DIVERSITÉ DES PAPILLONS NOCTURNES DANS UNE FORÊT D'ÉPINETTES ROUGES DU NORD-EST DE L'AMÉRIQUE DU NORD I. Étude des conditions de base

par

A.W. Thomas



Rapport d'information M-X-210F Réseau sur la biodiversité des forêts

Ressources naturelles Canada Service canadien des forêts - Centre de foresterie de l'Atlantique C.P. 4000 Fredericton (N.-B.) E3B 5P7

2001

[©] Sa Majesté la Reine du Chef du Canada 2001

ISSN 1195-3802 ISBN 0-662-86056-X N. Fo46-19/210F

Un nombre restreint d'examplaires de cette publication peut être obtenu sans frais à l'adresse suivante :

RNCan, Service canadien des forêts - Centre de foresterie de l'Atlantique

C.P. 4000

Fredericton (N.-B.) Canada E3B 5P7

Tél.: (506) 452-3500 Téléc.: (506) 452-3525

Des microfiches ou des copies de cette publication sont en vente chez :

Micromédia Ltée

240, rue Catherine, bur. 305 Ottawa (ON) K2P 2G8 Tél.: (613) 237-4250

Ligne sans frais: 1-800-567-1914

Téléc.: (613) 237-4251

This publication is available in English upon request.

Photographie: A.W. Thomas

Rédaction, dessin et production : C.M. Simpson

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Thomas, A.W.

Diversité des papillans noctumes dans une forêt d'épinettes rouges du nord-est de l'Amérique du Nord. I. Étude des canditions de base.

(Rapport d'information; M-X-210F)

Comprend un résumé en anglais.

Publ. aussi en anglais sous le titre : Moth diversity in a northeastern, North American red spruce forest

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-86056-X Cat. no. Fo46-19/210F

- 1 Papillons noctumes -- Écologie -- Amérique du Nord (Est).
- I Centre de foresterie de l'Atlantique.
- I Coll.: Rapport d'information (Centre de foresterie de l'Atlantique); M-X-210F.
- I Titre.

QL541.T36 2001 598.78 C2001-980230-7



RÉSUMÉ

- * Quatorze familles ont fait l'objet d'une analyse de l'abondance et de la richesse spécifique
- * Le site est riche en espèces et en individus : on y a recensé 539 espèces et 31 634 individus
- * Ensemble, les Noctuidés et les Géométridés représentent 81 % des espèces et 81 % des individus
- * L'apparition des espèces présente un caractère saisonnier prononcé
- Les estimateurs de la richesse spécifique prédisaient entre 573 et 630 espèces
- * D'après les courbes de richesse cumulative, peu d'espèces de Géométridés n'ant pas été capturées
- * Les courbes de raréfaction de Coleman indiquent une faible hétérogénéité de la composition taxinomique entre les pièges (parcelles)
- * D'après la représentation graphique de l'abondance selon le rang, le nombre total de prises suit une distribution logarithmique normale
- * Les représentations graphiques de l'abondance spécifique suggèrent une distribution logarithmique normale pour les prises totales et les Céométridés; pour les Noctuidés, la distribution se situe entre le modèle logarithmique normal et le modèle logarithmique sériel
- * Les indices statistiques de diversité révèlent davantage d'uniformité et moins de dominance dans les prises de Géométridés que dans les prises de Noctuidés
- * On a calculé un indice de diversité alpha de 92,3 pour les prises totales, mais cette valeur a changé tout au long de la saison

SUMMARY

- * Fourteen families were monitored for species richness and abundance
- * The site was rich in species and individuals: 539 species, 31,634 individuals.
- * Noctuidae and Geometridae together formed 81% of the species and 81% of the individuals
- * There was a marked seasonality in the appearance of species
- * Species richness estimators predicted 573-630 species
- * Cumulative richness curves indicated that few species of geometrids had not been collected
- * Coleman, rarefaction, curves indicated little heterogeneity in species composition between traps (plots)
- * A rank abundance plot suggested a log normal distribution for the total catch
- * Species abundance plots suggested log normal distribution for total catch and geometrids; noctuids were intermediate between log normal and log series distributions
- * Diversity statistics showed more evenness and less dominance in the geometrid catch compared with the noctuid catch
- * The alpha diversity index for the total catch was 92.3 but varied through the season.





GLOSSAIRE

Richesse spécifique - nombre d'espèces dans un échantillon

Composition taxinomique - nom des espèces se retrouvant dans un échantillon donné;

deux échantillons peuvent présenter la même richesse spécifique, p. ex. trois espèces, mais avoir une composition taxinomique totalement différente (spA, spB, spC;

comparativement à spD, spE, spF)

Abondance – nombre d'individus

Nouvelles espèces - espèces qui n'ant pas été capturées précédemment dans un

piège danné

Espèces touristes - individus ne faisant pas partie du milieu forestier à l'étude,

et qui sont en transit par rapport à leur habitat propre

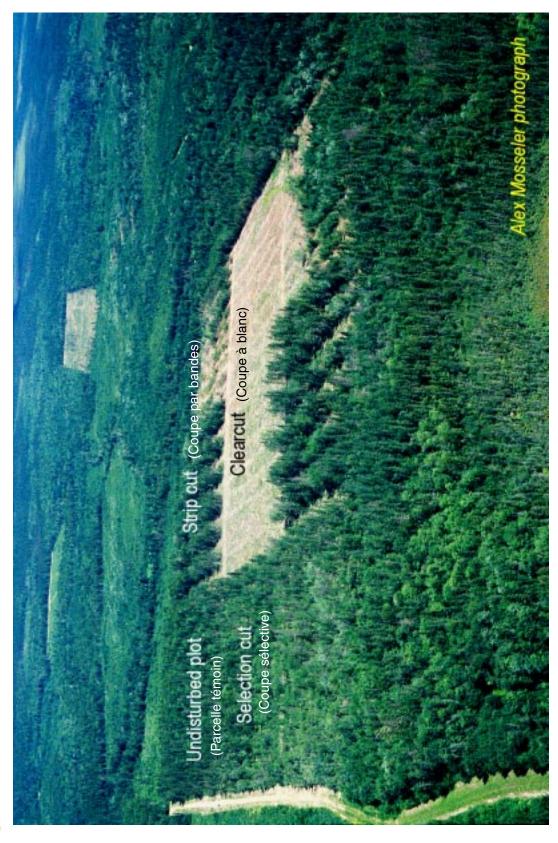




TABLE DES MATIÈRES

Sommaire
Glossaire 4
Préambule
Introduction
Matériel et méthodes
Site d'étude et collecte des données
Saisie des donnés et analyses statistiques
Résultats
Représentation des familles et liste des espèces
Abandance saisonnière
<i>Individus</i>
<i>Espèces</i>
Courbes cumulatives spécifiques saisonnières
Courbes cumulatives spécifiqu <mark>es randomisées et estimation de la</mark> richesse 18
Représentations graphiques de l'abond <mark>ance selon le rang et</mark>
les indices de diversité des espèces
Représentations graphiques de l'abondance spécifique
Variations saisonnières de la diversité
Discussion
Bibliographie 30
Annexe





Photographie aérienne du site d'étude dans la forêt expérimentale Acadia, au Nouveau-Brunswick, Canada (46,02° de latitude N. et 66,38 de langitude 0.). Les parcelles mesurent environ 175 m sur 175 m, la parcelle témoin (intacte à 100 %) et la parcelle-abri (30 % du bois coupé) comprement une bande tampon de 25 m le long des routes.

PRÉAMBULE

Le présent rapport est le premier d'une série de trois sur la diversité des papillons noctumes dans une forêt d'épinettes rouges ayant subi trois interventions sylvicoles immédiatement avant l'échantillannage, et où l'an retrouve des zones de forêt intacte et des parcelles ayant subi soit une coupe sélective, soit une coupe par bandes, soit une coupe à blanc. Le présent et premier rapport porte sur la diversité des papillons noctumes au sens large, après sommation des données obtenues pour toutes les parcelles. Dans le deuxième rapport, on examinera le site par type de parcelle afin de déterminer l'effet de chaque intervention sylvicole sur la diversité des papillons noctumes. Dans le troisième rapport, on s'intéressera au protocole d'échantillonnage, et en particulier aux effets de la fréquence (nombre de nuits), de l'intensité (nombre de pièges) et de la durée (lonqueur de la saison) de l'échantillonnage sur les estimations de la richesse spécifique.



INTRODUCTION

Les lépidoptères noctumes (papillons noctumes) ant été dhoisis pour mesurer l'effet de plusieurs traitements sylvicoles sur la diversité de la faune. On a retenu les papillons noctumes en raison des nombres relativement élevés d'espèces et d'individus ordinairement présents dans les écosystèmes forestiers, de la facilité de l'échantillonnage de la population à l'aide de méthodes normalisées, c.-à-d. pièges lumineux, et de mon aptitude à reconnaître tous les individus locaux appartenant à 14 familles au niveau de l'espèce. La plupart des espèces de papillons noctumes se reproduisent une fois par année, ce qui constitue un avantage car ils réagissent rapidement aux perturbations de la forêt et à sa récupération subséquente. En outre, les papillons noctumes (dans leur état larvaire) jouent un rôle clé dans l'écosystème forestier en convertissant d'énormes volumes de biomasse végétale en graisses et en protéines animales et, qu'il s'agisse de la larve, de la chrysalide ou de l'adulte, constituent une source alimentaire importante pour de nombreux vertébrés de la forêt. À titre de consommateurs primaires, les larves exploitent probablement l'ensemble des 31 ressources alimentaires recensées par Southwood et al. (1979) dans leur classification de la complexité architecturale des forêts, p. ex. racines, bois, bourgeons, aiguilles et feuilles des arbres, ainsi que les lichens épiphytiques poussant sur les arbres. C'est ce qui permet la compartimentation verticale des forêts par les oiseaux insectivores et une grande richesse spécifique, laquelle se manifeste plus spécialement chez les oiseaux chanteurs, dans la forêt (MacArthur et MacArthur, 1961).

Un inconvénient d'utiliser les papillons noctumes dans une étude localisée est le risque d'y inclure des espèces touristes (Wolda et al., 1994; Chey et al., 1997; Intachat et Holloway, 2000). Il est fort probable que les espèces touristes sont réparties entre différents habitats et, partant, ne traversent pas la forêt mais restent au-dessus du couvert végétal (Thomas, 1996). Ces espèces se retrouvent le plus souvent dans les zones coupées à blanc, car les pièges y sont beaucoup plus visibles que œux disposés dans des secteurs de forêt intacte où la végétation est relativement dense. Holloway (1985) a effectué des recherches sur les forêts tropicales pour déterminer quels groupes taxinomiques supérieurs des lépidoptères pouvaient être utilisés pour représenter la forêt intacte. Il a observé que les membres des familles des Sphinqidés et des Noctuidés sont des discriminants médiocres des forêts intactes, car ce sont d'excellents voiliers qui sont très souvent des espèces touristes. Toutefois, comme ban nombre d'espèces de ces familles sont caractéristiques des habitats ouverts et des zones de pousse secondaire, on peut considérer que leur présence indique, dans une certaine mesure, le degré de perturbation ou de dégradation des forêts tropicales. Les espèces de la famille des Cécmétridés se sont révélés être des indicateurs fiables de l'état des forêts tropicales (Holloway, 1985; Scoble, 1995; Intachat et Holloway, 2000), car ce ne sont pas de bons voiliers et leur nombre d'espèces tend à augmenter avec la succession végétale et culmine dans le type de végétation climacique, c.-à-d. les régions boisées. Comme les Noctuidés et les Géamétridés sont les macro-familles dominantes dans la région orientale de l'Amérique du Nord (Landau et Prowell, 1999a et 1999b; Summerville et al., 1999; Thomas et al., 1998, et autres références dans la discussion), j'analysera les données selon les trois regroupements taxinomiques suivants : i) les espèces de l'ensemble des 14 familles sélectionnées (ce qui comprend les Noctuidés et les Céamétridés), ii) les Noctuidés, iii) les Céamétridés.



Un article relativement récent publié par Colwell et Coddington (1994) a suscité un regain d'intérêt pour la méthodologie permettant d'estimer la richesse spécifique totale à partir des données d'un échantillon. Grâce à la disponibilité d'un logiciel statistique gratuit, EstimateS (Colwell, 2000), pour analyser les matrices d'abondance spécifique par échantillon, les biologistes présentant des lacunes dans le domaine des statistiques ont pu s'introduire dans cette jungle. EstimateS est un outil puissant d'exploration des protocoles d'échantillonnage et sera utilisé dans le troisième rapport.

On trouvera dans les publications de Pielou (1975), de Magurran (1988), de Krebs (1989) et, dans une moindre mesure, de Southwood (1978), d'excellentes introductions à la mesure de la diversité. La vocation fondamentale de l'indice de diversité est de résumer les données sur le nombre d'espèces et sur leur abondance proportionnelle en un seul indice numérique (Hill, 1973). Cela simplifie les comparaisons entre les sites et permet de déterminer si la diversité est plus ou moins élevée à un site qu'à un autre. Il n'existe aucun indice unique se prêtant à toutes les situations; le choix de l'indice dépend des critères que le chercheur souhaite mettre en évidence. Il peut s'agir par exemple du pouvoir discriminant de l'indice entre des sites ou des échantillons qui ne présentent pas de différences marquées, ou encore de la sensibilité de l'indice à la taille de l'échantillon, à la richesse spécifique ou à la réqularité de la répartition des individus entre les différentes espèces.

