



Effets des infrastructures linéaires sur la biomasse des insectes nocturnes à l'échelle du paysage

Michel Leboeuf, Caroline Chouinard, Robin Bourgeois et David Grenier-Héon

Volume 145, numéro 2, automne 2021

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1083907ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1083907ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Leboeuf, M., Chouinard, C., Bourgeois, R. & Grenier-Héon, D. (2021). Effets des infrastructures linéaires sur la biomasse des insectes nocturnes à l'échelle du paysage. *Le Naturaliste canadien*, 145(2), 68–78.
<https://doi.org/10.7202/1083907ar>

Résumé de l'article

Les pressions anthropiques affectent les fonctions écosystémiques, la biodiversité et les niveaux trophiques des milieux naturels, dont les populations d'insectes. À partir d'un réseau de 27 stations d'inventaire biologique réparties au sein de territoires protégés dans la région de Lanaudière (Québec, Canada), nous avons mesuré l'effet de variables locales d'habitat et de paysage sur la richesse en espèces et la biomasse d'invertébrés récoltés à l'aide de pièges lumineux. Un total de 1 880 spécimens, provenant de 34 familles différentes, ont été récoltés durant la campagne d'échantillonnage. Une seule variable explicative à l'échelle du paysage a permis d'établir des régressions positives et significatives. Ainsi, c'est la distance à des infrastructures linéaires anthropiques, principalement des routes, qui explique la plus grande part de variabilité de la richesse et de la biomasse des insectes récoltés dans les échantillons : plus la station d'inventaire se trouve loin d'une route, plus sa richesse et sa biomasse sont grandes. À la mortalité de proximité des insectes, c'est-à-dire celle directement attribuable au passage des véhicules sur une route, s'ajoutent des effets négatifs sur les populations à l'échelle du paysage.

Effets des infrastructures linéaires sur la biomasse des insectes nocturnes à l'échelle du paysage

Michel Leboeuf, Caroline Chouinard, Robin Bourgeois et David Grenier-Héon

Résumé

Les pressions anthropiques affectent les fonctions écosystémiques, la biodiversité et les niveaux trophiques des milieux naturels, dont les populations d'insectes. À partir d'un réseau de 27 stations d'inventaire biologique réparties au sein de territoires protégés dans la région de Lanaudière (Québec, Canada), nous avons mesuré l'effet de variables locales d'habitat et de paysage sur la richesse en espèces et la biomasse d'invertébrés récoltés à l'aide de pièges lumineux. Un total de 1 880 spécimens, provenant de 34 familles différentes, ont été récoltés durant la campagne d'échantillonnage. Une seule variable explicative à l'échelle du paysage a permis d'établir des régressions positives et significatives. Ainsi, c'est la distance à des infrastructures linéaires anthropiques, principalement des routes, qui explique la plus grande part de variabilité de la richesse et de la biomasse des insectes récoltés dans les échantillons : plus la station d'inventaire se trouve loin d'une route, plus sa richesse et sa biomasse sont grandes. À la mortalité de proximité des insectes, c'est-à-dire celle directement attribuable au passage des véhicules sur une route, s'ajoutent des effets négatifs sur les populations à l'échelle du paysage.

MOTS-CLÉS : conservation des insectes, déclin des insectes, écologie du paysage, protocoles d'inventaire biologique, région de Lanaudière (Québec)

Abstract

Human pressures on natural environments affect ecosystem function, biodiversity and organisms at different trophic levels, including insects. Light traps, installed at 27 permanent biological survey stations in a network of protected areas in the Lanaudière region (Quebec, Canada), were used to measure the effect of local habitat and landscape variables on the species richness and biomass of invertebrates. A total of 1 880 specimens from 34 families were collected during the sampling period. Survey stations further from linear infrastructures (mainly roads) had greater insect richness and biomass. The closeness to such infrastructures was the only landscape-level explanatory variable that provided a positive and significant linear regression describing a large part of the variability between the samples. In addition to direct insect mortality due to road traffic, there were also negative effects on populations at the landscape level.

KEYWORDS: biological monitoring program protocols, insect conservation, insect decline, Lanaudière (Quebec), landscape ecology

Introduction

À l'échelle mondiale, les écosystèmes subissent des bouleversements de grande ampleur engendrés par l'anthropisation croissante des milieux terrestres et aquatiques. Ces pressions affectent les fonctions écosystémiques, la biodiversité et les niveaux trophiques des milieux naturels (Luque et collab., 2013; Vitousek et collab., 1997). Plusieurs travaux récents ont mis en lumière des déclinés importants de populations chez de nombreux groupes d'insectes dans différents biomes (Conrad et collab., 2006; Lister et Garcia, 2018; Loboda et collab., 2018; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019; Seibold et collab., 2019; Wagner, 2020).

Les causes les plus fréquemment évoquées dans le cas de déclinés avérés ou de modifications importantes dans les assemblages d'espèces sont diverses : modification, perte et fragmentation des habitats (Andrén, 1994; Wagner, 2020); pratiques agricoles industrialisées de plus en plus intensives (Raven et Wagner, 2021); utilisation à large échelle de pesticides (Hallmann et collab., 2017); réchauffement climatique (Lister et Garcia, 2018; Loboda et collab., 2018).

Les lépidoptères sont souvent utilisés comme porte-étendards pour attirer l'attention de l'opinion publique quant aux changements dans les populations d'insectes (Leboeuf, 2002). Par exemple, à partir d'un corpus de 597 espèces de papillons récoltées dans les années 1950 dans une réserve naturelle suédoise, des chercheurs ont mis en évidence un déclin pour 45 % d'entre elles lors d'une campagne d'échantillonnage similaire réalisée au même endroit en 2004 (Franzén et Johannesson, 2007). Par ailleurs, environ 27 % des espèces répertoriées à l'origine (159) ne s'y trouvaient plus lors de la seconde campagne.

Michel Leboeuf (biologiste, M. Sc.) est directeur général de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière (FCEL).

michel.leboeuf@fcelanaudiere.ca

Caroline Chouinard (biologiste, M. Sc.) est fiduciaire bénévole pour le même organisme.

Robin Bourgeois est technicien de la faune pour la FCEL.

David Grenier-Héon est candidat au doctorat en sciences biologiques à l'Université du Québec à Montréal.

Au Groenland, Loboda et collab. (2018) ont mesuré les patrons temporels d'abondance, de richesse et de composition des assemblages d'espèces de la famille des muscides en relation avec le climat entre 1996 et 2014. Un déclin significatif de 80 % de l'abondance globale des espèces a été observé pour cette période.

Lister et Garcia (2018) ont analysé des données d'abondance d'arthropodes et d'insectes dans la forêt de Puerto Rico de 1976 à 2012. Ils ont observé le déclin significatif de la biomasse récoltée, parallèlement à une élévation de 2 °C de la température moyenne pour la même période.

