vert) et l'aire d'hivernage seulement (en bleu). Données de BirdLife International (2016).

Aire de répartition canadienne

Le Moucherolle à côtés olive se reproduit dans presque toutes les régions boisées du Canada. Au Yukon, il se reproduit dans des vallées boisées d'une grande partie du territoire, allant vers le nord au moins jusqu'à la rivière Porcupine (Sinclair *et al.*, 2003; eBird, 2017). Dans les Territoires du Nord-Ouest, cet oiseau est présent vers le nord jusqu'à la région visée par l'entente avec les Gwich'in, ainsi qu'à l'est du Grand lac des Esclaves jusqu'à l'ouest du Grand lac de l'Ours. Il a aussi été observé dans de nombreux sites du bord méridional du territoire (base de données du relevé des oiseaux des Territoires du Nord-Ouest/Nunavut; Upham-Mills, données inédites; eBird, 2017). Cet oiseau se reproduit dans la majorité des régions boisées de la Colombie-Britannique (à l'exception de Haida Gwaii; Campbell *et al.*, 1990; eBird, 2017) et de l'Alberta (à l'exception des régions de la prairie et du sud de la prairie-parc) (McGillivray et Semenchuk, 1998; eBird, 2017). Selon l'édition la plus récente de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Colombie-Britannique, la probabilité d'observation est la plus élevée dans le sud de l'île de Vancouver, ainsi qu'à l'est de la chaîne Côtière dans le plateau central (Weber, 2015). En Saskatchewan, le Moucherolle à côtés olive est, selon Smith (1996), un résident estival relativement commun dans l'ensemble du territoire couvert par les forêts boréale et subarctique. Le fait que les données eBird pour l'espèce sont éparées dans la province pour la période 2007-2017 pourrait refléter une utilisation relativement faible de la base de données eBird en Saskatchewan par rapport aux autres provinces (eBird, 2017). Au Manitoba, le Moucherolle à côtés olive a été observé dans une grande partie des régions boisées de la province (eBird, 2017), mais il est considéré comme un nicheur peu commun dans la forêt boréale (Manitoba Avian Research Committee, 2003). Selon l'édition la plus récente de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Manitoba, c'est dans la partie centre-nord de la province que le plus d'indices de nidification ont été recueillis (Manitoba Breeding Bird Atlas, 2015). En Ontario, cet oiseau est répandu dans l'ensemble de la zone forestière boréale et il est présent en plus faibles densités dans la forêt des Grands Lacs et du Saint-Laurent et vers le nord jusqu'au bord méridional du Bouclier canadien (Cheskey, 2007; eBird, 2017). On a documenté les abondances relatives les plus élevées aux endroits suivants : dans la portion nord-ouest de la province entre la rivière Severn et la frontière du Manitoba ainsi qu'au nord du lac des Bois, dans la partie centre-nord de la province près du parc provincial Winisk River, à l'est du lac Nipigon et au nord du lac Supérieur (Cheskey, 2007). On a aussi observé que l'abondance relative du Moucherolle à côtés olive était élevée dans une vaste zone située le long de la frontière nord-est séparant le Québec et l'Ontario. Au Québec, l'espèce est répandue au sud du 52^e parallèle (Gauthier et Aubry, 1996). Dans l'édition la plus récente de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, on a documenté des indices de nidification dans tout le sud de la province, mais l'espèce n'a pas été observée dans les parcelles de l'Atlas situées au nord de la Grande Rivière (AONQ, 2018). Cet oiseau est présent dans l'ensemble des Maritimes, même s'il est peu abondant dans le sud-est du Nouveau-Brunswick et dans l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard; l'abondance relative la plus élevée a été observée dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, dans le nord-est de la partie continentale de la Nouvelle-Écosse le long de la baie de Saint-Georges, dans l'ouest de l'île du Cap-Breton ainsi que dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick (Erskine, 1992; Stewart *et al.*, 2015). L'espèce est aussi présente à Terre-Neuve-et-Labrador (eBird, 2017).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Les données de Partners In Flight (2018) indiquent que 53 % de l'aire de reproduction de l'espèce se trouve au Canada. Des estimations effectuées à partir d'un ensemble de données différent indiquent qu'ensemble, le Québec et la Colombie-Britannique accueillent environ la moitié de la population canadienne actuelle de nicheurs (Haché *et al.*, 2014). La superficie de la zone d'occurrence est d'environ 5,18 millions de km² tandis que l'indice de zone d'occupation est estimé 90 000-920 000 km², si on considère que la superficie moyenne d'un territoire est de 20 ha et que l'estimation de la population varie de 450 000 à 4 600 000 couples nicheurs (voir **Abondance**).

Activités de recherche

Dans l'ensemble de son aire de répartition, l'espèce a été largement observée par des citoyens scientifiques ayant participé à eBird, au Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord, aux atlas des oiseaux nicheurs de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, du Manitoba, de l'Ontario, du Québec et des Maritimes, ainsi qu'à des projets de recherche et de surveillance indépendants (voir **Activités et méthodes d'échantillonnage**).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le Moucherolle à côtés olive exploite des forêts de conifères ou des forêts mixtes (Burnett *et al.*, 2008), souvent situées près de points d'eau ou de milieux humides, dans de nombreuses régions (Ontario : Cheskey, 1987; Colombie-Britannique : Campbell *et al.*, 1990; Québec : Gauthier et Aubry, 1996; Yukon : Sinclair *et al.*, 2003; Manitoba : Manitoba Avian Research Committee, 2003). Cet oiseau est associé à diverses espèces d'arbres, types de bordures et conditions de milieux humides ou de milieux secs, qui varient dans l'aire de répartition de l'espèce. Dans l'ouest de l'Amérique du Nord, le Moucherolle à côtés olive peut être observé dans des forêts anciennes (Carey *et al.*, 1991; Schieck et Hobson, 2000; Schieck et Song, 2006) et des forêts de début et de milieu de succession poussant après des feux de forêt ou des récoltes forestières (Medin, 1985; Medin et Booth, 1989; Hutto, 1995; Steventon *et al.*, 1998; Davis *et al.*, 1999; Lance et Phinney, 2001; Meehan et George, 2003; Schieck et Song, 2006). En Colombie-Britannique, cette espèce se reproduit depuis le niveau de la mer jusqu'à 2 250 m d'altitude, dans différents types de forêts anciennes ou matures situées près de lisières de milieux humides, notamment des forêts sèches de basse altitude, des forêts dominées par l'épinette, ainsi que des forêts de douglas vert (Weber, 2015; Norris, comm. pers., 2017).

Le Moucherolle à côtés olive est très souvent associé à des ouvertures forestières naturelles et à d'autres types de lisières forestières (surtout le long de milieux humides), ou à des peuplements forestiers ouverts ou semi-ouverts qui comprennent des chicots. Cet oiseau a besoin d'un habitat hétérogène situé le long de lisières à contraste prononcé qui séparent deux habitats distincts; il est ainsi très souvent présent dans les zones de

transition entre une forêt mature et des brûlis, des zones de végétation arbustive, des tourbières ombrotrophes, des prés ou d'autres ouvertures (Altman et Sallabanks, 2012) ou le long des lisières en forêt exploitée, pourvu qu'il y ait des chicots et des arbres vivants rémanents de grande taille pour la nidification, la capture d'insecte en vol à partir d'un perchoir et la recherche de nourriture (Chambers, 1999; Altman et Sallabanks, 2012; Westwood, 2016) (figure 1). L'abondance de Moucherolles à côtés olive pourrait être positivement associée à des infestations d'insectes, comme la tordeuse de bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans la forêt boréale de l'est (Bolgiano, 2004) et le dendroctone du pin ponderosa (*Dendroctonus ponderosae*) dans les régions montagneuses de l'ouest (Weber, 2015), quand ces infestations créent des clairières dans lesquelles on retrouve des chicots.

Des activités de recherche visant à discerner les préférences de l'espèce en matière d'habitat parmi les différents types de lisières ont été réalisées. On pense que le Moucherolle à côtés olive pourrait être associé à des zones touchées par le feu (Hutto et Young, 1999) en raison d'une abondance et d'une occupation plus élevée dans ces zones que dans des zones présentant d'autres types de lisières forestières (Hutto, 1995; Meehan et George, 2003; Kotliar, 2007; Altman et Sallabanks, 2012). Au Minnesota, on a observé des effectifs de Moucherolles à côtés olive particulièrement élevés dans des zones forestières sept ans après le passage du feu (Haney *et al.*, 2008). Selon Matsuoka *et al.* (2011), les taux de détection de l'espèce sont plus élevés dans les brûlis récents, ce qui concorde avec la modélisation de la densité des populations effectuée par Haché *et al.* (2014). Cette modélisation prédisait aussi que l'espèce serait présente à une densité plus élevée dans les peuplements de conifères et les peuplements mixtes qui comprennent des arbres plus hauts que le couvert forestier environnant, ainsi que dans des paysages où on retrouve des zones broussailleuses et humides ou des brûlis récents.

Il existe des différences régionales en ce qui concerne les habitats occupés par l'espèce. Dans la forêt boréale de l'ouest du Canada (Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Yukon et Nunavut), le Moucherolle à côtés olive est souvent présent dans des forêts matures (Norris, comm. pers., 2017) généralement associées à de la jeune forêt (de 0 à 30 ans) poussant après un feu ou une récolte par coupe à blanc si des arbres vivants ont été conservés (Morissette *et al.*, 2002; Schieck et Song, 2006). Sur la côte du Pacifique, l'espèce est associée à des forêts côtières matures (Weber, 2015; Norris, comm. pers., 2017). Au Yukon, l'espèce se reproduit dans des forêts au dernier stade de succession écologique comprenant des ouvertures naturelles, qui sont situées à moyenne altitude et parfois à la limite forestière (940 m au-dessus du niveau de la mer) (Stehelin, données inédites), ainsi que dans de vieilles forêts mixtes de plus de 125 ans après passage du feu (Schieck et Song, 2006). Dans le centre-sud de l'aire de reproduction, notamment au Minnesota, l'espèce est présente dans des forêts de pins rouges (*Pinus resinosa*) (Atwell *et al.*, 2008), cette association n'ayant pas été documentée au Canada. Habituellement, dans l'est et le nord de la zone boréale du Canada, le Moucherolle à côtés olive est particulièrement associé à l'habitat ouvert de muskeg, de tourbières ombrotrophes et de marécages dominés par des épinettes (*Picea* spp), surtout l'épinette noire (*Picea mariana*), et le mélèze laricin (*Larix laricina*) (WRCS Inc. et Silvitech Consulting, 1996; Hagan *et al.*, 1997; Azeria *et al.*, 2011; Anctil *et al.*, 2017). Au Québec, Anctil *et al.* (2017)

ont observé la reproduction d'individus dans un paysage exploité de pessière noire à mousse présentant de fortes proportions de lisières forestières et de milieux humides. Dans les provinces de l'Atlantique, le Moucherolle à côtés olive est présent dans des régions boisées où ont subsisté des arbres épars après coupe à blanc ou incendie, ainsi que dans des peuplements matures d'épinette noire adjacents à des tourbières ombrotrophes, des tourbières minérotrophes, des étangs de castors ou des coupes à blanc (Erskine, 1992; Stewart *et al.*, 2015; Westwood, 2016). L'espèce est moins commune dans les régions dominées par des feuillus, ainsi qu'aux endroits où un feu de forêt ou une déprise agricole ont laissé place à une forêt de seconde venue jeune et dense (Erskine, 1992).

Les nids sont généralement construits dans des conifères, près de l'extrémité des branches dans certaines régions. Ils sont constitués de brindilles, de lichens arboricoles et de radicelles, et peuvent être tapissés de graminées et d'aiguilles de pin (Altman et Sallabanks, 2012). En Alaska, Wright (1997) a observé que les nids étaient construits à une hauteur moyenne de 6,4 m (plage de 3 à 12 m) au-dessus du sol. En Ontario, les nids sont le plus souvent établis dans des conifères, comme l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'épinette noire, le pin gris (*Pinus banksiana*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) (Peck et James, 1987), tandis qu'en Nouvelle-Écosse et au Québec, les nids ont seulement été observés dans des épinettes noires (Westwood, 2016; Anctil *et al.*, 2017). En Alaska, Wright (1997) a constaté que 81 % des nids se trouvaient dans des conifères vivants qui étaient un peu moins hauts que le couvert forestier environnant. Au Yukon, Stehelin (données inédites) a observé que 15 nids se trouvaient à 8,5 m ($\pm 0,5$ m) au-dessus du sol, dans des épinettes blanches vivantes d'une hauteur moyenne de 11,5 m ($\pm 0,4$ m), et que la plupart des nids se trouvaient sur des branches à proximité du tronc. Sur dix nids observés dans les Territoires du Nord-Ouest, huit se trouvaient dans des épinettes noires vivantes et deux dans des chicots, à une hauteur moyenne de 4,8 m dans des arbres d'une hauteur moyenne de 7,6 m (Upham-Mills, données inédites).

Les zones ouvertes dans lesquelles on trouve des arbres ou des chicots de grande taille tenant lieu de perchoirs sont nécessaires à la recherche de nourriture. En effet, le Moucherolle à côtés olive guette généralement ses proies, des insectes (notamment des hyménoptères, des diptères, des lépidoptères, des odonates et des insectes appartenant à d'autres ordres), depuis un perchoir dominant duquel il s'élance pour les attraper en vol, puis revient habituellement à ce même perchoir (Altman et Sallabanks, 2012). Cet élément d'habitat est utilisé pendant toute l'année. En Alaska, Wright (1997) a observé que les perchoirs sur lesquels les mâles chantent étaient 1,4 fois plus hauts que le couvert forestier environnant et étaient généralement situés dans des épinettes blanches à la cime morte ou dans des épinettes blanches complètement mortes. Au Québec, Anctil *et al.* (2017) ont observé que les Moucherolles à côtés olive se perchaient habituellement dans des arbres particulièrement grands lorsqu'ils voulaient chasser des insectes, mais cette tendance n'était pas statistiquement significative. Les territoires occupés par l'espèce sont relativement grands et varient selon les caractéristiques du paysage; de façon générale, leur superficie varie entre 10 et 20 ha (Wright, 1997; Altman et Sallabanks, 2012). En Californie, Bock et Lynch (1970) ont documenté l'existence de territoires dont la superficie pouvait atteindre 45 ha.

L'habitat d'hivernage principal du Moucherolle à côtés olive se situe dans les contreforts des Andes (BirdLife International, 2016) et est habituellement situé dans des forêts matures en bordure de milieux humides, de brûlis, de chablis ou de coupes à blanc qui comprennent des chicots ou des arbres vivants rémanents. Même s'il hiverne généralement à des altitudes de 800 à 2 000 m, cet oiseau a été observé à des altitudes allant de 50 à 4 000 m (Hagelin, n.d.; Altman et Sallabanks, 2012; de Lima Pereira, 2016).

Tendances en matière d'habitat

La superficie de forêt mature dans l'aire de reproduction de l'espèce a diminué au cours des quelque cent dernières années et des baisses sont toujours en cours (Pasher *et al.*, 2013). On estime que la forêt boréale soutient 57 % de la population de Moucherolles à côtés olive (Boreal Songbird Initiative, 2012) et qu'environ 20 % de la superficie de cette forêt a été touchée par des perturbations anthropiques (Wells *et al.*, 2014). Les feux de forêt, l'exploitation forestière et d'autres perturbations ont des répercussions sur la qualité de l'habitat et la disponibilité d'habitat dans l'ensemble de l'aire de reproduction, ces répercussions n'ayant toutefois pas encore été bien caractérisées.

L'incidence des perturbations augmentant la quantité de lisières dans le paysage peut varier selon le type et la configuration de ces perturbations et la région dans laquelle celles-ci se produisent. Dans la partie ouest de l'aire de reproduction, Meehan et George (2003) ont constaté que le Moucherolle à côtés olive était plus abondant dans un paysage fragmenté dans lequel on retrouvait des douglas de Menzies (*Pseudotsuga menziesii*) et des pruches de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) de fin de succession écologique ainsi qu'une forte densité de lisières, qu'en forêt non fragmentée. La présence et l'abondance de l'espèce semblent être fonction du type de technique d'aménagement forestier utilisé (coupe à blanc, coupe d'éclaircie, rétention d'arbres dans les blocs de coupe, et autres). Au Minnesota, Atwell *et al.* (2008) ont observé que le Moucherolle à côtés olive était présent seulement dans des forêts de pins rouges ayant fait l'objet d'une coupe partielle expérimentale visant à créer des ouvertures, et que l'oiseau était absent de forêts intactes, mais les densités étaient trop faibles pour effectuer un test de signification statistique. Dans le même ordre d'idées, sur l'île de Vancouver, on a comparé trois traitements de récolte (témoin, rétention de parcelles forestières et coupe à blanc) et on a observé que le Moucherolle à côtés olive n'était présent que dans les blocs de coupe où il y avait eu rétention de parcelles forestières (Preston et Harestad, 2007). En Oregon, la disponibilité d'habitat devrait diminuer durant les 50 prochaines années étant donné les coupes à blanc en cours, puis augmenter à nouveau quand les peuplements qui auront repoussé seront éclaircis (Spies *et al.*, 2007). Au Québec, Anctil *et al.* (2017) ont observé qu'à l'échelle du territoire, l'espèce préfère nicher dans les coupes récentes de peuplements mélangés ayant plus de bordures forestières que dans les parcelles aléatoires. Ils ont également observé que dans les territoires sélectionnés par l'espèce, 41,8 % des bordures forestières étaient associées à des milieux humides. Toujours selon Anctil *et al.* (2017), plus de 90 % des peuplements mélangés se trouvant dans les territoires de nidification du Moucherolle à côtés olive examinés étaient issus de coupes forestières, surtout de coupes à blanc (âge moyen : 20 ans, plage de 4 à 34 ans). Les moucherolles étudiés avaient donc choisi de s'établir dans des blocs de coupe, qu'ils soient récents ou plus anciens.

Étant donné que le Moucherolle à côtés olive utilise des trouées forestières créées par l'homme, Erskine (1992) a avancé que la superficie d'habitat convenable pourrait avoir augmenté dans l'est du Canada depuis la colonisation européenne. Cependant, le déclin continu du Moucherolle à côtés olive dans son aire de reproduction (BirdLife International, 2016) indique soit que la disponibilité d'habitat de reproduction n'est pas la seule préoccupation pour l'espèce, soit que les forêts au stade pionnier créées par l'exploitation forestière ne sont pas convenables et pourraient constituer des pièges écologiques. Robertson et Hutto (2007) ont observé que les couples nichant dans des forêts éclaircies du Montana avaient un succès de reproduction deux fois moins élevé que les couples nichant dans des forêts brûlées avec des ouvertures naturelles. Ceci s'explique par une abondance plus élevée de prédateurs de nids dans les forêts éclaircies, ce qui augmente la perte d'œufs et d'oisillons (Robertson et Hutto, 2007). Selon Robertson (2012), cette différence de succès de nidification pourrait également être liée à une différence de disponibilité de perchoirs dans les deux types de milieux. Cependant, il pourrait y avoir des différences importantes de conditions forestières et de prédateurs entre habitats du Montana et du Canada.