On considère généralement que la statistique alpha de Fisher et al. (1943) est le meilleur indice de diversité pour de nombreuses communautés d'espèces, dont les lépidoptères (Southwood, 1978; Taylor, 1978; Wolda, 1983; Barlow et Woiwod, 1989; Robinson et Tuck, 1993; Wolda et al., 1994; Chey et al., 1997), et est la seule mesure de la diversité, outre la richesse spécifique, à être utilisée par Intachat et Holloway (2000). Magurran (1985) a mis à l'épreuve trois modèles d'abondance spécifique, à savoir logarithmique normal, logarithmique sériel et discontinu, pour évaluer la qualité de l'ajustement entre ces modèles et les données qu'elle avait dotenues à l'aide de pièces lumineux dans les forêts du Nord de l'Irlande. Elle a observé qu'elle obtenait le meilleur ajustement avec le modèle logarithmique normal et a donc utilisé sa valeur, 8, comme indice de diversité. Landau et al. (1999) ont étudié la diversité des papillons noctumes dans les forêts de la Louisiane. Ils ont constaté que la distribution des espèces suivait approximativement un modèle logarithmique normal, mais n'ant pas proposé d'indice de diversité basé sur ce modèle. Ils ant rapporté les valeurs de trois indices, l'indice alpha de Fisher et ceux de Shannon-Wiener et de Simpson. Toutefois, Pielou (1975) a critiqué le recours à un indice unique, tel alpha, pour décrire la diversité d'une communauté, car il entraîne la confusion de deux facteurs, la richesse spécifique et la régularité de la répartition des individus entre les différentes espèces. Ainsi, l'indice alpha présente l'inconvénient de ne pas permettre de faire une distinction entre des sites qui présentent les mêmes nombres d'individus et d'espèces. Pourtant, il est fort probable que ces sites présentent des variations sur le plan de la régularité des fréquences des espèces constitutives. En règle générale, on considère qu'un site dont la régularité est plus élevée présente aussi davantage de diversité qu'un site où domine un nombre restreint d'espèces, même si la valeur de l'indice alpha peut être plus élevée pour le site démontrant une plus forte dominance. Par conséquent, les indices qui prennent en compte tant la richesse que l'abondance relative des espèces, tels œux de Shannon et de Simpson, sont utiles dans les études sur la diversité. Hill (1973) a critiqué l'indice de Simpson qui est selon lui une mesure de la « concentration de la dominance », car il n'est sensible qu'à l'abondance des espèces comptant le plus d'individus. Toutefois, la combinaison de cet indice et de la richesse spécifique permet de caractériser la partition de l'abondance (Hill, 1973). Dans une étude comparative de la



diversité des papillons noctumes dans une plantation de conifères et dans un bois de chênes reliques adjacent du Nord de l'Irlande, Magunran (1988) a classé dix indices en fonction de leur capacité discriminante. Elle observe que les indices de Margalef, de McIntosh (U), et de richesse spécifique (S) produisent le degré de discrimination le plus élevé entre les deux types de forêt. En général, les indices dont la pondération de la richesse spécifique est plus importante sont plus utiles pour déceler les différences entre les sites que les indices accordant davantage d'importance au volet dominance/régularité de la diversité. L'indice de dominance de Berger-Parker exprime l'importance proportionnelle des espèces les plus abondantes (les espèces dominantes) et est considéré par May (1975) comme l'une des mesures de la diversité la plus satisfaisante.

Alors que la diversité alpha est celle d'une communauté de papillons noctumes à l'intérieur d'un habitat défini qui peut être mesurée par les indices susmentionnés, la diversité bêta ou diversité de la différenciation est le degré de changement observé sur le plan des espèces entre différents habitats (Magunran, 1988). Une manière simple de mesurer la diversité bêta dans le présent contexte consiste à comparer des paires de parcelles en utilisant des valeurs de similarité. Ces coefficients, ou indices, peuvent être qualitatifs (si l'on n'utilise que les données sur les espèces) ou quantitatifs (si l'on utilise tant les espèces que leur abondance). Dans les deux cas, les valeurs des indices peuvent varier de 0, signifiant l'absence d'espèces communes, à 1, qui indique soit l'identité des espèces dans les deux parcelles (mesures qualitatives), soit l'identité des espèces et de l'abondance (mesures quantitatives). Ces mesures de la diversité bêta seront utilisées dans le deuxième rapport, lequel portera sur l'effet des méthodes sylvicoles sur la diversité des papillons noctumes.



Comme l'abandance des espèces d'insectes connaît d'importantes fluctuations au cours de l'année dans les régions nordiques tempérées, les variations saisonnières de la diversité des espèces sont un complément utile à un indice unique pour une communauté donnée. De tels changements saisonniers de la diversité des communautés de papillons noctumes ont été rapportés au Royaume-Uni (Williams, 1964; Taylor, 1978). Dans une étude sur la diversité des papillons noctumes dans le parc national Fundy (Nouveau-Brunswick), Clay et al. (1998) ont consigné les indices de diversité de deux sites sur une base hebdomadaire et mensuelle (indices alpha et de Shannon) pendant quatre années. Chaque année, ils ont observé un pic prononcé au milieu de l'été à chaque site. Des variations de la richesse et de l'abondance tout au long de l'année ont été rapportées pour d'autres comunautés de papillons noctumes d'Amérique du Nord (Profant, 1990; Butler et al., 1999; Landau et Provell, 1999a et 1999b; Landau et al., 1999), mais ces auteurs n'ant pas calculé de statistiques journalières, hebdomadaires ou mensuelles concernant la diversité. Les variations saisonnières sant beaucoup moins prononcées, voire inexistantes, dans les forêts tropicales (Barlow et Woiwod, 1989, 1990). Toutefois, Robinson et Tuck (1993), lors de travaux réalisés à Bornéo, ont jupé que le phénomène de l'augmentation d'un indice de diversité avec l'échantillonnage progressif méritait des études plus approfondies en vue de déterminer après quelle période la diversité se stabilisait.

L'objectif particulier du présent et premier rapport était de décrire la diversité des papillons noctumes pour l'ensemble du site, au sens large, en additionnant les valeurs obtenues dans chaque parcelle. En d'autres termes, les données obtenues à l'aide des huit pièges ont été mises en commun pour chaoun des trois groupes taxinomiques suivants : toutes les espèces, celles de la famille des Noctuidés et celles de la famille des Cécnétridés.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude et collecte des dannées

L'étude a été réalisée dans une forêt d'épinettes rouges de la forêt expérimentale Acadia, dans le comté de Sunbury, au Nouveau-Brunswick (46,02° de latitude N. et 68,37° de longitude O.), où l'on trouve des blocs d'environ 3 ha constitués de forêt mature et intacte (aucune coupe de bois effectuée), de forêt ayant subi soit une coupe sélective (30 % du bois coupé), soit une coupe par bandes (50 % du bois coupé), soit une coupe à blanc (100 % du bois coupé) (voir la photographie aérienne, page 6). Les interventions sylvicoles avaient été faites au cours de l'hiver 1998-1999 précédant immédiatement la période d'échantillonnage.

Dans l'étude, on a considéré l'ensemble des dix familles de papillons noctumes supérieurs du sous-ordre Ditrysia, les macrolépidoptères (Scoble, 1995) que l'on trouve au Nouveau-Brunswick (Tableau 1), ainsi qu'une famille (Hépialidés) de l'ordre Exoporia et trois familles (Sesiidés, Cossidés, Limacodidés) inférieures du sous-ordre Ditrysia. Souvent, ces 14 familles sont collectivement désignées en anglais sous le nom de "macro-moths" (macrolépidoptères noctumes) (Skinner, 1984; Thomas, 1996; Young, 1997; Thomas et al., 1998).

Tableau 1. Nombre total d'espèces et d'individus piégés par famille pour l'ensemble des parcelles

Ramille	Nombre d'espèces	Nonbre d'individus
Hépialidée	1	1
Sesiidée	2	82
Cossidée	2	6
Limacodidée	3	27
Drépanidée	6	492
Géométridée	169	11,815
Uraniidée	9 1	4
Lasiocampidée	4	344
Satumiidée	6	2,382
Sphingidée	1	408
Notodontidée	31	650
Arctiidée	27	1,381
Lymantriidée	5	135
Noctuidée	271	13,907
Totals	539	31,634

Huit pièges lumineux ant été mis en apération du coucher au lever du soleil pendant un total de 54 nuits, ce qui a permis au total de faire 432 collectes (voir toutefois ci-après), raisonnablement bien espacées sur une période de 122 jours, du 1er-2 mai au 31 août-1er septembre 1999. Chaque piège était équipé d'une ampoule unique à lumière noire de 22 W qui servait de leurne. Les pièges étaient alimentés par un seul groupe électrogène à essence. Les pièges fonctionnaient par paires dans quatre parcelles; en d'autres termes, on a disposé deux pièges dans une parcelle non coupée, deux dans une parcelle à coupe sélective, deux dans une parcelle à coupe par bandes et deux dans une parcelle coupée à blanc. Dans chaque parcelle, les deux pièges étaient séparés par une distance variant entre 42 m et 100 m. Durant la nuit 196-197 (15-16 juillet), un des pièges a été accidentellement débranché. Pendant la nuit précédente, ce piège avait capturé 151 individus. L'autre piège de la même parcelle avait capturé 104 individus pendant la nuit 195-196 et 108 individus pendant la nuit 196-197, ce qui laisse croire qu'environ 150 individus auraient pu être capturés à 1'aide du piège débranché pendant la nuit 196-197. Toutefois, les analyses de données ont été faites sur les 431 collectes; aucun ajustement n'a été apporté pour tenir compte des données manquantes.

Chaque soir, avant de mettre les pièges en fonctionnement, chaque piège était rempli de 15 mL d'éthylacétate utilisé comme poison. Le matin suivant, les pièges étaient vidés et les individus étaient ramenés au laboratoire, où leur espèce était caractérisée et où ils étaient comptés. Lorsque le nombre d'individus capturés était trop élevé pour que le tri soit effectué en une journée, les papillons restant à compter étaient entreposés au congélateur pour être traités ultérieurement. Pour la caractérisation des individus, on a fait appel aux ouvrages de taxinomie standards répertoriés par Thomas (1996), ainsi qu'à des publications plus récentes (Lafontaine, 1998; Handfield, 1999).

Saisie des données et analyses statistiques

Les données brutes ont été saisies dans un fichier .dat du système SAS (SAS Institute Inc., 1995) sous forme de lignes simples, chaque variable étant séparée de la suivante par un espace simple. Sur chaque ligne était enregistré le norbre d'individus d'une espèce en particulier capturés dans un piège donné en une seule journée. L'ensemble de données occupait 10 997 lignes. Le tri des données, la présentation en tableaux et les analyses simples ont été effectuées à l'aide de programmes SAS écrits par l'auteur. Les données ont été exportées vers un tableur GraphPad Prism (1995), où le matériel externe généré par SAS a été effacé. Les matrices ainsi produites ont été sauvegardées sous la forme de fichiers .txt, spécifiquement mis en forme pour les programmes d'analyse statistique professionnels. GraphPad Prism a été utilisé pour le tracé des figures.

On a produit une « courbe cumulative spécifique saisonnière » pour chaque regroupement taxinomique (toutes les espèces, Noctuidés, Cécnétridés) en ajoutant de nouvelles espèces à la liste cumulative d'espèces selon l'ordre chronologique des captures. Ces courbes, ainsi que les représentations graphiques des nombres de prises quotidiennes d'individus et d'espèces, étaient basées sur les prises quotidiennes, c.-à-d. la somme de toutes les collectes effectuées pour chacun des huit pièges. Pour les autres analyses, les données ont été regroupées en totaux saisonniers, chaque total saisonnier constituant un échantillon; en d'autres termes, un échantillon contenait toutes les espèces et tous les individus recueillis en un piège donné.



Les « courbes cumulatives spécifiques randomisées »"et neuf estimateurs statistiques de la richesse spécifique réelle pour chaque regroupement taxinomique ont été obtenus à l'aide du programme EstimateS, version 6.0b (Colwell, 2000). Pour les prises totales, les données ont été présentées sous la forme d'une matrice de l'abondance spécifique par échantillon pour les fichiers d'entrée du « Format 1 ». Dans le cas des Noctuidés et des Céométridés, les données ont été présentées sous la forme de triplets « échantillon, espèces, abondance » pour les fichiers d'entrée du « Format 4 ». Pour les calculs, on a

effectué 100 randomisations. Il n'y avait a priori aucune raison de commencer par l'échantillon du piège 1, puis d'ajouter l'échantillon du piège 2, etc. Les neuf modèles de la richesse spécifique réelle prédisent généralement des valeurs différentes et on peut avec raison s'attendre à ce que différents modèles se révèlent plus ou moins efficaces selon le groupe taxinomique ou l'environnement visé (Colwell et Coddington, 1994). À l'heure actuelle, il semble n'exister aucun modèle unique qui soit plus efficace pour prédire la richesse spécifique réelle par extrapolation des courbes cumulatives spécifiques, et il est préférable pour le moment de tester tous les modèles le plus rigoureusement possible sur un large éventail de taxons et d'emplacements (Colwell et Coddington, 1994).

Il est également possible d'estimer la richesse spécifique réelle à partir de modèles paramétriques d'abondance relative. Parmi ces modèles, le modèle de distribution logarithmique normale prédit le nombre d'espèces total; sa précision dépend de l'adéquation entre les données de l'échantillon et le modèle. On a fait appel au programme LOGNORM (Krebs, 1989) pour estimer la richesse spécifique réelle dans chacun de trois regroupements.

On a également utilisé EstimateS pour calculer une courbe de placement aléatoire de Coleman, équivalente à une courbe de raréfaction, pour chacun des trois regroupements. Une telle courbe permet de représenter graphiquement la richesse théorique de sous-échantillons aléatoires de la matrice, ce qui permet d'évaluer l'hétérogénéité de l'échantillon (la microrépartition des espèces d'une parcelle à l'autre). Si toutes les espèces étaient dispersées de manière aléatoire entre les différentes parcelles, la courbe de Coleman coïnciderait avec la courbe cumulative spécifique observée. Lorsque les espèces sont agglomérées (agrégées), le nombre observé est inférieur à celui prédit par la courbe. Plus la courbe de Coleman est au-dessus de la courbe cumulative spécifique observée, plus les espèces sont agglomérées.