Une étude réalisée en Allemagne (Hallmann et collab., 2017) a révélé une chute de 76 % de la biomasse d'insectes aériens au cours des 27 dernières années. Toujours en Allemagne, Seibold et collab. (2019) ont analysé les données de plus d'un million de spécimens (représentant environ 2 700 espèces) provenant d'inventaires standardisés dans 3 régions, réalisés de 2008 à 2017, au sein de 150 sites en milieu ouvert et de 140 en milieu forestier fermé. Ils ont montré, entre autres, que la richesse en espèces (–34 %), la biomasse (–67 %) et l'abondance (–78 %) avaient chuté de façon importante au fil des dernières années, à la fois dans les milieux ouverts et les milieux fermés.

Au moins une étude (Daskalova et collab., 2021) met toutefois en doute de telles conclusions en soulignant l'existence de biais dans les analyses statistiques de certains des travaux publiés récemment. En effet, selon ces auteurs, répéter des mesures d'une année à l'autre, aux mêmes endroits, ne constitue pas une répétition de l'expérience; ces mesures sont prises sur des sites qui ne sont pas indépendants entre eux, conduisant ainsi à des effets de pseudorépétition temporelle qui peuvent être confondants. D'autres encore (p. ex., Montgomery et collab., 2019) recommandent la prudence quant à la généralisation de résultats géographiquement restreints ou s'intéressant à des groupes d'insectes précis, lesquels résultats tendraient à soutenir la thèse d'un « Armageddon des insectes » généralisé à l'échelle planétaire.

Récoltes d'insectes nocturnes dans des territoires protégés dans la région de Lanaudière

La Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière (FCEL) est une fiducie d'utilité sociale dont la mission est de protéger, de conserver à perpétuité et de mettre en valeur des milieux naturels et des paysages à haute valeur écologique, patrimoniale ou esthétique, situés prioritairement dans la région de Lanaudière, au Québec (Canada), et ce, au bénéfice des communautés locales et du public en général. Afin de suivre avec la plus grande précision possible l'évolution des conditions abiotiques et biotiques de ses propriétés en conservation, et ainsi assurer l'intégrité écologique de son patrimoine de façon globale, la FCEL a établi un protocole de suivi biologique nécessitant des récoltes de données tous les 5 ans (FCEL, 2018). D'une part, le protocole de suivi a été élaboré en sélectionnant des stations permanentes

d'échantillonnage composant un jeu de données spatialement et temporellement explicite et couvrant le plus possible l'ensemble des grandes unités écologiques du territoire. D'autre part, il a été conçu pour recourir à des indicateurs biologiques fiables et relativement faciles à inventorier par des équipes d'observateurs formées d'employés ou de bénévoles, dont la composition est appelée à changer dans le temps.

Un indicateur biologique devrait notamment être : 1) suffisamment sensible pour permettre la détection rapide de changements écologiques; 2) suffisamment bien réparti géographiquement pour être détectable en de multiples stations (Noss, 1999). Afin de répondre à ces critères, la FCEL a opté pour un jeu d'indicateurs biologiques composé de 3 groupes fonctionnels : 1) les végétaux vasculaires (producteurs primaires); 2) les arthropodes terrestres (papillons de nuit et autres insectes nocturnes : consommateurs principalement primaires); 3) les oiseaux et les chauves-souris (consommateurs secondaires).

À partir de données récoltées en 2018 (végétaux vasculaires et oiseaux) et 2019 (insectes nocturnes et chauves-souris) dans 27 stations permanentes d'inventaire biologique sur ses propriétés protégées, la FCEL a mené une série d'analyses statistiques afin de mesurer l'effet des variables explicatives sélectionnées par cette première campagne d'échantillonnage, et ce, dans la mesure où de pareils efforts de récolte de données auront lieu dans les prochaines décennies, à intervalles réguliers, aux mêmes endroits.

Autant en nombre d'espèces, qu'en nombre d'individus ou en biomasse, les arthropodes dominent les niveaux trophiques inférieurs des écosystèmes terrestres (Kremen et collab., 1993). Ils fournissent en outre des données abondantes, année après année. Nous avons ainsi utilisé la richesse en espèces et la biomasse comme variables d'intérêt pour mesurer les effets sur les communautés d'un jeu de variables explicatives à 2 échelles spatiales, soit l'échelle locale, qui correspond à la station d'inventaire et celle, plus large, du paysage. Notre objectif de travail était double : 1) déterminer quel jeu de variables (locale ou de paysage) explique le mieux les variations observées dans les échantillons d'un site à l'autre; 2) déterminer si la biomasse seule (méthode plus simple, moins coûteuse et ne recourant pas à des experts pour l'identification des spécimens) pourrait être utilisée comme indice de qualité de l'habitat dans les aires protégées sous la responsabilité de la FCEL.

Matériel et méthodes

Description de l'aire d'étude

La région de Lanaudière couvre une superficie de 12 300 km². Elle se caractérise par 3 composantes physiographiques : la plaine, le piémont et le plateau laurentien. Ses écosystèmes terrestres s'étendent globalement sur 5 domaines bioclimatiques : du sud au nord, il s'agit de l'érablière à tilleul (dans la plaine des basses-terres du Saint-Laurent), de l'érablière à bouleau jaune (sur le piémont et le

plateau laurentien), de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc (aux confins nord du territoire et essentiellement sur les terres publiques) (Boisseau, 2009). Une toute petite zone appartenant à l'érablière à caryer cordiforme est aussi présente dans l'extrême sud-ouest du territoire (Saucier et collab., 2009), dans la MRC des Moulins, où se trouvent les municipalités de Mascouche et de Terrebonne.

Variables locales d'habitat dans les stations permanentes de la FCEL

Dans la mesure où les sites protégés actuellement par la FCEL sont répartis selon un gradient latitudinal s'étalant sur le tiers le plus méridional de l'aire d'étude (de 45° 46' 36" N. à 46° 22' 35" N.), les 27 stations permanentes d'inventaire couvrent ainsi différents milieux terrestres forestiers (milieux secs, humides ou mésiques) dans la plaine, sur le piémont et le plateau laurentien (figure 1 et tableau 1). Les travaux d'inventaires floristiques et fauniques ont eu recours à divers protocoles.

Les inventaires floristiques ont permis de caractériser la végétation locale dans un quadrat de 200 m² (10 m × 20 m). À l'intérieur du quadrat, nous avons noté : les espèces des strates arborescente, arbustive et herbacée avec le pourcentage de recouvrement de chaque strate ; le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des 10 plus gros individus arborescents et leur espèce ; une classe de décomposition de tous les arbres morts debout et les débris ligneux au sol de plus de 10 cm de DHP et leur espèce (Barbour et collab., 1999 ; Imbeau et Desrochers, 2002 ; Lebœuf, 2004).

Pour mieux connaître la faune aviaire, la méthode des points d'écoute a été choisie (Bibby et collab., 1992 ; Verner, 1985). Une distance minimum de 400 m séparait chaque station afin d'assurer l'indépendance entre les observations (Bibby et collab., 1992). À chaque visite, un observateur notait pendant 10 minutes les espèces vues ou entendues dans des rayons de 0-30 m, 30-75 m et au-delà de 75 m. Toutes les stations ont été visitées 2 fois, par 2 observateurs différents, durant les 4 premières heures suivant le lever du soleil (soit de 5 h à 9 h), par temps calme et sans pluie, de la troisième semaine de mai à la dernière semaine de juin 2018. Seules les données relatives aux oiseaux insectivores ont été utilisées dans les analyses statistiques présentées ici.

