

J.-L. DesGranges

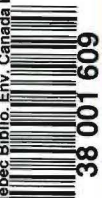
# Des communautés aviennes du Parc national de la Mauricie, Québec



Publication hors-série  
Numéro 41  
Service canadien de la faune

SK  
471  
C3314  
No. 41  
Ex. B

Rég. Québec Biblio. Env. Canada Library





Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Service canadien  
de la faune

Canadian Wildlife  
Service

J.-L. DesGranges\*

7014028F  
Des communautés aviennes  
du Parc national de la Mauricie,  
Québec

Publication hors-série  
Numéro 41  
Service canadien de la faune

Also available in English

SK  
471  
C0314  
No. 41  
Ex. B



\*SCF, Ste-Foy, Québec G1V 4H5

Publié avec l'autorisation du ministre  
de l'Environnement  
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services du Canada, 1980  
N° de catalogue CW69-1/41F  
ISBN - 0-662-90510-5  
ISSN - 0576-6370

Graphisme: Rolf Harder & Associés

## Sommaire

4	Remerciements
5	<b>Résumé</b>
5	<b>Abstract</b>
7	<b>Introduction</b>
7	<b>Description du milieu</b>
8	<b>Méthodes de travail</b>
8	1. Synécologie avienne
8	2. Synécologie forestière
9	<b>Descriptions des peuplements forestiers</b>
9	1. Plantation d'épinettes blanches
10	2. Bétulaie blanche
10	3. Érablière à bouleaux jaunes
10	4. Peuplement mixte
10	5. Pessière rouge
11	6. Sapinière
12	<b>Contrôle de la précision des valeurs obtenues par la technique des plans quadrillés</b>
12	1. Variété cumulée
13	2. Test de rendement
13	3. Conclusions
14	<b>Similitude des communautés</b>
19	<b>Niches stratigraphiques d'alimentation</b>
22	Tendances observées
24	<b>Dominance et diversité</b>
27	<b>Discussion et conclusions</b>
30	<b>Appendice</b>
31	<b>Références</b>

### Liste des tableaux

16	Tableau 1. Densité des espèces présentes à l'intérieur des quadrats étudiés
17	Tableau 2. Mesures de quelques caractères physiologiques de la végétation des quadrats étudiés
18	Tableau 3. Couverts spécifiques moyens des arbres et des arbustes présents à l'intérieur des quadrats botaniques étudiés
18	Tableau 4. Valeurs de dissimilitude obtenues pour la comparaison des communautés aviennes, végétales physiologiques et végétales taxonomiques
20	Tableau 5. Niche stratigraphique d'alimentation, poids moyen et biomasse consommante des espèces dénombrées dans les quadrats étudiés
22	Tableau 6. Valeurs d'importance relative de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux de chacune des niches stratigraphiques d'alimentation des quadrats étudiés
24	Tableau 7. Valeurs de la variété, de la densité, de la dominance, de l'équitabilité, de la diversité de Simpson et de la diversité de Shannon des communautés aviennes des quadrats étudiés
26	Tableau 8. Mesures de l'hétérogénéité des peuplements forestiers et valeurs des indices de "diversité" de la physiologie végétale de chacun
26	Tableau 9. Valeurs de la diversité des communautés végétales physiologiques et des communautés végétales taxonomiques des quadrats étudiés
26	Tableau 10. Coefficients de corrélation de Spearman pour la comparaison des valeurs de différents aspects de la structure des communautés étudiées

### Liste des figures

9	Figure 1. Succession écologique des peuplements forestiers étudiés
12	Figure 2. Courbes de variété cumulée obtenues dans chacun des quadrats
17	Figure 3. Modèles stéréographiques de la similitude des communautés aviennes, végétales physiologiques et végétales taxonomiques
19	Figure 4. Comparaison de l'importance relative de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux de chacune des niches stratigraphiques d'alimentation des quadrats étudiés

21 Figure 5. Comparaison de l'importance relative de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux des quadrats étudiés, en fonction des niches stratigraphiques d'alimentation

28 Figure 6. Représentation graphique des corrélations de Spearman calculées pour la comparaison de divers aspects de la structure des communautés étudiées

#### Liste des planches

6 Planche 1. (A) plantation d'épinettes blanches; (B) bétulaie blanche; (C) érablière à bouleaux jaunes; (D) peuplement mixte; (E) pessière rouge; (F) sapinière

#### Liste des appendices

30 Appendice 1. Noms latins et français des espèces d'oiseaux mentionnées dans le texte

#### Remerciements

Ce texte est tiré de mon mémoire de maîtrise complété à l'université de l'Alberta.

Je suis spécialement reconnaissant envers la Direction des Parcs nationaux du Canada qui a subventionné mes travaux de recherche sur le terrain. C'est au Conseil national de Recherche du Canada que je suis redevable des bourses d'étude qui ont rendu possible ma scolarité de maîtrise.

Je remercie également mon directeur de thèse, D.A. Boag ainsi que H. Ouellet, conservateur-adjoint d'ornithologie au Musée national des Sciences naturelles, dont les critiques me furent particulièrement utiles pour l'interprétation des résultats obtenus en forêt et pour la rédaction de ce mémoire.

G.H. LaRoi m'a largement fait bénéficier de son expérience d'écologiste et de sa connaissance des forêts, tandis que J.W. Carmichael m'a prodigué ses conseils en matière de taxométrie. J.F. Addicott, P. Dansereau, A.J. Erskine, J.C. Holmes, J.R. Nursall, A. Reed, A. Steiner et B. Chernick ont discuté avec moi certaines hypothèses proposées dans cette étude.

Je dois des remerciements sincères à P. Lane et ma femme Liane qui m'ont assisté sur le terrain.

Finalement, je remercie le personnel du Parc national de la Mauricie et, en particulier, les gardiens et les naturalistes qui ont accepté de me conduire ou de m'accompagner à des endroits qui m'auraient été autrement inaccessibles.

#### Résumé

Une étude qualitative et quantitative des communautés d'oiseaux a été effectuée dans six peuplements forestiers différents en utilisant la technique des plans quadrillés. La précision des résultats a été contrôlée en traçant une courbe de variété cumulée et en appliquant le test de rendement aux données compilées dans chacun des six quadrats.

La composition végétale d'un habitat n'a qu'une influence indirecte sur la composition de l'avifaune. C'est par l'intermédiaire de la physiognomie végétale qu'elle affecte, que la composition spécifique de la végétation influence la composition des communautés aviennes. Dans les formations claires des peuplements initiaux, la plus grande partie de l'avifaune se situe au niveau du parterre et des buissons, alors que dans les formations plus denses des peuplements plus âgés, elle se trouve au niveau de la strate supérieure. La distribution de l'avifaune suit donc l'étagement de la végétation et son abondance dépend de l'état physiognomique de la végétation forestière, c'est-à-dire du degré de développement et de l'arrangement des arbres dans l'espace.

Le nombre d'espèces sédentaires (omnivores pour la plupart) a tendance à s'accroître dans la succession. Ceci semble attribuable à la plus grande permanence de la forêt climacique, ainsi qu'à sa répartition plus vaste et plus régulière. Ces espèces peuvent donc plus facilement adopter un mode d'alimentation qui leur permet de demeurer en ces lieux l'année durant.

La diversité des communautés aviennes, calculée à partir de la formule de Shannon-Wiener, varie davantage en fonction de la variété des espèces qu'en fonction de leur équitabilité d'abondance. L'équitabilité (et indirectement la diversité) des communautés aviennes semble dépendre en majeure partie de la diversité physiognomique des peuplements forestiers. Ainsi, plus un peuplement présente une physiognomie végétale complexe, plus la valeur d'équitabilité de sa communauté avienne tend à être élevée.