Plusieurs indices statistiques de la diversité, œux de Margalef, de McIntosh (diversité et régularité), Q, de Shannon-Weiner (diversité et régularité), de Berger-Parker, de McIntosh (régularité) et de Simpson ont été obtenus grâce à BIO_DAP (Thomas, 2000), une compilation de programmes basée sur les exemples pratiques décrits en détail par Magurran (1988). L'indice de Fisher a de la distribution logarithmique sérielle, l'indice 8 de la distribution logarithmique normale, la sommation des données pour les représentations graphiques de l'abondance spécifique et les courbes théoriques des modèles de distribution logarithmique normale et sérielle ont été calculés à l'aide des programmes décrits par Krebs (1989).

RÉSULTATS

Représentation des familles et liste des espèces

Les 14 familles échantillonnées sont présentées au tableau 1, ainsi que les nombres d'espèces et les nombres d'individus après sommation des valeurs obtenues pour toutes les parcelles. Les individus des familles des Noctuidés et des Géométridés dominent, avec respectivement 44 % et 37 % des prises. Les Saturniidés, avec 2 382 individus, représentent 7,5 % des prises. Aucune des 11 autres familles ne compte pour plus de 5 % des prises. Sur la base des espèces, les Noctuidés dominent avec 50 % des espèces totales, suivis des Géométridés avec 31 %; aucune des autres familles ne compte plus de 6 % des espèces totales.

Les espèces et leur abondance sont indiquées à l'Annexe conformément à la classification en vigueur (Scoble, 1995; Handfield, 1999).

Abondance saisonnière

Individus

Le profil d'activité des individus, pour l'ensemble de la faune, montre une augmentation du nombre d'individus au cours des cinq premières nuits de piégeage (une période de sept jours), suivie d'une période de nombres faibles, puis d'une augmentation jusqu'à une activité noctume maximale au jour 158/159 (7/8 juin). L'activité noctume décline ensuite jusqu'à la fin des opérations de piégeage au jour 243/244 (31 août/1° septembre) (figure 1). Le faible pic observé durant la première semaine s'explique par la présence de Noctuidés hivemants, qui a pour effet d'augmenter le nombre d'espèces apparaissant au printemps. L'activité des Noctuidés culmine au jour 180 (29 juin) (figure 2), soit 22 jours après le pic d'activité des Céométridés (figure 3).

Espèces

L'étude de l'abondance saisonnière des espèces pour l'ensemble de la faune montre une courbe augmentant régulièrement jusqu'à un large pic entre les jours 158/159 et 185/186, c.-à-d., du 7 juin au 4 juillet (figure 4). Le nombre d'espèces/jour décline ensuite jusqu'au jour 203/204 (22/23 juillet), puis reste constant jusqu'à la fin du mois d'août. Chez les Noctuidés, on observe une augmentation du nombre d'espèces jusqu'à un maximum au jour 180/181; le nombre décroît ensuite, puis croît à nouveau au jour 214/215 (2/3 août) jusqu'à environ 30 espèces/jour, alors que les espèces apparaissant en autonne font grimper les valeurs (figure 5). Le nombre d'espèces de Géométridés atteint un maximum autour des jours 164 et 165 (13-14 juin), puis décroît régulièrement. Les nombres quotidiens d'espèces sont faibles, inférieurs à 20 espèces/jour, après le jour 199/200 (18/19 juillet) (figure 6), ce qui contraste avec les résultats obtenus chez les Noctuidés durant cette même période.



Figure 1. Captures quotidiennes d'individus de toutes les espèces, totalisées pour toutes les parcelles.

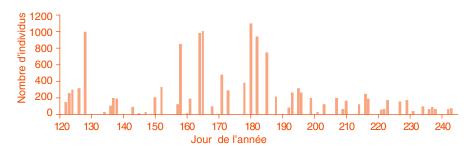


Figure 2. Captures quotidiennes d'individus de la famille des Noctuidés, totalisées pour toutes les parcelles.

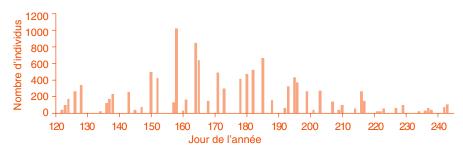


Figure 3. Captures quotidiennes d'individus de la famille des Géométridés, totalisées pour toutes les parcelles.



Figure 4. Captures quotidiennes de toutes les espèces, totalisées pour toutes les parcelles.



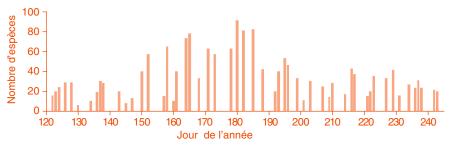


Figure 5. Captures quotidiennes d'espèces de la famille des Noctuidés, totalisées pour toutes les parcelles.

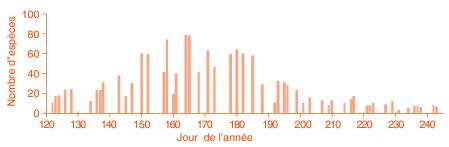


Figure 6. Captures quotidiennes d'espèces de la famille des Cécmétridés, totalisées pour toutes les parcelles.

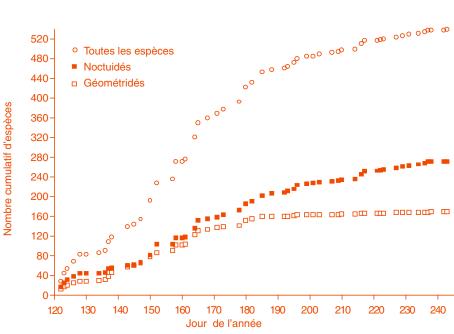


Figure 7. Nombre cumulatif saisonnier d'espèces pour trois regroupements, c.-à-d. toutes les espèces, Noctuidés et Géométridés, totalisé pour toutes les parcelles.



Courbes cumulatives spécifiques saisonnières

Parallèlement aux variations journalières de l'abondance spécifique, on observe des changements au niveau de la composition taxinomique, de telle sorte que de nouvelles espèces continuent de s'ajouter chaque jour tout au long de la saison (figure 7). L'accumulation de nouvelles espèces la plus marquée est observée entre les jours 145 et 188 (25 mai-7 juillet), mais on continue d'observer l'apparition de nouvelles espèces à la fin de l'étude, au jour 243 (31 août/1^{ex} septembre).

Les Noctuidés et les Géométridés montrent des différences significatives sur le plan du profil d'apparition de nouvelles espèces tout au long de la saison. Chez les Noctuidés, on observe une augmentation subite de nouvelles espèces plus importante au début de la période de piégeage (figure 7). Après cette augmentation subite, on note une augmentation comparable tant pour le nombre d'espèces que pour le taux d'augmentation dans les deux familles, du jour 143 (23 mai) au jour 164 (13 juin). Au jour 164, 50 % seulement des espèces de Noctuidés ont été piégées, comparativement à 72 % des Géométridés. Après le jour 164, l'accumulation de nouvelles espèces de Noctuidés continue à un taux similaire à celui de la première partie de la saison et l'addition de nouvelles espèces se poursuit jusqu'au demier jour de l'étude. En revandre, peu de nouvelles espèces de Géométridés apparaissent après le jour 182 (1er juillet).

Courbes cumulatives spécifiques randomisées et estimation de la richesse

Les moyennes et l'écart-type, basés sur le nombre d'espèces observées en fonction du nombre d'échantillons pour chacun des regroupements taxinomiques, sont présentés à la figure 8. Chaque échantillon représente les prises totales provenant d'un piège donné. Les moyennes ont été calculées à partir de 100 randomisations de l'ordre d'accumulation des échantillons à l'aide du programme EstimateS. Les courbes cumulatives spécifiques donnent des estimations peu élevées de la richesse spécifique totale lorsqu'on utilise moins de cinq pièges. Avec cinq pièges, on obtient entre 84 et 87 % de la richesse totale (prédite), pourcentage qui passe à 92 % avec huit pièges. Une hyperbole ajustée à deux paramètres (équation de Michaelis-Menten), calculée à l'aide du programme GraphPad Prism, est également présentée sur la figure. Par extrapolation, cet estimateur prédisait une richesse spécifique totale de 585 pour les prises totales, de 297 pour les Noctuidés et de 184 pour les Cécmétridés.

Les estimations de vraisemblance maximale pour la richesse spécifique totale correspondant à des sous-ensembles successivement plus grands des points sur la courbe cumulative spécifique pour les estimateurs des moyennes de Michaelis-Menten (Moyennes MM) réduisent le biais observé sur la courbe cumulative spécifique pour les faibles nombres d'échantillons (figure 8). Après seulement deux échantillons, cet estimateur pennet d'obtenir des valeurs de la richesse, respectivement pour les prises totales, les Noctuidés et les Géométridés, représentant 94, 91 et 98 % de la richesse spécifique totale estimée. On a également utilisé EstimateS pour obtenir des estimations de la richesse spécifique totale à partir de huit autres estimateurs (Tableau 2). Les rendements de tous les estimateurs de la richesse spécifique seront examinés dans le troisième rapport.

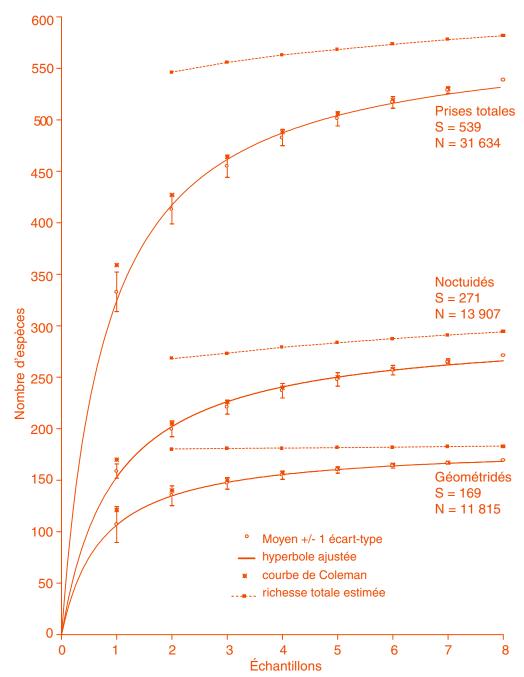


Figure 8. Courbes cumulatives spécifiques pour trois regroupements taxinomiques de papillons noctumes. Chaque point au bas de l'échelle des trois regroupements correspond à la moyenne de 100 randomisations de l'ordre d'accumulation des échantillons; les barres d'erreur sont les écarts-types correspondants. Chaque hyperbole est ajustée selon les moyennes des huit échantillons. La richesse totale estimée provient de l'estimateur de moyennes de Michaelis-Menten et se fonde sur des quantités de plus en plus grandes d'échantillons prélevées dans la série de données. Les points de données pour les courbes de Coleman (raréfaction) permettent d'estimer la richesse des espèces d'échantillons d'après la richesse totale des espèces accumulées, compte tenu de toutes les espèces découvertes.

Les points de dannées pour les courbes de Coleman (raréfaction) se trouvent à une distance inférieure à une fois l'écart-type des valeurs de la moyenne observées (calculées) pour les tailles d'échantillon supérieures à 1 dans le cas des prises totales et des Noctuidés, et pour toutes les tailles d'échantillon dans le cas des Géométridés (figure 8). Ces données indiquent une hétérogénéité négligeable de la composition taxinomique entre les différents échantillons.



Tableau 2. Prédictions des estimateurs de la richesse spécifique et variables connexes pour les prises totales, les Noctuidés et les Géorétridés, après sommation des valeurs obtenues pour toutes les parcelles

Variable	Prises totales	Noctuidés	Géométridés
Richesse observée	539	271	169
ACE	579	302	176
IŒ	577	300	176
Chao 1	585	312	173
Chao 2	590	315	179
Jackknife 1	608	317	185
Jackknife 2	630	337	189
Bootstrap	573	293	177
MMMean	582	294	183
MMRuns	58 <mark>3</mark>	294	185
log normal	57 <mark>6</mark>	301	176
Singletans	65	43	13
Daubletans	44	21	17
Valeurs uniques	79	52	18

Représentations graphiques de l'abondance selon le rang et indices de diversité des espèces

La représentation graphique par rang de l'abondance relative en pourcentage en fonction de l'ordre d'apparition des espèces pour la totalité de l'ensemble de données montre une courbe en S inversé de faible pente caractéristique d'une distribution logarithmique normale (figure 9). Les courbes équivalentes pour les prises totales de Noctuidés et les prises totales de Géonétridés ont une pente plus prononcée et tendent vers une ligne droite caractéristique de la distribution logarithmique sérielle (figure 9). Moins la pente est prononcée, plus la diversité est grande (Chey et al., 1997). Les Céométridés présentent moins d'espèces abondantes et rares que les Noctuidés; en d'autres termes, les Géamétridés, considérés comme un groupe, manifestent moins de daminance et plus de régularité que les Noctuidés. Si l'on associe souvent une évalité accrue à une plus grande diversité (Pielou, 1975; Magurran, 1988), la forte pente de la courbe de l'abondance par rang pour les Céamétridés milite en faveur d'une diversité inférieure à celle des Noctuidés. Les indices présentant un biais en faveur de la richesse spécifique, a, 8, Margalef, M[°] Intosh U, Q, diversité de Shannon, reflètent ce phénomène dans les valeurs plus élevées qu'ils attribuent aux Noctuidés (tableau 3). Les indices présentant un biais en faveur de la régularité, p. ex. l'indice de régularité de M Intosh et celui de Shannon, et la réciproque de œux présentant un biais en faveur de la dominance, p. ex. œux de Berger-Parker et de Simpson, reflètent tous la régularité plus élevée des Géométridés par rapport à celle des Noctuidés (tableau 3).