Les inventaires de chauves-souris ont eu lieu du 20 juin au 31 juillet 2019. À chaque station, des appareils d'enregistrement captant les ultrasons émis par les chiroptères ont été déployés (Anabat Express^{MD}, Titley Scientific) sur une période de 3 nuits consécutives, à compter de 21 h chaque soir, soit au même moment où les insectes nocturnes étaient récoltés dans des pièges lumineux. Les données d'enregistrement ont ensuite été analysées à l'aide d'un logiciel permettant de visualiser les cris sous forme de sonagrammes révélant l'identité des espèces émettrices et le nombre de passages de chauves-souris par nuit, toutes espèces confondues (AnalookW, version 4.4a, www.hoary.com).

Les données botaniques, celles des inventaires d'oiseaux insectivores et des chauves-souris ont été regroupées pour fins d'analyse dans ce que nous avons appelé les variables locales explicatives d'habitat, soit un ensemble de variables documentant non seulement la diversité végétale et certains attributs d'habitat aux points de récolte des insectes, mais aussi la présence possible de prédateurs d'invertébrés dans l'habitat. Le tableau 2 détaille à la fois les variables

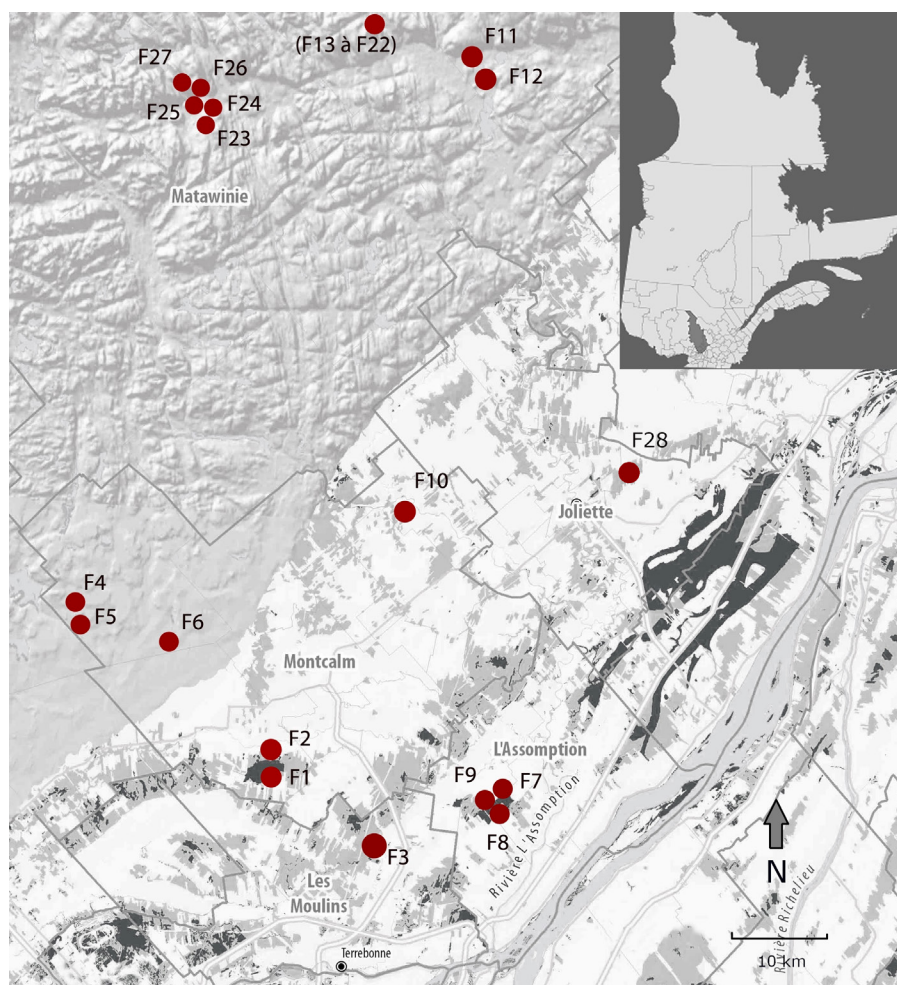


Figure 1. Répartition spatiale des 27 stations permanentes d'inventaire de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière dans l'aire d'étude de la région administrative de Lanaudière (en médaillon). (Nature sauvage, 2013. Sources des données : BDGA, SIEF, Canards Illimités Canada et GéoMont).

Tableau 1. Caractéristiques des stations d’inventaire permanentes de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière.

Station	Domaine bioclimatique	Latitude Nord	Longitude Ouest	Altitude (m)	Peuplement forestier principal
F1	Érablière à caryer cordiforme	45° 49' 15,8"	73° 43' 03,4"	65	Érablière rouge à feuillus intolérants
F2	Érablière à caryer cordiforme	45° 49' 28,9"	73° 43' 04,0"	67	Érablière rouge
F3	Érablière à caryer cordiforme	45° 46' 36,3"	73° 36' 53,2"	59	Érablière rouge à pruche et feuillus tolérants
F4	Érablière à bouleau jaune	45° 54' 50,6"	73° 54' 35,8"	188	Érablière sucrière à feuillus tolérants
F5	Érablière à bouleau jaune	45° 55' 04,8"	73° 54' 39,1"	188	Sapinière à feuillus et autres résineux
F6	Érablière à bouleau jaune	45° 54' 13,7"	73° 49' 26,6"	153	Sapinière à feuillus et autres résineux
F7	Érablière à caryer cordiforme	45° 49' 08,2"	73° 28' 31,8"	25	Peupleraie à peuplier faux-tremble et feuillus intolérants
F8	Érablière à caryer cordiforme	45° 48' 49,6"	73° 28' 36,9"	25	Forêt décidue à feuillus intolérants
F9	Érablière à caryer cordiforme	45° 49' 00,4"	73° 28' 48,0"	24	Forêt décidue à feuillus intolérants
F10	Érablière à tilleul	46° 01' 08,3"	73° 35' 57,0"	58	Érablière rouge à noyer cendré et autres feuillus intolérants
F11	Érablière à bouleau jaune	46° 19' 11,6"	73° 34' 41,6"	211	Érablière argentée
F12	Érablière à bouleau jaune	46° 19' 02,7"	73° 34' 38,2"	208	Érablière argentée en régénération
F13	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 25,7"	73° 41' 53,5"	314	Bétulaie jaune
F14	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 12,7"	73° 41' 45,1"	319	Bétulaie jaune
F15	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 01,6"	73° 41' 33,9"	317	Bétulaie jaune
F16	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 35,3"	73° 41' 39,8"	312	Peupleraie à peuplier faux-tremble et résineux
F17	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 17,9"	73° 41' 36,3"	305	Sapinière à feuillus intolérants
F18	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 05,2"	73° 41' 22,6"	308	Sapinière à feuillus intolérants
F19	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 18,1"	73° 41' 16,1"	372	Forêt mixte à feuillus tolérants et sapin baumier
F20	Érablière à bouleau jaune	46° 22' 10,2"	73° 41' 00,9"	387	Pessière blanche à épinette noire, sapin et feuillus tolérants
F22	Érablière à bouleau jaune	46° 21' 54,9"	73° 40' 35,4"	342	Bétulaie jaune à sapin baumier
F23	Érablière à bouleau jaune	46° 13' 57,0"	74° 02' 45,3"	383	Pessière blanche
F24	Érablière à bouleau jaune	46° 14' 03,6"	74° 03' 04,2"	369	Sapinière à épinette blanche
F25	Érablière à bouleau jaune	46° 14' 14,5"	74° 03' 24,2"	385	Pessière blanche à sapin baumier
F26	Érablière à bouleau jaune	46° 14' 23,8"	74° 03' 23,2"	391	Pessière blanche
F27	Érablière à bouleau jaune	46° 14' 24,8"	74° 03' 37,8"	395	Érablière rouge à feuillus intolérants
F28	Érablière à tilleul	46° 02' 58,5"	73° 22' 25,3"	58	Érablière sucrière à feuillus tolérants

Tableau 2. Variables explicatives locales d’habitat et de paysage utilisées pour les analyses statistiques.