#### Abstract

A qualitative and quantitative study of bird communities was made in forest stands of six different types. Censuses were made by the spot-mapping technique. The precision of the results was tested by drawing a cumulative variety curve and by applying the performance test to the results compiled in each of the six quadrats.

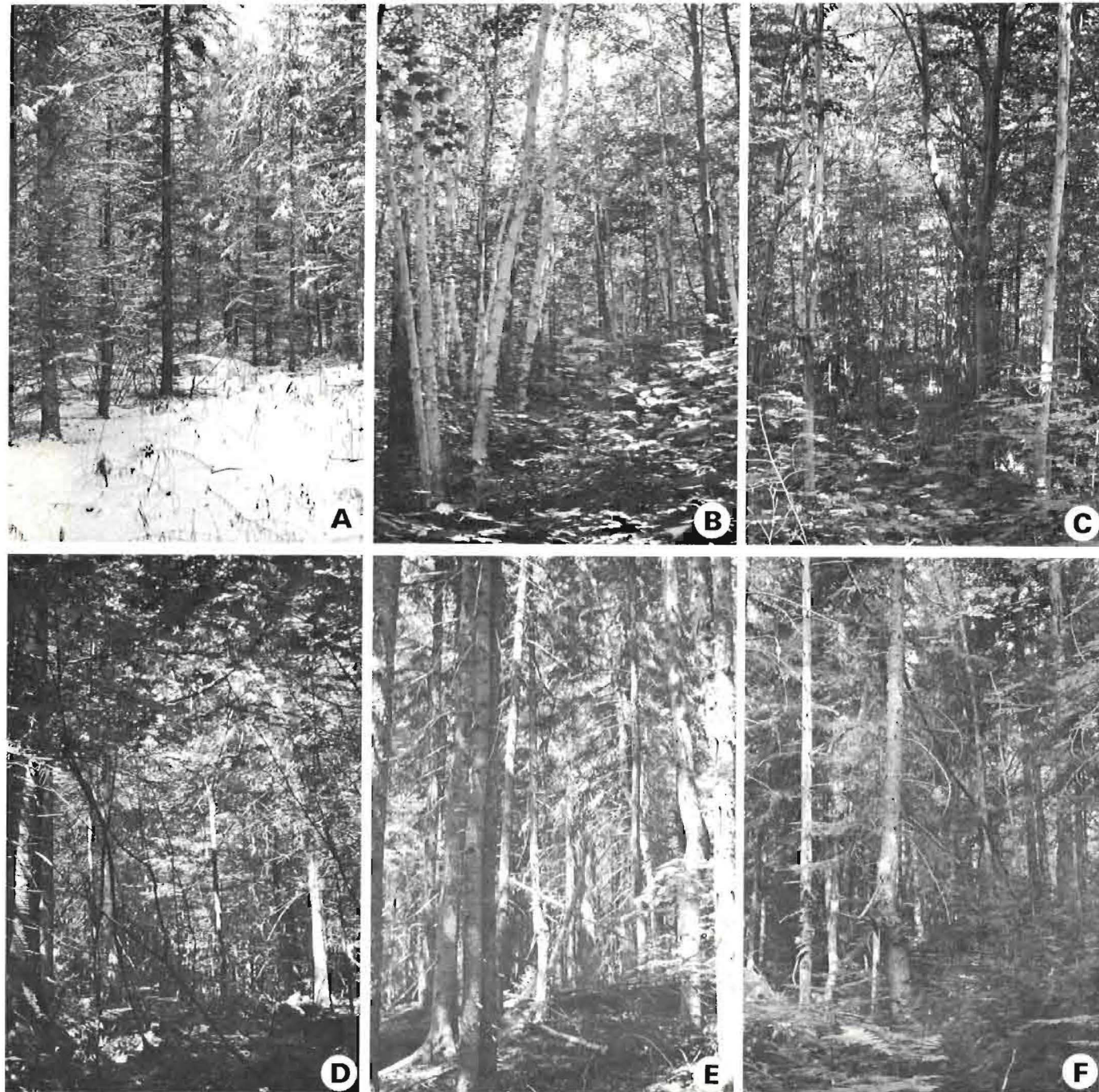
The influence of species composition of the vegetation on avifauna within a given habitat is only indirect. The species composition affects the physiognomy of the vegetation which, in turn, influences the composition of the avian community. In the initial stands, which are open, most of the avifauna is found at ground level and in the shrubs, whereas in the denser growth of the older stands the majority is found in the canopy. The distribution of birds, therefore, follows the development of plant strata and the abundance of birds depends on the physiognomy of the forest, that is, on the number of growth-forms and distribution of trees.

The number of permanent resident species (mostly omnivorous) tends to increase during succession. This is probably attributable to the greater permanence of the climax forest, and its wider and more regular distribution which has permitted species to adapt their feeding habits to exploit a seasonally changing food supply, thus permitting them to remain resident throughout the year.

The diversity of an avian community, as calculated by the Shannon-Wiener formula, is influenced more by species variety than by equitability of abundance. Equitability (and indirectly diversity) of avian communities seems to depend mostly on the physiognomic diversity of the plant community. Thus, the more complex the physiognomy is, the greater the equitability value of the avian community tends to be.

## Planche 1

(A) plantation d'épinettes blanches (B) bétulaie blanche (C) érablière à bouleaux jaunes (D) peuplement mixte (E) pessière rouge (F) sapinière



Depuis quelques années, les écologistes reconnaissent l'existence de liens étroits entre la complexité végétale des peuplements forestiers et la structure des communautés d'oiseaux qu'ils hébergent. Grâce entre autres aux travaux de MacArthur et MacArthur (1961), de MacArthur (1964), de Recher (1969) et de Karr et Roth (1971), nous comprenons maintenant mieux les facteurs qui gouvernent la distribution spatiale et temporelle des oiseaux d'une communauté. Ces théories nouvelles ont toutefois rarement été mises à l'épreuve. Aussi, je me propose de les vérifier dans cette étude.

Du 7 mai au 19 août 1972 et du 30 avril au 10 août 1973, les communautés aviennes occupant six habitats parvenus à différents stades de succession ont fait l'objet d'une étude détaillée (Voir planche 1). La similitude, les niches alimentaires, la dominance, l'équitabilité et la diversité sont autant d'aspects de la structure d'une communauté écologique auxquels je me suis intéressé. Leur étude devait fournir des éclaircissements sur la stabilité et la succession écologique des communautés aviennes dans cette partie de la zone des forêts tempérées froides (Grandtner 1966).

Situé à 10 km au nord de la ville de Shawinigan (46°51'N; 72°43'O), le Parc national de la Mauricie couvre une superficie d'environ 500 km<sup>2</sup>. Il est bordé à l'est par la vallée de la rivière Saint-Maurice. Occupant la partie méridionale du bouclier canadien, il constitue un lien entre le plateau laurentien et les basses terres du Saint-Laurent. Les plus hauts sommets ne dépassent guère 450 m d'altitude.

On a dénombré 23 essences forestières au Parc national de la Mauricie, dont les plus abondantes sont: le sapin baumier (*Abies balsamea*, 23%), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*, 23%), l'épinette rouge (*Picea rubens*, 11%) et l'érable rouge (*Acer rubrum*, 10.5%) (Darveau 1971).

Ces diverses essences forment une série d'associations forestières distinctes, irrégulièrement distribuées selon l'altitude, la topographie et la composition du sol. Dans la partie méridionale du parc, l'érablière à bouleaux jaunes domine. C'est une association de la forêt décidue mésophile sur des sols morainiques acides et fortement podzolisés (Grandtner 1966). Cette association forme un climax aux endroits bien drainés, bien éclairés et à une altitude moyenne. Elle se rencontre donc en grande abondance sur les versants escarpés. A ces endroits, les associations de résineux comme le sapin baumier et l'épinette rouge occupent les régions basses plus humides.