En Saskatchewan, Morissette *et al.* (2002) ont observé que le Moucherolle à côtés olive était plus abondant dans les secteurs brûlés que dans les forêts non brûlées ou les forêts brûlées où il y a eu des coupes de récupération. Cependant, d'après Meehan et George (2003), le temps écoulé depuis un feu de forêt serait également un élément important. De façon générale, des mesures de lutte contre les feux de forêt sont prises dans le sud de l'aire de reproduction (Cumming, 2005), ce qui pourrait avoir une incidence négative sur la disponibilité d'habitat. Toutefois, il est possible que l'exploitation forestière puisse créer certaines trouées et ouvertures nécessaires à l'espèce, semblables à celles créées par des feux de forêt d'origine naturelle. Dans la partie sud-ouest de l'aire de reproduction, on a documenté que l'espèce était présente en plus grand nombre dans des forêts où il y a moins de matière combustible en raison de l'enlèvement des broussailles denses (Alexander *et al.*, 2007). La coupe de récupération, qui consiste à enlever les arbres morts encore debout après une perturbation comme un feu de forêt, éliminerait des perchoirs qui sont essentiels à l'espèce pour la recherche de nourriture. Dans la partie ouest de l'aire de reproduction, on s'attend à ce que la taille et l'intensité des feux de forêt augmentent de façon importante en raison des changements climatiques (BC FLNRO, 2014; Boulanger *et al.*, 2014), ce qui pourrait détruire de l'habitat actuel et changer la disponibilité future d'habitat. Dans l'ouest du Canada, surtout en Colombie-Britannique, on a observé un taux élevé de perte de forêt de 2000 à 2012 en raison de l'exploitation forestière, des feux de forêt et d'une infestation de dendroctone du pin ponderosa (Hansen *et al.*, 2013).

La perte d'habitat dans les quartiers d'hiver en Amérique du Sud est une autre hypothèse permettant d'expliquer la baisse des effectifs du Moucherolle à côtés olive (Altman, 1999). Orejuela (1985) a indiqué que 85 % des forêts montagnardes des Andes avaient été modifiées de façon importante avant 1985. Diamond (1991) avait prédit que si la perte d'habitat se produisait aux taux de 1991, le Moucherolle à côtés olive perdrait 39 % de son habitat d'hivernage entre 1980 et 2000, mais cette hypothèse n'a jamais été

évaluée. Une modification importante des forêts se poursuit à un rythme élevé dans des régions considérées comme étant d'importants lieux fréquentés par le Moucherolle à côtés olive en dehors de sa période de reproduction, notamment la Colombie et l'ouest du Brésil (Armenteras *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2010). Dans certaines régions de la Colombie, on estime que la perte de couverture forestière s'élève à 3,7 % par année (Armenteras *et al.*, 2006). Des données GPS et des données de géolocalisation récentes provenant d'individus effectuant une migration à partir de leurs lieux de reproduction situés dans la forêt boréale de l'Alaska confirment que les quartiers d'hiver du Moucherolle à côtés olive chevauchent des régions où la perte forestière est élevée (Hagelin *et al.*, 2014).

BIOLOGIE

Au cours des dernières années, on a beaucoup appris sur la biologie de reproduction et la migration du Moucherolle à côtés olive. Les caractéristiques du cycle vital de l'espèce pourraient restreindre le potentiel de rétablissement et de croissance de la population pour trois raisons : cet oiseau a une longue période de nidification, il est l'un des passereaux qui passent le moins de temps dans ses lieux de reproduction et il effectue une longue migration, possiblement la plus longue de toutes les espèces de moucherolles d'Amérique du Nord (Environment Canada, 2016).

Cycle vital et reproduction

Les Moucherolles à côtés olive sont socialement monogames, et les couples nicheurs sont généralement bien distancés les uns des autres (Altman et Sallabanks, 2012). Les territoires occupés par ces oiseaux sont souvent situés le long du territoire d'autres Moucherolles à côtés olive ou d'un réseau de drainage (Wright, 1997). En Alaska, on a observé que la densité de nicheurs était de 0,024 adulte nicheur par hectare (Handel *et al.*, 2009). Pour l'ensemble des types de paysages, les prédictions de la densité de nicheurs au Canada varient de 0,001 mâle par hectare en Saskatchewan dans la région de conservation des oiseaux (RCO) 6 (densité la plus basse) à 0,025 mâle par hectare en Nouvelle-Écosse dans le RCO 14 et à 0,1 mâle par hectare au Yukon dans la RCO 14 (densités les plus élevées) (Haché *et al.*, 2014).

On croyait auparavant que les couples étaient formés lors de l'arrivée des femelles aux territoires de nidification, mais des données récentes provenant d'individus suivis en Alaska indiquent que les femelles arrivent aux lieux de nidification avant les mâles (Hagelin *et al.*, 2014). Les femelles choisissent le site de nidification, construisent le nid et pondent un œuf par jour jusqu'à ce que la couvée se compose de trois œufs en moyenne (de deux à cinq œufs) (Altman et Sallabanks, 2012).

Au Canada, les périodes d'incubation et d'élevage des oisillons au nid peuvent s'étendre de la fin de mai ou de la mi-juin jusqu'au début ou au milieu d'août, selon la latitude (Rousseu et Drolet, 2017). Cependant, la prudence est de mise en ce qui concerne les prédictions pour la partie nord de l'aire de reproduction de l'espèce puisque ces prédictions sont fondées sur des données assez limitées. Cette période de nidification a

été établie grâce à des modèles prédictifs fondés principalement sur la température moyenne annuelle et sur les données de nidification du Programme de suivi des nids d'oiseaux (Project NestWatch) (Bird Studies Canada, 2018).

Les moucherolles du Nouveau Monde (famille des Tyrannidés) qui se reproduisent en Amérique du Nord ont les taux de reproduction les plus faibles de tous les passereaux et on ne leur connaît pas plus d'une nichée par saison (Altman et Sallabanks, 2012). Ancil *et al.* (2017) indiquent que les adultes montrent une fidélité aux sites de reproduction puisqu'ils ont observé que sur 21 sites visités dans deux années successives, 11 (52 %) ont été réoccupés dans la deuxième année.

L'incubation n'est effectuée que par la femelle, et le mâle s'occupe de lui apporter de la nourriture durant cette période. L'incubation dure de 15 à 19 jours. La femelle couve les jeunes au nid durant leur première semaine de vie et les deux parents les nourrissent. La durée du séjour au nid est de 17 à 23 jours. Les femelles consomment les sacs fécaux des oisillons (Hagelin *et al.*, 2015). Comme c'est le cas chez d'autres moucherolles, le taux de croissance des oisillons du Moucherolle à côtés olive est lent, donc la période de séjour au nid est longue, ce qui pourrait augmenter la probabilité de prédation des nids (Kotliar, 2007). Les jeunes ayant quitté le nid dépendent de leurs parents pour la nourriture jusqu'à une semaine suivant l'envol (Altman et Sallabanks, 2012), et restent sur le territoire jusqu'à 17 jours (Wright, 1997). Après avoir quitté le nid, les jeunes restent souvent à proximité de celui-ci et peuvent continuer à former une unité familiale jusqu'à la migration automnale (Altman et Sallabanks, 2012).

Plusieurs études récentes fournissent des renseignements sur le succès de nidification. Au Québec, sur 13 nids suivis, 6 ont produit au moins un jeune jusqu'à l'envol (46,2 %), 5 nids ont échoué et l'issue des 2 nids restants n'a pas été déterminée (Ancil *et al.*, 2017); dans l'un de ces nids, 3 jeunes ont été trouvés morts sans cause évidente. Dans le centre de l'Alaska, sur 13 couples observés, 8 couples (62 %) ont produit au moins un jeune jusqu'à l'envol et, dans le nord-ouest de l'Orégon, 82 de 126 couples observés (65 %) y sont aussi parvenus (Altman et Sallabanks, 2012). Dans le sud du Yukon, 80 % des nids (n = 14) ont vu au moins un jeune atteindre l'envol chaque année pendant l'étude qui s'est déroulée en 2014 et en 2015 (Stehelin, données inédites). Dans les Territoires du Nord-Ouest, on a retrouvé des oisillons vivants à la mi-juillet dans sept des neuf nids suivis, mais le taux global de succès de nidification est inconnu (Upham-Mills, données inédites). En Alaska, une étude récente indique également un succès de nidification relativement élevé (au moins un oisillon a survécu jusqu'à l'envol dans 80 % des 41 nids suivis de 2013 à 2016) (Baluss, 2017). Au Montana, Robertson et Hutto (2007) ont observé un succès de nidification de 61 % en forêt brûlée (n = 18), mais de seulement 30 % en forêt ayant fait l'objet d'une coupe sélective (n = 18); les nids productifs étaient généralement situés sous un couvert forestier plus dense que les nids non productifs. Dans le cas des nids situés dans des zones en régénération post-incendie, le temps écoulé depuis le feu pourrait être un élément important, Meehan et George (2003) ayant montré qu'il est plus probable que les nids échouent en zones récemment brûlées.

Il existe très peu de données sur la longévité et les taux de survie des adultes. Dans le centre de l'Alaska, dans les années 1990, cinq de neuf adultes munis de bagues colorées (56 %) sont retournés à leur territoire de reproduction l'année suivante (Wright, 1997). Une étude en cours portant sur la survie des Moucherolles à côtés olive pendant leur migration indique qu'environ 30 % des oiseaux munis de bagues et de dispositifs de géolocalisation sont retournés dans trois sites différents de l'Alaska pendant une période de trois ans (25 des 85 oiseaux suivis ont été réobservés entre 2014 et 2016) (Hagelin *et al.*, 2016). Deux oiseaux ayant survécu au moins sept ans après leur capture initiale ont été réobservés lors d'études de baguage (l'un en Californie et l'autre en Ontario) (Altman et Sallabanks, 2012).

Régime alimentaire

Beal (1912) a rapporté que 83 % du contenu stomacal de 63 individus provenant de l'ensemble des États-Unis était composé d'hyménoptères (abeilles, guêpes, fourmis, etc.). Dans les quartiers d'hiver du Costa Rica, le régime alimentaire de cet oiseau est également composé en grande partie d'hyménoptères (Sherry, 1984). Cependant, les proportions pourraient avoir changé au cours des dernières décennies en raison de baisses massives et répandues de la biomasse d'insectes volants (Hallmann *et al.*, 2017). Meehan et George (2003) ont constaté que les restes de coléoptères formaient une importante part des fèces de Moucherolles à côtés olive en Californie (COSEWIC, 2007). Au Yukon, les types de proies les plus observées sont les odonates (libellules et demoiselles) et les gros hyménoptères, suivis par les diptères (mouches) (Stehelin, données inédites; Upham-Mills, données inédites). En Alaska, des études en cours tentent de corrélérer le type et la biomasse d'insectes avec la présence de Moucherolle à côtés olive (Haberski *et al.*, 2016).

Physiologie et adaptabilité

On ne signale aucune caractéristique comportementale ou physiologique qui pourrait rendre cette espèce vulnérable aux activités humaines ou à d'autres dangers.

Déplacements et dispersion

Les Moucherolles à côtés olive arrivent au Canada entre avril et juin, principalement entre le milieu et la fin de mai. Ils entreprennent leur migration automnale tard en juillet ou tôt en août. Les individus parcourent plus de 8 000 km entre leurs lieux d'hivernage et de reproduction, et les périodes de migration et d'hivernage s'étalent sur plus de la moitié du cycle annuel (COSEWIC, 2008; Altman et Sallabanks, 2012). La distance totale parcourue annuellement par les individus nichant en Alaska varie entre 12 000 et 14 000 km (Hagelin *et al.*, 2014). La disponibilité de ressources, les modifications de l'habitat et le mauvais temps peuvent tous affecter les chances de survie des oiseaux durant l'hiver et les périodes de migration (Moore *et al.*, 1995). Dix individus munis de dispositifs de géolocalisation en Alaska ont suivi un trajet migratoire dans le sens horaire : ils se sont dirigés vers le sud en passant par le centre des États-Unis et le Mexique pour se rendre à leurs quartiers d'hiver (dans le sud-est du Pérou pour les femelles; dans le sud-ouest du Pérou, en Équateur et en Colombie pour les mâles), puis sont retournés dans leurs lieux de

reproduction de l'Alaska en passant par la côte ouest de l'Amérique du Nord (Hagelin *et al.*, 2014). En moyenne, ces individus nichant en Alaska n'ont passé que 71 jours dans leurs lieux de reproduction, et 107 jours en migration (Hagelin *et al.*, 2014). Les données provenant de bagues et de dispositifs de géolocalisation prouvent que les individus retournent dans la même région générale et qu'ils montrent une fidélité aux sites de reproduction et d'hivernage (Altman et Sallabanks, 2012; Hagelin *et al.*, 2014), les données de géolocalisation n'étant toutefois pas encore assez précises pour évaluer la fidélité aux territoires d'hivernage (McKinnon *et al.*, 2013).

Pendant la migration, le Moucherolle à côtés olive exploite davantage d'habitat riverain et non coniférien que pendant la reproduction. Les types d'habitats probablement exploités pendant la migration sont notamment les forêts de pins et chênes, les forêts à feuilles persistantes et les forêts à feuillage semi-caduc, ainsi que leurs lisières (Mexique et nord de l'Amérique centrale), les hautes terres (Honduras), les forêts de pins et chênes et leurs lisières (Guatemala), et les bois broussailleux de seconde venue (Costa Rica) (Altman et Sallabanks, 2012; Environment Canada, 2014).

Relations interspécifiques

Il existe peu de cas connus de tentative de prédation sur des individus adultes. Cependant, une carcasse de Moucherolle à côtés olive a été trouvée dans une aire de Faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) en Alaska (Cade *et al.*, 1968). Des altercations entre un Moucherolle à côtés olive adulte et un Épervier brun (*Accipiter striatus*) ont été observées au cours de deux années distinctes dans le sud du Yukon, et l'une de ces altercations a causé la mort d'un Moucherolle à côtés olive femelle adulte (Stehelin, obs. pers.). Anctil *et al.* (2017) présumant que le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*) est un prédateur de nids important, bien qu'aucune observation directe de prédation n'ait été rapportée au Canada. En Orégon, un Mésangeai du Canada a été observé pendant qu'il subtilisait deux œufs de Moucherolle à côtés olive (Altman et Sallabanks, 2012). Les deux sexes défendent agressivement les environs du nid, attaquant les prédateurs potentiels et les humains qui font intrusion. Robertson et Hutto (2007) croient qu'une prédation accrue aurait été la principale cause de la réduction significative du taux de reproduction observée en forêt éclaircie par rapport à la forêt brûlée; les écureuils roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), les Mésangeais du Canada et les Grands Corbeaux (*Corvus corax*) étaient tous plus de deux fois plus communs dans les parcelles exploitées étudiées (Robertson et Hutto, 2007). Cependant, étant donné que cette étude a été réalisée au Montana, ses résultats pourraient ne pas valoir pour le Canada.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Le Moucherolle à côtés olive est facilement repérable par son chant puissant et sa tendance à se percher dans de grands arbres situés dans des habitats ouverts. Wright (1997) a constaté que le protocole du Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) était bien adapté

à la détection de Moucherolles à côtés olive quand des mâles chanteurs étaient présents. Matsuoka *et al.* (2012) ont estimé que le rayon de détection efficace (RDE) de l'espèce est de 146 ± 25 m dans les forêts ouvertes de conifères et de 154 ± 32 m dans les habitats non forestiers, ce qui est supérieur au RDE d'autres moucherolles et de la plupart des passereaux.

Au Canada, les mentions de l'espèce sont répertoriées dans trois importantes bases de données scientifiques : celle du BBS, celles des atlas provinciaux des oiseaux nicheurs et celle du Projet de modélisation de l'avifaune boréale (PMAB). La base de données du PMAB comprend des données normalisées de points d'écoute qui proviennent du BBS, des atlas des oiseaux nicheurs, ainsi que d'autres projets (Barker *et al.*, 2015). Plusieurs provinces ont réalisé plus d'un atlas des oiseaux nicheurs, ce qui permet d'estimer les changements en matière de zone d'occupation à l'échelle régionale. Ces provinces sont : l'Alberta (1^{er} atlas : 1987 à 1992; 2^e atlas : 2000 à 2005) (Federation of Alberta Naturalists, 2007), l'Ontario (1^{er} atlas : 1981 à 1985; 2^e atlas : 2001 à 2005) (Cadman *et al.*, 2007), le Québec (1^{er} atlas : 1984 à 1989; 2^e atlas : 2010 à 2014) (AONQ, 2018), et les Maritimes (1^{er} atlas : 1986 à 1990; 2^e atlas : 2006 à 2010) (Erskine, 1992; Stewart *et al.*, 2015). En outre, la Colombie-Britannique (2008 à 2012) et le Manitoba (2010 à 2014) ont récemment terminé leur premier atlas. Le Moucherolle à côtés olive est aussi observé à des stations de baguage; même s'il est peu fréquent que des individus y soient capturés puisque ces oiseaux volent habituellement à une altitude élevée dans le couvert forestier (DeSante *et al.*, 2015), la présence d'individus a été signalée par l'entremise de données de recensement et d'autres observations (voir **Fluctuations et tendances**).

L'échantillonnage est biaisé en faveur des régions du sud puisqu'elles sont plus facilement accessibles; ce biais concerne particulièrement les données du BBS (Machtans *et al.*, 2014; Van Wilgenburg *et al.*, 2015). Le sous-échantillonnage des forêts boréales situées plus au nord entraîne une incertitude quant à l'exactitude des estimations des tendances des populations de Moucherolles à côtés olive. Même si on applique des corrections pour les écarts entre échantillonnages sur route et hors route, l'incertitude de prédiction reste plus élevée à l'extérieur des zones qui font l'objet d'un échantillonnage important (Haché *et al.*, 2014). Cette incertitude, qui est élevée dans une grande partie de l'aire de reproduction du Moucherolle à côtés olive, pourrait être un obstacle important à l'estimation des tendances aux échelles nationale et régionale (Dunn *et al.*, 2005; Matsuoka *et al.*, 2011).