Variables locales d’habitat	Explication
Richesse végétale	Nombre d’espèces végétales vasculaires sur 200 m ²
Diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des arbres vivants	Moyenne du DHP des 10 plus gros arbres vivants
DHP des arbres morts	Moyenne du DHP des arbres morts sur pied ou au sol de plus de 10 cm de diamètre
Richesse des prédateurs aériens 1	Nombre d’espèces d’oiseaux insectivores
Richesse des prédateurs aériens 2	Nombre d’espèces de chauves-souris recensées
Activités chauves-souris	Nombre moyen de passages de chauve-souris pour 3 nuits d’inventaire
Température moyenne	Température moyenne journalière
Variables de paysage	Explication
Occupation du sol	Pourcentage de forêt mature; de couvert arbustif; de milieux humides (marécage, marais, tourbière); en eau libre; en culture pérenne ou annuelle et en milieu anthropique dans un rayon de 1 km autour du point d’inventaire
Distance	Distance (en m) à une infrastructure anthropique linéaire (route, voie ferrée, ligne à haute tension, etc.)



Photo : Michel Leboeuf

Figure 2. Piège lumineux de type Luminoc^{MD} utilisé pour capturer les spécimens dans les stations permanentes d'inventaire.

locales d'habitat et les variables de paysage utilisées pour les analyses statistiques.

Les inventaires d'insectes se sont déroulés simultanément à ceux des chiroptères, avec des récoltes d'insectes aux mêmes stations et durant les mêmes nuits que les captations d'ultrasons, à raison de 3 nuits successives de récolte par station. Des pièges lumineux de type Luminoc^{MD} (figure 2) ont été utilisés pour capturer les spécimens (Hébert et collab., 2000).

Attirés par la lumière, les spécimens tombaient dans un réceptacle contenant une solution d'eau (45 %), de vinaigre (5 %) et d'alcool éthylique dénaturé (50 %). Les insectes récoltés ont ensuite été transférés dans une solution d'alcool à 80 % pour permettre leur conservation à long terme. À raison de 3 nuits d'inventaire par station, nous avons ainsi obtenu 81 échantillons. Suivant le dénombrement des spécimens de chaque échantillon – et leur identification par espèce, genre ou famille – tous les échantillons ont été pesés à l'aide d'une balance scientifique, de précision 0,0001 g (© Ohaus, modèle AR1140 – Adventurer). Lors de la pesée réalisée en laboratoire, les échantillons, préalablement égouttés pendant 10 secondes (Hallmann et collab., 2017), ont été déposés sur la balance; la lecture de la biomasse de l'échantillon a été faite à la dixième seconde suivant le dépôt sur la surface de contact avec la balance, de manière à s'assurer de l'uniformité du taux d'humidité dans les échantillons.

Données météorologiques

Dans la mesure où la quantité d'insectes volants augmente avec la température moyenne journalière (Goulson et collab., 2005; Nooker et collab., 2005), il est raisonnable de croire que moins d'insectes sont capturés lors des soirées plus froides. Nous avons ainsi pris soin de consulter les données météorologiques régionales des périodes d'inventaire du corpus des 27 stations afin de vérifier l'effet possible de conditions nuisibles au taux de capture des pièges. Les données utilisées proviennent des stations météorologiques d'Environnement et Changement climatique Canada de L'Assomption (altitude de

20 m), pour les stations F1 à F10 et F28 dans le sud de l'aire d'étude et de Saint-Michel-des-Saints (altitude de 353 m) pour les stations F11 à F27 dans le nord : https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html. La numérotation des stations s'étale de F1 à F28, pour un corpus de 27 stations, car une station (F21) n'a pas été visitée durant les inventaires d'insectes en raison de difficultés logistiques pour l'atteindre.

À seulement 2 occasions durant la période de récolte des insectes – une durant la première nuit d'inventaire (14 °C) et une durant la troisième nuit d'inventaire (14,1 °C) –, la température moyenne journalière a chuté sous le seuil de 15,5 °C, seuil identifié par Winkler et collab. (2013) comme étant significatif quant aux différences dans l'abondance des insectes en vol. Pour minimiser ces effets, nous avons choisi d'utiliser comme variable météorologique explicative de référence la moyenne des valeurs de la température moyenne journalière étalée sur les 3 nuits consécutives d'échantillonnage.

Variables de paysage

Un jeu de 9 variables explicatives à l'échelle du paysage a été utilisé (tableau 2). Dans un rayon de 1 km autour de la station d'inventaire, le pourcentage occupé par diverses classes de sol (forêt mature, milieu arbustif, marécage, marais, tourbière, milieu aquatique, culture pérenne, culture annuelle, milieu anthropique) a été calculé à partir des données ouvertes de cartographie de l'occupation du sol dans les basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018). Une dixième variable, l'éloignement de la plus proche infrastructure linéaire anthropique (une route, une voie ferrée, une ligne de transport d'énergie, un pipeline), a également été prise en compte (une seule infrastructure linéaire notée par station). Les distances entre les stations d'inventaire et les infrastructures linéaires ont été mesurées à l'aide de Google Earth Pro (version 7.3.3. © Google).

Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 4.0.2, R Core Team, 2020). Pour respecter les conditions initiales de normalité et de distribution des résidus des régressions linéaires, 2 variables (soit la distance à une infrastructure linéaire, et la proportion de milieux humides dans le rayon de 1 km autour de la station) ont subi une transformation logarithmique. Une suite de régressions linéaires a été effectuée avec toutes les variables explicatives disponibles (variables locales d'habitat et de paysage) pour mesurer et comparer leurs effets sur la richesse et la biomasse moyennes des espèces d'insectes. Des modèles de régression multiple ont ensuite été construits en utilisant la sélection cumulative (*forward*) de manière à tenter de trouver le ou les modèles avec les meilleurs coefficients de détermination (les R^2 ajustés les plus élevés) et les plus grandes valeurs de signification statistique. Le choix du meilleur modèle de régression a été corroboré en ayant recours au critère d'information d'Akaike (AIC: *Akaike information criterion*, Quinn et Keough, 2002).