Tableau 3. Statistiques de la diversité pour les prises totales, les Noctuidés et les Géométridés, après sommation des valeurs obtenues pour toutes les parcelles

Statistiques			
de la diversité	Prises totales	Noctuidés	Géométridés
Richesse spécifique	539	271	169
Individus	31,634	13,907	11,815
Indice de distribution			
logarithmique sérielle, a	92.3	47.7	27.9
Indice de distribution			
logarithmique normale, 8	685	342	214
Margalef	51.9	28.3	17.92
Mintosh U	4572	3115	2310
Q	105.9	50.0	31.2
Indice de diversité de Shan	non 4.81	4.02	3.90
Indice de régularité de MIr.	itosh 0.894	0.826	0.871
Indice de régularité de Sha	nnon 0.77	0.72	0.76
Berger-Parker*	12.6	5.53	7.9
Indice de Simpson*	47.9	19.9	26.2

^{*} réciproque

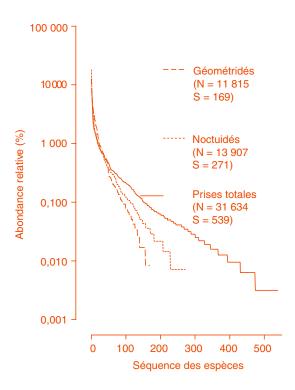


Figure 9. Représentations graphiques par rang de l'abondance pour les trois regroupements, et prises totales de Noctuidés et de Géométridés, totalisées pour toutes les parcelles.

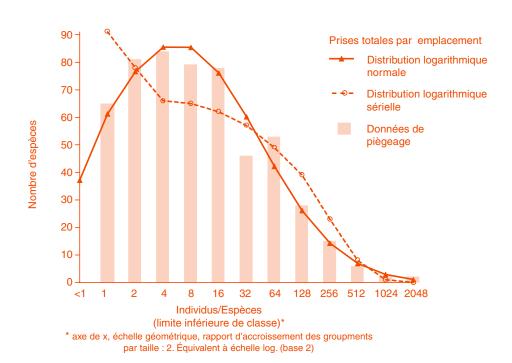
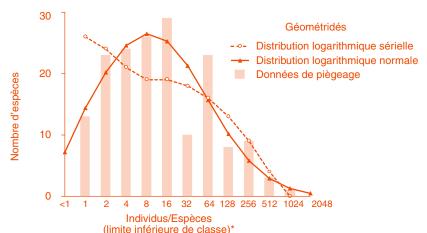


Figure 10. Représentations graphiques de l'abondance spécifique pour toutes les prises, totalisées pour toutes les parcelles.

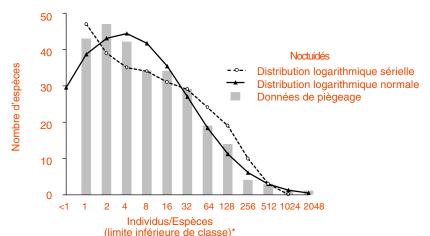




(limite inférieure de classe)*

* axe de x, échelle géométrique, rapport d'accroissement des groupments par taille : 2. Équivalent à échelle log. (base 2)

Figure 11. Représentations graphiques de l'abondance spécifique pour la famille des Cécnétridés, totalisées pour toutes les parcelles.



(limite inférieure de classe)*

* axe de x, échelle géométrique, rapport d'accroissement des groupments par taille : 2. Équivalent à échelle log. (base 2)

Figure 12. Représentations graphiques de l'abondance spécifique pour la famille des Noctuidés, totalisées pour toutes les parcelles.

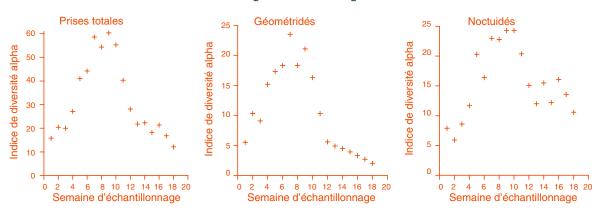


Figure 13. Indices *alpha* hebdomadaires de la diversité pour trois groupes de macrolépidoptères, totalisés pour toutes les parcelles pour les semaines du 2 au 8 mai (semaine 1) jusqu'au 29 au 31 août (semaine 18).



Représentations graphiques de l'abondance spécifique

Les représentations graphiques de l'abandance spécifique, où les individus par espèce sont regroupés en unités d'échelle géométrique, constituent un excellent moyen de comparer les données de piégeage observées et les distributions théoriques des modèles logarithmiques normal et sériel (Taylor, 1978; Magurran, 1988; Krebs, 1989). Elles confirment également les schémas de dominance et de régularité révélés par les différents indices. La courbe intégrant les prises totales après sommation des valeurs pour toutes les parcelles montre que les données présentent une bonne adéquation avec la distribution logarithmique normale et approchent la forme d'une courbe normale (figure 10). Il en va de même pour les données de piégeage des Géométridés (figure 11). Aucune des deux distributions ne présente de bonne adéquation avec la distribution logarithmique sérielle. Les données de piégeage des Noctuidés conviennent aussi bien à un modèle qu'à l'autre et montrent de surcroît des norbres élevés d'espèces rares, ce qui se reflète dans les valeurs légèrement inférieures des indices de régularité (figure 12).

Variations saisonnières de la diversité

Les papillons noctumes ant été échantillonnés pendant 18 semaines, la semaine 1 étant celle du 2-8 mai et la semaine 18 celle du 29 août - 4 septembre. Les valeurs de l'indice alpha pour les prises totales atteignent un maximum autour des semaines 7-10 (13 juin-10 juillet), avec une augmentation mineure durant la semaine 16 (15-21 août) (figure 13). La valeur hebdomadaire maximum (60,3) est bien inférieure à celle (92,3) qui est obtenue à partir de l'indice global. Pour les Céonétridés, l'indice de diversité alpha grimpe rapidement jusqu'à un maximum atteint à la semaine 7 (13-19 juin), décroît rapidement jusqu'à la semaine 12 (18-24 juillet), puis continue de diminuer régulièrement mais plus lentement jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage, où il atteint un minimum de 2,0 (figure 13). La valeur hebdomadaire maximum de l'indice alpha (23,5), est inférieure à la valeur de l'échantillon total de Céonétridés, qui atteint 27,9. Pour les Noctuidés, la valeur hebdomadaire maximum, 24,3, est observée au cours des semaines 9 et 10 (27 juin-10 juillet) (figure 13). Ici encore, on enregistre une augmentation rapide des valeurs de l'indice alpha avant le pic, un déclin rapide après le pic jusqu'à la semaine 13 (25-31 août), puis une nouvelle augmentation imputable à l'apparition des espèces automnales. La valeur hebdomadaire maximum est significativement inférieure à la valeur globale de 47,7 pour l'échantillon total de Noctuidés.

DISCUSSION

Les biologistes cherchent souvent à répondre à deux questions fondamentales : quelle est la richesse spécifique réelle pour le groupe taxinomique du site étudié, et quels efforts d'échantillonnage supplémentaires seraient nécessaires pour que l'étude atteigne un niveau d'exhaustivité donné? Clench (1979) semble être le premier à avoir appliqué la technique d'extrapolation d'une courbe cumulative spécifique pour estimer la richesse d'une faune locale de papillons. Pour ce faire, il a utilisé l'équation du modèle de Michaelis-Menten. Ce modèle, ainsi que quatre autres, a écalement été utilisé par Landau et al. (1999) pour estimer la richesse spécifique dans leur étude des macrolépidoptères de deux forêts de la Louisiane. Un des objectifs de la présente étude était de produire une liste complète des espèces présentes dans la forêt d'épinettes rouges, notamment celles des deux familles qui constituent les éléments les plus nombreux de cette faune. Pour les Céanétridés, ce but est près d'avoir été atteint, campte tenu de ce qui est possible de réaliser en l'espace d'un an. Les représentations graphiques des prises quotidiennes des espèces (figure 6) montrent que très peu d'espèces ont été capturées après le jour 199 (18 juillet). La courbe cumulative spécifique saisonnière (figure 7) montre que peu de ces espèces étaient « nouvelles ». En fait, la courbe devient asymptotique dès le début du mois de juillet, et reste pratiquement inchangée jusqu'à la fin d'août, ce qui indique que la probabilité de capturer d'autres nouvelles espèces est très faible après la fin du mois d'août, au terme de la période d'échantillonnage. La courbe cumulative spécifique randomisée augmente encore après huit échantillons, mais cette augmentation n'est que légère (figure 8). Ces données présentent une bonne adéquation avec l'hyperbole rectangulaire théorique de Michaelis-Menten. La courbe de performance de la moyenne de Michaelis-Menten est asymptotique pour les échantillons 4-8, avec des valeurs comprises entre 181,6 et 183,0. Il ressort de cette analyse que l'effort d'échantillonnage a été couronné de succès pour les Géométridés, puisque 169 espèces sur un nombre total possible de 183 ont été capturées. Cette estimation est en accord avec le chiffre prédit par le modèle de distribution logarithmique normale de 176 espèces (tableau 2), dont sept sont masquées sous la ligne de démarcation (figure 11). Les huit autres estimateurs de la richesse spécifique ont produit des valeurs comprises entre 173 et 189 pour le nombre total d'espèces (tableau 2). On notera que cette valeur d'approximativement 180 espèces ne s'applique qu'à la période d'étude (c.-à-d. jusqu'à la fin d'août) et que rares sont les espèces locales de Céamétridés qui apparaissent en septembre, en octobre, voire en novembre.

De toute évidence, la liste des espèces de la famille des **Noctuidés** est incomplète. La représentation graphique des prises journalières d'espèces (figure 5) montre que l'on a recueilli environ 20 espèces/jour durant la dennière semaine de l'étude. La courbe d'accumulation saisonnière (figure 7) montre que bon nombre de ces espèces sont « nouvelles » et que la courbe n'est pas devenue symptotique. De même, la courbe cumulative spécifique randomisée augmente après huit échantillons (figure 8), et les valeurs hebolomadaires de l'indice alpha restent relativement élevées durant les dennières semaines de l'échantillonnage (figure 13). Les neuf estimateurs de la richesse spécifique ont produit des valeurs comprises entre 293 et 337 pour la richesse spécifique totale, alors que le modèle logarithmique normal prédisait 301 espèces (tableau 2). Plusieurs espèces ont été « laissées pour compte » durant la période de collecte et, d'après les indicateurs, plusieurs autres apparaîtraient après la fin du mois d'août. L'analyse de la structure de la communauté des Noctuidés pourrait être difficile en raison de la présence fréquente d'espèces touristes, qui apparaissent



souvent dans les pièges de manière sporadique et éphémère. Toutefois, ces individus errants n'influent sur l'analyse des données que dans le cas des sites appauvris dont les populations résidentes sont peu nombreuses (Taylor, 1978). Néarmoins, l'effet possible de telles espèces sur la diversité a amené les chercheurs à ignorer celles qui comptent moins de 5 individus/an (Wolda et al., 1994) ou des singletons (Usher et Keiller, 1998). Dans la présente étude, si l'on ignorait les espèces comptant moins de cinq individus, on supprimerait 100 espèces de Noctuidés et 43 espèces de Géométridés; en ignorant les singletons, on négligerait 43 espèces de Noctuidés

et 13 espèces de Géométridés (tableau 2). La méthode peut présenter certains avantages. Les 100 Noctuidés représentent 37 % et les 43 Noctuidés 15,9 % de la richesse taxinomique de cette famille, tandis que les 43 Géométridés ne représentent que 25 % et les 13 Géométridés 7,7 % de la richesse des Céanétridés. Cette proportion plus élevée de Noctuidés indique peut-être la présence de plusieurs espèces touristes. L'approche adoptée par Intachat et Holloway (2000) consistait à limiter leur étude aux papillons noctumes de la superfamille des Géométroïdés, un groupe à faible mobilité, très fidèle à son habitat.

Nombreuses sont les publications présentant des données sur les communautés de papillons noctumes en Amérique du Nord; cependant, elles ne portent pas principalement sur la diversité. Toutefois, on y retrouve souvent des données de base sur la diversité sous la forme de paramètres tels que la richesse spécifique, l'abordance spécifique et la distribution saisonnière tant des espèces que des individus. D'autres comunications portent principalement sur la diversité; certaines contiennent des statistiques à cet égard et toutes présentent des données sur la richesse spécifique. Une des premières études nord-américaines portant sur six localités du Kansas et du Nebraska a été analysée par Williams (1945). Le nombre total d'individus était élevé (396 420), mais la richesse était faible (285 espèces). L'indice de diversité a était très bas dans chacun de ces sites, variant entre 7,95 et 26,58. Cette tentative par un chercheur scientifique britannique de promouvoir l'utilisation des indices de diversité et de l'abandance proportionnelle des espèces par les spécialistes américains des lépidoptères est passé inaperçue pendant 49 ans (Thomas et Thomas, 1994).

Butler et Kondo (1991) ont résuré l'essentiel des études qui faisaient appel à des pièges lumineux pour évaluer les communautés de macrolépidoptères noctumes en Amérique du Nord. Ces premières études s'intéressaient à la richesse spécifique en un site donné, souvent sur plusieurs années. Comparativement à la présente étude (539 espèces dans 14 familles), elles ont recensé, tout comme les travaux plus récents, un nombre moindre d'espèces. Ainsi, Dirks (1937) a dénombré 344 espèces à Orono, dans le Maine; Frost (1964) a recensé 330 espèces à la station biologique Archbold en Floride; enfin, Moulding et Madenjian (1979) ont compté 410 espèces dans une forêt de chênes du New Jersey. Des études à long terme de la diversité des papillons noctumes dans quatre sites de l'Ohio ont produit des valeurs variant entre 374 et 426 (Rings et al., 1987; Rings et Metzler, 1988, 1989, 1990). Dans leur étude des conditions de base de la Cooper's Rock State Forest, en Virginie occidentale, Butler et Kondo (1991) ont dénombré 400 espèces de macrolépidoptères regroupés en 13 familles sur une période de 3 ans. Les Noctuidés dominaient

avec 220 espèces (55 % des espèces), suivis des Géométridés avec 102 espèces (25,5 % des espèces). Il s'agit de proportions comparables à celles de la présente étude, où l'on a dénombré 50 % de Noctuidés et 31 % de Géométridés.