La modélisation de la répartition des espèces, méthode moderne courante permettant de prédire l'habitat convenable et la densité des populations, a été appliquée au Moucherolle à côtés olive. Haché *et al.* (2014) ont réalisé un modèle national pour l'espèce. En outre, plusieurs modèles régionaux ont été réalisés ou sont en cours de réalisation, notamment au Yukon (Stehelin, comm. pers., 2017), en Colombie-Britannique (Psyllakis et Gillingham, 2009), en Orégon (Spies *et al.*, 2007; Shirley *et al.*, 2013), en Colombie-Britannique (Norris, comm. pers., 2017), en Californie (Stralberg et Gardali, 2007), en Ontario (Weeber, comm. pers., 2017), au Wisconsin (Beaudry *et al.*, 2010), au Québec (Tremblay, comm. pers., 2017), ainsi qu'au Canada atlantique (Westwood, 2016).

Abondance

En utilisant les données de présence/absence du Moucherolle à côtés olive au Canada de 1990 à 2013 provenant de l'ensemble de données du Projet de modélisation de l'avifaune boréale (PMAB), Haché *et al.* (2014) ont estimé la taille de la population canadienne à 9,2 millions d'individus (4,6 millions de mâles). Ils ont établi que 60 % de la population était concentrée dans la RCO 4 (forêt intérieure du nord-ouest : Colombie-Britannique, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Alberta), la RCO 8 (forêt coniférienne boréale : Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador) et la RCO 12 (forêt mixte boréale : Manitoba, Ontario, Québec). L'estimation effectuée par Haché *et al.* (2014) est un ordre de grandeur plus élevée que d'autres estimations, notamment celle de Partenaires d'envol qui évalue la population canadienne à 900 000 individus (Partners In Flight Science Committee, 2013). Selon d'autres estimations, la population canadienne serait de 450 000 individus (COSEWIC, 2007) ou pourrait se situer entre 50 000 et 500 000 adultes (Environment Canada, 2014).

Les écarts entre les diverses estimations s'expliquent par l'utilisation de méthodes d'estimation et d'ensembles de données différents. Pour estimer la taille de la population de Moucherolles à côtés olive, Environment Canada (2014) et Partners In Flight Science Committee (2013) ont utilisé les données du BBS, tirées de points d'écoute en bordure de routes, tandis qu'Haché *et al.* (2014) ont utilisé les données des points d'écoute du Projet de modélisation de l'avifaune boréale (PMAB) (Barker *et al.*, 2015), dont 60 % ont été effectués hors route. Selon Haché *et al.* (2014), les grands écarts entre les différentes estimations de la population pourraient s'expliquer par le fait que l'ensemble de données spatiales du PMAB était plus complet en ce qui a trait à la forêt boréale intérieure. De plus, le PMAB et Partenaires d'envol utilisent des stratégies différentes pour les corrections relatives aux biais et aux distances de détection efficace (Sòlymos *et al.*, 2013). De façon générale, les méthodes d'estimation utilisant un rayon de détection efficace (RDE) (pour cette espèce, le PMAB a utilisé 121 m) plutôt qu'une distance maximale de détection (pour cette espèce, Partenaires d'envol a utilisé une valeur située entre 300 et 400 m, selon les années) donnent des estimations de la taille des populations de 0,8 à 15 fois plus élevées (Matsuoka *et al.*, 2012). Pour arriver à leurs estimations, le PMAB et Partenaires d'envol ont corrigé le biais associé à la période de la journée en utilisant des équations différentes. Si on combine les différences entre les méthodes utilisées pour estimer la population de cet oiseau sans toutefois tenir compte de l'incidence du biais des bords de routes, on arrive à la conclusion que les estimations du PMAB sont 3,75 fois plus élevées que celles de Partenaires d'envol (Sòlymos, comm. pers., 2018). Cependant, Haché *et al.* (2014) pourraient avoir surestimé l'abondance de l'espèce dans la RCO 4 et dans le corridor des Rocheuses (Sòlymos, comm. pers., 2018). La taille réelle de la population se situe probablement entre l'estimation de 900 000 individus établie par Partenaires d'envol et celle de 9,2 millions du PMAB.

Dans l'ensemble de son aire de reproduction, le Moucherolle à côtés olive est réparti de façon irrégulière et est généralement présent à de faibles densités. Le nombre moyen d'oiseaux observés dans les parcours du BBS au Canada de 2005 à 2015 variait de 0,01 oiseau par parcours (au Manitoba) à 2,1 oiseaux par parcours (au Yukon) (Smith, données inédites). On a observé que l'espèce était présente à des densités plus élevées en Colombie-Britannique (1,7 oiseau par parcours) et en Nouvelle-Écosse (1,1 oiseau par parcours) que dans les autres provinces et territoires, où les densités moyennes étaient de moins de 1 oiseau par parcours (Smith, données inédites).

Fluctuations et tendances

Les données du BBS indiquent des baisses généralisées, à long terme (tableau 1) et à court terme (tableau 2), des populations de Moucherolles à côtés olive dans l'ensemble de l'Amérique du Nord, dont certaines sont statistiquement significatives (Environment and Climate Change Canada, 2017). On a estimé que le changement annuel moyen de la population de Moucherolles à côtés olive au Canada de 1970 à 2016 a été de -2,8 % par année (plage de -3,5 % à -2,1 %), ce qui correspond à un déclin total de la population de 72 % (plage de 62 % à 80 %). Les tendances à long terme (de 27 à 46 ans, selon la région) sont significativement négatives pour toutes les provinces et les territoires à l'exception de Terre-Neuve-et-Labrador et des Territoires du Nord-Ouest, où les tendances sont négatives mais la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % est supérieure à zéro. Les baisses de population à long terme les plus importantes ont été observées en Saskatchewan (4,7 % par année), au Nouveau-Brunswick (4,5 % par année), au Manitoba (3,60 % par année), au Yukon (2,94 % par année) et en Colombie-Britannique (2,91 % par année). La baisse de la population mondiale sur 44 ans (1970 à 2014) a été calculée à 78 % (Rosenberg *et al.*, 2016). Rosenberg *et al.* (2016) prévoient que, si les tendances se maintiennent, la population mondiale de Moucherolles à côtés olive pourrait encore chuter de 50 % en 24 ans.

Tableau 1 : Tendances des populations à long terme (de 27 à 46 ans) selon les résultats du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS) pour le Moucherolle à côtés olive (Environnement et Changement climatique Canada, données inédites)

Région	Période	Tendance annuelle	Limites de l'intervalle de crédibilité à 95 %		Fiabilité globale	Nombre de parcours	Couverture géographique (pourcentage de la population de nicheurs)
			Inférieure	Supérieure			
Continent	1970-2016	-2,64	-3,10	-2,18	Moyenne	1 373	45
Canada	1970-2016	-2,75	-3,46	-2,06	Moyenne	583	36
Colombie-Britannique	1970-2016	-2,91	-3,75	-2,09	Moyenne	142	37
Alberta	1970-2016	-2,66	-4,18	-1,15	Moyenne	80	33
Saskatchewan ¹	1989-2016	-4,70	-10,2	-0,05	Faible	26	31
Manitoba ¹	1989-2016	-3,60	-5,44	-1,65	Faible	43	38
Ontario	1970-2016	-1,60	-3,15	-0,002	Moyenne	119	47
Québec	1970-2016	-2,43	-3,77	-1,06	Moyenne	106	36
Nouveau-Brunswick	1970-2016	-4,50	-5,45	-3,48	Élevée	39	99
Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-	1970-2016	-1,94	-3,01	-0,88	Élevée	39	96

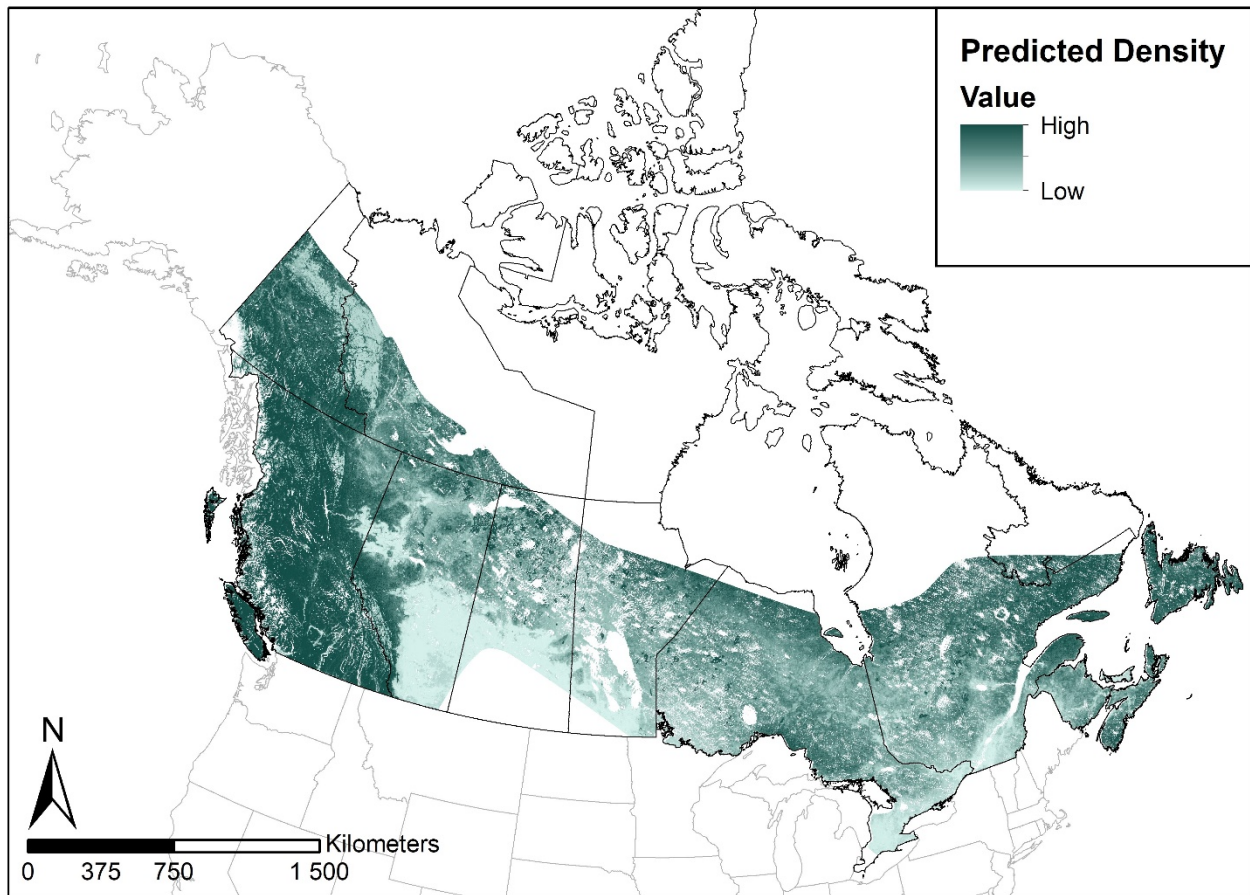
Région	Période	Tendance annuelle	Limites de l'intervalle de crédibilité à 95 %		Fiabilité globale	Nombre de	Couverture géographique
Édouard							
Terre-Neuve-et-Labrador	1976-2016	-0,81	-3,54	2,71	Moyenne	14	32
Territoires du Nord-Ouest ¹	1989-2016	-1,99	-5,25	1,15	Faible	23	7
Yukon	1973-2016	-2,94	-4,60	-1,32	Faible	40	16

¹ – Les tendances sont présentées pour une période plus courte (1989-2016) dans les cas de la Saskatchewan, du Manitoba et des Territoires du Nord-Ouest en raison des très faibles tailles des échantillons dans les années antérieures, dont l'utilisation compromettrait la fiabilité des analyses à plus long terme.

Tableau 2 : Tendances des populations à court terme (10 ans) selon les résultats du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS) pour le Moucherolle à côtés olive (Environnement et Changement climatique Canada, données inédites)

Région	Période	Tendance annuelle	Limites de l'intervalle de crédibilité à 95 %		Fiabilité globale	Nombre de parcours	Couverture géographique (pourcentage de la population de nicheurs)
			Inférieure	Supérieure			
Continent	2006-2016	-2,20	-3,63	-0,08	Moyenne	1 231	48
Canada	2006-2016	-2,09	-4,27	1,32	Moyenne	531	37
Colombie-Britannique	2006-2016	-2,99	-5,30	-0,89	Moyenne	111	41
Alberta	2006-2016	-3,33	-8,61	0,20	Moyenne	74	18
Saskatchewan	2006-2016	0,30	-10,2	14,8	Faible	22	7
Manitoba	2006-2016	-3,01	-5,70	1,36	Faible	40	16
Ontario	2006-2016	-0,13	-3,20	7,35	Faible	112	34
Québec	2006-2016	-0,61	-5,78	9,09	Faible	92	26
Nouveau-Brunswick	2006-2016	-4,48	-6,93	-1,42	Moyenne	30	99
Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard	2006-2016	-1,70	-4,81	2,14	Faible	35	95
Terre-Neuve-et-Labrador	2006-2016	0,80	-3,97	12,9	Faible	25	14
Territoires du Nord-Ouest	2006-2016	-2,06	-10,2	6,26	Faible	21	8
Yukon	2006-2016	-3,13	-6,52	-0,49	Moyenne	35	29

On a estimé que le changement annuel moyen au Canada de 2006 à 2016 a été de -2,1 % (plage de -4,3 % à +1,3 %), ce qui équivaut à un changement cumulatif de -19 % (plage de -35 % à +14 %) en 10 ans; la probabilité que la baisse ait été supérieure à -30 % au cours de cette période est de 0,12 (Smith, comm. pers., 2018). Pendant cette période, on a estimé que les effectifs de l'espèce ont diminué dans dix provinces et territoires (de façon significative au Yukon, en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick), et ont augmenté, de façon non significative, seulement en Saskatchewan et à Terre-Neuve-et-Labrador (tableau 2). Les estimations des taux de déclin à court terme sont plus élevées au Nouveau-Brunswick (4,5 % par année), en Alberta (3,3 % par année), au Yukon (3,1 % par année), et en Colombie-Britannique (3,0 % par année). Même si l'indice de déclin annuel de la décennie précédente est plus faible qu'avant (figure 4), la population continue de baisser (figure 5).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Predicted Density = Densité prédite

Value = Valeur

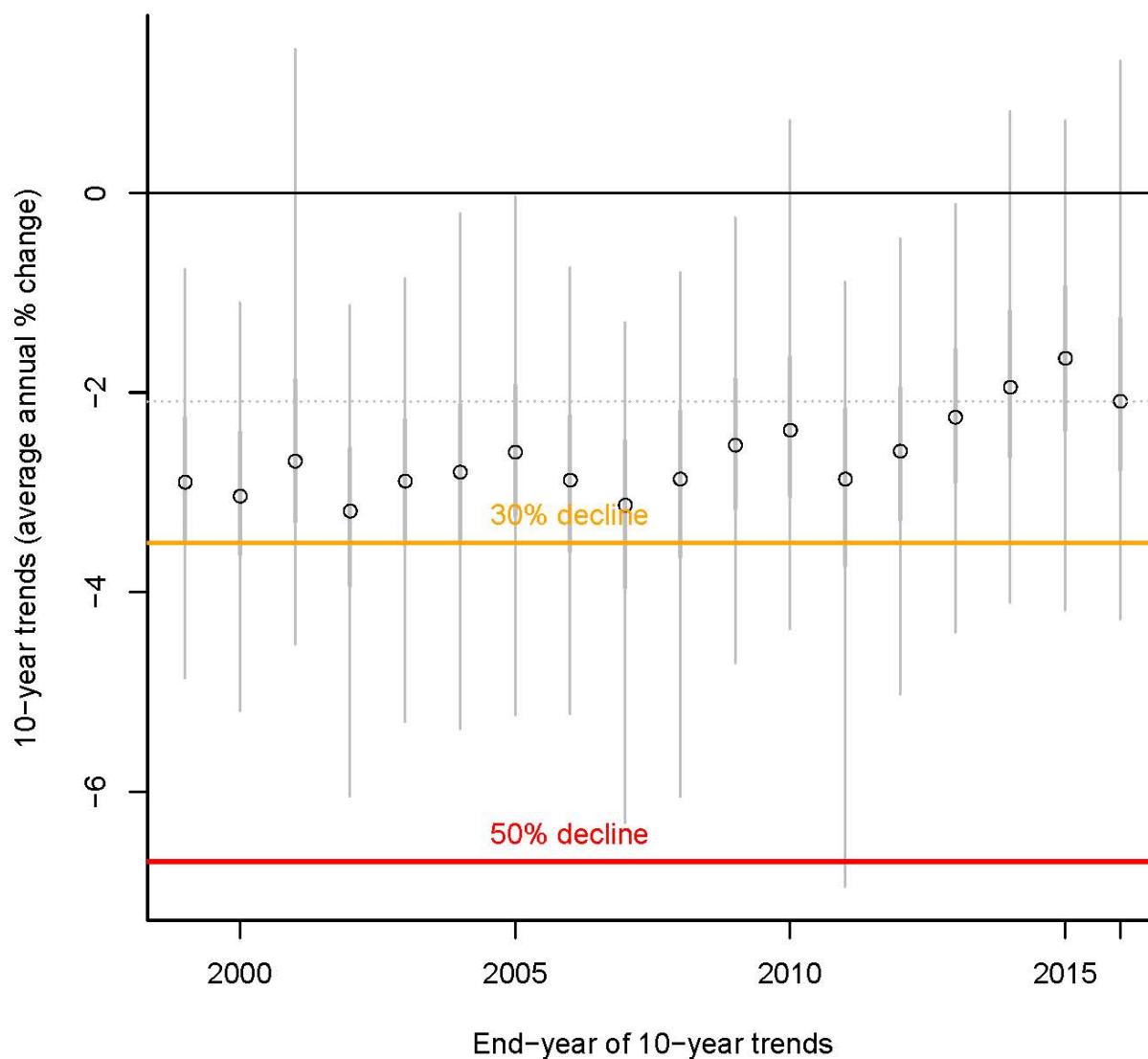
High = Élevée

Low = Faible

Kilometers = kilomètres

Figure 3 : Modèle de densité de population (mâles territoriaux/ha) pour le Moucherolle à côtés olive couvrant les régions boisées de l'aire de répartition canadienne de l'espèce délimitée par BirdLife International, fondé seulement sur le caractère convenable de l'habitat (Haché *et al.*, 2014). Les observations réelles de l'espèce ne sont pas cartographiées.