Le respect des conditions de base des modèles statistiquement significatifs (indépendance, normalité et homoscedasticité des résidus : Quinn et Keough, 2002) a été validé par l'étude des graphiques de diagnostic dans R et par des tests Shapiro-Wilk de normalité sur les résidus. Pour respecter les conditions des tests en régression, une station (F4) a été retranchée du jeu initial de 27 stations, car son maintien engendrait un effet de levier important, principalement en raison de sa courte distance (20 m) d'une infrastructure linéaire à proximité.

Résultats

Un total de 1 880 spécimens représentant 34 familles ont été récoltés durant la campagne d'échantillonnage (tableau 3).

Une analyse de corrélation entre la richesse moyenne en espèces et la biomasse moyenne récoltée par station indique que ces 2 variables sont corrélées positivement, avec un coefficient r de Pearson de 0,8932 (figure 3).

Tableau 3. Nombre de spécimens récoltés dans les stations d'inventaire permanentes de la campagne d'échantillonnage 2019, étalée sur 81 nuits.

Ordre	Famille	Nombre de spécimens
Lepidoptera	Tortricidae	84
	Pterophoridae	2
	Crambidae	28
	Nymphalidae	1
	Drepanidae	3
	Geometridae	278
	Lasiocampidae	4
	Notodontidae	10
	Erebidae	67
	Euteliidae	1
	Noctuidae	83
	Microlépidoptères (inconnus)	908
	Total	1 469
Diptera	Tipulidae	17
	Culicidae	22
	Muscidae	94
	Syrphidae	2
	Tephritidae	4
	Diptères (inconnus)	35
	Total	174
Coleoptera	Carabidae	3
	Scarabaeidae	8
	Buprestidae	1
	Elateridae	4
	Lampyridae	28
	Lycidae	21
	Melandryidae	3
	Mycetophagidae	1
	Pyrochroidae	12
	Nitidulidae	2
	Curculionidae	7
	Cerambycidae	6
	Coleoptères (inconnus)	49
	Total	145

Ordre	Famille	Nombre de spécimens
Trichoptera	Inconnus	48
	Total	48
Hymenoptera	Apidae	2
	Braconidae	20
	Vespidae	1
	Hyménoptères (inconnus)	14
	Total	37
Mecoptera	Panorpidae	3
	Total	3
Neuroptera	Chrysopidae	1
	Total	1
Megaloptera	Corydalidae	1
	Total	1
Plecoptera	Inconnu	1
	Total	1
Hemiptera	Inconnu	1
	Total	1
Total général		1 880

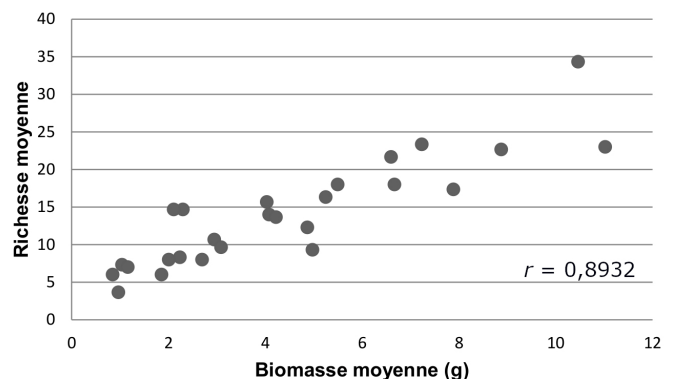


Figure 3. Graphique montrant la corrélation entre la richesse moyenne en espèces et la biomasse moyenne des échantillons (r de Pearson = 0,8932).

En contrepartie, les analyses de régression linéaire simple et multiple n'ont fourni que de faibles relations significatives entre la richesse spécifique et la biomasse et les variables explicatives locales et de paysage (tableaux 4 et 5).

À l'échelle locale, au chapitre de la richesse en espèces par station, aucune variable explicative ne s'est avérée statistiquement

significative dans les modèles de régression linéaire simple respectant les conditions d'indépendance, de normalité et d'homoscédasticité des résidus (tableau 4). Toutefois, en ce qui concerne la biomasse, la température moyenne journalière explique une part de la différence statistique significative relevée (R^2 ajusté = 0,1546; P = 0,0267) (tableau 5).

Tableau 4. Valeurs des modèles de régression linéaire et respect des conditions de test pour l'ensemble des variables explicatives en fonction de la richesse moyenne en insectes par station.

Catégorie de variable	Variables explicatives	<i>F</i>	R^2 ajusté	<i>P</i>	Conditions de test respectées (si $P < 0,05$)*
Locale	Richesse végétale	1,333	0,0131	0,2597	
	DHP arbres vivants	5,756	0,1598	0,0246	Non
	DHP arbres morts	14,35	0,3482	0,0008	Non
	Richesse prédateurs 1	2,002	0,0385	0,1699	
	Richesse prédateurs 2	0,5764	0,0172	0,4551	
	Activités chauves-souris	0,0044	0,0415	0,9479	
	Température moyenne	2,331	0,0506	0,1399	
De paysage	Forêt mature	0,9296	0,0373	0,3446	
	Arbustif	0,2593	0,0107	0,6152	
	Milieus humides (log)	0,8438	0,0339	0,3675	
	Eau libre	2,78	0,0665	0,1085	
	Culture pérenne	0,9151	0,0367	0,3483	
	Culture annuelle	1,623	0,0243	0,2149	
	Anthropique	0,0564	0,0023	0,8143	
	Distance (log)	10,33	0,2718	0,0037	Non

*Indépendance, normalité et homoscédasticité des résidus.

Tableau 5. Valeurs des modèles de régression linéaire et respect des conditions de test pour l'ensemble des variables explicatives en fonction de la biomasse moyenne des insectes par station.

Catégorie de variable	Variables explicatives	<i>F</i>	R^2 ajusté	<i>P</i>	Conditions de test respectées (si $P < 0,05$)*
Locale	Richesse végétale	1,509	0,0199	0,2312	
	DHP arbres vivants	2,227	0,0468	0,1486	
	DHP arbres morts	9,15	0,2459	0,0058	Non
	Richesse prédateurs 1	3,968	0,1061	0,0578	
	Richesse prédateurs 2	0,1914	0,0079	0,6656	
	Activités chauves-souris	0,0082	0,0416	0,9929	
	Température moyenne	5,572	0,1546	0,0267	Oui
De paysage	Forêt mature	4,549	0,1243	0,0434	Non
	Arbustif	1,066	0,0425	0,3121	
	Milieus humides (log)	0,088	0,0037	0,7693	
	Eau libre	3,066	0,0763	0,0927	
	Culture pérenne	2,928	0,0716	0,0999	
	Culture annuelle	5,257	0,1455	0,0309	Non
	Anthropique	0,4408	0,0180	0,5131	
	Distance (log)	13,34	0,3305	0,0013	Oui
	Distance (log) + température	7,367	0,3375	0,0034	Oui

*Indépendance, normalité et homoscédasticité des résidus.