Dans une étude à long terme des papillons noctumes de la région du lac Douglas, sur la pointe septentrionale de la péninsule inférieure du lac Michigan, Voss (1969) a enregistré 73 espèces appartenant aux familles des Saturniidés, des Sphingidés et des Arctiidés, 311 espèces de Noctuidés (Voss, 1981), 55 espèces des familles des Drépanidés, des Lasiocampidés, des Notodontidés et des Lymantriidés (Voss, 1983) et 165 espèces de Géométridés (Voss, 1991). Cette région est plus riche que la région du Nouveau-Brunswick de la présente étude.

Profant (1990) s'est intéressé aux lépidoptères dans une pinède buissonnante du centre de la Floride. Il a dénorbré 591 espèces de papillons noctumes, mais la deuxième et la troisième familles par ordre d'importance étaient des microlépidoptères (pyralidés et tortricidés), qui ne sont généralement pas considérés dans les études nord-américaines sur la diversité des papillons noctumes. Après avoir exclu ces deux familles, il restait 415 espèces. Les Noctuidés étaient la famille la plus riche en espèces, mais ne comportaient que 172 espèces. Les Géométridés étaient tout aussi appauvris, avec 68 espèces. La richesse spécifique atteignait un maximum en mars, avec un pic mineur en octobre. Durant l'été, la richesse était extrêmement faible, avec seulement 32 espèces récoltées en juillet.

Dans une étude d'une durée de neuf ans portant sur les lépidoptères du lac Black Sturgeon dans le nord-ouest de l'Ontario, Sanders (1991) a dénombré 481 espèces de papillons noctumes; les Noctuidés, avec 237 espèces, représentaient 49 % des espèces, tandis que les Géométridés, avec 97 espèces, n'en représentaient que 20 %.



Grimble et Beckwith (1992) ant recensé les espèces de papillans noctumes de quatre sites dans deux parcs forestiers nationaux des Blue Mountains, dans l'Orégon. Ils n'ant piégé que 383 espèces de papillans noctumes, dant 55 % étaient des Noctuidés et 24 % des Géamétridés.

Une étude des macrolépidoptères dans la forêt expérimentale de Fernow, en Virginie occidentale, dans les montagnes Allegheny, réalisée par Butler et al. (1995), a permis de dénombrer 376 espèces sur une période de cinq ans. Dans une étude ultérieure dans la même région, on a relevé 343 espèces et 36 160 individus (Butler et al., 1999). J'ai calculé un indice de diversité alpha de 52,5 à partir de ces données, ce qui est significativement inférieur à l'indice alpha de 92,3 observé dans la présente étude (539 espèces, 31 634 individus). Ces deux ensembles de données illustrent le concept de richesse relative de deux faunes différentes défini par Williams (1945) : « Par faune plus riche, on entend un plus grand nombre d'espèces pour le même nombre d'individus. » Les prises proportionnelles de Noctuidés et de Céonétridés dans la forêt de Virginie occidentale étaient respectivement de 50 % et de 29 % pour les espèces et de 19 % et 60 % pour les individus. Proportionnellement, au niveau des espèces, la faune de cette forêt était presque identique à celle de la forêt du Nouveau-Brunswick (50 % de Noctuidés, 31 % de Géamétridés). Toutefois, an abserve des différences significatives sur le plan de l'abondance proportionnelle entre les deux endroits, avec 44 % de Noctuidés et 37 % de Géométridés au Nouveau-Brunswick. Dans la forêt expérimentale de Fernow, on observe au niveau des individus un large pic d'abondance saisonnière entre la mi-mai et la mi-juillet, avec des pics journaliers d'environ 500 individus/piège/nuit. Ces résultats contrastent avec œux obtenus au Nouveau-Brunswick, où l'abondance saisonnière des individus culmine autour du 7 juin avec une moyenne de 300 individus/piège/nuit.

Chaundy (1999) a recensé 241 espèces de macrolépidoptères dans une forêt mixte de pins gris et d'essences caducifoliées de la région de Sudbury en Ontario; 52 % des espèces étaient des Noctuidés et 26 % des Géométridés.

Dans une étude d'un an sur la diversité des papillons noctumes en deux sites d'une forêt mésophytique en Louisiane, on a dénombré 362 espèces appartenant à 21 familles (Landau et al., 1999). Cette étude visait à comparer une étude à long terme sur huit mois et une étude intensive de deux mois dans les mêmes forêts. Il convient de souligner que les données obtenues en Louisiane sont basées sur 21 familles, dont la superfamille des Pyraloïdés, très riche en espèces, comparativement à 14 familles, qui n'incluent pas cette superfamille, pour le Nouveau-Brunswick. Les auteurs présentent trois statistiques de diversité pour chaque étude, et j'ai comparé les valeurs obtenues dans l'étude à long terme avec des données similaires observées dans la forêt au Nouveau-Brunswick (entre parenthèses). Étude à long terme : a = 87,0 (92,3), Shannon = 4,93 (4,81), Simpson = 78,5 (47,9). La similarité des valeurs de l'indice alpha semble indiquer l'existence d'une relation comparable entre les nombres d'individus et les nombres d'espèces dans les forêts de Louisiane et du Nouveau-Brunswick, même si la dernière étude a permis d'obtenir dix fois plus d'individus que la première (31 634 comparativement à 3 154) et 1,7 fois plus d'espèces (539 comparativement à 314). La similarité entre les indices de Shannon s'explique par la similarité des valeurs d'abondance proportionnelle des espèces dans chaque ensemble de données. Magurran (1988) fait référence à Margalef (1972) et affirme que « l'indice de diversité de Shannon chute entre 1,5 et 3,5 et dépasse rarement 4,5. » Les données requeillies tant en Louisiane qu'au Nouveau-Brunswick ont produit des valeurs supérieures à 4,5. Des valeurs aussi élevées s'obtiennent à

partir d'une distribution logarithmique normale sous-jacente uniquement lorsque la valeur de la richesse est élevée (environ 1 000 espèces), ou lorsque la distribution se rapproche du modèle discontinu. Comme la richesse spécifique n'atteint pas des niveaux très élevés, en particulier dans l'étude en Louisiane, les fortes valeurs de l'indice de Shannon s'expliquent probablement par le fait que l'abandance spécifique est mieux répartie que si leur distribution suivait fidèlement le modèle de distribution logarithmique normale. Landau et al. (1999) montrent une représentation graphique de l'abondance par rang dans leur étude à long terme et en viennent à la conclusion que la distribution des espèces suit approximativement le modèle logarithmique normal. La valeur de l'indice de Simpson pour la forêt de Louisiane est significativement supérieure à celle pour la forêt du Nouveau-Brunswick. Cela s'explique par le fait que cet indice est sensible à l'abondance spécifique et qu'il augmente proportionnellement à la richesse. Par conséquent, la régularité est bien plus élevée dans l'échantillon de la Louisiane que dans celui du Nouveau-Brunswick et, dans ce sens, on peut dire que la forêt de Louisiane possède une faune plus riche. La distribution saisonnière tant des individus que des espèces dans la forêt de Louisiane est similaire à ce qu'on observe au Nouveau-Brunswick, car les pics sont observés dans les deux cas en juin, par opposition à la distribution bimodale observée chez les papillans noctumes de Floride (Profant, 1990).

Il ressort des études susmentionnées que la forêt d'épinettes rouges de la station forestière expérimentale Acadia, au Nouveau-Brunswick, présenterait l'une des diversités les plus élevées de papillons noctumes, sur le plan de la richesse spécifique, comparativement à n'importe quel autre site donné en Amérique du Nord. Intuitivement, cette conclusion doit être erronée. Il ne s'agit probablement que d'une conséquence de la rareté des études effectuées dans des sites américains plus riches en espèces. Une étude similaire dans une forêt d'épinettes rouges du parc national Fundy, au Nouveau-Brunswick, a permis de recenser 522 espèces de macrolépidoptères noctumes (Thomas et al. 1998), alors qu'il y a au total 634 espèces de ces papillons à cet endroit et dans son voisinage immédiat, ce qui est encore plus que les 604 espèces recensées dans la péninsule inférieure du Michigan.

BIBLIOGRAPHIE

- Barlow, H.S. et Woiwod, I.P. 1989. Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia. J. Tropical Ecology. 5: 37-50.
- Barlow, H.S. et Woiwod, I.P. 1990. Seasonality and diversity of macrolepidoptera in two lowland sites in the Dumoga-Bone National Park, Sulawesi Utara. Dans W.J. Knight et J.D. Holloway (Réd.) Insects and the rain forests of South East Asia (Wallacea). The Royal Entomological Society of London, Londres, R.-U. pp. 167-172
- Butler, L. et Kondo, V. 1991. Macrolepidopterous moths collected by blacklight trap at Cooper's Rock State Forest, West Viginia: a baseline study. Agricultural and Forestry Experiment Station, West Virginia University, Bulletin 705, 25 p.
- Butler, L., Kondo, V., et Chrislip, G. 1995. Canopy arthropods at Fernow Experimental Forest in West Virginia's Allegheny mountain section. I. Macrolepidopterous moths collected by blacklight trap during dimilin impact study. Agricultural and Forestry Experiment Station, West Virginia University, Bulletin 712, 17p.
- Butler, L., Kando, V., Barrows, E.M. et Townsend, E.C. 1999. Effects of weather conditions and trap types on sampling for richness and abundance of forest macrolepidaptera. Environ. Entomol. 28: 795-811.
- Chaundy, R.F.C. 1999. Moth diversity in young jack pine-deciduous forests after disturbance by wildfire or clear-outting. These de maîtrise ès Sci., University of Toronto, Ontario. 96 p.
- Chey, V.K., Holloway, J.D. et Speight, M.R. 1997. Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. Bull. Entomol. Res. 87: 371-385.
- Clay, D., Thomas, A.W. et Edsall, J. 1998. Biodiversity of moths of Fundy National Park. 3. Biodiversity measures in natural habitats. Notes de recherche du parc national Fundy N° FUN/98-05. ii +19p. (Inédit.)
- Clench, H.K. 1979. How to make regional lists of butterflies: some thoughts. J. Lepid. Soc. 33: 216-231
- Colwell, R.K. 2000. EstimateS; Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. Guide d'utilisation et logiciel publiés à : http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates 24 p.
- Colwell, R.K. et Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.
 Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B) 345: 101-118.
- *Dirks, C.O. 1937. Biological studies of Maine moths by light trap methods. Maine Agric. Expt. Stn. Bull. 389.



- Fisher, R.A., Corbet, A.S. et Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Animal Ecology. 12: 42-58.
- *Frost, S.W. 1964. Insects taken in light traps at the Archbold Biological Station, Highlands County, Florida. Fla. Entorol. 47: 129-161.
- GraphPad Prism 2.0 1995. Guide d'utilisation. GraphPad Software, Inc. San Diego, California. 385 pp. http://www.graphpad.com
- Grimble, D.G. et Beckwith, R.C. 1992. A survey of the Lepidoptera fauna from the Blue Mountains of eastern Oregon. J. Res. Lepid. 31: 83-102.
- Handfield, L. 1999. Le guide des papillons du Québec. Version scientifique. Brouquet inc., Québec. 982 p. + 123 plates.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432
- Hodges, R.W. (Réd.) 1983. Check list of the Lepidoptera of America north of Mexico. E.W. Classey Ltd. et The Wedge Entomological Research Foundation. xxiv + 284 p.
- Holloway, J.D. 1985. Moths as indicator organisms for categorizing rain-forest and monitoring changes and regeneration processes. *Dans* A.C. Chadwick et S.L. Sutton (*Réd.*). Tropical Rain Forests. The Leeds Symposium, publication spéciale, Leeds. Philosophical and Literary Society, pp. 235-242.
- Intachat, J. et Holloway, J.D. 2000. Is there stratification in diversity or preferred flight height of geometroid moths in Malaysian lowland tropical forest? Biodiversity and Conservation 9: 1417-1439.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. HarperCollins Publishers, New York. 654 p.
- Lafontaine, J.D. 1998. The moths of America north of Mexico. Noctuoidea: Noctuidae (part):

 Noctuinae (part Noctuini). The Wedge Entomological Research Foundation, Washington.

 348 p. + 44 pl.
- Landau, D.et Prowell, D. 1999a. A partial checklist of moths from longleaf pine savannas in Louisiana (Insecta: Lepidoptera). Trans. Am. Entomol. Soc. 125: 127-138.
- Landau, D. et Prowell, D. 1999b. A partial checklist of moths from mixed mesophytic hardwood forests in Louisiana (Insecta: Lepidoptera). Trans. Am. Entomol. Soc. 125: 139-150.
- Landau, D., Prowell, D. et Carlton, C.E. 1999. Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a southern mixed mesophytic forest. Ann. Entomol. Soc. Amer. 92: 435-441.

- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. Trans Connect. Acad. Arts Sci. 44: 211-235. (Non consulté.)
- MacArthur, R.H. et MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. Ecology 42: 594-598.
- Magurran, A.E. 1985. The diversity of macrolepidoptera in two contrasting woodland habitats at Banagher, Northern Ireland. Proc. Royal Irish Academy. 85B: 121-132.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. *Dans* M.L. Cody et J.M. Diamond (*Réd.*). Patterns of Species Abundance and Diversity. Harvard University Press, MA. pp. 81-120.
- *Moulding, J.D. et Madenjian, J.J. 1979. Macrolepidopteran moths light-trapped in a New Jersey cak forest (Lepidoptera). Proc. Entamol. Soc. Wash. 81: 135-144.
- Pielau, E.C. 1975. Ecological Diversity. John Wiley & Sans, New York. 165 p.
- Profant, D. 1990. The Lepidoptera of a central Florida sand pine scrub community. J. Res. Lepid. 28: 37-74.
- *Rings, R.W., Rittles, R.M., Hawes, R.W. et Metzler, E.H. 1987. Anine-year study of the Lepidoptera of the Wilderness Center, Stark County, Chio. Chio J. Sci. 87: 55-61.
- *Rings, R.W. et Metzler, E.H. 1988. Preliminary annotated checklist of the Lepidoptera of Atwood Lake Park, Chio. Chio J. Sci. 88: 59-168.
- *Rings, R.W. et Metzler, E.H. 1989. A preliminary checklist of the Lepidoptera of Mohican State Forest and Mohican State Park, Ashland County, Ohio. Ohio J. Sci. 89: 78-88.
- *Rings, R.W. et Metzler, E.H. 1990. The Lepidoptera of Fowler Woods State Natuture Preserve, Richland County, Ohio. The Great Lakes Entomol. 23: 43-56.
- Robinson, G.S. et Tuck, K.R. 1993. Diversity and faunistics of small moths (microlepidoptera) in Bornean rainforest. Ecol. Entorol. 18: 385-393.
- Sanders, C.J. 1991. List of the Lepidoptera of Black Sturgeon Lake, northwestern Ontario, and dates of adult occurrence. The Great Lakes Entorol. 24: 51-62.
- SAS Institute Inc. 1995. The Little SAS Book: A Primer. Cary, NC. http://www.sas.com
- Scoble, M.J. 1995. The Lepidoptera: form, function and diversity. The Natural History Museum, Londres et Oxford University Press. 404 p.