Olive-sided Flycatcher Canada rolling ten-year trends (95% and 50% CI)



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Olive-sided Flycatcher Canada rolling ten-year trends (95% and 50% CI) = Tendence décennale mobile de la population canadienne de Moucherolles à côtés olive (IC à 95 % et à 50 %)

10-year trends (average annual % change) = tendance décennale (% de changement annuel moyen)

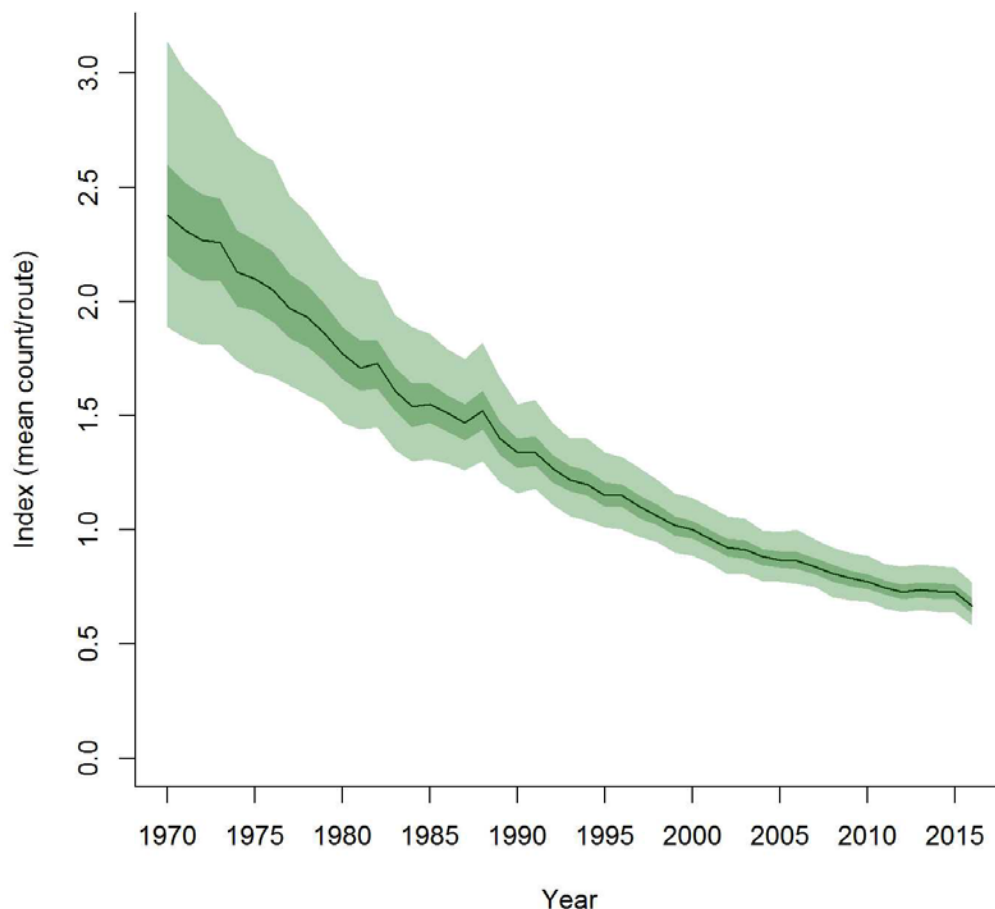
30% decline = baisse de 30 %

50% decline = baisse de 50 %

End-year of 10-year trends = Année terminale de tendance décennale

Figure 4: Indice moyen de diminution de la population canadienne de Moucherolles à côtés olive dans une série d'intervalles, chaque entrée indiquant la moyenne pour les 10 années antérieures. Les traits verticaux représentent les intervalles de crédibilité à 95 % et les traits horizontaux orangé et rouge, les taux de diminution correspondant à des baisses de 30 % et de 50 %, respectivement, sur 10 ans (Adam Smith, Environment and Climate Change Canada, données inédites). Bien que les intervalles de crédibilité soient grands, la plage des valeurs des estimations de la moyenne varie relativement peu entre les années; elle est toujours négative, mais pas suffisamment pour équivaloir à une diminution de 30 % sur 10 ans.

Olive-sided Flycatcher Canada



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Olive-sided Flycatcher Canada = Population canadienne de Moucherolles à côtés olive

Index (mean count/route) = Indice (compte moyen/parcours)

Year = Année

Figure 5 : Indice annuel indiquant la variation de la population de Moucherolles à côtés olive de 1970 à 2016, d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord (BBS). Les bandes ombrées en vert pâle et en vert foncé correspondent aux limites supérieure et inférieure des intervalles de crédibilité à 95 % et à 50 %, respectivement (Adam Smith, Environment and Climate Change Canada, données inédites).

Toutefois, comme le montrent les tableaux 1 et 2, la fiabilité générale des tendances estimées par le BBS est faible dans nombre de régions et, dans beaucoup de cas, seulement une minorité de l'aire de reproduction de l'espèce est couverte par les parcours du BBS, qui comportent un biais important en faveur du sud. La modélisation effectuée par le PMAB n'indique pas de déclin de la population canadienne de Moucherolles à côtés

olive entre 1997 et 2013 (Haché *et al.*, 2014), ce qui est probablement attribuable à l'utilisation de méthodes d'estimation différentes de celles utilisées pour les données du BBS (voir **Abondance**). Dans l'ensemble, les effectifs de l'espèce pourraient être relativement stables ou pourraient baisser d'autant que 19 % pendant une période de dix ans. D'autres études seraient nécessaires pour améliorer l'exactitude des estimations.

D'autres initiatives régionales qui ont estimé les tendances de la population de Moucherolles à côtés olive dans la partie sud de sa répartition ont indiqué des baisses d'effectif. En combinant les ensembles de données provenant du nord des États-Unis, Ralston *et al.* (2015) ont estimé que la population de Moucherolles à côtés olive a connu une tendance à la baisse, diminuant de 4 % par année (intervalle de confiance de -5 % à -2 %), dans l'ensemble du nord-est des États-Unis de 1989 à 2013. Dans le Midwest américain (situé près des Grands Lacs), la tendance a également été de -4 % par année, mais dans la partie sud-est de la répartition de l'espèce (Maine, New Hampshire et Vermont), la baisse a été en moyenne de -5 % par année. Selon Shirley *et al.* (2013), la modélisation de la répartition de l'espèce a indiqué une baisse de la probabilité d'occurrence en Orégon de 1995 à 2005.

L'évaluation des tendances par le Réseau canadien de surveillance des migrations pour la période 1997-2006 a montré que les données sur le Moucherolle à côtés olive sont éparses en raison des faibles taux de détection de l'espèce (Crewe *et al.*, 2008). Le seul site pour lequel il y avait assez de données pour faire l'estimation d'une tendance est l'observatoire d'oiseaux de Thunder Cape, situé au bord du lac Supérieur. À cet endroit, on a observé une tendance de la population à la hausse à l'automne, l'effectif ayant augmenté de 8,1 % par année de 1995 à 2014 et de 21,1 % par année pendant la décennie qui a fait l'objet de l'analyse la plus récente (2004 à 2014) (Canadian Migration Monitoring Network, 2017). Les données du programme Monitoring Avian Productivity and Survivorship (MAPS), pour la période 1992-2006, étaient relativement éparses pour cet oiseau peu commun; seulement 125 individus ont été bagués et 20 recaptures interannuelles effectuées. En se fondant sur ces données, le programme MAPS a rapporté une tendance à la baisse non significative de 3,9 % par année (DeSante *et al.*, 2015). Cependant, DeSante *et al.* (2015) ont souligné un manque de données pour cette espèce, pour laquelle la densité moyenne d'adultes (0,2 adulte par station) est la plus faible de toutes les espèces considérées.

Dans la partie sud de l'aire de reproduction de l'espèce, les baisses de population se traduisent par des changements de la zone d'occupation. Des comparaisons avec des observations anciennes (p. ex., Burleigh, 1935) indiquent que l'aire de reproduction de l'espèce s'est rétractée vers le nord depuis la première moitié du 20^e siècle. On prévoit que cette rétraction continuera dans les années à venir. Au New Hampshire, la documentation sur le sujet montre qu'il y a rétraction continue de l'aire de reproduction vers le nord dans l'ensemble de l'État, la latitude se trouvant à être la variable prédictive la plus importante pour ce qui est de la probabilité de disparition (Glennon, 2009). En Californie, on a observé que certains sites ont été désertés par l'espèce et qu'à certains endroits, la répartition de celle-ci s'est étendue dans de nouvelles zones de plantations forestières, la tendance générale de la population étant tout de même à la baisse (Widdowson, 2008).

En Alberta, on a remarqué des baisses d'effectif entre la période du premier atlas (de 1987 à 1991) et celle du deuxième atlas (de 2001 à 2005) dans la forêt boréale, la prairie-parc et les contreforts, régions naturelles qui constituent la grande majorité de l'aire de répartition de l'espèce dans la province (Federation of Alberta Naturalists, 2007). En Ontario, la probabilité d'observation dans les parcelles de l'atlas est passée de 37,5 % à 34,8 % entre les périodes 1981-1985 et 2001-2005; l'écart le plus important, qui est statistiquement significatif, a été observé dans la région du Sud du Bouclier (baisse de 63,6 % à 43,6 %) (Cheskey, 2007). Au Québec, le nombre de parcelles dans lesquelles l'espèce a été observée a augmenté entre la période du premier atlas (de 1984 à 1989) et celle du deuxième atlas (de 2010 à 2014), passant de 703 à 904 parcelles, mais leur proportion a diminué de 28,6 % à 22,5 % (AONQ, 2018). La probabilité d'observation du Moucherolle à côtés olive a diminué significativement entre les périodes des deux atlas, surtout dans les Basses-Laurentides et les Appalaches (Robert, comm. pers., 2018). Dans les Maritimes, l'espèce a été observée dans plus de parcelles pendant la période du deuxième atlas (796 parcelles de 2006 à 2010) que pendant celle du premier atlas (671 parcelles de 1986 à 1990); cependant, ce résultat reflète une augmentation de la couverture, de sorte qu'en tenant compte de ce fait, on a estimé que, dans l'ensemble, la probabilité d'occurrence a diminué – surtout dans une grande partie du Nouveau Brunswick – malgré une augmentation en Nouvelle-Écosse dans les régions de terrain élevé (Stewart *et al.*, 2015).

Immigration de source externe

Les données du BBS indiquent que les populations de Moucherolles à côtés olive des États-Unis subissent des baisses semblables à celles observées au Canada (Sauer *et al.*, 2015), et que la répartition de l'espèce connaît une rétraction vers le nord (Glennon, 2009; Hunt, 2016). Il semble que l'espèce exploite des habitats similaires aux États-Unis et au Canada; les immigrants seraient donc adaptés aux conditions canadiennes et la proximité immédiate entre les populations américaines et canadiennes pourrait faciliter l'immigration (COSEWIC, 2007). Une immigration d'individus provenant de populations américaines serait donc possible, mais improbable, à moins que les causes du déclin des populations aux États-Unis puissent également être déterminées et enrayerées.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les insectivores aériens en tant que groupe, en particulier dans le nord-est de l'Amérique du Nord, ont connu des baisses d'effectifs très marquées (Nebel *et al.*, 2010). Les causes principales de ces baisses sont probablement la perte et la dégradation d'habitat dans les lieux de reproduction et d'hivernage, ainsi que les pertes d'insectes et de milieux produisant des insectes dans les aires de reproduction, de migration et d'hivernage. Les menaces qui pèsent sur le Moucherolle à côtés olive ont été classées ci-dessous (et dans l'**annexe 1**) selon le système unifié de classification des menaces de l'IUCN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de

conservation), d'après le lexique standard sur la conservation de la biodiversité de Salafsky *et al* (2008). L'impact global des menaces pour le Moucherolle à côtés olive a été calculé comme étant moyen. Les menaces sont décrites ci-dessous en ordre décroissant d'impact (du plus élevé au plus faible), celles pour lesquelles il y a incertitude quant à la portée et/ou à la gravité étant présentées en dernier.

Catégorie 2 – Agriculture et aquaculture (impact faible à élevé)

La perte d'habitat d'hivernage pourrait être la principale cause des baisses de population chez le Moucherolle à côtés olive (Altman et Sallabanks, 2012). La diminution de la couverture forestière dans l'aire d'hivernage a été continue et très marquée, malgré certains gains locaux (Hansen *et al.*, 2013). Dans l'Amazonie colombienne, la plus grande partie des pertes forestières est liée à la conversion des terres en pâturages pour le bétail (Hettler *et al.*, 2017), certaines pertes étant également attribuables à d'autres activités agricoles et à l'exploitation forestière. On ne dispose pas actuellement de comparaisons entre les effets des cultures agricoles et de l'élevage de bétail. Les données de géolocalisation indiquent que des individus de l'Alaska hivernent près de terres faisant l'objet d'une exploitation forestière ou converties (Hagelin *et al.*, 2014). L'agriculture affecte probablement une part de restreinte à grande de la population de Moucherolles à côtés olive, et a un effet de modéré à élevé, pour un impact de faible à élevé.

Catégorie 7 – Modifications des systèmes naturels (impact faible à élevé)

Les changements des régimes d'incendie peuvent avoir des effets mixtes sur le Moucherolle à côtés olive. L'accroissement de la fréquence et de la gravité des feux de forêt dû aux changements climatiques (Balshi *et al.*, 2009), particulièrement dans la portion ouest de l'aire de reproduction de l'espèce (BC FLNRO, 2014; Boulanger *et al.*, 2014), pourrait détruire de l'habitat de reproduction et aussi réduire la disponibilité d'insectes à court terme, quoique les lisières de brûlis peuvent attirer l'espèce. Par ailleurs, la suppression des incendies a réduit les superficies brûlées et allongé les cycles d'incendie dans certaines parties de la zone boréale (Cumming, 2005). La suppression des incendies est habituellement pratiquée près des zones habitées, où se trouvent la plupart des parcours du BBS. Par conséquent, dans les tendances de population tirées des données du BBS, les impacts de la suppression des incendies pourraient se trouver surreprésentés.

Les réductions des populations de proies constituent une menace sur l'ensemble du cycle vital du Moucherolle à côtés olive (reproduction, migration, hivernage). Ces réductions peuvent résulter de divers facteurs, dont l'utilisation de pesticides (y compris d'herbicides), les changements des régimes d'humidité, l'altération d'habitat par l'exploitation forestière ou les incendies, ou la perte d'habitat par conversion de terres. À l'échelle mondiale, des réductions des populations et des aires de répartition d'insectes ont été largement rapportées (Young *et al.*, 2016). Des déclin d'insectes pollinisateurs comme les hyménoptères, proies importantes dans les lieux de reproduction et d'hivernage (Beal, 1912; Sherry, 1984), sont observés un peu partout en Amérique du Nord (Potts *et al.*, 2010), et on estime que la perte ou la dégradation d'habitat ont menacé ou affecté plus de 90 % des groupes d'insectes dans le monde (Price *et al.*, 2011).

L'accroissement de l'utilisation des pesticides néonicotinoïdes a été associé à des baisses des populations d'oiseaux insectivores en Europe, au moins en partie du fait que ces pesticides réduisent la disponibilité d'insectes proies (Hallmann *et al.*, 2014). On pense que ceux-ci pourraient avoir contribué aux baisses des effectifs de Moucherolles à côtés olive (Altman et Sallabanks, 2012), mais leurs effets précis sur l'espèce n'ont pas été démontrés. Santé Canada a récemment proposé d'interdire l'imidaclopride, le pesticide néonicotinoïde le plus communément utilisé, soit d'en éliminer progressivement toutes les utilisations agricoles et la plupart des utilisations à des fins esthétiques, sur une période de trois à cinq ans (Health Canada, 2016). La question de savoir si cette probable interdiction aura une incidence sur la concentration de néonicotinoïdes dans l'environnement dépendra de l'application de cette interdiction et des produits chimiques agricoles qui deviendront communément utilisés à la place de l'imidaclopride. Par ailleurs, les néonicotinoïdes pourraient avoir des impacts négatifs durant les migrations (Eng *et al.*, 2017), une exposition à l'extérieur des frontières canadiennes pouvant donc affecter l'espèce.

Globalement, on évalue que les modifications des systèmes naturels affectent une part de restreinte à grande de la population de Moucherolles à côtés olive avec une gravité variant de légère à élevée, pour un impact de faible à élevé.

Catégorie 3 – Production d'énergie et exploitation minière (impact faible) et catégorie 4 – Corridors de transport et de service (impact faible)

Bien que le Moucherolle à côtés olive utilise des paysages perturbés (Altman et Sallabanks, 2012), les modèles de répartition de l'espèce prédisent des densités plus faibles là où il y a des entités linéaires et des perturbations anthropiques (Haché *et al.*, 2014; Westwood, 2016). Les taux de détection de l'espèce dans la forêt boréale sont plus bas près des routes (Matsuoka *et al.*, 2011). Au Canada atlantique, les densités prédites de Moucherolles à côtés olive se sont révélées plus faibles dans les régions présentant une plus forte empreinte humaine, ainsi que près des routes (Westwood, 2016). Les densités prédites se sont aussi révélées plus élevées dans les zones protégées que dans les zones exploitées, ce qui laisse penser que l'espèce est sensible aux perturbations anthropiques et à la fragmentation de l'habitat.

Dans l'écozone de la forêt boréale du Canada, l'accroissement récent du développement pétrolier et gazier, de l'exploitation minière et des corridors de transport et de service associés a entraîné la perte de nids de nombreuses espèces d'oiseaux (Van Wilgenburg *et al.*, 2013). Ces activités ne devraient affecter qu'une faible part de la population de Moucherolles à côtés olive dans les 10 prochaines années avec une gravité légère, leur impact global étant jugé faible.

Catégorie 11 – Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (impact inconnu)

Stralberg *et al.* (2015a) ont avancé que les changements climatiques pourraient causer d'importants déplacements de la répartition de nombre d'oiseaux. Appliqués au

Moucherolle à côtés olive, leurs modèles prédisent un changement de population lié au climat de -3,1 % (intervalle de confiance de -9,1 % à 6,1 %) entre 2011 et 2040, les baisses prédites étant plus importantes pour la période 2041-2070 (moyenne de -10,3 %, intervalle de confiance de -26,6 % à 3,7 %; Stralberg *et al.*, 2015b). Cependant, en raison des limites de la croissance et de la succession forestières, il pourrait y avoir des décalages temporels entre les changements climatiques et l'installation d'une végétation convenant à l'espèce. Un décalage de 30 ans réduirait l'habitat principal du Moucherolle à côtés olive de seulement 1 %, alors qu'un décalage de 60 ans le réduirait de 23 % (Stralberg *et al.*, 2015c).

On ne sait pas quelles sont les limites de tolérance physiologiques liées au climat pour cette espèce, ni, dans le cas où son habitat se rétractait vers le nord, quelle serait la capacité des Moucherolles à côtés olive de s'établir dans de nouvelles régions.