De la même manière, à l'échelle du paysage, une seule variable explicative a permis d'établir une régression simple statistiquement significative. Ainsi, c'est la distance à une infrastructure linéaire anthropique qui explique la plus grande part de variabilité de la biomasse moyenne d'insectes : plus la station se trouve loin d'une infrastructure linéaire, plus la biomasse récoltée est grande (R^2 ajusté = 0,3305; $P = 0,0013$) (tableau 5; figure 4). Notons ici que la régression simple de la variable explicative de distance pour la variable réponse de richesse en espèces était également significative dans des proportions similaires (R^2 ajusté = 0,2718; $P = 0,0037$), mais la condition de normalité dans la distribution des résidus n'était par contre pas satisfaite (test Shapiro-Wilk: $W = 0,916$; $P = 0,03633$).

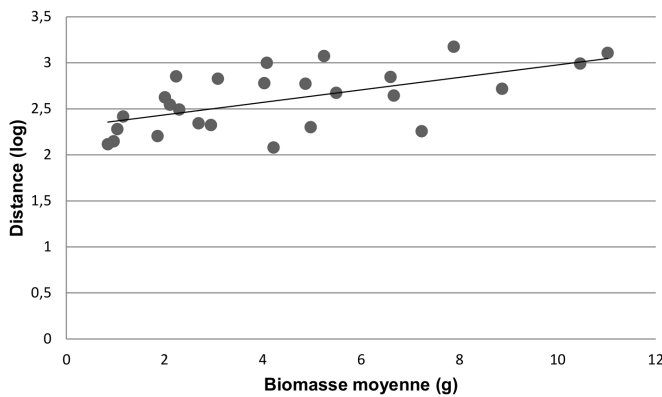


Figure 4. Graphique montrant la relation entre la biomasse récoltée par station et la distance (log) de la station à une infrastructure linéaire anthropique.

Les distances entre les stations d'inventaire et les infrastructures linéaires variaient de 20 à 1 490 m (pour une distance moyenne de 536,55 m) (tableau 6).

Un seul modèle de régression multiple respectant les conditions de base et incorporant plus d'une variable explicative a obtenu un R^2 légèrement plus élevé et une probabilité statistique significative que le modèle à une variable mettant en relation la distance et la biomasse. Il s'agit d'un modèle incorporant une variable de paysage (la distance) à une variable locale (la température moyenne journalière) pour expliquer la variation de la biomasse récoltée (tableau 7).

Tableau 6. Distances entre la station d'inventaire et l'infrastructure linéaire anthropique la plus proche (la station F4 a été retranchée des analyses statistiques).

Station	Distance à l'infrastructure linéaire la plus proche (m)	Type
F1	590	Route principale
F2	1 000	Route principale
F3	200	Ligne haute tension
F4	20	Route secondaire
F5	160	Route secondaire
F6	710	Route secondaire
F7	1 280	Route principale
F8	1 180	Route principale
F9	1 490	Route principale
F10	220	Route principale
F11	420	Route secondaire
F12	700	Route secondaire
F13	520	Route principale
F14	440	Route principale
F15	470	Route principale
F16	140	Route principale
F17	210	Route principale
F18	190	Route principale
F19	130	Route principale
F20	260	Route principale
F22	310	Route principale
F23	350	Route principale
F24	120	Route principale
F25	600	Route secondaire
F26	670	Route secondaire
F27	180	Route secondaire
F28	980	Route principale

Tableau 7. Modèle de régression simple pour la biomasse moyenne en fonction de la distance (log) à une infrastructure linéaire anthropique et modèle de régression multiple de la distance (log) + la température en station. (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$).

Biomasse moyenne	Coefficient	Erreur type	Valeur de t	P	P (modèle)	R^2 (ajusté)	AIC
Ordonnée à l'origine	-9,246	3,771	-2,452	0,02185*	0,0013	0,3305	122,9779
Distance (log)	5,259	1,440	+3,653	0,00126**			
Biomasse moyenne	Coefficient	Erreur type	Valeur de t	P	P (modèle)	R^2 (ajusté)	AIC
Ordonnée à l'origine	-11,7104	4,3500	-2,692	0,0130*	0,0034	0,3375	123,6005
Distance (log)	4,4410	1,6083	+2,761	0,0111*			
Température	0,2381	0,2129	1,119	0,2749			

Mais bien que l'ensemble du modèle affiche un R^2 ajusté de 0,3375 et une valeur de P de 0,0034, comme la pente de la relation de la variable météorologique ne s'écarte pas significativement d'une pente de zéro ($P = 0,2749$), ce modèle a été rejeté.

Enfin, le seul modèle respectant l'ensemble des conditions (celui expliquant la biomasse en fonction de la distance à une infrastructure linéaire) est aussi celui dont la valeur de l'AIC est la plus faible (122,9779, tableau 7).

Discussion et conclusion

Notre premier objectif était de déterminer si un jeu spécifique de variables (les variables locales d'habitat ou les variables de paysage) explique mieux les variations observées dans les échantillons d'insectes récoltés lors d'inventaires nocturnes. Il semble qu'ici, les variables de paysage, essentiellement les infrastructures linéaires anthropiques, apportent une meilleure explication dans les différences de richesse en espèces et de biomasse que les variables locales.

La présence d'une infrastructure linéaire traversant divers milieux naturels à l'échelle du paysage a un effet significatif sur la biomasse des insectes. Dans notre aire d'étude, les routes étaient les infrastructures dominantes : dans les 26 paysages sélectionnés pour les analyses statistiques, 25 des infrastructures linéaires étaient des routes principales (provinciales) ou secondaires, et une seule était une ligne à haute tension (station F3).

À la mortalité de proximité des insectes, c'est-à-dire celle directement attribuable au passage des véhicules sur une route (Baxter-Gilbert et collab., 2015; Keilsohn et collab., 2018; Martin et collab., 2018), s'ajoutent des effets négatifs sur les populations, à l'échelle du paysage cette fois.

Si, pour la plupart des groupes de vertébrés, l'impact négatif des routes à l'échelle du paysage a été observé et rapporté dans la littérature, des études similaires sur les invertébrés sont encore peu courantes (Baxter-Gilbert et collab., 2015). Knapp et collab. (2013) ont néanmoins montré que ces effets étaient plus importants dans les habitats forestiers que dans les habitats ouverts, et que les espèces spécialistes des forêts, du moins pour les arthropodes de la litière forestière, subissaient davantage d'effets négatifs que les espèces généralistes ou de milieux ouverts, dans la mesure où, aux abords des routes, le contraste d'habitat entre le milieu fermé et le milieu ouvert est plus radical et que les niches écologiques créées dans l'emprise routière sont plus favorables aux espèces généralistes et de milieux ouverts. Les distances perpendiculaires évaluées lors de ces travaux variaient de 0 à 100 m. Les présents travaux documentent des effets négatifs à des distances plus grandes, allant jusqu'à 1 490 m.