- Skinner, B. 1984. Colour identification guide to moths of the British Isles. Viking, Middlesex. 267 p.
- Southwood, T.R.E. 1978. Ecological Methods with Particular Reference to the Study of Insect Populations. Chapman and Hall, Londres. 524 p.
- Southwood, T.R.E., Brown, V.K. et Reader, P.M. 1979. The relationship of plant and insect diversities in succession. Biol. J. Linn. Soc. 12: 327-348.
- Summerville, K.S., Jaquot, J.J. et Stander, R.F. 1999. Apreliminary checklist of the moths of Butler County, Chio. Chio J. Sc. 99: 66-76.
- Taylor, L.R. 1978. Bates, Williams, Hutchinson a variety of diversities. In L.A. Mound and N. Warloff (Eds.). Diversity of Insect Faunas: 9th Symposium of the Royal Entamological Society. Blackwell, Oxford. pp. 1-18.
- Thomas, A.W. 1996. Light-trap catches of moths within and above the canopy of a northeastern forest. J. Lepid. Soc. 50(1): 21-45
- Thomas, A.W. et Thomas, G.M. 1994. Sampling strategies for estimating moth species diversity using a light trap in a northeastern softwood forest. J. Lepid. Soc. 48: 85-105.
- Thomas, A.W., Edsall, J. et Clay, D. 1998. Biodiversity survey of moths of Fundy National Park: I: A checklist of the macromoths of Fundy National Park, and its greater ecosystem. Parcs Canada Rapp. tech.ein écosciences. Sci. v + 33 p.
- Thomas, G.M. 2000. BIO-DAP. Trousse d'analyse de la biodiversité. Téléchargeable de : http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/ww/paulations.html
- Usher, M.B. et Keiller, S.W.J. 1998. The macrolepidaptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure. Biodiversity and Conservation 7: 725-748.
- Voss, E.G. 1969. Moths of the Douglas Lake region (Emmet and Cheboygan Counties), Michigan: I. Sphingidae-Ctenuchidae (Lepidoptera). The Michigan Entomol. 2: 48-54.
- Voss, E.G. 1981. Moths of the Dauglas Lake region (Emmet and Cheboygan Counties), Michigan: II. Noctuidae (Lepidoptera). The Great Lakes Entomol. 14: 87-101.
- Voss, E.G. 1983. Moths of the Douglas Lake region (Emmet and Cheboygan Counties), Michigan: III.

 Thyatiridae, Drepanidae, Iasiocampidae, Notodontidae, Lymantriidae (Lepidoptera). The

 Great Lakes Entomol. 16: 131-137.
- Voss, E.G. 1991. Moths of the Douglas Lake region (Emmet and Cheboygan Counties), Michigan: IV. Geometridae (Lepidoptera). The Great Lakes Entomol. 24: 187-201.

- Williams, C.B. 1945. Recent light trap catches of Lepidoptera in U.S.A. analysed in relation to the logarithmic series and the index of diversity. Ann. Entarol. Soc. Amer. 38: 357-364.
- Williams, C.B. 1964. Patterns in the balance of nature. Academic Press, Londres. 324 p.
- Wolda, H. 1983. Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. Oecologia (Berlin). 58: 290-298.
- Wolda, H., Marek, J., Spitzer, K. et Novak, I. 1994. Diversity and variability of Lepidoptera populations in urban Brno, Czech Republic. Eur. J. Entorol. 91: 213-226.
- Young, M. 1997. The natural history of moths. T & AD Poyser Ltd., Londres. 271 p.
 - ~ documents originaux non consultés; références tirées de Butler et Kondo, 1991.

ANNEXE

Liste d'espèces et de leur abandance. Le numéro de la liste de contrôle (n^o de cat.) et les noms d'espèce sont établis d'après Hodges (1983), mais les appellations ont été mises à jour selon Scoble (1995) et Handfield (1999).

N° de cat	. Espèce Ca	ract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
Famille :	Hépialidés				
31	Korscheltellus	gracilis		(Grote, 1864)	1
Famille :	Sésiidés			, ,	
2554	Synanthedon	acerni		(Clemens, 1860)	81
2555	Synanthedon	fatifera		Hodges, 1962	1
Famille:	Cossidés			3 /	
2675	Acossus	centerensis		(Lintner, 1877)	3
2693	Prionoxystus	robinae		(Peck, 1818)	3
	Limacodidés			(= = , = = -,	
4652	Tortricidia	testacea		Packard, 1864	16
4659	Packardia	geminata		(Packard, 1864)	4
4665	Lithacodes	fasciola		(Herrich-Schäffer, 1854)	
	Drépanidés			(, ,	
6235	Habrosyne	scripta		(Gosse, 1840)	13
6237	Pseudothyatira	cymatophoroides	;	(Guenée, 1852)	5
6240	Euthyatira	pudens		(Guenée, 1852)	2
6251	Drepana	arcuata		Walker, 1855	238
6252	Drepana	bilineata		(Packard, 1864)	157
6255	Oreta	rosea		(Walker, 1855)	77
	Géométridés			(== = , = = = ,	
6270	Protitame	virginalis		(Hulst, 1900)	11
6273	Macaria	pustularia		(Guenée, 1857)	1502
6280	Macaria	andersoni		(Swett, 1916)	24
6286	Macaria	brunneata		(Thunberg, 1784)	93
6287	Macaria	anataria		(Swett, 1913)	13
6292	Macaria	exauspicata		(Walker, 1861)	1
6326	Macaria	aemulataria		(Walker, 1861)	65
6330	Macaria	ulsterata		(Pearsall, 1913)	34
6339	Macaria	transitaria		(Walker, 1861)	2
6340	Macaria	minorata		(Packard, 1873)	12
6341.1	Macaria	nsp. nr. bicolorata	3		1
6342	Macaria	bisignata		(Walker, 1866)	3
6343	Macaria	sexmaculata		(Packard, 1867)	479
6344	Macaria	signaria	dispuncta	(Walker, 1860)	63
6347	Macaria	pinistrobata		(Ferguson, 1972)	8
6348	Macaria	fissinotata		(Walker, 1863)	2
6349	Macaria	banksianae		(Walker, 1863)	2
6350	Macaria	submarmorata		(Walker, 1861)	548
6351	Macaria	oweni		(Swett, 1907)	362
6362	Digrammia	continuata		(Walker, 1862)	3
6396	Digrammia	neptaria	trifasciata	(Packard, 1874)	4
6428	Orthofidonia	tinctaria		(Walker, 1860)	21
6429	Orthofidonia	exornata		(Walker, 1862)	32

N° de cat.	Espèce (aract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année Pr	rises totales
6430	Orthofidonia	flavivenata		(Hulst, 1898)	32
6436	Ematurga	amitaria		(Guenée, 1857)	1
6449	Glena	cribataria		(Guenne, 1857)	7
6450	Glena	cognataria		(Hübner, 1831)	1
6570	Aethalura	intertexta		(Walker, 1860)	85
6582	Iridopsis	vellivolata		(Hulst, 1881)	12
6583	Iridopsis	ephyraria		(Walker, 1860)	13
6588	Iridopsis	larvaria		(Guenée, 1857)	21
6590	Anavitrinella	pampinaria		(Guenée, 1857)	64
6595	Cleora	projecta		(Walker, 1860)	3
6597	Ectropis	crepuscularia		(Denis & Schiffermüller, 177	
6598	Protoboarmia	porcelaria	indicataria	(Walker, 1860)	102
6620	Melanolophia	canadaria		(Guenée, 1857)	24
6621	Melanolophia	signataria		(Walker, 1860)	170
6637	Eufidonia	convergaria		(Walker, 1860)	32
6638	Eufidonia	notataria		(Walker, 1860)	16
6639	Eufidonia	discospilata		(Walker, 1862)	5
6640	Biston	betularia	cognataria	(Guenée, 1857)	111
6651	Lycia	ursaria	cognataria	(Walker, 1860)	18
6654	Hypagyrtis	unipunctata		(Haworth, 1809)	70
6656	Hypagyrtis	piniata		(Packard, 1870)	226
6658	Phigalia	titea		(Cramer, 1782)	5
6667	Lomographa	vestaliata		(Guenée, 1857)	59
6668	Lomographa	glomeraria		(Grote, 1881)	6
6677	Cabera	erythemaria		Guenée, 1857	16
6678	Cabera	variolaria variolaria			4
6724	Euchlaena	serrata		Guenée, 1857	5
6725	Euchlaena	muzaria		(Drury, 1773)	133
6728	Euchlaena			(Walker, 1860)	7
	Euchlaena	effecta		(Walker, 1860)	37
6729		johnsonaria		(Fitch, 1869)	
6731	Euchlaena	madusaria		(Walker, 1860)	7
6734	Euchlaena	marginaria		(Minot, 1869)	117
6737	Euchlaena	tigrinaria		(Guenée, 1857)	6
6739	Euchlaena	irraria		(Barnes & McDunnough, 19	
6740	Xanthotype	urticaria		Swett, 1918	16
6743	Xanthotype	sospeta		(Drury, 1773)	11
6755	Pero	morrisonaria		(Henry Edwards, 1881)	234
6763	Phaeoura	quernaria		(J.E. Smith, 1797)	12
6796	Campaea	perlata		(Guenée, 1857)	151
6797	Ennomos	magnaria		Guenée, 1857	12
6799	Epirranthis	substriataria		(Hulst, 1896)	6
6804	Petrophora .	subaequaria		(Walker, 1860)	391
6806	Tacparia _	atropunctata		(Packard, 1874)	2
6807	Tacparia	detersata		(Guenée, 1857)	449
6812	Homochlodes	fritillaria		(Guenée, 1857)	74
6815	Gueneria	similaria 		(Walker, 1860)	9
6817	Selenia	alciphearia		Walker, 1860	8
6818	Selenia	kentaria		(Grote & Robinson, 1867)	3
6819	Metanema	inatomaria		Guenée, 1857	21
6820	Metanema	determinata		Walker, 1866	9
6821	Metarranthis	warnerae		(Harvey, 1874)	1
6822	Metarranthis	duaria		(Guenée, 1857)	73



Nĭ de cat.	Espèce (aract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année P	rises totale
6825	Metarranthis	indeclinata		(Walker, 1861)	22
6826.1	Metarranthis	mestusata		(Walker, 1860)	19
6832	Metarranthis	obfirmaria		(Hübner, 1823)	13
6834	Cepphis	decoloraria		(Hulst, 1886)	2
6835	Cepphis	armataria		(Herrich-Schäffer, 1855)	2
6836	Plagodis	pulveraria	occiduaria	(Walker, 1861)	28
6837	Probole	alienaria		Herrich-Schäffer, 1855	81
6840	Plagodis	serinaria		Herrich-Schäffer, 1855	109
6842	Plagodis	phlogosaria	phlogosaria		98
6844	Plagodis	alcoolaria	, 5	(Guenée, 1857)	4
6863	Caripeta	divisata		Walker, 1863	126
6864	Caripeta	piniata		(Packard, 1870)	8
6867	Caripeta	angustiorata		Walker, 1863	5
6884	Besma	endropiaria		(Grote & Robinson, 1867)	17
6888	Lambdina	fiscellaria		(Guenée, 1857)	257
6906	Nepytia	canosaria		(Walker, 1863)	69
6912	Sicya	macularia		(Harris, 1850)	9
6941	Eusarca	confusaria		Hübner, 1813	1
6963	Tetracis	crocallata	aspilatata	Guenée, 1857	7
6964	Tetracis	cachexiata	аэрнасаса	Guenée, 1857	107
6965		nivosaria			
6966	Eugonobapta	clemataria		(Guenée, 1857)	6 26
	Eutrapela Brookseredes	lineola		(J.E. Smith, 1797)	
6982	Prochoerodes			(Goeze, 1781)	82
6987	Antepione	thisoaria		(Guenée, 1857)	30
7009	Nematocampa			(Herrich-Schäffer, 1855)	24
7048	Nemoria	mimosaria	- II II	(Guenée, 1857)	13
7058	Synchlora	aerata	albolineata	Packard, 1873	9
7071	Chlorochlamys			(Guenée, 1857)	1
7084	Hethemia	pistasciaria		(Guenée, 1857)	2
7125	Idaea	rotundopennata		(Packard, 1876)	31
7126	Idaea	dimidiata		(Hufnagel, 1767)	14
7139	Cyclophora	pendulinaria		(Guenée, 1857)	790
7159	Scopula	limboundata		(Haworth, 1809)	371
7164	Scopula	junctaria		(Walker, 1861)	48
7165	Scopula	quadrilineata		(Packard, 1876)	2
7169	Scopula	inductata		(Guenée, 1857)	5
7182	Dysstroma	citrata		(Linnaeus, 1761)	17
7188	Dysstroma	walkerata		(Pearson, 1909)	59
7201	Eulithis	testata		(Linnaeus, 1761)	2
7206	Eulithis	explanata		(Walker, 1862)	672
7208	Eulithis	serrataria		(Barnes & McDunnough, 1	,
7213	Ecliptopera	silaceata	albolineata	(Packard, 1873)	8
7229	Hydriomena	perfracta		Swett, 1910	2
7235	Hydriomena	divisaria	frigidata	(Walker, 1863)	85
7263	Hydriomena	renunciata		(Walker, 1862)	110
7254	Hydriomena	ruberata		(Freyer, 1831)	2
7285	Triphosa	haesitata	affirmaria	(Walker, 1860)	3
7291	Rheumaptera	undulata	bluff	(Bryk, 1921)	2
7293	Rheumaptera	hastata	gothicata	(Guenée, 1857)	16
7307	Mesoleuca .	ruficillata	_	(Guenée, 1857)	1
7312	Spargania	magnoliata		Guenée, 1857	4
7313	Spargania	luctuata	obductata	(Möschler, 1860)	1