Des modifications du moment d'émergence des insectes dues aux changements climatiques pourraient affecter la synchronisation entre l'éclosion des oisillons et le pic d'abondance de nourriture. Il a été avancé que la désynchronisation de la période de reproduction d'avec la période d'abondance d'insectes proies pourrait expliquer les fortes baisses d'effectifs chez le Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) (Both *et al.*, 2006), ainsi que chez d'autres oiseaux migrateurs (Visser *et al.*, 1998, 2006; Visser et Both, 2005; Møller *et al.*, 2008). Ce problème pourrait avoir des effets plus graves chez les migrateurs de longues distances comme le Moucherolle à côtés olive (Visser et Both, 2005; Both *et al.*, 2006). Cette hypothèse de la désynchronisation a également été proposée pour expliquer les baisses d'effectifs chez le Quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) (McClure *et al.*, 2012), insectivore dont l'aire de reproduction chevauche celle du Moucherolle à côtés olive (Westwood, 2016).

Des cas de mortalité de jeunes au nid causés par des tempêtes et des épisodes de conditions météorologiques extrêmes ont été rapportés chez le Moucherolle à côtés olive (Anctil *et al.*, 2017). En outre, des tempêtes de grande envergure (p. ex. ouragans) en période de migration ont causé des mortalités de masse chez d'autres migrateurs de longues distances, comme le Martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) (Dionne *et al.*, 2008).

Dans le court terme (10 ans), les changements climatiques pourraient affecter la population en donnant lieu à des épisodes de conditions météorologiques extrêmes, allant au-delà des limites de tolérance physiologiques de l'espèce, ou en modifiant le moment d'émergence des insectes; cependant, compte tenu des nombreuses incertitudes, on considère que l'impact de ces menaces est inconnu.

Catégorie 9 – Pollution (impact inconnu)

On ne sait pas si les néonicotinoïdes (voir la menace 7.3) ou d'autres pesticides (herbicides compris) ont des effets physiologiques létaux ou sublétaux directs sur le Moucherolle à côtés olive. On ne connaît pas non plus l'ampleur de l'exposition ni les moments où les oiseaux seraient exposés.

Il a été rapporté que la contamination par le mercure est une menace pour le Quiscale rouilleux, oiseau qui s'alimente aussi d'insectes (COSEWIC, 2006; Edmonds *et al.*, 2010). Aucune étude publiée n'a spécifiquement examiné la contamination de Moucherolles à côtés olive par le mercure, mais comme l'espèce se nourrit principalement d'insectes présentant des stades larvaires aquatiques, elle pourrait bioaccumuler du mercure, particulièrement dans la portion est de son aire de reproduction. Cependant, il a été observé que les concentrations de mercure dans le sang de Moucherolles à côtés olive qui nichaient en Alaska étaient relativement faibles comparativement à d'autres passereaux (Hagelin, données inédites).

Globalement, tous les Moucherolles à côtés olive sont susceptibles d'être exposés à au moins certaines formes de pollution, mais la gravité de ce type de menace, et donc son impact, sont inconnus.

Catégorie 5 – Utilisation des ressources biologiques (impact inconnu)

La principale utilisation des ressources biologiques affectant le Moucherolle à côtés olive est l'exploitation forestière dans ses quartiers d'hiver (l'exploitation forestière dans les lieux d'hivernage est habituellement associée à un déboisement pour des cultures agricoles et le pâturage). Dans les lieux de reproduction, les impacts de l'exploitation forestière dépendent de la méthode utilisée et de la région où celle-ci est employée (voir **Tendances en matière d'habitat**).

La création d'habitat de début de succession par l'exploitation forestière peut fournir des lisières qui conviennent à l'espèce; une étude a d'ailleurs montré que dans les sites examinés, les sites occupés par l'espèce dans des zones exploitées avaient une structure et une composition semblables à celles des sites occupés présentant des ouvertures naturelles (Westwood, 2016). Bien que ces habitats altérés par l'homme puissent attirer des Moucherolles à côtés olive, car ils peuvent présenter des éléments structuraux semblables à ceux qu'on trouve en habitat récemment brûlé, ils pourraient constituer des pièges écologiques du fait que le succès reproductif des oiseaux peut y être inférieur (Robertson et Hutto, 2007). Au Montana, Robertson et Hutto (2007) ont observé que le succès de nidification était deux fois plus élevé dans des parcelles brûlées ($n = 18$) que dans des parcelles ayant fait l'objet d'une coupe sélective ($n = 18$); cette différence était probablement due à la quantité relativement élevée de prédateurs de nids dans la forêt perturbée par la coupe. Ces résultats sont appuyés par les données d'Altman (1999), qui a rapporté que le succès de nidification des Moucherolles à côtés olive dans les monts Cascade du centre-ouest de l'Orégon était plus élevé dans des habitats récemment brûlés (62 %, $n = 16$) que dans la forêt semi-ouverte (49 %, $n = 33$), dans des unités de coupe où des arbres sur pied avaient été conservés (39 %, $n = 89$) ou en lisière forestière (33 %, $n = 31$). Des résultats contraires ont toutefois été obtenus à la bordure sud-ouest de l'aire de reproduction de l'espèce, dans le nord de la Californie, où le succès de nidification était plus élevé dans les zones où était pratiquée une récolte forestière (la perte relative de nids a été de 71 % dans les zones brûlées et de 20 % dans les zones non brûlées; Meehan et George, 2003).

Dans le Maine, l'espèce était plus nombreuse dans des zones forestières ayant fait l'objet d'éclaircies (Hagan *et al.*, 1997). De plus, Gauthier et Aubry (1996) ont avancé que la modification de la structure forestière qui a découlée de la coupe à blanc à grande échelle des forêts âgées dans l'est du Canada pourrait avoir favorisé le Moucherolle à côtés olive, ce qui pourrait expliquer le pic d'abondance de l'espèce au Québec dans les années 1980. Cependant, en Saskatchewan, il a été observé que la coupe de récupération post-incendie réduisait les effectifs de l'espèce (et de la plupart des oiseaux insectivores; Morissette *et al.*, 2002), probablement à cause de la réduction de la disponibilité de chicots et de peuplements ayant survécu à l'incendie. Au Québec, il a été observé dans une étude que les Moucherolles à côtés olive sélectionnaient favorablement les coupes forestières, qu'elles soient récentes ou plus anciennes, pour leur nidification (Anctil *et al.*, 2017). À ce jour, les effets spécifiques de la récolte forestière sur l'abondance et le succès de nidification de l'espèce demeurent incertains, et ils dépendent probablement du type, du moment et de l'endroit de la récolte.

Les différences régionales dans les tendances démographiques, bien que difficiles à évaluer en raison de la rareté des observations, pourraient découler de différences dans les pratiques d'exploitation forestière ayant des répercussions différentes sur les populations d'insectes proies et de prédateurs de nids (COSEWIC, 2007). Bien que la récolte forestière soit pratiquée dans une grande portion de l'aire de répartition de l'espèce, sa gravité et son impact sont inconnus.

Catégorie 8 – Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (impact inconnu)

Des cas de prédation par des écureuils roux, des Mésangeais du Canada et d'autres prédateurs naturels ont été rapportés (Altman et Sallabanks, 2012; Anctil *et al.*, 2017), mais les taux de prédation ne sont pas bien quantifiés. On ne sait pas si le Moucherolle à côtés olive se trouve menacé par une prédation et/ou un parasitisme exercés par des espèces envahissantes.

Catégorie 1 – Développement résidentiel et commercial (impact négligeable)

On estime qu'aux États-Unis les collisions contre les maisons et d'autres immeubles tuent annuellement de 2 % à 9 % des oiseaux d'Amérique du Nord (Loss *et al.*, 2014), alors qu'au Canada, elles tuent moins de 0,5 % de tous les nicheurs du pays (Machtans *et al.*, 2013). Il y a peu de données spécifiques au Moucherolle à côtés olive concernant ces collisions, mais comme l'espèce évite largement les zones urbaines, l'impact de cette menace est probablement négligeable.

Facteurs limitatifs

Le Moucherolle à côtés olive a une très courte période de reproduction comparativement aux autres passereaux, et il n'élève qu'une seule nichée par an. Ses taux de rétablissement pourraient donc être moins élevés que ceux d'autres espèces. Sa migration est aussi la plus longue parmi les moucherolles d'Amérique du Nord, ce qui

pourrait accroître son exposition aux épisodes de mauvais temps et à d'autres dangers associés à la migration (p. ex. perte ou dégradation d'habitat de halte migratoire).

Nombre de localités

La localisation précise des occurrences n'est pas facile à établir pour cette espèce largement répartie. Cependant, bon nombre des menaces décrites plus haut sont de nature régionale ou concernent même des sites précis, ce qui fait que le nombre de localités est certainement bien supérieur à 10.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Les Moucherolles à côtés olive (et leurs nids) sont protégés au Canada en vertu de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, ainsi que d'une loi des États-Unis de même nature. L'espèce est aussi protégée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP; Government of Canada, 2002), dans laquelle elle figure à l'annexe 1 en tant qu'espèce menacée. De ce fait, il existe des interdictions fédérales de tuer un individu de l'espèce, de lui nuire, de le capturer ou de le collectionner, ou d'endommager ou détruire sa résidence. L'habitat essentiel de l'espèce n'a pas encore été désigné pour sa protection. Il existe un programme de rétablissement fédéral visant l'espèce (Environment Canada, 2016), lequel établit l'objectif de population à court terme d'arrêter le déclin national d'ici 2025, et l'objectif de population à long terme d'assurer une tendance démographique positive sur 10 ans après 2025. L'objectif de répartition est de maintenir la zone d'occurrence de la population canadienne, telle que déterminée en 2016 (Environment Canada, 2016).

Par ailleurs, l'espèce est protégée par diverses lois sur les espèces en péril provinciales. En Ontario, elle est inscrite comme espèce préoccupante (L.O. 2007, chapitre 6). Au Québec, elle figure sur la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (R.L.Q., c. E-12.01). Elle est inscrite comme espèce menacée au Manitoba (C.P.L.M., c. E111), au Nouveau-Brunswick (L.N.B. 2012, c. 6), en Nouvelle-Écosse (*Endangered Species Act 1998*, c. 11, s. 1. [modifié : 2010, c. 2, art. 99]), et à Terre-Neuve-et-Labrador (SNL2001 CHAPTER E-10.1 [modifié : 2004 c. L-3.1, art. 27; 2004 c. 36 art. 11]). Elle ne figure au Canada dans aucune autre loi provinciale ou territoriale sur les espèces en péril.

Statuts et classements non juridiques

Dans sa plus récente évaluation du Moucherolle à côtés olive, le COSEPAC a attribué à cet oiseau le statut d'espèce menacée (COSEWIC, 2007). NatureServe (2017) classe l'espèce comme « apparemment non en péril » à l'échelle mondiale et « vulnérable » à l'échelle nationale, les classements provinciaux et territoriaux variant de « gravement en péril » à « apparemment non en péril » (tableau 3). L'espèce n'est classée « non en péril » dans aucune des parties de son aire de répartition où elle a été évaluée.

Tableau 3 : Statuts de conservation mondial, nationaux et provinciaux du Moucherolle à côtés olive (NatureServe, 2015; Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016).

Région	Statut	Description
Monde entier	G4	Apparemment non en péril
États-Unis	N4B	Apparemment non en péril
Canada	N3B	Vulnérable
Alberta	S3	Vulnérable
Colombie-Britannique	S3S4B	De vulnérable à apparemment non en péril
Labrador	S3B	Vulnérable
Manitoba	S3B	Vulnérable
Nouveau-Brunswick	S3B	Vulnérable
Terre-Neuve	S3B	Vulnérable
Territoires du Nord-Ouest	S1S3B	De gravement en péril à vulnérable
Nouvelle-Écosse	S2B	En péril
Ontario	S4B	Apparemment non en péril
Île-du-Prince-Édouard	S2B	En péril
Québec	S3B	Vulnérable
Saskatchewan	S4B	Apparemment non en péril
Yukon	S3B	Vulnérable

À l'échelle internationale, le Moucherolle à côtés olive est classé par l'UICN comme quasi menacée (BirdLife International, 2016). Il figure aussi dans diverses listes de surveillance. Pour Partenaires d'envol, il est une espèce très préoccupante à l'échelle trinationale (Canada, États-Unis et Mexique) (Berlanga *et al.*, 2010). On lui a attribué le code jaune dans la liste de surveillance 2007 pour les États-Unis de l'Audubon Society, ce code indiquant que l'espèce est préoccupante quant à sa conservation à l'échelle nationale en raison d'un déclin (Butcher *et al.*, 2007). L'espèce figure sur la liste de surveillance de l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN) (North American Bird Conservation Initiative Canada, 2016), son score de préoccupation y étant de 13 (interface entre préoccupation modérée et préoccupation élevée quant à sa conservation). Le Moucherolle à côtés olive figure aussi sur la liste de surveillance de Partenaires d'envol en raison de l'existence de menaces modérées dans ses lieux de reproduction et de fortes menaces dans ses aires de migration et d'hivernage, ainsi que d'une baisse marquée de la population continentale (Rosenberg *et al.*, 2016). Il est aussi considéré comme une espèce préoccupante dans de nombreux États des États-Unis.

Le Moucherolle à côtés olive figure dans un certain nombre de stratégies régionales de conservation des oiseaux (voir par exemple Environment Canada, 2013). Il est aussi pris en compte dans les plans d'action visant des espèces multiples pour 17 parcs nationaux, réserves de parc national et lieux historiques nationaux.

Protection et propriété de l'habitat

Comme le Moucherolle à côtés olive vit dans l'ensemble du Canada dans des paysages boisés, la majeure partie de son aire de répartition s'y trouve dans des terres de la Couronne, dont une bonne partie fait l'objet d'un aménagement forestier. La protection de l'habitat de l'espèce doit être assurée largement par l'entremise des lignes directrices en matière de planification de la gestion des forêts et des incendies administrées séparément dans chaque province et territoire, et dans le territoire domanial fédéral (qui comprend les terres autochtones). Dans certaines régions du sud (p. ex. île de Vancouver et provinces maritimes), de grandes superficies d'habitat se trouvent sur des terres privées. L'habitat essentiel de l'espèce n'a pas encore été désigné.

Des Moucherolles à côtés olive se reproduisent dans nombre de parcs provinciaux et zones protégées gérées par l'Agence Parcs Canada (le tableau 4 indique les parcs nationaux, les réserves de parc national et les lieux historiques nationaux abritant l'espèce, ainsi que le statut de reproduction de l'espèce dans ces endroits), ainsi que dans des terres détenues par des organismes de conservation privés.

Tableau 4 : Statut de reproduction du Moucherolle à côtés olive dans les parcs et les lieux historiques nationaux du Canada. Information tirée des Managed Area Element Status Assessments (évaluation du statut des éléments des endroits gérés par Parcs Canada) (Parks Canada Agency, 2016).

Nidification confirmée ou fortement soupçonnée	Nidification non confirmée ou individus de passage
Parc national Banff	Lieu historique national de l'Île-Beaubears
Parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton	Lieu historique national de la Piste-Chilkoot
Parc national Elk Island	Parc national des Îles-de-la-baie-Georgienne
Parc national Forillon	Parc national des Glaciers
Parc national Fundy	Parc national et lieu historique national Kejimikujik – Bord de mer
Parc national du Gros-Morne	Parc national et réserve de parc national Kluane
Réserve de parc national des Îles-Gulf	Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan
Parc national Jasper	Réserve de parc national Pacific Rim
Parc national et lieu historique national Kejimikujik	Parc national de la Pointe-Pelée
Parc national Kootenay	Parc national des Mille-Îles
Parc national Kouchibouguac	
Parc national de la Mauricie	
Parc national du Mont-Revelstoke	
Réserve de parc national Nahanni	
Parc national de Prince Albert	
Parc national de l'Île-du-Prince-Édouard	
Parc national Pukaskwa	
Parc national du Mont-Riding	
Parc national Terra-Nova	
Parc national Wapusk	
Parc national des Lacs-Waterton	
Parc national Wood Buffalo	
Parc national Yoho	
Lieu historique national de la Redoute-York	

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les rédactrices du présent rapport remercient Environnement et Changement climatique Canada pour avoir financé ce travail. Elles remercient aussi les rédacteurs du premier rapport du COSEPAC sur la situation de l'espèce, réalisé en 2007 : Jennie Pearce et David Anthony Kirk. Les personnes et organisations suivantes ont contribué à la préparation du présent rapport en fournissant de l'information, en rapportant des observations de Moucherolles à côtés olive ou en aidant à la collecte de renseignements sur l'espèce : des employés du Service canadien de la faune (Andrew Boyne, Thea Carpenter, Bruno Drolet, Alain Fillion, Neil Jones, Tanya Luszcz, Adam Smith, Samantha Song, Steve Van Wilgenburg) et de Parcs Canada (Patrick Nantel, Darroch Whittaker), des biologistes de la faune de gouvernements provinciaux, territoriaux et d'États américains (John Brazner, Nouvelle-Écosse; Dave Fraser, Colombie-Britannique; Julie Hagelin et Steve Matsuoka, Alaska; Mary Sabine, Nouveau-Brunswick), des centres de données sur la conservation provinciaux et territoriaux (Bruce Bennett, Yukon; Sean Blaney, Canada atlantique; Andrea Benville, Saskatchewan; Suzanne Carrière, Bonnie Fournier, Tyler Kydd, Territoires du Nord-Ouest; Chris Friesen, Manitoba; Annie Paquet, Québec; Marge Meijer, Alberta; Tanya Taylor, Ontario; Katrina Stipek, Colombie-Britannique), des membres de conseils de gestion des ressources fauniques (Josée Brunelle, Québec; Boyan Tracz, Office des ressources renouvelables du Wek'èezhii), le Secrétariat du COSEPAC (Sonia Schnobb), et d'autres experts et détenteurs de données (Christian Artuso, Études d'Oiseaux Canada; Peter Bedrossian, Forces canadiennes; Rob Berger, WRCS Consulting; Michel Gosselin, Musée canadien de la nature; Pamela Hunt, New Hampshire Audubon; Danna Leaman, Musée canadien de la nature; Junior Tremblay, Environnement et Changement climatique Canada; Carl Savignac, Dendroica Environment et Faune; Emily Upham-Mills, Université d'Ottawa).

Les rédactrices du présent rapport sont particulièrement reconnaissantes envers les deux coprésidents du Sous-comité de spécialistes des oiseaux du COSEPAC, Jon McCracken et Marcel Gahbauer, pour leur supervision et leur aide. Elles saluent aussi les commentaires détaillés reçus de personnes dont le travail n'est pas souligné ailleurs, soit Kaytlin Cooper, Megan Harrison, Pam Sinclair, Kathy St. Laurent et Russ Weeber, qui ont examiné une version antérieure de ce rapport. Elles remercient aussi Adam Smith, qui a fourni des calculs à jour concernant les tendances des effectifs selon les données du Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord. Enfin, elles tiennent à remercier les nombreux ornithologues amateurs, naturalistes, citoyens scientifiques et experts qui ont consacré temps et efforts au Relevé des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord et aux atlas provinciaux des oiseaux nicheurs.