Dans la partie septentrionale du parc, l'altitude plus grande conduit à une inversion, avec la sapinière à épinettes rouges occupant les sommets de montagne et quelques stations d'érablière à bouleaux jaunes qui se trouvent sur les flancs de montagne exposés au sud (Dansereau 1944, 1959; Grandtner 1966). L'action régénératrice des feux de forêts, des coupes de bois et des infestations d'insectes a fait surgir ici et là des peuplements de bouleaux blancs et de trembles (*Populus tremuloides*) qui se transforment pour la plupart en des sapinières.

### 1. Synécologie avienne

Des peuplements forestiers de différents stades de succession ont été sélectionnés en tenant compte de leur superficie, de leur topographie, de leur homogénéité et de leur accessibilité. Au cours de l'été 1972, deux peuplements forestiers, un de bouleaux blancs et un de sapins baumiers ont été ainsi sélectionnés et étudiés en détail. En 1973, j'ai recensé quatre peuplements: un peuplement d'érables à sucre, un peuplement mixte, un peuplement d'épinettes rouges et une plantation d'épinettes blanches.

Dans chacun des peuplements, un quadrat de 305 m de côté a été délimité. La surface ainsi circonscrite est de 9.3 ha. En milieu forestier, une surface d'environ 10 ha constitue un compromis acceptable entre des quadrats de surface plus petite, mais dont le rapport périmètre-surface est trop élevé, et des quadrats de surface plus grande, mais qui exigeraient trop de temps à parcourir. Ainsi, un plus grand pourcentage des territoires est inclus entièrement à l'intérieur du quadrat et il est possible de parcourir tout le quadrat durant la période d'activité maximale des oiseaux (Blondel 1969b).

Les endroits choisis, en plus d'être aussi homogènes que possible, devaient être entourés (autant que possible) d'un milieu qui leur soit identique afin d'éliminer l'effet de lisière qui aurait pu modifier la nature et la densité des populations d'oiseaux. A l'aide d'une boussole et d'un ruban à mesurer métallique, j'ai ensuite délimité dans chacun des quadrats des sentiers équidistants d'environ 61 m les uns des autres, ce qui me permettait de passer à 30.5 m au maximum de tout point du quadrat. Tout au long des sentiers, des points-repères ont été établis à l'aide de ruban-marqueur rouge et de peinture jaune.

La technique de dénombrement employée est la méthode des plans quadrillés, remarquablement décrite par Pough (1950) et revue par Blondel (1969b). Cette technique permet de déterminer le nombre de mâles qui occupent un territoire dans un quadrat.

Durant le mois de juin et au début de juillet, j'ai parcouru chacun des quadrats 10 fois, à savoir huit fois le matin et deux fois le soir, en ayant soin de localiser graphiquement sur une copie du plan du quadrat, différente à chaque visite, toutes les manifestations des oiseaux, ainsi que tout autre indice de la présence d'un couple, tel qu'un nid.

Chacun des quadrats a été inventorié successivement et j'ai cherché à compléter chacune des séries de dix recensements dans une période aussi courte que possible. Ceci était nécessaire étant donné que les territoires changent au cours de la saison de nidification par suite de prédation, de compétition et de désertion de nids (Enemar 1959; Hall 1964).

Les visites des quadrats avaient lieu le matin peu après le lever du soleil et le soir peu avant son coucher, par conditions météorologiques favorables. Les jours où le ciel était dégagé et le vent nul ou faible étaient choisis pour les visites car la pluie, les grands vents et les extrêmes de température réduisent l'intensité et la durée du chant des oiseaux (Armstrong 1954). Il va sans dire qu'une sous-estimation du nombre de nicheurs résulterait de dénombrements faits dans de telles conditions.

J'ai toujours fait deux recensements consécutifs de façon à couvrir aussi bien la période de chant des oiseaux actifs à l'aube que celle des espèces qui deviennent actives au moment où le jour est déjà bien installé. Les recensements du soir se sont avérés utiles pour clarifier la situation des espèces les plus abondantes. J'ai ainsi dérogé à la méthode conventionnelle à la suite d'une étude de l'activité journalière des oiseaux (DesGranges 1974, DesGranges *et al.* 1977).

J'ai cherché à conserver une vitesse moyenne de marche aussi constante que possible lors de chacune de mes visites. En moyenne, j'ai parcouru les sentiers des quadrats à une vitesse approximative de 21.3 m à la minute, ce qui permet d'établir plus facilement une comparaison entre les différentes visites.

En transcrivant sur autant de plans qu'il y a d'espèces, l'emplacement précis de tous les contacts obtenus avec les différents individus de chacune d'elles, le canton de chaque couple apparaît sous la forme d'un nuage de contacts. Le nombre de ces derniers équivaut sensiblement au nombre de territoires, donc au nombre de couples présents à l'intérieur du périmètre du quadrat. Quand les limites d'un certain territoire s'étendent à l'extérieur d'un quadrat, la fraction du territoire incluse à l'intérieur du quadrat a été évaluée et ajoutée à la somme des autres territoires.

La méthode de dénombrement décrite plus haut est de loin la plus sûre. Bien appliquée, elle donne des résultats dont l'erreur ne dépasse pas 10% (Blondel 1969b).

### 2. Synécologie forestière

Les résultats obtenus lors d'un dénombrement systématique des populations d'oiseaux nicheurs sur une parcelle de terrain déterminée seraient privés de toute signification et seraient difficiles à interpréter si le choix et la description du milieu n'étaient faits avec soin.

J'ai donc choisi des quadrats aussi homogènes que possible et représentant un stade de succession bien caractérisé. Dans chacun des peuplements étudiés, j'ai choisi 11 milieux représentatifs de la végétation. Ces milieux sont tous situés à 30.5 m d'intervalle et s'alignent le long d'un transect qui traverse le quadrat perpendiculairement. A chacun de ces

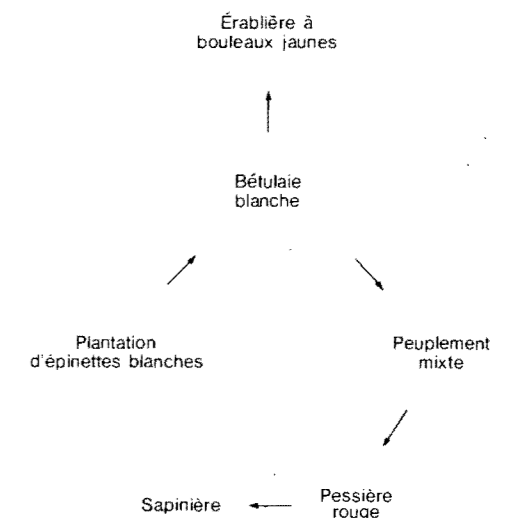
endroits, j'ai délimité un quadrat de 9.1 m de côté et les espèces végétales présentes à l'intérieur des quadrats ont été identifiées. Le couvert de chacune des espèces à l'intérieur des trois strates végétales (arborescente, arbustive et herbacée) (Smith 1973) a ensuite été évalué selon une méthode dérivée de celle de Braun-Blanquet (1932).

La hauteur moyenne des différentes espèces a été prise en note et des informations concernant la localisation, la date, la topographie, l'exposition, le drainage et la condition du sol ont aussi été recueillies tel que suggéré par Emlen (1956) et Dansereau *et al.* (1966).