N°decat.	Espèce	Caract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
7316	Perizoma	basaliata		(Walker, 1862)	75
7320	Perizoma	alchemillata		(Linnaeus, 1758)	6
7329	Anticlea	vasiliata		Guenée, 1857	69
7330	Anticlea	multiferata		(Walker, 1863)	20
7368	Xanthorhoe	labradorensis		(Packard, 1867)	4
7370	Xanthorhoe	abrasaria	congregata	(Walker, 1862)	100
7371	Xanthorhoe	iduata		(Guenée, 1857)	9
7388	Xanthorhoe	ferrugata		(Clemens, 1759)	4
7390	Xanthorhoe	lacustrata		(Guenée, 1857)	4
7399	Euphyia	intermediata		(Guenée, 1857)	1
7414	Orthonama	obstipata		(Fabricius, 1794)	1
7419	Hydrelia	lucata		(Guenée, 1857)	2
7420	Hydrelia	condensata		(Walker, 1862)	2
7422	Hydrelia	inornata		(Hulst, 1896)	2
7428	Venusia	comptaria		(Walker, 1860)	289
7440	Eubaphe	mendica		(Walker, 1854)	21
7449	Eupithecia	palpata		Packard, 1873	172
7459	Eupithecia	columbiata		(Dyar, 1904)	28
7474	Eupithecia	miserulata		Grote, 1863	7
7476	Eupithecia	misturata		(Hulst, 1896)	72
7487	Eupithecia	subfuscata		(Haworth, 1809)	289
7489	Eupithecia	lariciata		(Freyer, 1841)	16
7491	Eupithecia	fletcherata		Taylor, 1907	2
7492	Eupithecia	casloata		Dyar, 1904	3
7520	Eupithecia	satyrata	dodata	(Taylor, 1906)	23
7523	Eupithecia	strattonata	dodata	Packard, 1873	7
7524	Eupithecia	cimicifugata		Pearsall, 1908	1
7524	Eupithecia	russeliata		Swett, 1908	318
7528	Eupithecia	assimilata		Doubleday, 1856	1
7529	Eupithecia	absinthiata		Clemens, 1759	11
7523	Eupithecia	indistincta		Taylor, 1910	5
7538	Eupithecia	gelidata		Möschler, 1860	2
7540	Eupithecia	perfusca		(Hulst, 1898)	12
7543	Eupithecia	annulata		(Hulst, 1896)	9
	•			,	52
7574 7575	Eupithecia	albicapitata		Packard, 1876	
7575 7594	Eupithecia Eupithecia	mutata anticaria		Pearsall, 1908 Walker, 1863	22 24
				*	23
7625 7635	Pasiphila	rectangulata viridata		(Linnaeus, 1758)	23 11
	Acasis			(Packard, 1873)	
7637	Cladara	limitaria		(Walker, 1860)	201
7639	Cladara	atroliturata		(Walker, 1863)	31
7640	Lobophora	nivigerata		Walker, 1862	22
Famille : U				Declared 4070	4
7650	Callizzia	amorata		Packard, 1876	4
	asiocampidés			(Fitch 4050)	000
7673	Tolype	laricis		(Fitch, 1856)	263
7687	Phyllodesma			(Harris, 1841)	13
7698	Malacosoma			Hübner, 1820	30
7701	Malacosoma	americanum		(Fabricius, 1793)	38
Famille : S				/=	
7715	Dryocampa	rubicunda		(Fabricius, 1793)	2318
7723	Anisota	virginiensis		(Drury, 1773)	8



N°decat.	Espèce	Caract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
7757	Antheraea	polyphemus		(Cramer, 1776)	30
7758	Actias	luna		(Linnaeus, 1758)	7
7767	Hyalophora	cecropia		(Linnaeus, 1758)	13
7768	Hyalophora	columbia		(S.I. Smith, 1865)	6
Famille : S	phingidés			,	
7784	Dolba	hyloeus		(Drury, 1773)	4
7787	Ceratomia	undulosa		(Walker, 1856)	6
7809	Sphinx	kalmiae		J.E. Smith, 1797	3
7810	Sphinx	gordius		Cramer, 1780	184
7817	Lapara	bombycoides		Walker, 1856	26
7821	Smerinthus	jamaicensis		(Drury, 1773)	21
7822	Smerinthus	cerisyi		Kirby, 1837	10
7824	Paonias	excaecatus		(J.E. Smith, 1797)	112
7825	Paonias	myops		(J.E. Smith, 1797)	1
7828	Pachysphinx			(Harris, 1839)	2
7886	Darapsa	pholus		(Cramer, 1776)	39
	otodontidés	photoc		(3.33)	
7895	Clostera	albosigma		Fitch, 1856	19
7898	Clostera	strigosa		(Grote, 1882)	8
7901	Clostera	apicalis		(Walker, 1855)	40
7902	Datana	ministra		(Drury, 1773)	2
7915	Nadata	gibbosa		(J.E. Smith, 1797)	72
7919	Peridea	basitriens		(Walker, 1855)	4
7921	Peridea Peridea	ferruginea		(Packard, 1864)	155
7922	Pheosia	rimosa		Packard, 1864	11
7924	Odontosia	elegans		(Strecker, 1885)	1
7926	Notodonta	scitipennis		Walker, 1862	9
7928	Notodonta	simplaria		Graef, 1881	4
7920	Gluphisia	septentrionis		Walker, 1855	61
7933	Gluphisia	avimacula		Hudson, 1891	22
7934	Gluphisia	lintneri		(Grote, 1877)	10
7934 7937	Furcula	cinerea		(Walker, 1865)	3
7937 7939	Furcula	occidentalis		,	5
				(Lintner, 1878)	1
7940	Furcula	scolopendrina		(Boisduval, 1869)	
7941	Furcula	modesta		(Hudson, 1891)	2
7951	Symmerista	albifrons		(J.E. Smith, 1797)	2
7952	Symmerista	canicosta		Franclemont, 1946	15
7990	Heterocampa			Walker, 1855	34
7994	Heterocampa	_		(Walker, 1855)	18
7995	Heterocampa			Walker, 1855	31
7998	Lochmaeus	manteo		Doubleday, 1841	4
8005	Schizura	ipomoeae 		Doubleday, 1841	5
8006	Schizura	badia 		(Packard, 1864)	12
8007	Schizura	unicornis		(J.E. Smith, 1797)	11
8010	Schizura	concinna		(J.E. Smith, 1797)	1
8011	Schizura	leptinoides		(Grote, 1864)	6
8012	Oligocentria	semirufescens		(Walker, 1865)	16
8017	Oligocentria	lignicolor		(Walker, 1855)	66
Famille : A					
8043	Eilema	bicolor		(Grote, 1864)	81
8045.1	Crambidia	pallida		Packard, 1864	13
8090	Hypoprepia	fucosa	tricolor	(Fitch, 1857)	82

N°decat.	Espèce Ca	ract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année Pris	es totales
8098	Clemensia	albata		Packard, 1864	4
8111	Haploa	lecontei		(Guérin-Meneville, 1832)	7
8112	Haploa	confusa		(Lyman, 1887)	27
8114	Holomelina	laeta	treatii	(Grote, 1865)	214
8123	Holomelina	ferruginosa		(Walker, 1854)	42
8129	Pyrrharctia	isabella		(J.E. Smith, 1797)	13
8133	Spilosoma	latipennis		Stretch, 1872	3
8134	Spilosoma	congrua		Walker, 1855	86
8136	Spilosoma	dubia		(Walker, 1855)	19
8137	Spilosoma	virginica		(Fabricius, 1798)	61
8140	Hyphantria	cunea		(Drury, 1773)	65
8156	Phragmatobia Phragmatobia	fuliginosa	rubricosa	(Harris, 1841)	22
8158	Phragmatobia	assimilans		Walker, 1855	300
8162	Platarctia	parthenos		(Harris, 1850)	65
8175	Grammia	virguncula		(W. Kirby, 1837)	14
8186	Grammia	williamsii		(Dodge, 1871)	2
8196	Grammia	parthenice		(W. Kirby, 1837)	14
8197	Grammia	virgo		(Linnaeus, 1758)	10
8198	Grammia	doris		(Boisduval, 1869)	1
8203	Halysidota	tessellaris		(J.E. Smith, 1797)	1
8214	Lophocampa	maculata		Harris, 1841	208
8230	Cycnia	tenera		Hübner, 1818	1
8231	Cycnia	oregonensis		(Stretch, 1873)	4
8262	Ctenucha	virginica		(Esper, 1794)	22
	ymantriidés	virginica		(Espei, 1794)	22
8293	Dasychira	dorsipennata		(Barnes & McDunnough, 191	9) 8
8294	Dasychira Dasychira	vagans		(Barnes & McDunnough, 191	,
8304	Dasychira Dasychira	plagiata		(Walker, 1865)	89
8316	Orgyia	leucostigma	plagiata	(Walker, 1855)	20
8319	Leucoma	salicis	piagiala	(Linnaeus, 1758)	4
Famille : N		Salicis		(Lilliaeus, 1730)	4
8322	Idia	americalis		(Guenée, 1854)	169
8323	Idia Idia	amencans		Hübner, 1813	1
8323.1	ldia	concisa			47
8326	ldia	rotundalis		authors, not Walker, 1860 (Walker, 1866)	554
		lubricalis		,	2
8335	ldia Bhalasnanhana			(Geyer, 1832)	40
8338 8341	Phalaenophana Zanalagnatha	theralis		(Walker, 1859)	40 35
8341.1	Zanclognatha			(Walker, 1859) Zeller, 1873	99
	Zanclognatha	deceptricalis			
8349	Zanclognatha	protumnusalis		(Walker, 1859)	419
8351	Zanclognatha	cruralis		(Guenée, 1854)	17
8352	Zanclognatha	jacchusalis		(Walker, 1859)	52
8353	Zanclognatha	ochreipennis		(Grote, 1872)	3
8356	Chytolita	petrealis		Grote, 1880	37
8357	Macrochilo	absorptalis		Walker, 1859	1
8362	Phalaenostola	metonalis		(Walker, 1859)	42
8364	Phalaenostola	larentioides		Grote, 1873	2
8365	Phalaenostola	hanhami		(Small, 1899)	3
8370	Bleptina	caradrinalis		Guenéee, 1854	205
8384.1	Renia	flavipunctalis		(Geyer, 1832)	6
8387	Renia	sobrialis		(Walker, 1859)	99
8397	Palthis	angulalis		(Hübner,1796)	26



N°decat.		act. partic.	Sous-espèce	•	rises totales
8404	Rivula	propinqualis		Guenée, 1854	10
8442	Hypena	baltimoralis		(Guenée, 1854)	7
8452	Hypena	edictalis		(Walker, 1859)	1
8461	Hypena	humuli		Harris, 1841	1
8479	Spargaloma	sexpunctata		Grote, 1873	6
8490	Pangrapta	decoralis		Hübner, 1818	70
8536	Calyptra	canadensis		(Bethune, 1865)	1
8555	Scoliopteryx	libatrix		(Linnaeus, 1758)	4
8636	Drasteria	adumbrata	alleni	(Grote, 1877)	13
8694	Zale	aeruginosa		(Guenée, 1852)	105
8697	Zale	minerea		(Guenée, 1852)	56
8703	Zale	duplicata		(Bethune, 1865)	17
8704	Zale	helata		(Smith, 1908)	4
8713	Zale	lunifera		(Hübner,1818)	2
8706	Zale	unilineata		(Grote, 1876)	4
8717	Zale	horrida		Hübner, 1818	8
8727	Parallelia	bistriaris		Hübner, 1818	10
8738	Caenurgia	crassiuscula		(Haworth, 1809)	7
8833	Catocala	concumbens		Walker, 1858	2
8846	Catocala	sordida		Grote, 1877	61
8857	Catocala	ultronia		(Hübner, 1823)	3
8865	Catocala	praeclara		Grote & Robinson, 1866	3
8867	Catocala	blandula		Hulst, 1884	1
8896	Diachrysia	aereoides		(Grote, 1864)	4
8897	Diachrysia	balluca		Geyer, 1832	1
8904	Chrysanympha	formosa		(Grote, 1865)	30
8905	Eosphoropteryx	thyatyroides		(Guenée, 1852)	1
8908	Autographa	precationis		(Guenée, 1852)	1
8912	Autographa	тарра		(Grote & Robinson, 1868)	4
8916	Autographa	flagellum		(Walker, 1858)	1
8923	Autographa	ampla		(Walker, 1858)	3
8925	Syngrapha	altera		(Ottolengui, 1902)	9
8926	Syngrapha	octoscripta		(Grote, 1874)	4
8927	Syngrapha	epigaea		(Grote, 1875)	5
8929	Syngrapha	viridisigma		(Grote, 1874)	6
8939	Syngrapha	alias		(Ottolengui, 1902)	10
8940	Syngrapha	abstrusa		Eichlin & Cunningham, 197	78 10
8941	Syngrapha	cryptica		Eichlin & Cunningham, 197	78 5
8942	Syngrapha	rectangula		(W. Kirby, 1837)	19
8950	Plusia	putnami		Grote, 1873	7
8953	Plusia	venusta		Walker, 1865	1
8955	Marathyssa	inficita		(Walker, 1865)	1
8969	Baileya	doubledayi		(Guenée, 1852)	5
8970	Baileya	ophthalmica		(Guenée, 1852)	5
9037	Hyperstrotia	pervertens		(Barnes & McDunnough, 1	918) 6
9046	Deltote	bellicula		Hübner, 1818	82
9047	Lithacodia	muscosula		(Guenée, 1852)	38
9048	Lithacodia	albidula		(Guenée, 1852)	62
9049	Maliattha	synochitis		(Grote & Robinson, 1868)	20
9050	Maliattha	concinnimacula		(Guenée, 1852)	7
9053	Pseudeustrotia	carneola		(Guenée, 1852)	48
9057	Homophoberia	apicosa		(Haworth, 1809)	1
	-	•		•	