Experts contactés

Artuso, C., gestionnaire des programmes pour le Manitoba, Études d'Oiseaux Canada, Winnipeg (Manitoba)

Barker, N., Coordinating Scientist – Boreal Avian Modelling Project, University of Alberta, Edmonton (Alberta)

Bayne, E., Assistant Professor, Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Bedrossian, P., conseiller principal en environnement – ministère de la Défense nationale, Ottawa (Ontario)

Bennett, B., Coordinator – Yukon Conservation Data Centre, Environment Yukon, Whitehorse (Yukon)

Benville, A., Data Manager – Saskatchewan Conservation Data Centre, Regina (Saskatchewan)

Berger, R., Wildlife Resource Consulting Services MB Ltd., Winnipeg (Manitoba)

Blaney, S., botaniste et directeur adjoint, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick)

Boates, S., Manager, Biodiversity, Wildlife Division, Department of Natural Resources, Kentville (Nouvelle-Écosse)

Boyne, A., chef – Unité de rétablissement des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Brazner, J., Wildlife Specialist, Wildlife Division, Nova Scotia Department of Natural Resources, Kentville (Nouvelle-Écosse)

Brigham, M., Professor, Department of Biology, University of Regina, Regina (Saskatchewan)

Brunelle, J., analyste - Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal (Québec)

Carpenter, T., technicienne de la faune – Unité de l'évaluation des populations, Environnement et Changement climatique Canada, Edmonton (Alberta)

Carrière, S., Ecosystem Management Biologist, Wildlife Division, Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Drolet, B., biologiste principal (oiseaux forestiers) - Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec)

Filion, A., agent de projets scientifiques et SIG, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec)

Fontaine, T., Spatial Database Manager - Boreal Avian Modelling Project, University of Alberta, Edmonton (Alberta)

Fournier, B., GIS and Wildlife Data Specialist - Biodiversity Conservation, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Fraser, D., Unit Head - Species Conservation Science, BC Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique)

Friesen, C., Coordinator - Manitoba Conservation Data Centre, Winnipeg (Manitoba)

Gosselin, M., gestionnaire de la collection des oiseaux – Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)

Hagelin, J., Regional Wildlife Biologist - Threatened, Endangered and Diversity Program, Alaska Department of Fish and Game, Regional Wildlife Biologist, Fairbanks (Alaska)

Hunt, P., Avian Conservation Biologist - New Hampshire Audubon, Concord (New Hampshire)

Jones, N., chargé de projets scientifiques et coordonnateur des CTA, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec).

Kydd, T., analyste des paysages – Service canadien de la faune, Région du Nord, Environnement et Changement climatique Canada, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Leaman, D., associée de recherche – Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)

Luszcz, T., biologiste de la faune, Conservation des populations, Environnement et Changement climatique Canada, Delta (Colombie-Britannique)

Matsuoka, S., Supervisor Wildlife Biologist, U.S. Fish and Wildlife Service, Migratory Bird Management, Anchorage (Alaska)

McCracken, J., directeur des programmes nationaux, Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario)

Meijer, M., Information Specialist - Conservation Ecology Program, Land Management Branch, Parks Division, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta)

Nantel, P., Bureau du scientifique en chef des écosystèmes, Parcs Canada, Gatineau (Québec)

Norris, A., biologiste – gestion des oiseaux migrateurs, Service canadien de la faune - Environnement et Changement climatique Canada, Vancouver (Colombie-Britannique)

Paquet, A., Service de la gestion des espèces aquatiques, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Québec (Québec)

Sabine, M., biologiste – espèces en péril, Direction du poisson et de la faune, ministère du Développement de l'énergie et des ressources du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick)

Savignac, C., directeur - Dendroica Environnement et Faune, Chelsea (Québec)

Schmiegelow, F., Associate Professor, Department of Renewable Resources, University of Alberta, Edmonton (Alberta)

Schnobb, S., agente administrative – Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec)

Sòlymos, P., Statistical Ecologist, Boreal Avian Modelling Project and Alberta Biodiversity Monitoring Initiative, University of Alberta, Edmonton (Alberta)

Smith, A., biostatisticien principal – Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario)

Song, S., gestionnaire, Conservation des populations, Environnement et Changement climatique Canada, Edmonton (Alberta)

Stipek, K., Species and Ecosystems at Risk Info Specialist - BC Conservation Data Centre, BC Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique)

Taylor, T., analyste de l'information – Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario

Tracz, B., Wildlife Management Biologist - Wek'èezhì Renewable Resources Board, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Tremblay, J., chercheur scientifique – Oiseaux et écosystèmes boréaux, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec)

Upham-Mills, E., étudiante diplômée – Université d'Ottawa, Ottawa (Ontario)

Van Wilgenburg, S., écologiste de la zone boréale – Service canadien de la faune (Région des Prairies), Environnement et Changement climatique Canada, Saskatoon (Saskatchewan)

Weeber, R., chef – Unité de l'évaluation des écosystèmes terrestres, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario)

Whitaker, D., Ecosystem Scientist - Western Newfoundland and Labrador Field Unit, Parks Canada, Rocky Harbour (Terre-Neuve-et-Labrador)

SOURCES D'INFORMATION

Alexander, J.D., N.E. Seavy et P.E. Hosten. 2007. Using conservation plans and bird monitoring to evaluate ecological effects of management: An example with fuels reduction activities in southwest Oregon. *Forest Ecology and Management* 238:375-383.

Altman, B. 1999. Productivity of the Olive-sided Flycatcher in the Cascade Mountains of northern Oregon: a pilot project to assess nesting success as a potential factor in population declines. U.S. Fish and Wildlife Service, Oregon State Office, Portland, Oregon.

Altman, B., et R. Sallabanks. 2012. Olive-sided Flycatcher (*Contopus cooperi*). In A. Poole (ed.). *The Birds of North America Online*, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.

- Anctil, A., H.M. Johansen et J.A. Tremblay. 2017. Écologie de nidification du moucherolle à côtés olive dans un paysage sous aménagement forestier de la forêt boréale de l'Est. *Le Naturaliste Canadien* 141:53-60.
- Armenteras, D., G. Rudas, N. Rodriguez, S. Sua et M. Romero. 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators* 6:353-368.
- Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (AONQ). 2018. Données consultées sur le site de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada. Québec, Québec, Canada. Site Web : www.atlas-oiseaux.qc.ca [consulté en janvier 2018].
- Atwell, R.C., L.A. Schulte et B.J. Palik. 2008. Songbird response to experimental retention harvesting in red pine (*Pinus resinosa*) forests. *Forest Ecology and Management* 255:3621-3631.
- Azeria, E.T., J. Ibarzabal, C. Hébert, J. Boucher, L. Imbeau et J.-P.L. Savard. 2011. Differential response of bird functional traits to post-fire salvage logging in a boreal forest ecosystem. *Acta Oecologica* 37:220-229.
- Balshi, M.S., A.D. McGuire, P. Duffy, M. Flannigan, J. Walsh et J. Melillo. 2009. Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach. *Global Change Biology* 15:578-600.
- Baluss, G. 2017. 2016 Summary of Landbird Projects For Boreal Partners in Flight. Boreal Partners In Flight, Partners In Flight International. Site Web : <https://alaska.usgs.gov/science/biology/bpif/monitor/index.php> [consulté en février 2018].
- Barker, N.K.S., P.C. Fontaine, S.G. Cumming, D. Stralberg, A.R. Westwood, E.M. Bayne, P. Sólymos, F.K.A. Schmiegelow, S.J. Song et D.J. Rugg. 2015. Ecological monitoring through harmonizing existing data: Lessons from the boreal avian modelling project. *Wildlife Society Bulletin* 39:480-487.
- BC FLNRO. 2014. Discussion Paper: Proactive Wildfire Threat Reduction. British Columbia Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations, Wildfire Management Branch. Report FNR-2014-00274.
- Beal, F. 1912. Food of our more important flycatchers. Survey Bulletin 44, U.S. Department of Agriculture.
- Beaudry, F., A.M. Pidgeon, V.C. Radeloff, R.W. Howe, D.J. Mladenoff et G.A. Bartelt. 2010. Modeling regional-scale habitat of forest birds when land management guidelines are needed but information is limited. *Biological Conservation* 143:1759-1769.

- Berlanga, H., J.A. Kennedy, T.D. Rich, M.C. Arizmendi, C.J. Beardmore, P.J. Blancher, G.S. Butcher, A.R. Couturier, A.A. Dayer, D.W. Demarest, W.E. Easteron, M. Gustafson, E. Iñigo-Elias, E.A. Krebs, A.O. Panjabi, V. Rodriguez Contreras, K.V. Rosenberg, J.M. Ruth, E. Santana Castellón, R. Ma. Vidal et T. Will. 2010. Saving Our Shared Birds: Partners in Flight Tri-National Vision for Landbird Conservation. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. (Également disponible en français : (Également disponible en français : H. Berlanga, J. A. Kennedy, T. D. Rich, M. C. Arizmendi, C. J. Beardmore, P. J. Blancher, G. S. Butcher, A. R. Couturier, A. A. Dayer, D. W. Demarest, W. E. Easton, M. Gustafson, E. Iñigo-Elias, E. A. Krebs, A. O. Panjabi, V. Rodriguez Contreras, K. V. Rosenberg, J. M. Ruth, E. Santana Castellón, R. Ma. Vidal et T. Will. 2010. Sauvegardons nos oiseaux en commun : vision tri-nationale de partenaires d'envol pour la conservation des oiseaux terrestres. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (New York).)
- Bird Studies Canada. 2018. Project Nestwatch. Nature Counts. Site Web : <https://www.birdscanada.org/birdmon/pnw/main.jsp> [consulté en février 2018]. (Également disponible en français : Études d'Oiseaux Canada. 2018. Programme de suivi des nids d'oiseaux. NatureCounts. Site Web : <https://www.birdscanada.org/birdmon/pnw/main.jsp?switchlang=FR>.)
- BirdLife International. 2015. Data Zone. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA. Site Web : <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/olive-sided-flycatcher-contopus-cooperi> [consulté en février 2018].
- BirdLife International. 2016. Species factsheet: *Contopus cooperi*. IUCN Red List For Birds. Site Web : <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/olive-sided-flycatcher-contopus-cooperi> [consulté en novembre 2016].
- Bock, C., et J. Lynch. 1970. Breeding bird populations of burned and unburned conifer forest in the Sierra Nevada. *The Condor* 72:182-189.
- Bolgiano, N.C. 2004. Cause and effect: changes in boreal bird irruptions in eastern North America relative to the 1970s spruce budworm infestation. *American Birds* 58:26-33.
- Boreal Songbird Initiative. 2012. Boreal bird declines and human disturbances fact sheet. Site Web : <http://www.borealbirds.org/iconic-boreal-species> [consulté en novembre 2016].
- Both, C., S. Bouwhuis, C.M. Lessells et M.E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441:81–83.
- Boulanger, Y., Gauthier, S. et P.J. Burton. 2014. A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research* 44:365–376.
- Burleigh, T.D. 1935. The present status of the Olive-Sided Flycatcher as a breeding bird in Western North Carolina and Eastern Tennessee. *The Wilson Bulletin* 47:165.

- Burnett, R.D., D. Jongsomjit, M. Herzog, D. Stralberg, T. Ellis et D. Humple. 2008. Avian Monitoring in the Lassen and Plumas National Forests 2007 Annual Report. PRBO Conservation Service, Petaluma, California.
- Butcher, G.S., D.K. Niven, A. Panjabi, D. Pashley et K.V Rosenberg. 2007. The 2007 WatchList for United States Birds. *American Birds* 107:18-25.
- Cade, T., C.M. White et J.R. Haugh. 1968. Peregrines and pesticides in Alaska. *The Condor* 70:170–178.
- Cadman, M.D., D.A. Sutherland, G.G. Beck, D. Lepage et A.R. Couturier. 2007. Atlas of the Breeding birds of Ontario. Bird Studies Canada, Environment Canada, Ontario Field Naturalists, Ontario Ministry of Natural Resources, and Ontario Nature, Toronto, Ontario. (Également disponible en français : Michael D. Cadman, Donald A. Sutherland, Gregor G. Beck, Denis Lepage et Andrew R. Couturier. 2010. Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario. Études d'Oiseaux Canada, Environnement Canada, Ontario Field Ornithologists, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, et Ontario Nature, Toronto (Ontario).)
- Campbell, R., N. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J. Cooper, G. Kaiser et M. McNall. 1990. The Birds of British Columbia, Vol III. Royal British Columbia Museum, Victoria, British Columbia.
- Canadian Council on Ecological Areas. 2008. Canadian Guidebook. CCEA Secretariat, Ottawa, Ontario. 66 pp. (Également disponible en français : Guide de référence canadien pour l'application des catégories d'aires protégées de l'UICN. Secrétariat du CCAE, Ottawa (Ontario). 66 p.)
- Canadian Endangered Species Conservation Council. 2016. Wild Species 2015: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group, Ottawa, Ontario. (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, Ottawa (Ontario).)
- Canadian Migration Monitoring Network. 2017. Population trends and seasonal abundance. Site Web : <https://www.bsc-eoc.org/birdmon/cmmn/popindices.jsp> [consulté en octobre 2017]. (Également disponible en français : Réseau canadien de surveillance des migrations. 2017. Tendances de populations et abondance saisonnière. Site Web : <https://www.bsc-eoc.org/birdmon/cmmn/popindices.jsp?switchlang=FR>.)
- Carey, A., M. Hardt, S. Horton et B. Biswell. 1991. Spring bird communities in the Oregon Coast Range. Pages 123–140 in L. Ruggiero, K. Aubry, A. Carey, and M. Huff (eds.). Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests, USDA Forest Service General Technical Report PNW-285.
- Chambers, C. 1999. Breeding bird responses to three silvicultural treatments in the Oregon Coast Range. *Ecological Applications* 9:171–185.

- Cheskey, E. 2007. Olive-sided Flycatcher. Pp. 338–339, in M.D. Cadman, D.A. Sutherland, G.G. Beck, D. Lepage, and A.R. Couturier (eds.). Atlas of the breeding birds of Ontario, 2001-2005. Bird Studies Canada, Environment Canada, Ontario Field Ornithologists, Ontario Ministry of Natural Resources, and Ontario Nature. Toronto, Ontario xxii + 706 pp. (Également disponible en français : Cheskey, E. 2010. Moucherolle à côtés olive, p. 338-339, dans M.D. Cadman, D.A. Sutherland, G.G. Beck, D. Lepage et A.R. Couturier (dir.). Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario, 2001-2005. Environnement Canada, Études d'Oiseaux Canada, le ministère des Richesse naturelles de l'Ontario, Ontario Field Ornithologists, et Ontario Nature, Toronto, xxii + 706 p.)
- Cheskey, T. 1987. Olive-sided Flycatcher. Pages 250–252 in M. Cadman, P. Eagles, and F. Helleiner (eds.). Atlas of the breeding birds of Ontario, Federation of Ontario Naturalists and Long Point Bird Observatory.
- COSEWIC. 2006. COSEWIC Assessment and Status Report on the Rusty Blackbird *Euphagus carolinus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. vii+28 pp. (Également disponible en français : COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Quiscale rouilleux *Euphagus carolinus* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 30 p.)
- COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and status report on the Olive-sided Flycatcher *Contopus cooperi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. vii+25 pp. (Également disponible en français : COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Moucherolle à côtés olive *Contopus cooperi* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 28 p.)
- COSEWIC. 2014. Guidance for completing the Threats Classification and Assessment Calculator and Determining the number of 'Locations'. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. April 2012, edited April 2014, Version 1.2, Ottawa, Ontario. 20 pp.
- Crewe, T.L., J.D. McCracken, P.D. Taylor, D. Lepage et A.E. Heagy. 2008. The Canadian Migration Monitoring Network - Réseau canadien de surveillance des migrations: Ten-Year Report on Monitoring Landbird Population Change. CMMN-RCSM Scientific Technical Report #1, Bird Studies Canada, Port Rowan, Ontario.
- Cumming, S.G. 2005. Effective fire suppression in boreal forests. Canadian Journal of Forest Research 35:772–786.
- Davis, L., M. Waterhouse et H. Armleder. 1999. A Comparison of the Breeding Bird Communities in Seral Stages of the Engelmann Spruce – Sub-alpine Fir Zone in East Central British Columbia. Research Branch, British Columbia Ministry of Forests, Working Paper 39/1999, Victoria, British Columbia.
- de Lima Pereira, K.D. 2016. Olive-sided Flycatcher, *Contopus cooperi*, in the Cerrado biome, and a review of records in Brazil. Revista Brasileira De Ornitologia 24:46–52.

- DeSante, D.F., D. Kaschube et J.F. Saracco. 2015. Vital rates of North American landbirds. The Institute for Bird Populations. Site Web : www.VitalRatesOfNorthAmericanLandbirds.org [consulté en novembre 2016].
- Diamond A. 1991. Assessment of the risks from tropical deforestation to Canadian songbirds. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 56:177-194.
- Dionne, M., C. Maurice, J. Gauthier et F. Shaffer. 2008. Impact of Hurricane Wilma on migrating birds: the case of the Chimney Swift. The Wilson Journal of Ornithology 120:784-792.
- Dunn, E., B. Altman, J. Bart, C. Beardmore, H. Berlanga, P. Blancher, G. Butcher, D. Demarest, R. Dettmers, W. Hunter, E. Iñigo-Elias, A. Panjabi, D. Pashley, C. Ralph, T. Rich, K. Rosenberg, C. Rustay, J. Ruth et T. Will. 2005. High priority needs for range-wide monitoring of North American landbirds. Partners in Flight Technical Series No. 2, Fort Collins Science Centre, Laurel, Maryland. 30 pp.
- eBird. 2017. eBird: An online database of bird distribution and abundance. Ithaca, New York. Site Web : www.ebird.org [consulté en janvier 2017].
- Edmonds, S.T., D.C. Evers, D.A. Cristol, C. Mettke-Hofmann, L.L. Powell, A.J. McGann, J.W. Armiger, O.P. Lane, D.F. Tessler, P.J. Newell, K. Heyden et N.J. O'Driscoll. 2010. Geographic and seasonal variation in mercury exposure of the declining Rusty Blackbird. The Condor 112:789–799.
- Eng M.L., B.J.M. Stutchbury et C.A. Morrissey. 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. Scientific Reports 7:1–9.
- Environment and Climate Change Canada. 2017. North American Breeding Bird Survey - Canadian Trends Website, Data-version 2015. Environment and Climate Change Canada, Gatineau, Quebec. Site Web : <https://wildlife-species.canada.ca/breeding-bird-survey-results/P004/A001/?lang=e&m=s&r=OSFL&p=S> [consulté en février 2018]. (Également disponible en français : Environnement et Changement climatique Canada. 2017. Site web du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord – Tendances démographiques au Canada, version des données de 2015. Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec). Site Web : <https://faune-especes.canada.ca/resultats-releve-oiseaux-nicheurs/P004/A001/?lang=f&m=s&r=OSFL&p=S>.)
- Environment Canada. 2013. Bird Conservation Strategy for Bird Conservation Region 14 and Marine Biogeographic Units 11 and 12 in New Brunswick: Atlantic Northern Forest, Bay of Fundy and Gulf of St. Lawrence - Abridged Version - November 2013. Environment Canada. 44 pp. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2013. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 14 et les unités biogéographiques marines 11 et 12 du Nouveau-Brunswick : forêt septentrionale de l'Atlantique, la baie de Fundy et le golfe du Saint-Laurent – Version abrégée – Novembre 2013. Environnement Canada. 45 p.)