De plus, à chacun des 11 points-centres (représenté par un arbre), un système de cadrans a été dessiné. Dans chacun des cadrans, l'arbre situé le plus près du point-centre a été identifié et sa distance au point mesurée. Son diamètre à hauteur de poitrine a aussi été mesuré et la hauteur de ses premières branches a été estimée et notée. Cette technique que l'on doit à Cottam *et al.* (1953), a été décrite en détail par Shimwell (1972).

Je compte respecter l'ordre de succession probable dans la présentation des descriptions botaniques, afin de mieux faire ressortir les relations qui existent entre chacun des peuplements étudiés. Les associations des stades initiaux sont décrites les premières puis les peuplements de transition et les associations climaciques. La figure 1 montre l'ordre de succession adopté. La plantation d'épinettes ne constitue pas une association initiale, mais un peuplement artificiel. Elle présente une grande instabilité et son remplacement par une association initiale est déjà engagé. La disposition polygonale adoptée a l'avantage de regrouper les peuplements de nature physiologique semblable.

Figure 1  
Succession écologique des peuplements forestiers étudiés. Les flèches indiquent le sens de la succession. Communication personnelle de G. LeRoy



### 1. Plantation d'épinettes blanches

Bien que les arbres aient été plantés en ligne à environ 2 m de distance les uns des autres vers 1930, la plantation ne présente plus aujourd'hui un arrangement aussi régulier. La distance moyenne entre les arbres a légèrement augmenté et présente un écart-type important ( $2.4 \pm 1.3$  m).

L'épinette blanche domine l'ensemble de la strate arborescente alors que le tremble et à l'occasion le bouleau

blanc occupent les endroits où la plantation a volontairement été éclaircie de même que la bordure des deux sentiers forestiers qui traversent le peuplement. Cette strate s'élève à 10 m au-dessus du niveau du sol.

La strate arbustive est très réduite. Les conifères forment une biomasse végétale dense du sommet des arbres jusqu'au niveau du sol et laissent peu d'espace pour la croissance de nouvelles pousses. Cependant, une coupe d'éclaircie dans le secteur oriental du quadrat au cours des années 1968 et 1969 a permis l'établissement de jeunes trembles et de jeunes bouleaux blancs. Les perturbations aidant, ceux-ci pourraient supplanter éventuellement l'épinette blanche en tant qu'espèces dominantes du peuplement et rétablir ainsi la succession écologique normale. La strate arbustive s'élève à environ 6 m au-dessus du niveau du sol.

Alors que l'on trouve plusieurs semis de trembles, de bouleaux blancs, d'érables rouges et de sapins baumiers au niveau de la strate herbacée, l'épinette blanche y est pratiquement absente. A ces espèces s'ajoutent quelques plantes de sous-bois dont le cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*) et la maïanthème du Canada (*Maianthemum canadense*). Alors que la strate herbacée est peu importante, la strate muscinale est par contre continue.

## 2. Bétulaie blanche

Ce peuplement recouvre le flanc occidental d'une montagne où l'ensoleillement et le drainage sont en général assez bons quoique le sol soit plus humide dans certaines dépressions.

La strate arborescente est dominée dans l'ensemble par le bouleau blanc, mais le tremble est l'espèce la plus abondante sur les stations les plus humides. Au bas de la montagne, l'érable rouge est assez abondant. Au sud du quadrat, le sapin baumier domine le bouleau blanc. La strate arborescente s'élève à environ 15 m au-dessus du niveau du sol.

Ces espèces se retrouvent aussi dans la strate arbustive. A celles-ci s'ajoutent, entre autres, l'érable de Pennsylvanie (*Acer pennsylvanicum*), l'érable à épis (*Acer spicatum*) et le coudrier (*Corylus cornuta*). Le sapin baumier est très abondant dans la strate arbustive et il est probable qu'il succèdera éventuellement au bouleau blanc comme dominant de la strate arborescente. La strate arbustive s'élève à environ 7 m au-dessus du niveau du sol.

La strate herbacée est bien diversifiée. On y trouve entre autres, la grande fougère (*Pteridium aquilinum*), l'aralie à tige nue (*Arabis nudicaulis*) et l'aster à grandes feuilles (*Aster macrophyllus*). Sur le sol, on retrouve des roches recouvertes de mousses et de lichens, des troncs pourris et une grande quantité de feuilles mortes. Des traces du feu qui a ravagé ce secteur en 1923 sont encore présentes.

Dansereau (1959) classe les peuplements de ce genre sous le vocable de BETULETUM POPYRIFEREA. Il s'agit d'un sub-climax à la fois variable et très répandu. Dans le nord de la vallée du Saint-Laurent et plus particulièrement en Mauricie, il semble évoluer surtout vers l'ABIETUM BALSAMEAE, bien qu'il puisse aussi mener à l'ACERETUM SACCHAROPHORI BETULOSUM.

## 3. Érablière à bouleaux jaunes

Ce peuplement est situé sur le flanc oriental d'une montagne. Le drainage du quadrat est bon et un système de sources le traverse.

L'érable à sucre domine la strate arborescente, mais le hêtre et le bouleau jaune y sont malgré tout très

abondants. Au centre du peuplement, il y a une falaise où poussent le cèdre (*Thuja occidentalis*) et le sapin baumier. Le frêne noir (*Fraxinus nigra*) et le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pennsylvanica*) se rencontrent à proximité des sources et en bordure d'un chemin qui traverse le quadrat. La strate arborescente s'élève à environ 18 m au-dessus du niveau du sol.

Aux espèces déjà mentionnées s'ajoutent dans la strate arbustive l'érable de Pennsylvanie et l'érable à épis. L'érable à sucre ainsi que le hêtre dominant aussi cette strate qui peut s'élever à environ 9 m au-dessus du niveau du sol.

La strate herbacée est très diversifiée. Le lycopode brillant (*Lycopodium lucidulum*), la dryoptéride spinuleuse (*Dryopteris spinulosa*), l'aralie à tige nue, l'aster à grandes feuilles, l'aster acuminé (*Aster acuminatus*), la clintonie boréale (*Clintonia borealis*) et la maïanthème du Canada s'y retrouvent en grand nombre. Une abondante litière de feuilles mortes recouvre le sol alors que des mousses occupent les dépressions les plus humides. La rareté des troncs pourris et des branchages sur le sol semble indiquer que ce peuplement n'a pas fait l'objet d'une exploitation forestière depuis de nombreuses années.

Selon Dansereau (1959), il s'agirait là d'un peuplement de l'association ACERETUM SACCHAROPHORI BETULOSUM. Cette association est considérée comme formant un climax dans la région de l'étude.

## 4. Peuplement mixte

Ce peuplement occupe tout le flanc oriental d'une montagne. Le drainage du quadrat est de plus en plus rapide au fur et à mesure que l'on s'élève en altitude, ce qui permet la croissance d'une grande variété d'arbres.

Au bas de la pente, là où le drainage est moyen et le till épais, le sapin baumier et le bouleau jaune dominant la strate arborescente. Plus haut, le drainage plus rapide et un till plus mince favorisent la croissance de l'épinette rouge, du hêtre et de l'érable à sucre. Cette strate s'élève à environ 15 m au-dessus du niveau du sol.

La strate arbustive est aussi très diversifiée. Aux espèces de la strate supérieure s'ajoute l'érable à épis qui y domine. Cette strate s'élève à environ 7 m au-dessus du niveau du sol.

Au niveau de la strate herbacée se retrouvent surtout la dryoptéride spinuleuse, l'oxalide de montagne (*Oxalis montana*), la clintonie boréale et la maïanthème du Canada. Les mousses sont peu abondantes, mais le sol est jonché de feuilles mortes, de branchages et de roches à nu.