N° de cat.	Espèce	Caract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
9059	Capis	curvata		Grote, 1882	316
9065	Leuconycta	diphteroides		(Guenée, 1852)	5
9066	Leuconycta	lepidula		(Grote, 1874)	14
9177	Panthea	acronyctoides		(Walker, 1861)	222
9183	Panthea	pallescens		McDunnough, 1937	6
9189	Charadra	deridens		(Guenée, 1852)	14
9193	Raphia	frater		Grote, 1864	52
9200	Acronicta	americana		(Harris, 1841)	58
9203	Acronicta	dactylina		Grote, 1874	114
9205	Acronicta	lepusculina		Guenée, 1852	3
9206	Acronicta	vulpina		(Grote, 1883)	11
9207	Acronicta	innotata		Guenée, 1852	15
9211	Acronicta	tritona		(Hübner, 1818)	15
9212	Acronicta	grisea		Walker, 1856	214
9221	Acronicta	funeralis		Grote & Robinson, 1866	28
9226	Acronicta	superans		Guenée, 1852	2
9227	Acronicta	laetifica		J.B. Smith, 1897	2
9229	Acronicta	hasta		Guenée, 1852	4
9237	Acronicta	interrupta		Guenée, 1852	1
9238	Acronicta	lobeliae		Guenée, 1852	1
9241	Acronicta	fragilis		(Guenée, 1852)	28
9249	Acronicta	increta		Morrison, 1874	116
9251	Acronicta	retardata		(Walker, 1861)	206
9257	Acronicta	impleta		Walker, 1856	2
9258	Acronicta	sperata		Grote, 1873	1
9259	Acronicta	noctivaga		Grote, 1864	64
9261	Acronicta	impressa		Walker, 1856	143
9264	Acronicta	longa		Guenée, 1852	3
9272	Acronicta	oblinita		(J.E. Smith, 1797)	16
9281	Agriopodes	fallax		(Herrich-Schäffer, 1854)	140
9286	Harrisimemna			(Walker, 1856)	10
9326	Apamea	verbascoides		(Guenée, 1852)	1
9331	Apamea	cristata		(Grote, 1878)	1
9341	Apamea	vultuosa		(Grote, 1875)	1
9348	Apamea	amputatrix		(Guenée, 1852)	7
9360	Apamea	impulsa		(Guenée, 1852)	3
9362.1	Apamea	unanimis		(Hübner, 1813)	1
9364.1	Apamea	ophiogramma		(Esper, 1794)	1
9367	Apamea	dubitans		(Walker, 1856)	1
9382	Apamea Apamea	devastator		(Brace, 1819)	2
9393	Luperina	stipata		(Morrison, 1875)	4
9415	Oligia	bridghami		(Grote & Robinson, 1866	
9416	Oligia	minuscula		(Morrison, 1874)	16
9420	Oligia	illocata		(Walker, 1857)	15
9420	_	diversicolor		(Morrison, 1874)	3
	Meropleon Parastichtic			,	
9431 9434	Parastichtis	discivaria		(Walker, 1856)	1 3
	Spartiniphaga			(Walker, 1858)	
9436	Spartiniphaga	-		(J.B. Smith, 1904)	17
9437	Chortodes	inquinata		(Guenée, 1852)	6
9454	Amphipoea	velata		(Walker, 1856)	2
9457	Amphipoea	americana		(Speyer, 1875)	5
9480	Papaipema	pterisii		Bird, 1907	11



0					
n°decat.	Espèce	Caract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
9503	Papaipema	rigida		(Grote, 1877)	1
9545	Euplexia	benesimilis		McDunnough, 1922	12
9546	Phlogophora	iris		Guenée, 1852	41
9547	Phlogophora	periculosa		Guenée, 1852	41
9548	Conservula	anodonta		(Guenée, 1852)	1
9550	Enargia	infumata		(Grote, 1874)	2
9555	Ipimorpha	pleonectusa		Grote, 1873	3
9556	Chytonix	palliatricula		(Guenée, 1852)	37
9578	Нурра	xylinoides		(Guenée, 1852)	3
9578.1	Нурра	ancocisconensis	;	(Morrison, 1875)	13
9582	Nedra	ramosula		(Guenée, 1852)	9
9631	Callopistria	mollissima		(Guenée, 1852)	20
9633	Callopistria	cordata		(Ljungh, 1825)	259
9638	Amphipyra	pyramidoides		Guenée, 1852	6
9639	Amphipyra	tragopogonis		(Clemens, 1759)	1
9647	Proxenus	miranda		(Grote, 1873)	39
9653	Caradrina	morpheus		(Hufnagel, 1766)	2
9657	Platyperigea	multifera		(Walker, 1857)	37
9663	Balsa	tristigella		(Walker, 1866)	3
9664	Balsa	labecula		(Grote, 1880)	6
9678	Elaphria	versicolor		(Grote, 1875)	54
9681	Elaphria	festivoides		(Guenée, 1852)	2515
9818	Amolita	fessa		Grote, 1874	3
9874	Xylena	curvimacula		(Morrison, 1874)	28
9875	Xylena	thoracica		(Putnam-Cramer, 1886)	19
9876	Xylena	cineritia		(Grote, 1875)	3
9881	Homoglaea	hircina		Morrison, 1876	5
9884	Litholomia	napaea		(Morrison, 1874)	13
9887	Lithophane	bethunei		(Grote & Robinson, 1868	
9888	Lithophane	innominata		(J.B. Smith, 1893)	2
9889	Lithophane	petulca		Grote,1874	20
9891	Lithophane	amanda		(J.B. Smith, 1900)	1
9892	Lithophane	disposita		Morrison, 1874	1
9899.1	Lithophane	thujae		Webster & Thomas, 1999	9 4
9902	Lithophane	baileyi		Grote, 1877	5
9909	Lithophane	tepida		Grote, 1874	19
9915	Lithophane	grotei		Riley, 1882	1
9917	Lithophane	fagina		Morrison, 1874	44
9922	Lithophane	pexata		Grote, 1874	19
9935	Eupsilia	tristigmata		(Grote, 1877)	2
9943	Metaxaglaea	inulta		(Grote, 1874)	16
9952	Eucirroedia	pampina		(Guenée, 1852)	17
9980	Xylotype	acadia		Barnes & Benjamin, 1922	
9989	Sutyna	privata		(Walker, 1857)	11
10005	Feralia	jocosa		(Guenée, 1852)	96
10007	Feralia	major		J. B. Smith, 1890	3
10008	Feralia	comstocki		(Grote, 1874)	160
10021	Copivaleria	grotei		(Morrison, 1874)	1
10055	Apharetra	dentata		(Grote, 1875)	194
10065	Homohadena		dinalda	J. B. Smith, 1908	1
10198	Cucullia	postera		Guenée, 1852	1
		,			•



0					
n°decat.	Espèce	Caract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
10265	Sideridis	rosea		(Harvey, 1874)	6
10268	Sideridis	maryx		(Guenée, 1852)	41
10272	Mamestra	curialis		(J. B. Smith, 1888)	2
10275	Polia	nimbosa		(Guenée, 1852)	14
10276	Polia	imbrifera		(Guenée, 1852)	96
10280	Polia	purpurissata		(Grote, 1864)	53
10288	Polia	detracta		(Walker, 1857)	251
10292	Melanchra	adjuncta		(Guenée, 1852)	31
10294	Melanchra	pulverulenta		(J. B. Smith, 1888)	4
10295	Melanchra	assimilis		(Morrison, 1874)	19
10296	Lacanobia	nevadae		(Grote, 1876)	1
10297	Lacanobia	atlantica		(Grote, 1874)	13
10298	Lacanobia	radix		(Walker, 1857)	1
10299	Lacanobia	subjuncta		(Grote & Robinson, 1868	
10300	Spiramater	grandis		(Guenée, 1852)	77
10301	Spiramater	lutra		(Guenée, 1852)	88
10303	Trichordestra			(Strecker, 1900)	7
10304	Trichordestra			(Grote, 1864)	5
10307	Trichordestra	_		(Harvey, 1874)	2
10311	Papestra Papestra	biren		(Goeze, 1781)	56
10312	Papestra	cristifera		(Walker, 1858)	1
10372	Lacinipolia	lustralis		(Grote, 1875)	44
10370	Lacinipolia	anguina		(Grote, 1881)	7
10372	Lacinipolia	renigera		(Stephens, 1829)	9
10397	Lacinipolia	lorea			26
10405	Lacinipolia	olivacea		(Guenée, 1852)	70
10406	Faronta	diffusa		(Molkor, 1856)	1
10431	Aletia			(Walker, 1856)	2
		oxygala		(Grote, 1881)	9
10438	Pseudaletia	unipuncta		(Haworth, 1809)	
10440	Leucania	linita		Guenée, 1852	1
10446	Leucania	multilinea		Walker, 1856	21
10447	Leucania	commoides		Guenée, 1852	3
10449	Leucania	insueta		Guenée, 1852	3
10459	Leucania	inermis		(Forbes, 1936)	5
10487	Orthosia	rubescens		(Walker, 1865)	7
10490	Orthosia	revicta		(Morrison, 1876)	1035
10495	Orthosia	hibisci		(Guenée, 1852)	7
10501	Crocigrapha	normani		(Grote, 1874)	146
10513	Egira	dolosa		(Grote, 1880)	30
10517	Egira	alternans		(Walker, 1857)	44
10520	Morrisonia	evicta		(Grote, 1873)	554
10521	Morrisonia	confusa		(Hübner, 1831)	15
10291	Morrisonia	latex		(Guenée, 1852)	15
10524	Nephelodes	minians		Guenée, 1852	52
10563	Protorthodes	oviduca		(Guenée, 1852)	3
10585	Orthodes	crenulata		(Butler, 18900	13
10587	Orthodes	cynica		Guenée, 1852	466
10644	Trichosilia	mollis		Walker, 1857	5
10651	Agrotis	venerabilis		Walker, 1857	10
10659	Agrotis	volubilis		Harvey, 1874	24
10663	Agrotis	ipsilon		(Hufnagel, 1766)	5
10676	Feltia	herilis		(Grote, 1873)	1
-				, , , , , ,	



N° de cat.	Espèce (bract. partic.	Sous-espèce	Auteur, année	Prises totales
10680	Trichosilia	geniculata		Grote & Robinson, 1868	22
10702	Euxoa	divergens		(Walker, 1857)	8
10705	Euxoa	messoria		(Harris, 1841)	2
10738	Euxoa	mimallonis		(Grote, 1873)	2
10755	Euxoa	declarata		(Walker, 1865)	2
10756	Euxoa	campestris		(Grote, 1875)	9
10780	Euxoa	comosa	ontario	(J. B. Smith, 1900)	3
10801	Euxoa	ochrogaster		(Guenée, 1852)	1
10865	Euxoa	perpolita		(Morrison, 1876)	15
10891	Ochropleura	implecta		Lafontaine, 1998	27
10902	Euagrotis	forbesi		Franclemont, 1952	3
10915	Peridroma	saucia		(Hübner, 1808)	1
10917	Diarsia	rubifera		(Grote, 1875)	109
10919	Diarsia	jucunda		(Walker, 1857)	122
10922	Diarsia	rosaria	freemani	Hardwick, 1950	3
10925.1	Noctua	pronuba		(Linnaeus, 1758)	12
10929	Eurois	occulta		(Linnaeus, 1758)	19
10930	Eurois	astricta		Morrison, 1874	107
10942	Xestia	c-nigrum*		(Linnaeus, 1758)	24
10943	Xestia	normaniana		(Grote, 1874)	644
10944	Xestia	smithii		(Snellen, 1896)	154
10947	Xestia	oblata		(Morrison, 1875)	2
10951	Xestia	tenuicula		(Morrison, 1874)	18
10962	Xestia	perquiritata		(Morrison, 1874)	42
10967.1	Xestia	praevia		Lafontaine, 1998	1
10968	Xestia	badicollis		(Grote, 1873)	45
10970	Xestia	youngii		(J. B. Smith, 1902)	67
10988	Coenophila	opacifrons		(Grote, 1878)	51
10993	•	a monochromatea	1	(Morrison, 1874)	3
10994	Cerastis	tenebrifera		(Walker, 1865)	1
10996	Cerastis	salicarum		(Walker, 1857)	165
10997	Cerastis	fishii		(Grote, 1878)	3
10999	Aplectoides	condita		(Guenée, 1852)	69
11000	Anaplectoides	•		(Denis & Schiffermüller, 1	
11001	Anaplectoides	•		(Grote, 1874)	26
11004	Protolampra	rufipectus		(Morrison, 1875)	13
11008	Eueretagrotis	perattenta		(Grote, 1876)	17
11009	Eueretagrotis	attenta		(Grote, 1874)	152
11010	Lycophotia	phyllophora		(Grote, 1874)	96
11012	Cryptocala	acadiensis		(Bethune, 1870)	20
11029	Abagrotis	alternata		(Grote, 1864)	5
11043	Abagrotis	cupida		(Grote, 1865)	4
11044	Abagrotis	brunneipennis		(Grote, 1875)	23

^{*} y compris Xestia c-nigrum et Xestia dolosa (Franclemont, 1980). Les deux espèces ont été identifiées à la suite de la dissection des organes génitaux femelles; les mâles sont inséparables.