- Environment Canada. 2014. Status of Birds in Canada 2014. Site Web : <http://ec.gc.ca/soc-sbc/index-eng.aspx?sY=2014&sL=e> [consulté en novembre 2016]. (Également disponible en français : Environnement Canada, 2014. Situation des oiseaux au Canada 2014. Site Web : <https://faune-especes.canada.ca/situation-oiseaux/index.aspx?sY=2014&sL=f>.)
- Environment Canada. 2016. Recovery Strategy for Olive-sided Flycatcher (*Contopus cooperi*) in Canada. Environment Canada, Ottawa, Ontario. vii + 52. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2016. Programme de rétablissement du Moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*) au Canada. Environnement Canada, Ottawa (Ontario). vii + 57 p.)
- Erskine, A. 1992. Atlas of Breeding Birds of the Maritime Provinces. Nimbus Publishing, Nova Scotia Museum, Halifax, Nova Scotia. 270 pp.
- Federation of Alberta Naturalists. 2007. The Atlas of the Breeding Birds of Alberta: A Second Look. Edmonton, Alberta.
- Gauthier, J., et Y. Aubry. 1996. The breeding birds of southern Québec: Atlas of the breeding of southern Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Province of Québec Society for the Protection of Birds, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Québec Region. Montréal, Québec. (Également disponible en français : Gauthier, J., et Y. Aubry. 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise pour la protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal (Québec).)
- Glennon, M. 2009. Relative Abundance and Distribution of Boreal Birds in the Adirondack Park: Interim Report to the New York State Department of Environmental Conservation. Wildlife Conservation Society. 35 pp.
- Government of Canada. 2002. Species at Risk Act. S.C. 2002, c.29 (Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2002. *Loi sur les espèces en péril*. L.C. 2002, ch. 29)
- Haberski, A., M. McHugh, J. Hagelin et D. Sikes. 2016. An overview of ongoing research: Arthropod abundance and diversity at Olive-sided Flycatcher nest sites in interior Alaska. AKES Newsletter 9:29-31.
- Haché, S., P. Sólymos, E.M. Bayne, T. Fontaine, S.G. Cumming, F. Schmiegelow et D. Stralberg. 2014. Analyses to support critical habitat identification for Canada Warbler, Olive-sided Flycatcher, and Common Nighthawk, Final Report. Boreal Avian Modelling Project, Edmonton, Alberta. 157 pp.
- Hagan, J.M., P.S. McKinley, A.L. Meehan et S.L. Grove. 1997. Diversity and Abundance of Landbirds in a Northeastern Industrial Forest. *The Journal of Wildlife Management* 61:718-735.
- Hagelin, J., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Regional Wildlife Biologist - Threatened, Endangered and Diversity Program, Alaska Department of Fish and Game, Regional Wildlife Biologist, Fairbanks (Alaska).

- Hagelin, J., J. Johnson, S. Matsuoka, L. DeCicco et N. Hajdukovich. 2014. Revealing the migratory path and wintering area of olive-sided flycatchers: first results for Alaska. Alaska Bird Conference, Juneau, Alaska.
- Hagelin, J.C., S. Busby, A. Harding-Scurr et A.R. Brinkman. 2015. Observations on fecal sac consumption and near-ground foraging behavior in the Olive-sided Flycatcher (*Contopus cooperi*). *The Wilson Journal of Ornithology* 127:332-336.
- Hallmann, C.A., R.P.B. Foppen, C.A.M. van Turnhout, H. de Kroon et E. Jongejans. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341-343.
- Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stenmans, A. Müller, H. Sumser, T. Hörrén, D. Goulson, H. de Kroon. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10): e0185809.
- Handel, C.M., S.A. Swanson, D.A. Nigro et S.M. Matsuoka. 2009. Estimation of avian population sizes and species richness across a boreal landscape in Alaska. *The Wilson Journal of Ornithology* 121:528-547.
- Haney, A A., S. Apfelbaum et J.M.J. Burris. 2008. Thirty years of post-fire succession in a southern boreal forest bird community. *American Midland Naturalist* 159:421-433.
- Hansen M.C., P.V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S.A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S.V. Stehman, S.J. Goetz, T.R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C.O. Justice et J.R.G. Townshend. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850–53.
- Hansen M.C., S.V. Stehman et P.V. Potapov. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:8650-8655.
- Health Canada. 2016. Proposed Re-evaluation Decision PRVD2016-20, Imidacloprid. Pest Management Regulatory Agency. Site Web : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pest/part/consultations/_prvd2016-20/prvd2016-20-eng.php [consulté en novembre 2016]. (Également disponible en français : Santé Canada. 2016. Projet de décision de réévaluation PRVD2016-20, Imidaclopride. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/consultations/decisions-reevaluation/2016/imidaclopride/document.html>.)
- Hettler, B., A. Thieme et M. Finer. 2017. Deforestation patterns in the Colombian Amazon. Site Web : <http://maaproject.org/maap-deforestation-patterns-colombian-amazon/> [consulté en août 2017].
- Hunt, P.D. 2016. Interim Report on Assessment of Olive-sided Flycatcher (*Contopus cooperi*) Status and Distribution in NH. Audubon Society of New Hampshire, Concord, New Hampshire. 5 pp.
- Hutto, R.L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. *Conservation Biology* 9:1041-1058.

- Hutto, R.L., et J.S. Young. 1999. Habitat relationships of landbirds in the Northern Region, USDA Forest Service, Ogden, Utah. 72 pp.
- Kotliar, N.B. 2007. Olive-sided Flycatcher (*Contopus cooperi*): A Technical Conservation Assessment. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region. 38 pp.
- Lance, A.N., et M. Phinney. 2001. Bird responses to partial retention timber harvesting in central interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 142:267-280.
- Loss, S.R., T. Will, S.S. Loss et P.P. Marra. 2014. Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor* 116:8-23.
- Machtans, C.S., C.H.R. Wedeles et E.M. Bayne. 2013. A first estimate for Canada of the number of birds killed by colliding with building windows. *Avian Conservation and Ecology* 8:6.
- Machtans, C.S., K.J. Kardynal et P.A. Smith. 2014. How well do regional or national Breeding Bird Survey data predict songbird population trends at an intact boreal site? *Avian Conservation and Ecology* 9:5.
- Manitoba Avian Research Committee. 2003. *The Birds of Manitoba*. Manitoba Naturalist Society, Winnipeg, Manitoba.
- Manitoba Breeding Bird Atlas. 2015. Bird Studies Canada. Site Web : http://www.birdatlas.mb.ca/index_en.jsp [consulté en novembre 2016]. (Également disponible en français : Atlas des oiseaux nicheurs du Manitoba. 2015. Études d'Oiseaux Canada. Site Web : http://www.birdatlas.mb.ca/index_fr.jsp?lang=fr.)
- Matsuoka, S.M., E.M. Bayne, P. Sólymos, P.C. Fontaine, S.G. Cumming, F.K.A. Schmiegelow et S.J. Song. 2012. Using binomial distance-sampling models to estimate the effective detection radius of point-count surveys across boreal Canada. *The Auk* 129:268-282.
- Matsuoka, S.M., P. Sólymos, T. Fontaine et E. Bayne. 2011. Roadside surveys of boreal forest birds: How representative are they and how can be improve current sampling? Boreal Avian Modelling Project, Edmonton, Alberta. 46 pp.
- McClure, C.J.W., B.W. Rolek, K. McDonald et G.E. Hill. 2012. Climate change and the decline of a once common bird. *Ecology and Evolution* 2:370-378.
- McGillivray, B., et G. Semenchuk. 1998. *Federation of Alberta Naturalists Field guide to Alberta birds*. Federation of Alberta Naturalists Publishing, Edmonton, Alberta.
- Medin, D. 1985. Breeding bird responses to diameter-cut logging in west-central Idaho. Intermountain Research Station, Research Paper INT-355, Ogden, Utah.
- Medin, D., et G. Booth. 1989. Responses of birds and small mammals to single-tree selection logging in Idaho. Intermountain Research Station Research Paper INT-408, Ogden, Utah.
- Meehan, T.D., et T.L. George. 2003. Short-term effects of moderate- to high-severity wildfire on a disturbance-dependent flycatcher in northwest California. *The Auk* 120: 1102-1113.

- Møller, A.P., D. Rubolini et E. Lehikoinen. 2008. Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:16195-16200.
- Moore, F., S.J. Gauthreaux, P. Erlinger et T. Simons. 1995. Habitat requirements during migration: important link in conservation. Pages 121–144 in T. Moore and D. Finch (eds). *Ecology and management of neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York, New York.
- Morissette, J.L., T.P. Cobb, R.M. Brigham et P.C. James. 2002. The response of boreal forest songbird communities to fire and post-fire harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 32:2169-2183.
- NatureServe. 2017. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web]. Version 7.1. NatureServe, Arlington, Virginia. Site Web : <http://explorer.natureserve.org> [consulté en septembre 2017].
- Nebel, S., A. Mills, J.D. McCracken et P.D. Taylor. 2010. Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient. *Avian Conservation and Ecology* 5:14.
- Norris, A., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Biologiste – gestion des oiseaux migrateurs, Service canadien de la faune - Environnement et Changement climatique Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- North American Bird Conservation Initiative Canada. 2016. State of North America's Birds 2016. Ottawa, Ontario. 8 pp. (Également disponible en français : Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord. 2016. État des populations d'oiseaux de l'Amérique du Nord. 2016. Ottawa (Ontario). 8 p.)
- Orejuela, J. 1985. Tropical forest birds of Colombia: a survey of problems and a plan for their conservation. Pages 95–114 in A. Diamond and T. Lovejoy (eds.). *Conservation of Tropical Forest Birds*. ICBP Tech. Publ. no. 4, Paston Press, Norwich, UK.
- Parks Canada Agency. 2016. Managed Area Element Status Assessments - Olive-sided Flycatcher Assessments. Base de données Biotics. Information compilée et envoyée par courriel par Patrick Nantel.
- Partners In Flight. 2018. Olive-sided Flycatcher. Site Web : <https://www.partnersinflight.org/species/olive-sided-flycatcher/> [consulté en février 2018].
- Partners In Flight Science Committee. 2013. Population Assessment Database, version 2013. Site Web : <http://rmbo.org/pifpopestimates/> [consulté en novembre 2016].
- Pasher, J., E. Seed et J. Duffe. 2013. Development of boreal ecosystem anthropogenic disturbance layers for Canada based on 2008 to 2010 Landsat imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29:42–58.
- Peck, G., et R. James. 1987. *Breeding birds of Ontario: Nidiology and distribution*. Second edition. Royal Ontario Museum, Toronto, Ontario. 340 pp.

- Potts, S.G., J.C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger et W.E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25:345-353.
- Preston, M.I., et A.S. Harestad. 2007. Community and species responses by birds to group retention in a coastal temperate forest on Vancouver Island, British Columbia. *Forest Ecology and Management* 243:156-167.
- Price, P., R. Denno, M. Eubanks, D. Finke et I. Kaplan. 2011. *Insect Ecology: Behaviour, Populations and Communities*. Cambridge University Press, New York, New York. 812 pp.
- Psyllakis, J.M., et M.P. Gillingham. 2009. Using forest structure and composition to predict the occurrence of vertebrate species in Douglas-Fir forests of British Columbia. *Biological Conservation* 142:1427-1441.
- Pyle, P. 1997. *Identification for North American birds. Part 1: Columbidae to Ploceidae*. Slate Creek Press, Bolinas, California. 732 pp.
- Ralston, J., D.I. King, W.V. DeLuca, G.J. Niemi, M.J. Glennon, J.C. Scarl, et J.D. Lambert. 2015. Analysis of combined data sets yields trend estimates for vulnerable spruce-fir birds in northern United States. *Biological Conservation* 187: 270-278.
- Rich, T.D., C. Beardmore, H. Berlanga, P.J. Blancher, M. Bradstreet, G. Butcher, D. Demerast, E. Dunn, W. Hunter, E. Iñigo-Elias, J. Kennedy, A. Martell, A. Panjabi, D. Pashley, K. Rosenberg, C. Rustay, J. Wendt, T. Will, D.W. Demarest, E. Dunn, W. Hunter, E. Iñigo-Elias, J. Kennedy, A. Martell, A. Panjabi, D. Pashley, K. Rosenberg, C. Rustay, J. Wendt et T. Will. 2004. *Partners in Flight North American Landbird Conservation Plan*. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, New York.
- Regroupement Québec Oiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada. 2018. *Atlas des oiseaux nicheurs du Québec*. Regroupement Québec Oiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada. Québec, Québec. Site Web : www.atlas-oiseaux.qc.ca [consulté en février 2018].
- Robert, M., comm. pers. Robertson, B.A. 2012.2018. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Biologiste, Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, Conservation des populations, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec).
- Robertson, B.A. 2012. Investigating targets of avian habitat management to eliminate an ecological trap. *Avian Conservation and Ecology* 7:2.
- Robertson, B.A., J.J. Fontaine et E. Loomis. 2009. Seasonal Patterns of Song Structure Variation in a Suboscine Passerine. *The Wilson Journal of Ornithology* 121: 815-818.
- Robertson, B.A., et R.L. Hutto. 2007. Is selectively harvested forest an ecological trap for Olive-sided Flycatchers? *Condor* 109:109-121.

- Rosenberg, K.V., J.A. Kennedy, R. Dettmers, R.P. Ford, D. Reynolds, J.D. Alexander, C.J. Beardmore, P.J. Blancher, R.E. Bogart, G.S. Butcher, A.F. Camfield, A. Couturier, D.W. Demarest, W.E. Easton, J.J. Giocomo, R.H. Keller, A.E. Mini, A.O. Panjabi, D.N. Pashley, T.D. Rich, J.M. Ruth, H. Stabins, J. Stanton et T. Will. 2016. Partners in Flight Landbird Conservation Plan: 2016 Revision for Canada and Continental United States. Partners in Flight Science Committee. 119 pp. Site Web : <https://www.partnersinflight.org/resources/the-plan/> [consulté en février 2018].
- Sauer, J.R., J.E. Hines, K.L. Pardieck, D.J. Ziolkowski, Jr. et W.A. Link. 2015. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2013. Version 02.19. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland.
- Schieck, J., et K.A. Hobson. 2000. Bird communities associated with live residual tree patches within cut blocks and burned habitat in mixedwood boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1281-1295.
- Schieck, J., et S.J. Song. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research* 36:1299-1318.
- Schmiegelow, F., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Associate Professor, Department of Renewable Resources, University of Alberta, Edmonton (Alberta).
- Sherry, T.W. 1984. Comparative Dietary Ecology of Sympatric, Insectivorous Neotropical Flycatchers (Tyrannidae). *Ecological Monographs* 54:313–338.
- Shirley, S. M.Z. Yang, R.A. Hutchinson, J.D. Alexander, K. McGarigal et M.G. Betts. 2013. Species distribution modelling for the people: Unclassified landsat TM imagery predicts bird occurrence at fine resolutions. *Diversity and Distributions* 19:855-866.
- Sinclair, P., W. Nixon, C. Eckert et N. Hughes. 2003. *Birds of the Yukon territory*. UBC Press, Vancouver, British Columbia. 596 pp.
- Smith, A. 1996. *Atlas of Saskatchewan birds*. Saskatchewan Natural History Society, Regina, Saskatchewan. 456 pp.
- Smith, A.C. 2018. *Correspondance adressée à M. Gahbauer*. Biostatisticien principal, Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario).
- Sòlymos, P., comm. pers. 2018. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Statistical Ecologist, Boreal Avian Modelling Project and Alberta Biodiversity Monitoring Initiative, University of Alberta, Edmonton (Alberta).
- Sòlymos, P., S.M. Matsuoka, E.M. Bayne, S.R. Lele, P. Fontaine, S.G. Cumming, D. Stralberg, F.K.A. Schmiegelow et S.J. Song. 2013. Calibrating indices of avian density from non-standardized survey data: making the most of a messy situation. *Methods in Ecology and Evolution* 4:1047-1058.
- Spies, T.A, B.C. McComb, R.S.H. Kennedy, M.T. McGrath, K. Olsen et R.J. Pabst. 2007. Potential effects of forest policies on terrestrial biodiversity in a multi-ownership province. *Ecological Applications* 17:48-65.

- Steventon, J.D., K.L. MacKenzie et T.E. Mahon. 1998. Response of small mammal and birds to partial cutting and clearcutting in northwest British Columbia. *Forestry Chronicle* 74:703-713.
- Stewart, R.L., M. Bredin, A. Couturier, A. Horn, D. Lepage, S. Makepeace, P. Taylor, M.A. Villard et R. Whittam, editors. 2015. *Second Atlas of the Breeding Birds of the Maritime Provinces*. Bird Studies Canada, Environment Canada, Natural History Society of Prince Edward Island, Nature New Brunswick, New Brunswick Department of Natural Resources, Nova Scotia Bird Society, Nova Scotia Department of Natural Resources, and Prince Edward Island, Sackville, New Brunswick. (Également disponible en français : Stewart, R.L., M. Bredin, A. Couturier, A. Horn, D. Lepage, S. Makepeace, P. Taylor, M.A. Villard et R. Whittam (dir.). 2015. *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs des Maritimes*. Environnement Canada, Études d'Oiseaux Canada, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, Natural History Society of Prince Edward Island, Nature NB, Nova Scotia Bird Society, Nova Scotia Department of Natural Resources et Prince Edward Island Department of Agriculture and Forestry, Sackville (Nouveau-Brunswick).)
- Stralberg, D., E.M. Bayne, S.G. Cumming, P. Sólymos, S.J. Song et F.K.A. Schmiegelow. 2015c. Conservation of future boreal forest bird communities considering lags in vegetation response to climate change: A modified refugia approach. *Diversity and Distributions* 21:1112–1128.
- Stralberg, D., et T. Gardali. 2007. *Developing Habitat-based Landbird Models as Planning Tools for the Golden Gate National Recreation Area and the Point Reyes National Seashore Final Report July 2007*. PRBO Conservation Science, Petaluma, California. 90 pp.
- Stralberg, D., S. Matsuoka, A. Hamann, E. Bayne, P. Solymos, F.K.A. Schmiegelow, X. Wang, S. Cumming et S. Song. 2015b. Appendix D. Individual species climate-change projections, dataset from Projecting boreal bird responses to climate change: the signal exceeds the noise. Site Web : <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.3546822.v1> [consulté en novembre 2017].
- Stralberg, D., S. Matsuoka, A. Hamann, E. Bayne, P. Solymos, F.K.A. Schmiegelow, F.K.A., X. Wang, S. Cumming et S. Song. 2015a. Projecting boreal bird responses to climate change: the signal exceeds the noise. *Ecological Applications* 25:52–69.
- Tremblay, J.A. 2016. Nidification et productivité du Moucherolle à côtés olive dans la région de Chibougamau - 2016. Chibougamau, Québec.
- Tremblay, J.A., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Chercheur scientifique – Oiseaux et écosystèmes boréaux, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Québec (Québec).
- Upham-Mills, E., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Étudiante diplômée, Université d'Ottawa, Ottawa (Ontario).
- Van Wilgenburg, S.L., E.M. Beck, B. Obermayer, T. Joyce et B. Weddle. 2015. Biased representation of disturbance rates in the roadside sampling frame in boreal forests: implications for monitoring design. *Avian Conservation and Ecology* 10:5.