Par contre, en Australie, Bhardwaj et collab. (2018) ont souligné un manque d'indices quant à l'existence d'un effet négatif des routes sur la biomasse des insectes nocturnes. En effet, dans leurs travaux, la biomasse d'échantillons récoltés par piège lumineux n'a pas changé sur des distances perpendiculaires à la route variant de 0 à 2 km. Cette absence d'effets s'explique ici, peut-être, par des conditions

environnementales différentes entre les biomes étudiés. Selon Muñoz et collab. (2015), la pollution atmosphérique (particules en suspension) générée par une route affecte négativement les espèces. Ces mêmes auteurs rapportent, par exemple, la présence de concentrations significativement plus élevées de plomb dans les tissus d'insectes (aux stades larvaires ou adulte) récoltés près des routes, comparativement à ceux des insectes capturés loin des infrastructures. De telles études cherchant à expliquer pourquoi, à l'échelle du paysage, les routes auraient un effet négatif sur les insectes sont encore fort peu nombreuses. Mesurer l'impact des routes sur des distances allant jusqu'à plus d'un kilomètre dans d'autres groupes taxinomiques, par exemple chez les diptères ou les coléoptères, pourrait nous permettre de creuser cette question. Voici sans aucun doute un champ d'investigation qui mériterait davantage d'efforts de recherche dans les prochaines années.

À l'échelle des conditions locales d'habitat, nous avons pu constater un effet de la température moyenne journalière sur la biomasse des récoltes, un effet attendu et documenté dans la littérature (Winkler et collab., 2013). Dans nos travaux, cet effet local de la température a toutefois eu moins d'impacts négatifs que la proximité d'une route.

Aucune autre variable locale n'a eu d'effet significatif. Un premier biais possible dans les résultats présentés ici est que le nombre de variables locales d'habitat de notre étude était limité. De plus, une prise en compte des conditions météorologiques locales aux sites précis de récolte des échantillons (température, humidité, couverture nuageuse ou ciel clair, etc.) aurait peut-être permis de mieux contrôler les facteurs météorologiques dans l'élaboration des modèles de régression. Pour certains auteurs, par exemple Nowinszky et collab. (2010), même le plafond du ciel, c'est-à-dire la hauteur des premières couches de nuages, et le cycle lunaire ont des effets sur la richesse et l'abondance des insectes nocturnes récoltés par piège lumineux. Puisqu'il s'agissait d'une première campagne d'échantillonnage d'insectes pour la FCEL, ces facteurs pourraient faire l'objet d'une plus grande attention dans les prochains inventaires réalisés sur les territoires protégés gérés par l'organisme. Bien qu'une plus longue période d'échantillonnage aurait permis d'interpréter le rôle joué par les facteurs météorologiques avec plus d'assurance, nous avons néanmoins confiance que le fait d'avoir utilisé la valeur moyenne de la température régionale étalée sur les 3 nuits consécutives d'échantillonnage donne une estimation représentative des conditions météorologiques au point de récolte.

Enfin, un échantillonnage plus grand, au-delà de 30 stations, nous aurait permis d'appuyer avec plus de certitude la thèse d'un impact négatif des infrastructures linéaires sur les populations d'insectes à l'échelle du paysage.

Richesse ou biomasse : quelle mesure est la plus efficace ?

Notre second objectif de travail visait à déterminer si la biomasse seule (méthode plus simple, moins coûteuse et ne recourant pas à des experts pour l'identification des spécimens)

pourrait être utilisée comme signe de qualité de l'habitat dans les aires protégées sous la responsabilité de la FCEL. À la lumière des résultats obtenus, il semble bien que la biomasse des insectes puisse prédire, avec des résultats similaires à ceux utilisant la richesse taxinomique, les effets négatifs de certaines variables à l'échelle du paysage. Encore ici toutefois, une plus longue période d'échantillonnage aurait pu nous permettre d'interpréter les résultats obtenus avec plus de confiance.

Dans la mesure où la détermination de la biomasse permet d'obtenir rapidement des données fiables et précises (jusqu'à 0,0001 g) qu'elle ne nécessite pas le recours à des spécialistes pour l'identification des spécimens ou à du matériel spécialisé (microscope stéréoscopique, clés d'identification de groupes taxinomiques moins connus, etc.), et enfin qu'elle peut être compilée par des non-spécialistes sans biais d'identification, le recours à cette mesure – en lieu et place de la richesse taxinomique – est sans doute à privilégier. Par ailleurs, rappelons que dans les présents travaux, en dépit de résultats similaires quant à la richesse et à la biomasse, seule cette dernière variable a permis d'établir une relation statistiquement significative respectant toutes les conditions de base des modèles de régression. La mesure de la biomasse permet ainsi la réplication aisée des campagnes d'échantillonnage et la multiplication des efforts de recherche visant à mieux comprendre l'effet des routes et des autres infrastructures anthropiques sur les populations d'invertébrés.

Soulignons enfin que la biomasse ne peut pas indiquer à elle seule la qualité d'un habitat. La mesure est certes intéressante, mais la détermination de la qualité d'un habitat est une tâche des plus complexes et fait intervenir de multiples variables. Nul doute que la FCEL, dans les prochaines années, mettra par exemple en parallèle la biomasse des insectes nocturnes récoltés dans ses stations permanentes d'inventaire avec les autres indicateurs biologiques de son jeu de données sur les végétaux vasculaires, les oiseaux et les chauves-souris. Ce n'est qu'avec la multiplication des signaux, mis en parallèle les uns avec les autres, à différentes échelles spatiales et temporelles, que la FCEL sera en mesure de mieux cerner les impacts anthropiques en cours et à venir sur les écosystèmes naturels et limiter la perte globale de biodiversité.

Remerciements

Les auteurs désirent remercier le Cégep régional de Lanaudière pour l'utilisation des laboratoires de biologie du campus de Joliette lors de la pesée des échantillons et, plus particulièrement, Katia Deschênes, technicienne en travaux pratiques, le Service canadien des forêts d'Environnement et Changement climatique Canada, et plus précisément Christian Hébert, chercheur scientifique en écologie et diversité des insectes forestiers, pour le prêt de matériel ayant servi aux récoltes (pièges lumineux) et le Département de sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal (laboratoire de Daniel Kneeshaw) pour le prêt de matériel ayant servi à la récolte des données de chiroptères (Anabat). Finalement, les auteurs tiennent à remercier également Martin Lavoie,

rédacteur en chef adjoint du *Naturaliste canadien* et professeur titulaire à l'Université Laval, de même qu'un réviseur scientifique anonyme, pour leurs commentaires sur des versions précédentes de cet article, de même que toute l'équipe de la revue, pour son travail d'édition. ◀