L'exploitation forestière s'ajoute à l'important gradient d'humidité pour expliquer l'hétérogénéité de ce peuplement et des forêts avoisinantes. Jusqu'aux années 1952-54, ces forêts ont fait l'objet de coupes de bois périodiques où l'on abattait, à tour de rôle, les bois francs et les bois mous. Selon Heimburger (1941), c'est à cette exploitation soutenue de la forêt que l'on doit le fouillis d'espèces et de classes d'âges si caractéristique des forêts de la région.

## 5. Pessièrre rouge

Situé au sommet d'une montagne, ce peuplement présente une légère exposition vers le nord-est. Le sol est bien drainé et comprend des dépressions humides.

Bien que l'épinette rouge soit abondante dans la strate arborescente, elle ne domine vraiment qu'au milieu du quadrat. Dans la partie septentrionale, le sapin baumier s'ajoute comme co-dominant alors que dans la partie méridionale, la présence d'une source favorise la croissance du

bouleau jaune et de l'érable rouge. Cette strate s'élève à environ 12 m au-dessus du niveau du sol.

Les deux essences résineuses s'assurent aussi la dominance de la strate arbustive. Le sapin baumier y est cependant plus abondant que dans la strate supérieure. Dans la partie méridionale du quadrat, l'érable à épis forme la majeure partie de la strate médiane. Cette strate, en général peu développée, s'élève à environ 6 m au-dessus du niveau du sol.

La strate herbacée est bien diversifiée. Aux semis de sapins baumiers et d'épinettes rouges s'ajoutent des arbustes tels que l'amélanchier glabre (*Amelanchier laevis*) et le viorne à feuilles d'aune (*Viburnum alnifolium*). L'osmonde de Clayton (*Osmunda claytoniana*), la grande fougère, la clintonie boréale et la maïanthème du Canada sont les principales plantes du sous-bois. Des mousses occupent les dépressions humides tandis que des feuilles mortes et des branchages jonchent le sol.

Cette association correspond au PICEETUM RUBENTIS de Dansereau (1959). En tant que témoin d'une période passée correspondant à un climat plus chaud et plus sec, elle constitue présentement un pré-climax instable. Le feu de 1923 et la coupe forestière de 1939-40 ont certainement favorisé l'établissement du sapin baumier dans ce peuplement et le passage progressif de l'association vers l'ABIETUM BALSAMEAE.

## 6. Sapinière

Ce peuplement est situé près du sommet d'une montagne et présente une légère exposition vers l'est. Le sol est assez bien drainé et comprend de légères dépressions.

Le sapin baumier domine dans la strate arborescente. Des épinettes rouges, des bouleaux blancs, des érables rouges, des bouleaux jaunes et des cèdres s'associent au sapin baumier surtout aux endroits qui ont été éclaircis par la coupe sélective des épinettes rouges en 1939 et 1940. La strate arborescente s'élève à environ 12 m au-dessus du niveau du sol.

La strate arbustive est peu développée et comprend les mêmes espèces. Le sapin baumier domine aussi cette strate qui s'élève à environ 6 m au-dessus du niveau du sol.

La strate herbacée est relativement peu développée. Aux semis de sapins baumiers se mêlent principalement la grande fougère, la clintonie boréale et la maïanthème du Canada. Le sol est recouvert d'une strate muscinale presque continue. Des branchages jonchent le sol, derniers vestiges de la coupe de bois et du feu passés.

Selon Dansereau (1959), il s'agirait là d'un peuplement de l'association ABIETUM BALSAMEAE. Il la considère comme un quasi-climax ne parvenant pas au stade climax par suite d'une inhibition continue qui peut être d'ordre topographique, édaphique ou microclimatique. Cette association se rencontre tout au long des basses pentes des Laurentides.

## Contrôle de la précision des valeurs obtenues par la technique des plans quadrillés

Afin de contrôler la précision des valeurs obtenues par la technique des plans quadrillés, j'ai tracé la courbe de variété cumulée et appliqué le test de rendement aux données recueillies dans chacun des quadrats.

### 1. Variété cumulée

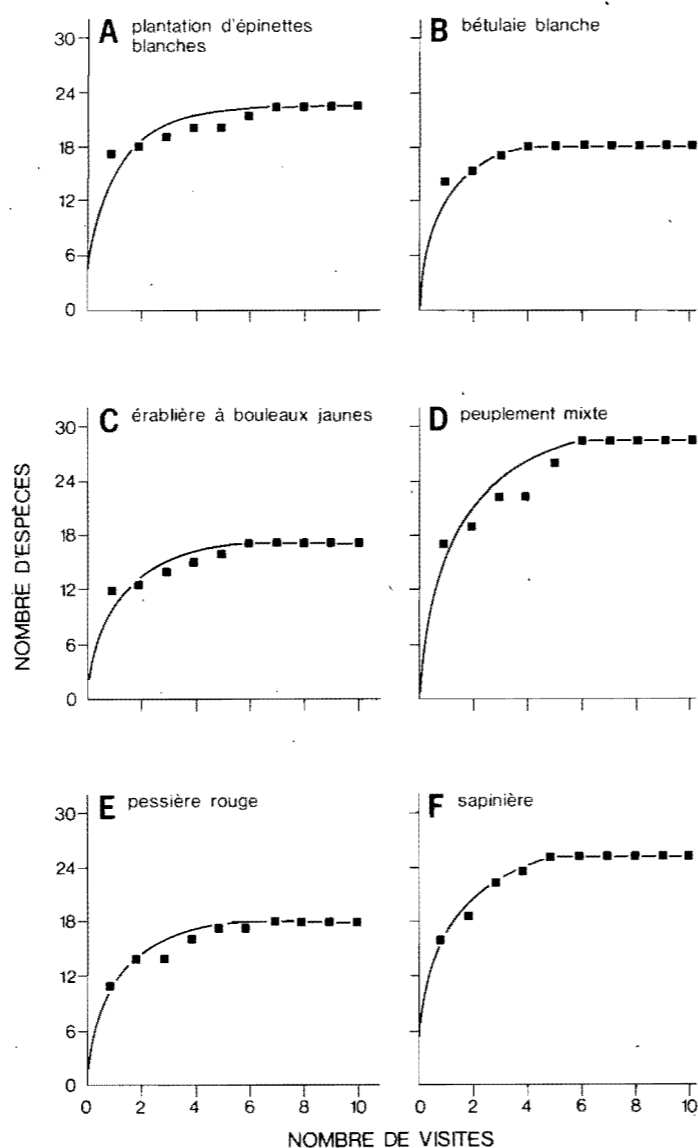
Le premier dénombrement effectué à l'intérieur d'un quadrat ne permet de détecter qu'un nombre restreint d'espèces. Le deuxième décompte fournit un certain nombre d'espèces nouvelles par rapport à la visite précédente. La variété cumulée à la deuxième visite est le nombre total d'espèces différentes contactées au cours de ces deux visites, et ainsi de suite. A mesure que la variété cumulée augmente avec le nombre des dénombrements, elle se rapproche de plus en plus de la variété réelle. On peut représenter cette relation par une courbe cumulative. Les courbes de variété cumulée obtenues dans chacun des quadrats étudiés sont rassemblées à la figure 2.

Comme on peut le constater, l'augmentation du nombre des espèces nouvelles n'est importante qu'aux toutes premières visites et s'atténue rapidement jusqu'à atteindre moins d'une espèce par visite. Ainsi, l'observateur contacte des espèces nouvelles proportionnellement au logarithme du nombre des dénombrements lorsque ce nombre est petit; par contre, pour un nombre de visites plus grand (six et plus) l'augmentation du nombre des espèces nouvelles s'atténue encore, ce qui démontre que la variété cumulée se rapproche probablement de la variété réelle (Frochot 1971).