- Van Wilgenburg, S.L., K.A. Hobson, E.M. Bayne et N. Koper. 2013. Estimated Avian Nest Loss Associated with Oil and Gas Exploration and Extraction in the Western Canadian Sedimentary Basin. *Avian Conservation and Ecology* 8:9
- Visser, M.E., et C. Both. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:2561-2569.
- Visser, M.E., L.J.M. Holleman et P. Gienapp. 2006. Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia* 147:164-172.
- Visser, M.E., A.J. Van Noordwijk, J.M. Tinbergen et C.M. Lessells. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265:1867-1870.
- Weber, W.C. 2015. Olive-sided Flycatcher in P.J.A. Davidson, R.J. Cannings, A.R. Couturier, D. Lepage et C.M. Di Corrado (eds.). *The Atlas of the Breeding Birds of British Columbia, 2008-2012*. Bird Studies Canada, Delta B.C. Site Web : <http://www.birdatlas.bc.ca/accounts/speciesaccount.jsp?sp=OSFL&lang=en> [consulté en novembre 2016]. (Également disponible en français : Weber, W.C. 2015. Moucherolle à côtés olive dans Davidson, P.J.A., R.J. Cannings, A.R. Couturier, D. Lepage et C.M. Di Corrado (dir.). *Atlas des oiseaux nicheurs de Colombie-Britannique, 2008-2012*. Études d'Oiseaux Canada. Delta (C.-B.). Site Web : <http://www.birdatlas.bc.ca/accounts/speciesaccount.jsp?sp=OSFL&lang=fr.>)
- Weeber, R., comm. pers. 2017. *Correspondance adressée à A. Westwood*. Chef – Unité de l'évaluation des écosystèmes terrestres, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario).
- Wells, J., D. Childs, F. Reid, K. Smith, M. Darveau et V. Courtois. 2014. Boreal birds need half: Maintaining North America's bird nursery and why it matters. Boreal Songbird Initiative and Ducks Unlimited, Seattle, Washington. 28 pp. (Également disponible en français : Wells, J., D. Childs, F. Reid, K. Smith, M. Darveau et V. Courtois. 2014. Les oiseaux boréaux ont besoin de la forêt : voici pourquoi il faut maintenir au moins la moitié de la crèche d'oiseaux de l'Amérique du Nord. Boreal Songbird Initiative et Ducks Unlimited Inc., Seattle (Washington). 28 p.)
- Westwood, A.R. 2016. Conservation of three forest landbird species at risk: Characterizing and modelling habitat at multiple scales to guide management planning. Thèse de doctorat, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia. 214 pp.
- Widdowson, W.P. 2008. Olive-sided Flycatcher. Pages 96–101 in W. Shuford and T. Gardali (eds.). *California Bird Species of Special Concern: A ranked assessment of species, subspecies, and distinct populations of birds of immediate conservation concern in California: Studies of Western Birds 1*. Western Field Ornithologists, Camarillo, California, and California Department of Fish and Game, Sacramento, California.
- WRCS Inc., et Silvitech Consulting. 1996. Design and Implementation of the Manitoba Model Forest Bird Monitoring Program: Interim Report Year III - Regenerating Forest Community Analysis.

Wright, J.M. 1997. Preliminary Study of Olive-sided Flycatchers, July 1994-April 1997. Alaska Department of Fish and Game, Endangered species conservation fund federal aid studies, SE-3-3, 4, and 5. 34 pp.

Young, H.S., D.J. McCauley, M. Galetti et R. Dirzo. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47:333-358.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT

Alana Westwood (Ph. D.) est une chercheuse qui s'intéresse à la modélisation spatiale de la répartition des espèces ainsi qu'à l'effet des pratiques d'aménagement forestier et des politiques de conservation sur les espèces en péril dans l'ensemble du Canada. Dans le cadre de sa thèse de doctorat, elle a examiné les habitats et la répartition du Moucherolle à côtés olive, du Quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) et de la Paruline du Canada (*Cardellina canadensis*) en Nouvelle-Écosse. Elle s'occupe à la fois de conservation appliquée et de gestion des habitats, ainsi que de politiques scientifiques. Elle contribue au Projet de modélisation de l'avifaune boréale (<http://www.borealbirds.ca/index.php>), qui vise à modéliser la répartition des espèces d'oiseaux terrestres à l'échelle continentale. Elle a publié des articles scientifiques sur la gestion des forêts et le rétablissement des espèces en péril, ainsi que de nombreux rapports techniques, actes de conférences et ateliers.

Tara Stehelin est candidate au doctorat au Department of Renewable Resources de l'Université d'Alberta (2012–2017) et affiliée au Projet de modélisation de l'avifaune boréale. Son projet de recherche de doctorat porte sur l'écologie de reproduction, la phénologie, les habitudes alimentaires et les migrations du Moucherolle à côtés olive et du Pioui de l'Ouest (*Contopus sordidulus*) dans le sud du Yukon, ainsi que, plus largement, sur les habitats de ces oiseaux dans le nord et l'ouest de la forêt boréale nord-américaine. En outre, elle enseigne et coordonne des programmes de biologie au Collège/Université du Yukon, à Whitehorse. Elle a publié des rapports, des présentations de conférences et des articles scientifiques sur l'évolution et les fonctions du chant chez des moucherolles du Nouveau Monde et sur l'écologie de reproduction et le comportement de moucherolles du genre *Contopus*, ainsi qu'un rapport sur la situation du Pioui de l'Ouest pour l'Alberta (2016).

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée durant la préparation du présent rapport de situation.

Annexe 1. Tableau de classification des menaces pour le Moucherolle à côtés olive.

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Moucherolle à côtés olive																												
Identification de l'élément	Code de l'élément																												
Date	23/08/2017																												
Évaluateurs	Alana Westwood (rédactrice); Marcel Gahbauer (coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux); Kristiina Ovaska (facilitatrice); Mary Sabine (Nouveau-Brunswick); Kaitlyn Cooper (Conseil des ressources renouvelables gwich'in); Pam Sinclair, Marc-Andre Villard et Liana Zanette (Sous-comité de spécialistes des oiseaux); Junior Tremblay, Sybil Feinman, Rich Russell, Kathy St. Laurent, Bruno Drolet, Alexandre Anctil et Ruben Boles (ECCC); Leah Ramsay (Colombie-Britannique); Julie Hagelin (Alaska).																												
Références	Rapport de situation du COSEPAC (version provisoire de juin 2017)																												
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2" rowspan="2">Impact des menaces</th> <th colspan="2">Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact</th> </tr> <tr> <th>Maximum de la plage d'intensité</th> <th>Minimum de la plage d'intensité</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>A</td> <td>Très élevé</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>B</td> <td>Élevé</td> <td>2</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>C</td> <td>Moyen</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>D</td> <td>Faible</td> <td>2</td> <td>4</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Impact global des menaces calculé</td> <td>Très élevé</td> <td>Moyen</td> </tr> </tbody> </table>			Impact des menaces		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité	A	Très élevé	0	0	B	Élevé	2	0	C	Moyen	0	0	D	Faible	2	4	Impact global des menaces calculé		Très élevé	Moyen
Impact des menaces		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact																											
		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité																										
A	Très élevé	0	0																										
B	Élevé	2	0																										
C	Moyen	0	0																										
D	Faible	2	4																										
Impact global des menaces calculé		Très élevé	Moyen																										
Impact global des menaces attribué	C = Moyen																												
Justification de l'ajustement de l'impact																													
Commentaires sur l'impact global des menaces	L'aire de répartition de l'espèce est très vaste et bon nombre des menaces ne sont pas bien quantifiées. En raison de la forte incertitude, particulièrement en ce qui a trait aux impacts dans les quartiers d'hiver, l'impact global des menaces a été évalué comme étant moyen, ce qui concorde avec les récents taux de déclin. Davantage d'information doit être recueillie pour la détermination de la gravité de plusieurs menaces, tout particulièrement la pollution et les changements climatiques; davantage d'information sur les routes migratoires et une meilleure caractérisation des populations dans les lieux de reproduction aideraient à quantifier de façon plus précise la portée de certaines menaces.																												

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Il n'y a pas d'information sur les collisions contre des immeubles pour cette espèce. Cependant, la majeure partie de l'aire de répartition du Moucherolle à côtés olive se trouve à l'extérieur des grands centres urbains, et l'espèce ne traverse pas régulièrement les villes au cours de sa migration. L'exposition à cette menace est donc probablement négligeable, mais la gravité serait élevée pour les individus touchés, étant donné que le taux de mortalité est élevé chez les individus entrant en collision avec des immeubles.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Voir ci-dessus.
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture	B D	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	B D	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	La conversion d'habitat forestier dans les quartiers d'hiver de l'espèce pour l'agriculture par des techniques d'agriculture sur brûlis pourrait affecter gravement la population, quoiqu'il y ait incertitude quant à la part des terres converties qui est consacrée aux cultures plutôt qu'à l'élevage du bétail (voir 2.3). Il est peu probable qu'il y ait à l'avenir conversion d'habitat pour l'agriculture dans les lieux de reproduction. Davantage d'information concernant les lieux d'hivernage des populations nicheuses sera nécessaire pour évaluer cet effet avec exactitude.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	Les effets du reboisement sur les populations dans les lieux de reproduction et d'hivernage sont inconnus. Bien qu'il soit possible que le reboisement de zones qui jusqu'alors ne convenaient pas à l'espèce (p. ex. pâturages dans les lieux d'hivernage) puisse être bénéfique pour les populations, les forêts équiennes créées par plantation pourraient ne pas présenter les structures convenant à l'alimentation de l'espèce. D'autres études sont requises.
2.3	Élevage de bétail	B D	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	La conversion d'habitat forestier dans les quartiers d'hiver de l'espèce pour l'agriculture par des techniques d'agriculture sur brûlis pourrait affecter gravement la population, quoiqu'il y ait incertitude quant à la part des terres converties qui est consacrée aux cultures plutôt qu'à l'élevage du bétail (voir 2.1). Il est peu probable qu'il y ait à l'avenir conversion d'habitat pour l'agriculture dans les lieux de reproduction. Davantage d'information concernant les lieux d'hivernage des populations nicheuses sera nécessaire pour évaluer cet effet avec exactitude.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Bien que le Moucherolle à côtés olive n'utilise pas les zones perturbées et les paysages fragmentés (Altman et Sallabanks, 2012), les aménagements pétroliers et gaziers et les entités linéaires associées, comme les lignes sismiques, sont corrélés négativement avec la densité d'individus reproducteurs (Haché <i>et al.</i> , 2014). Cependant, il y a beaucoup d'incertitude concernant le taux d'expansion du forage pétrolier et gazier dans la forêt boréale du Canada pour le proche avenir.
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Les mines à ciel ouvert dans les zones boisées représentent une proportion négligeable de l'aire de répartition de l'espèce, mais elles peuvent avoir un certain impact à cause des entités linéaires et de la destruction d'habitat associées.
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Les incidences des collisions contre les éoliennes n'ont pas été quantifiées pour cette espèce. De l'habitat pourrait être détruit pour l'aménagement de parcs éoliens ou d'installations solaires; les conséquences seraient graves à modérées pour les individus touchés, mais la portée de cette menace est probablement négligeable.
4	Corridor de transport et de service	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	L'aménagement de nouvelles entités linéaires en forêt intacte pourrait réduire la densité de Moucherolles à côtés olive, qui est plus faible près des routes (à l'échelle nationale) et dans les régions à forte empreinte humaine (à l'échelle régionale). L'impact de nouvelles routes sur la population devrait être faible (plus proche de 1 %).

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.2	Lignes de services publics	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Vu le nombre assez faible de grands aménagements de transport d'énergie, cette menace ne devrait pas affecter une proportion importante de la population. Les taux de collision contre les lignes de services publics ne sont pas quantifiés pour cette espèce.
4.3	Voies de transport par eau					
4.4	Corridors aériens					
5	Utilisation des ressources biologiques	Inconnu	Restreinte - petite (1-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres					
5.2	Cueillette de plantes terrestres					

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	Inconnu	Restreinte - petite (1-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	L'exploitation forestière dans les lieux d'hivernage est abordée sous 2.2 et 2.3, étant donné qu'elle résulte généralement en un changement d'utilisation des terres. Dans les lieux de reproduction, les impacts de l'exploitation forestière peuvent varier selon la région et le type de récolte pratiqué. Dans certaines régions et dans le cas de certains types de coupe, les Moucherolles à côtés olive profitent des perturbations à l'échelle des peuplements, comme dans le cas des récoltes forestières qui conservent de l'habitat de lisière ou un certain nombre d'arbres matures (Altman et Sallabanks, 2012). Une étude laisse entendre que de tels habitats constituent des pièges écologiques pour l'espèce (Robertson et Hutto, 2007), mais d'autres études ont constaté le contraire (voir par exemple Meehan et George, 2003); en outre, les effets de la récolte forestière sur le succès reproductif sont, de façon générale, inconnus. Davantage d'information est nécessaire concernant le succès de nidification selon les pratiques forestières.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques					
6	Intrusions et perturbations humaines					
6.1	Activités récréatives					
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires					
6.3	Travail et autres activités					
7	Modifications des systèmes naturels	B D	Élevé - faible Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires	
7.1	Incendies et suppression des incendies	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Seule la suppression des incendies est évaluée ici, l'accroissement des incendies par suite des changements climatiques étant évalué sous 11.1. On postule que les incendies ont joué un rôle dans l'évolution de l'espèce, de sorte que la suppression des incendies dans les paysages affecterait probablement la disponibilité d'habitat et potentiellement le succès de nidification, mais possiblement dans le long terme seulement en raison du processus de succession forestière. L'aire de répartition du Moucherolle à côtés olive se trouve en plus grande partie dans le nord de la forêt boréale, où la suppression des incendies n'est généralement pas pratiquée.	
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème	B D	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Les activités qui réduisent les populations de proies constituent une menace sur l'ensemble du cycle vital de l'espèce (reproduction, migration, hivernage). Ces activités comprennent notamment l'utilisation de pesticides, dont d'herbicides, ainsi que l'exploitation forestière et diverses formes de conversion des terres. Combinées, ces activités sont susceptibles d'avoir une incidence sur une proportion grande à restreinte de la population, mais la gravité de la menace est variable selon les effets et pourrait aller d'élevée à légère. Il faut effectuer de plus amples recherches pour comprendre les conséquences pour l'espèce.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants					
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Certaines observations indiquent que la prédation par les écureuils roux et d'autres prédateurs naturels pourraient réduire le succès de nidification dans des régions où il y a exploitation forestière (Robertson et Hutto 2007), mais les taux de prédation ne sont pas bien quantifiés. On ne sait pas si les effets des écureuils roux, des Vachers à tête brune ou d'autres possibles prédateurs sur le Moucherolle à côtés olive ou parasites vont augmenter.
8.3	Matériel génétique introduit					
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue					
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions					
8.6	Maladies de cause inconnue					
9	Pollution	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines					
9.2	Effluents industriels et militaires					

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Les néonicotinoïdes ont été incriminés dans les baisses d'effectifs des insectivores aériens, dues à des effets indirects (voir 7.3). Il y a incertitude quant à la proportion de la population de Moucherolles à côtés olive qui est directement exposée aux pesticides agricoles dans les lieux de reproduction et d'hivernage, et quant à la question de savoir si ces produits chimiques ont des effets létaux ou sublétaux sur l'espèce. Le néonicotinoïde le plus largement utilisé au Canada pourrait être interdit de façon imminente.
9.4	Déchets solides et ordures					
9.5	Polluants atmosphériques	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	La contamination par le mercure affecte d'autres espèces insectivores dans l'est du Canada (p. ex. le Quiscale rouilleux). Bien que la contamination n'ait pas été étudiée chez le Moucherolle à côtés olive, l'espèce est susceptible d'être exposée au mercure puisqu'elle s'alimente d'insectes à larves aquatiques.
9.6	Apports excessifs d'énergie					
10	Phénomènes géologiques					
10.1	Volcans					
10.2	Tremblements de terre et tsunamis					
10.3	Avalanches et glissements de terrain					
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Stralberg <i>et al.</i> (2015) prévoient un important changement de l'aire de répartition de l'espèce dans les 50 prochaines années, mais la gravité des effets de cette menace au cours des dix prochaines années est considérée comme inconnue. Des accroissements de la fréquence, de l'étendue et de l'intensité des incendies à cause des changements climatiques pourraient détruire des portions de l'habitat convenant à l'espèce.
11.2	Sécheresses		Généralisée – restreinte (11-100 %)			
11.3	Températures extrêmes	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Des épisodes de temps froid inhabituel pourraient réduire l'abondance d'insectes, mais la gravité des effets au cours des dix prochaines années est inconnue.
11.4	Tempêtes et inondations	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	De fortes tempêtes durant la nidification pourraient affecter la survie des jeunes au nid, et les tempêtes pourraient représenter une menace au cours de la longue migration. Toutefois, les effets de cette menace n'ont pas encore été quantifiés.
11.5	Autres impacts	Inconnu	Généralisée – restreinte (11-100 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Il a été avancé que la désynchronisation de la période de reproduction d'avec la période d'abondance d'insectes proies due aux changements climatiques pourrait expliquer les baisses d'effectifs des oiseaux insectivores aériens. Ce problème pourrait s'aggraver avec l'intensification des changements climatiques, mais sa gravité demeure inconnue.