Références

- ANDRÉN, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos*, 71 : 355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>.
- BARBOUR, M.G., J.H. BURK, W.D. PITTS, F.S. GILLIAM et M.W. SCHWARTZ, 1999. *Terrestrial plant ecology*. 3^e édition. Benjamin-Cummings, Menlo Park, Californie, 649 p.
- BAXTER-GILBERT, J.H., J.L. RILEY, C.J.H. NEUFELD, J.D. LITZGUS et D. LESBARRÈRES, 2015. Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*, 19 : 1029-1035. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- BHARDWAJ, M., K. SOANES, J.J. LAHOZ-MONFOR, L.F. LUMSDEN et R.V.D. REE, 2018. Little evidence of a road-effect zone for nocturnal, flying insects. *Ecology and Evolution*, 9 : 65-72. <https://doi.org/10.1002/ece3.4609>.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS et D.A. HILL, 1992. *Bird census techniques*. Academic press, London, 257 p.
- BOISSEAU, G., 2009. Forêts de haute valeur pour la conservation sur le territoire public de Lanaudière. Conférence régionale des élus de Lanaudière, Joliette, 124 p.
- CONRAD, K.F., M.S. WARREN, R. FOX, M.S. PARSONS et I.P. WOIWOD, 2006. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132 : 279-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.020>.
- DASKALOVA, G.N., A.B. PHILLIMORE et I.H. MYERS-SMITH, 2021. Accounting for year effects and sampling error in temporal analyses of invertebrate population and biodiversity change: A comment on Seibold et al. 2019. *Insect Conservation and Diversity*, 14 : 149-154. <https://doi.org/10.1111/icad.12468>.
- [ECCC et MDDELCC] ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA ET MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014. Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 49 p. Données disponibles en ligne à : <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/cartographie-de-l-occupation-du-sol-des-basses-terres-du-saint-laurent>.
- [FCEL] FIDUCIE DE CONSERVATION DES ÉCOSYSTÈMES DE LANAUDIÈRE, 2018. Plan de suivi biologique des propriétés de la FCEL 2018-2028. Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière, Joliette, 15 p. et annexes.
- FRANZÉN, M. et M. JOHANNESSON, 2007. Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation*, 11 : 367-390. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9053-6>.
- GOULSON, D., L.C. DERWENT, M.E. HANLEY, D.W. DUNN et S.R. ABOLINS, 2005. Predicting calyptate fly populations from the weather, and probable consequences of climate change. *Journal of Applied Ecology*, 42 : 795-804. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01078.x>.
- HALLMANN, C.A., M. SORGE, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND et H. SCHWAN, 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- HÉBERT, C., L. JOBIN, M. FRÉCHETTE, G. PELLETIER, C. COULOMBE, C. GERMAIN et M. AUGER, 2000. An efficient pit-light trap to study beetle diversity. *Journal of Insect Conservation*, 4 : 191-202. <https://doi.org/10.1023/A:1009611501133>.

- IMBEAU, L. et A. DESROCHERS, 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management*, 66 : 222-231. <https://doi.org/10.2307/3802888>.
- KEILSOHN, W., D.L. NARANGO et D.W. TALLAMY, 2018. Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation*, 22 : 183-188. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0051-2>.
- KNAPP, M., P. SASKA, J. KNAPPOVÁ, P. VONIČKA, P. MORAVEC, A. KÖRKA et P. ANDĚL, 2013. The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164 : 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.012>.
- KREMEN, C., P.K. COLWELL, T.L. ERWIN, D.D. MURPHY, R.F. NOSS et M.A. SANJAYAN, 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7 : 796-808.
- LEBŒUF, M., 2002. Lépidoptères : porte-étendards efficaces pour la conservation de la faune entomologique. *Antennae*, 9 : 5-9.
- LEBŒUF, M., 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 111 p.
- LISTER, B.C. et A. GARCIA, 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>.
- LOBODA, S., J. SAVAGE, C.M. BUDDLE, N.M. SCHMIDT et T.T. HØYE, 2018. Declining diversity and abundance of High Arctic fly assemblages over two decades of rapid climate warming. *Ecography*, 41 : 265-277. <https://doi.org/10.1111/ecog.02747>.
- LUQUE, G.M., M.E. HOCHBERG, M. HOLYOAK, M. HOSSAERT, F. GAIL et F. COURCHAMP, 2013. Ecological effects of environmental change. *Ecological Letters*, 16 : 1-3. <https://doi.org/10.1111/ele.12050>.
- MARTIN, A.E., S.L. GRAHAM, M. HENRY, E. PERVIN et L. FAHRIG, 2018. Flying insect abundance declines with increasing road traffic. *Insect Conservation and Diversity*, 11 : 608-613. <https://doi.org/10.1111/icad.12300>.
- MONTGOMERY, G.A., R.R. DUNN, R. FOX, E. JONGEJANS, S.R. LEATHER, M.E. SAUNDERS, C.R. SHORTALL, M.W. TINGLEY et D.L. WAGNER, 2019. Is the insect apocalypse upon us? How to find out. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327>.
- MUÑOZ, P.T., F.P. TORRES et A.G. MEGIAS, 2015. Effects of roads on insects: A review. *Biodiversity Conservation*, 24 : 659-682. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- NOOKER, J.K., P.O. DUNN et L.A. WHITTINGHAM, 2005. Effects of food abundance, weather, and female condition on reproduction in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *The Auk*, 122 : 1225-1238. <https://doi.org/10.1093/auk/122.4.1225>.
- NOSS, R.F., 1999. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 : 355-364.
- NOWINSZKY, L., J. PUSKÁS et Z.S. KÜTI, 2010. Light trapping as a dependent of moonlight and clouds. *Applied Ecological and Environment Research*, 8 : 301-312. Disponible en ligne à http://www.aloki.hu/indvol08_4.htm.
- QUINN, G.P. et M.J. KEOUGH, 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Royaume-Uni, 537 p.
- R CORE TEAM, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- RAVEN, P.H. et D.L. WAGNER, 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>.
- SANCHÉZ-BAYO, F. et K.A.G. WYCKHUYS, 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232 : 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE, J. GOSSELIN, C. MORNEAU, P.J.H. RICHARD, J. BRISSON, L. SIROIS, A. LEDUC, H. MORIN, É. THIFFAULT, S. GAUTHIER, C. LAVOIE et S. PAYETTE, 2009. Écologie forestière. Dans : ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS (édit.). Manuel de foresterie, 2^e édition, Éditions MultiMondes, Québec, p. 165-316.
- SEIBOLD, S., M.M. GOSSNER, N.K. SIMONS, N. BLÜTHGEN, J. MÜLLER, D. AMBARLI, C. AMMER, J. BAUHUS, M. FISHER, J.C. HABEL, K.E. LINSSENMAIR, T. NAUSS, C. PENONE, D. PRATI, E.-D. SCHULZE, J. VOGT, S. WÖLLAUER et W.W. WEISSER, 2019. Arthropod decline in grassland and forests in associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574 : 671-674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.
- VERNER, J., 1985. Assessment of counting techniques. Dans : JOHNSTON, R.F. (édit.). *Current Ornithology*, vol. 2. Plenum Press, New York, p. 247-302.
- VITOUSEK, P.M., H.A. MOONEY, J. LUBCHENCO et J.M. MELILO, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 : 494-499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>.
- WAGNER, L., 2020. Insect declines in the anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65 : 457-480. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>.
- WINKLER, D.W., M.K. LUO et E. RAKHIMBERDIEV, 2013. Temperature effects on food supply and chick mortality in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Oecologia*, 173 : 129-138. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2605-z>.

LA FAUNE, notre mission, notre passion !

Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, pêcheurs et piégeurs, **239 projets** de conservation de la faune ont été soutenus en 2020-2021 !

- Des initiatives réalisées par des organismes du milieu ;
- Sélectionnées avec rigueur par des experts ;
- Pour des impacts réels sur les milieux de vie de la faune.



Dany Fortin / Agence de presse

› **Faites partie du mouvement faunique !**

Faites un don :
www.fondationdelafaune.qc.ca



Fondation
de la faune
du Québec



Gervais Comeau, Conseiller en placement

gervais.comeau@iagestionprivee.ca • gervaiscomeau.com

iagestionprivee.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE

Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>