Pour obtenir une courbe plus représentative, il faudrait éliminer l'effet des fluctuations aléatoires affectant la variété observée. On devrait donc combiner plusieurs fois les dix dénombrements au hasard pour ne retenir que des valeurs moyennes pour la variété cumulée au deuxième dénombrement et pour les autres par la suite. Ceci est d'autant plus important dans notre cas que les dénombrements faits le soir comportent moins d'espèces.

Cette technique exige malheureusement beaucoup de temps. J'ai donc tracé pour chacune des séries de dénombrements, une courbe approximative fondée sur les différents points de variété cumulée obtenus en considérant les dénombrements dans l'ordre où ils ont été effectués. Normalement, ces courbes devraient être assez proches de celles qui auraient été obtenues autrement et peuvent servir à montrer que la variété mesurée est certainement proche de la variété réelle.

Figure 2  
Courbes de variété cumulée obtenues dans chacun des quadrats. Les tracés ont été jugés à l'oeil



### 2. Test de rendement

Le rendement (Eniema 1959, Blondel 1969b) exprime la chance que l'observateur a de noter un couple par un contact quelconque, chaque fois qu'il passe à proximité de son territoire. Il exprime en pourcentage le nombre d'occasions au cours desquelles l'observateur a obtenu un contact par rapport au nombre possible de cas.

J'ai considéré comme étant le rendement d'un couple, le pourcentage des visites au cours desquelles j'ai recensé ce couple. Seuls les couples dont le territoire était entièrement compris dans les limites du quadrat ont été considérés.

Le calcul satisfaisant du rendement exige une grande uniformité dans la technique de dénombrement. Ainsi, pour être représentatifs, les dénombrements doivent être faits par le même observateur. De plus, l'heure du jour et les conditions météorologiques doivent être comparables. Enfin, la vitesse de progression ne doit pas être trop grande et doit être la plus constante possible tout au long des dénombrements.

Je me suis appliqué à respecter ces exigences le mieux possible. Par contre, j'ai choisi de faire un certain nombre de dénombrements le soir. De plus, les conditions météorologiques n'ont pas toujours été comparables d'un dénombrement à l'autre. Néanmoins, je n'ai pas cru devoir tenir compte de ces irrégularités dans le calcul du rendement.

N'ayant pas fait la différence sur les feuilles de données entre les contacts obtenus à brève échéance à proximité du territoire d'un couple et ceux obtenus à des endroits éloignés du territoire, je n'ai considéré qu'un seul contact au maximum par couple à chacune des visites. Cela conduit à une sous-estimation du rendement des couples. Certains jours en effet, je pouvais n'avoir aucun contact avec un couple alors qu'un autre jour, je pouvais en obtenir plusieurs à partir d'endroits parfois assez éloignés de leur territoire. Le rendement spécifique est le rendement moyen de tous les couples de la même espèce nichant dans un certain quadrat. Le rendement d'ensemble de la communauté ou rendement du milieu est le rendement moyen de la totalité de l'avifaune reproductrice d'un certain quadrat. Les rendements spécifiques et les rendements d'ensemble des quadrats étudiés sont publiés ailleurs (DesGranges 1974).

Pour les six quadrats étudiés, les valeurs du rendement d'ensemble se situent entre 38.3% (peuplement mixte) et 57.8% (érablière à bouleaux jaunes). En moyenne, il est de  $47.6 \pm 6.8\%$ .

On peut utiliser le rendement d'ensemble pour évaluer le nombre minimum de visites qu'il faut effectuer dans un quadrat pour être sûr d'avoir consigné au moins 90% de la population. En considérant que le rendement moyen des

milieux étudiés est de 47.6%, on peut faire le raisonnement suivant: à la première visite dans un quadrat, l'observateur devrait noter environ 47.6% de la population et la loi des probabilités indique qu'à la deuxième, il aura consigné 72.5% de la population. En continuant ainsi, il aura relevé 92.5% de la population à la quatrième visite et 99.8% à la dixième.

### 3. Conclusions

Considérant les résultats obtenus à partir des courbes de variété cumulée et des tests de rendement, je considère comme significatives les données recueillies par la technique des plans quadrillés.

Bien que ces résultats subissent avec succès le contrôle de la courbe de variété cumulée et du test de rendement, il convient d'introduire ici une mise en garde quant à leur signification.

Ces résultats se rapportent à une situation spécifique, et s'appliquent à des quadrats particuliers durant une seule saison de nidification. Il serait imprudent d'appliquer ces valeurs à l'ensemble des peuplements des associations forestières étudiées. De plus, on doit s'attendre à des fluctuations annuelles à l'intérieur même des quadrats étudiés (Brewer 1963).



Les dénombrements d'oiseaux ont fait l'objet d'un nombre impressionnant de travaux. Il suffit de consulter les listes bibliographiques (Lack 1937, Kendeigh 1944, Blondel 1969b, Erskine 1977) pour s'en convaincre. Les auteurs de plusieurs de ces travaux ont décrit des communautés aviennes en se basant sur la présence de groupes distincts d'espèces (Adams 1908, Pitelka 1941, Kendeigh 1945, 1946; Johnston 1947, Snyder 1950, Odum 1950, Johnston et Odum 1956, Bond 1957, Martin 1960, Haapanen 1965, 1966). Kendeigh (1948) va même jusqu'à proposer un système de nomenclature des communautés basé sur les espèces d'oiseaux dominantes et sur le type de végétation. Malheureusement, en général, les parcelles d'habitats étudiées ont souvent été choisies avec l'intuition qu'elles hébergeaient une communauté particulière d'oiseaux. Cette sélection subjective suppose *a priori* l'existence de types de communautés aviennes et en favorise la démonstration. Si les parcelles d'habitats avaient été choisies de façon aléatoire, les auteurs y auraient peut-être trouvé des communautés d'oiseaux atypiques (Krebs 1972).

Je n'ai pas l'intention de raviver un vieux débat (Gleason 1926, Clements 1936). Qu'il me suffise de dire, comme Whittaker (1970), que les types d'associations et de communautés sont des concepts de création humaine. Ils constituent d'excellentes abstractions des groupements complexes d'espèces que l'on trouve dans la nature. En effet, les communautés regroupent des espèces ayant des exigences écologiques semblables. Chacune a son écotopie particulier (Whittaker *et al.* 1973) et celui-ci est maintenu sensiblement différent de celui des autres espèces par un état de compétition partielle (Svårdson 1949, MacArthur 1958, Cody 1968, Fretwell 1969, Terborgh et Diamond 1970, Brown et Orians 1970, Diamond 1973). Il en résulte une communauté d'oiseaux bien structurée (Hairston 1959), qui réapparaît lorsque les conditions écologiques appropriées sont réalisées. Les communautés existent. Leur classification en groupes discontinus le long d'un gradient continu (Bond 1957, Terborgh 1971) peut s'avérer utile lorsque l'on recherche une meilleure compréhension de la structure des communautés. C'est dans cette optique que j'ai entrepris cette étude des communautés aviennes. J'admets que chacune forme un ensemble écologique bien organisé et qu'à ce titre, chacune possède certaines caractéristiques qui lui sont propres.

Le premier aspect dont je traiterai est la similitude entre chacune des communautés. Je comparerai à tour de rôle les communautés aviennes et les communautés végétales (physionomiques et taxonomiques) et je tirerai des conclusions en faisant la comparaison globale des trois groupes de communautés que j'ai étudiées.

Plusieurs mesures de similitude et de nombreuses techniques d'arrangement graphique sont disponibles pour effectuer ce genre d'étude (Bond 1957, Beals 1960, Kikkawa 1968, Vernon 1970, James 1971, Power 1971).

J'ai choisi d'utiliser une méthode taxométrique: *Taxmap classification program* (Carmichael 1970). Ce programme inclut, notamment, le calcul de la similitude relative entre chacune des communautés, décrites par des valeurs pour un certain nombre de variables. Dans mon cas, les variables sont des abondances spécifiques d'oiseaux (tableau 1), des mesures de caractères physionomiques de la végétation (tableau 2) et des couverts spécifiques d'arbres et arbustes (tableau 3). Avant le calcul des similitudes, les valeurs de chacune des variables sont ramenées à l'intérieur d'un intervalle compris entre 0 et 1. Ensuite, si l'opérateur le désire, les variables sont pondérées en fonction de l'importance de l'information qu'elles renferment. Pour ce faire, on prend le logarithme à base 2 du nombre de classes (intervalles de confiance de 95%) plus 1 incluses dans l'intervalle de variation de chacune des variables. Les coefficients obtenus sont ensuite multipliés par les valeurs de similitude obtenues de la comparaison de chacune des variables entre les différentes communautés. Ceci rétablit l'importance relative des différentes variables au moment du calcul global des similitudes entre chacune des communautés.

J'ai cru bon d'utiliser une pondération différentielle dans le cas particulier des communautés aviennes parce que la présence (ou l'absence) d'une espèce commune différencie probablement davantage deux communautés que la présence (ou l'absence) d'une espèce rare. Dans le cas des communautés végétales (physionomiques et taxonomiques), j'ai pondéré chacune des variables uniformément car aucune ne me paraissait plus importante que les autres.

Le calcul de la similitude ou plutôt celui de la dissimilitude (*i.e.* 1 - valeur de la similitude) se fait de la façon suivante. La dissimilitude relative entre les valeurs ( $V$ ) de la  $i^{\text{ème}}$  et de la  $j^{\text{ème}}$  communauté, pour une seule variable ( $d_{ij}$ ) est donnée par la formule

$$d_{ij} = |V_i - V_j| / (V_{\max} - V_{\min})$$

Autrement dit, c'est la différence entre les valeurs observées, divisée par la valeur de l'intervalle maximum obtenu pour l'ensemble des communautés.

La dissimilitude relative entre la  $i^{\text{ème}}$  et la  $j^{\text{ème}}$  communauté, basée sur un grand nombre de variables ( $D_{ij}$ ), est donnée par la moyenne arithmétique pondérée ( $W$ ) de leurs dissimilitudes relatives pour chacune des variables ( $d_{ij}$ ).

Ainsi, pour  $n$  variables on a

$$D_{ij} = \frac{\sum_k (d_{ij})_k \cdot W_k}{\sum W_k}$$

$$k = 1 - n$$

Si l'on choisit un pondérage égal, la formule se réduit à

$$D_{ij} = \sum (d_{ij}) / n$$

Les valeurs de dissimilitude obtenues pour les différents groupes de communautés sont présentées au tableau 4. Elles ont été transformées en coordonnées cartésiennes en utilisant le programme *M-D-Scal* (Kruskal et Carmone 1969), afin de servir à la préparation des modèles stéréographiques de la figure 3.

Ce programme, tout en transposant des coordonnées multidimensionnelles dans un espace de dimensions réduites, inclut le calcul d'une valeur de stress. Cette valeur permet de juger de la qualité de la configuration obtenue car elle représente l'importance de l'écart entre les dissimilitudes originales et celles obtenues avec la nouvelle configuration. Les valeurs de stress calculées sont 0.0255 pour le stéréogramme des communautés aviennes, 0.0092 pour celui des communautés végétales physionomiques et 0.0080 pour celui des communautés végétales taxonomiques. Ces valeurs correspondent toutes à une configuration parfaite (Kruskal et Carmone 1969).

A l'examen de ces stéréogrammes, nous constatons que les communautés aviennes de même que les communautés végétales physionomiques se partagent en deux grands groupes. Au bas des configurations, on trouve les communautés des peuplements à dominance de feuillus tandis qu'au haut des modèles, on retrouve les communautés des peuplements à dominance de conifères. De plus, dans ces deux représentations, les communautés de la pessière rouge et de la sapinière se trouvent rassemblées. Les communautés végétales taxonomiques sont par contre mieux dispersées; il est difficile d'y déceler des associations. Il semble donc qu'il existe une corrélation entre les communautés aviennes et les communautés végétales physionomiques. Pour m'en convaincre, j'ai placé en rang les valeurs de dissimilitude de chacun des groupes de communautés et appliqué le test de corrélation de Spearman (Sokal et Rohlf 1969).

Ce test a révélé qu'il n'y a pas de corrélation significative entre les communautés aviennes et les communautés végétales taxonomiques. Par contre, il existe une corrélation statistiquement significative ( $r_s = 0.55$ ;  $P < 0.05$ ) entre les communautés végétales physionomiques et taxonomiques ainsi qu'une corrélation presque significative ( $r_s = 0.51$ ,  $P < 0.1$ )

entre les communautés aviennes et les communautés végétales physionomiques.

Par deux voies bien différentes, l'une considérant les abondances spécifiques des oiseaux de certains peuplements forestiers et l'autre utilisant des caractères de la physionomie végétale de ces peuplements, tels que les facteurs de couvert de différentes strates, la nature du sous-bois et des mesures linéaires (distance moyenne entre les arbres, diamètre moyen des arbres et hauteur moyenne des premières branches), je suis parvenu à deux classifications semblables des communautés. Ainsi, à partir de variables numériques qui, je l'espérais, décrivaient assez bien trois types de communautés, j'ai démontré que la composition végétale d'un habitat n'a qu'une influence indirecte sur la composition de l'avifaune. C'est par l'intermédiaire de la physionomie végétale qu'elle affecte que la composition spécifique de la végétation influence la composition des communautés aviennes.

Certains ornithologistes ont déjà remarqué que, parmi les facteurs qui influencent l'oiseau quand il choisit son habitat pour y nicher, la physionomie de la végétation tient une place prépondérante, les critères d'ordre floristique passant au second plan (Lack 1933, Svårdson 1949, Bond 1957, Hilden 1965). En démontrant l'existence d'une relation entre la diversité avienne et la diversité de stratification, de nombreux auteurs sont parvenus à la même conclusion (MacArthur et MacArthur 1961, MacArthur *et al.* 1962, Recher 1969, Cody 1970, Karr et Roth 1971, Blondel *et al.* 1973, Morse 1976, Terborgh 1977).

**Tableau 1**  
Densités des espèces présentes à l'intérieur des quadrats étudiés

Espèces	Plantation d'épinettes blanches	Bétulaie blanche	Érablière à bouleaux jaunes	Peuplement mixte	Pessière rouge	Sapinière
Petite Buse	—	—	P*	—	—	P
Gélinotte huppée	—	1	1	—	—	1
Bécasse d'Amérique	2	—	—	—	—	—
Maubèche branle-queue	—	—	—	P	—	—
Coulicou à bec noir	—	—	—	2	—	—
Chouette rayée	—	—	—	1	—	—
Martinet ramoneur	—	—	P	—	—	—
Pic flamboyant	P	1	—	—	—	—
Pic grand	—	—	1	1	—	—
Pic maculé	—	—	1	2	—	—
Pic mineur	—	—	—	—	—	1
Moucherolle huppé	P	—	2	—	—	—
Moucherolle tchébec	—	7	2	1	—	—
Pioui de l'Est	—	—	2	2	—	—
Moucherolle à côtés olive	—	—	—	P	—	—
Hirondelle des granges	—	—	—	P	—	—
Geai gris	—	—	—	—	2	—
Geai bleu	—	—	P	2	—	2
Mésange à tête noire	—	7	—	2	—	2
Mésange à tête brune	2	—	—	—	—	—
Sittelle à poitrine blanche	—	4	—	—	—	—
Sittelle à poitrine rousse	3	—	P	2	2	2
Grimpereau brun	—	—	—	2	2	—
Troglodyte des forêts	—	—	7	4	3	3
Merle d'Amérique	5	2	—	P	—	—
Grive solitaire	—	14	9	4	—	6
Grive à dos olive	13	—	—	—	7	7
Grive fauve	—	16	6	12	—	—
Roitelet à couronne dorée	14	—	—	1	15	12
Roitelet à couronne rubis	6	P	—	P	—	1
Jaseur des cèdres	P	P	—	—	—	—
Viréo à tête bleue	3	—	—	P	—	3
Viréo aux yeux rouges	1	11	18	15	5	3
Fauvette noir et blanc	—	2	2	—	—	—
Fauvette obscure	2	—	—	—	—	—
Fauvette à joues grises	10	6	P	—	4	5
Fauvette parula	—	P	—	5	—	7
Fauvette à tête cendrée	P	P	—	—	2	9
Fauvette tigrée	12	—	—	2	2	—
Fauvette bleue à gorge noire	—	12	20	10	3	4
Fauvette à croupion jaune	6	—	—	6	2	6
Fauvette verte à gorge noire	—	P	—	—	—	9
Fauvette à gorge orangée	6	P	—	5	10	9
Fauvette à flancs marron	1	—	—	—	—	—
Fauvette à poitrine baie	6	—	—	—	6	15
Fauvette couronnée	5	25	8	17	7	19
Fauvette des ruisseaux	—	—	—	4	—	—
Fauvette triste	—	P	—	—	—	—
Fauvette du Canada	—	P	2	4	—	—
Fauvette flamboyante	—	2	12	6	—	—
Carouge à épaulettes	P	—	—	4	—	—
Mainate bronzé	P	—	—	—	P	—
Vacher à tête brune	P	—	—	P	—	—
Tangara écarlate	1	—	6	2	—	—
Gros-bec à poitrine rose	—	2	4	4	P	2
Gros-bec errant	P	P	—	P	P	P
Roselin pourpré	4	1	—	2	2	5
Chardonneret jaune	—	—	P	—	—	—
Junco ardoisé	5	6	P	P	5	7
Pinson familier	9	—	—	—	—	—
Pinson à gorge blanche	7	6	—	—	2	6
Total des espèces (9.3 ha)	30	27	24	37	21	27
Total des espèces dénombrées (9.3 ha)	22	18	17	28	18	25
Total des individus (9.3 ha)	123	125	103	124	81	146
Total des individus (100 ha)	1324	1344	1108	1334	872	1570
Nombre de mâles (100 ha)	662	672	554	667	436	785

\* P, Présent

**Tableau 2**  
Mesures de quelques caractères physiologiques de la végétation des quadrats étudiés

Caractères physiologiques	Plantation d'épinettes blanches	Bétulaie blanche	Érablière à bouleaux jaunes	Peuplement mixte	Pessière rouge	Sapinière
Couvert en feuillus (strate arborescente)*	0.4	5.7	7.8	4.2	3.8	2.3
Couvert en conifères (strate arborescente)	3.4	0.5	0.0	2.2	4.2	4.1
Couvert en feuillus (strate arbustive)	0.0	4.0	4.8	4.6	1.6	1.6
Couvert en conifères (strate arbustive)	1.5	1.2	0.2	1.3	3.5	3.0
Couvert en feuillus (strate herbacée)	0.5	2.8	6.6	2.3	1.8	0.1
Couvert en conifères (strate herbacée)	0.0	0.1	0.8	0.4	2.4	2.6
Importance de la strate herbacée†	1	3	3	3	3	2
Importance de la strate muscinale	3	1	2	1	2	2
Importance de la litière de feuilles mortes	1	3	3	3	3	2
Importance de la litière de branchages	2	2	1	3	3	3
Importance de sol et de roches à nu	1	3	3	3	1	2
Importance de l'humidité du sol	2	1	2	1	2	1
Distance moyenne entre les arbres (m)‡	2.4(1.3)	2.6(1.0)	4.2(2.1)	3.2(1.4)	2.7(1.3)	2.2(0.9)
Diamètre moyen des arbres à hauteur de poitrine (cm)	12.2(3.6)	13.7(7.6)	17.0(9.4)	18.8(16.3)	15.0(8.9)	14.0(73.7)
Hauteur moyenne des premières branches (m)	0.2(0.9)	5.6(2.9)	4.2(2.9)	3.5(2.1)	3.3(2.7)	3.4(2.4)

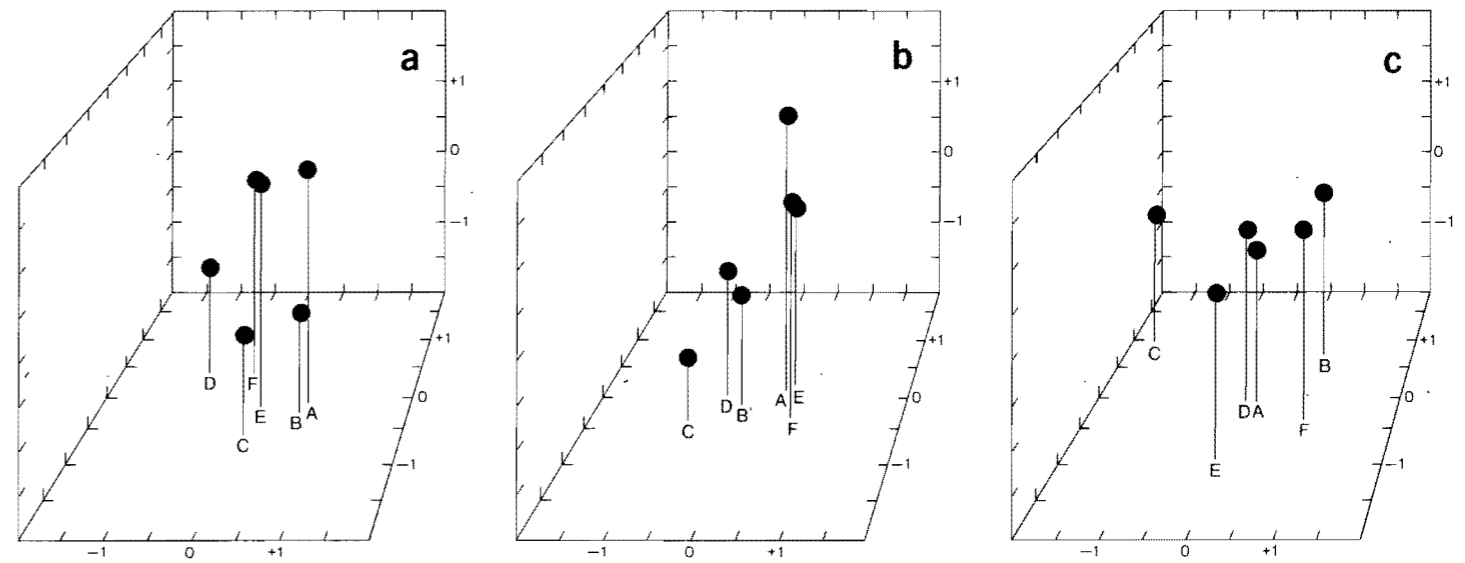
\* Ces indices de couvert constituent la somme des indices moyens obtenus par les différentes espèces du type considéré. Les indices spécifiques ont été attribués de la façon suivante: 5, 100-81% de couvert; 4, 80-61%; 3, 60-41%; 2, 40-21%; 1, 20-1%; 0, moins de 1%.

† 1, importance faible; 2, importance moyenne; 3, grande importance.

‡ Les écarts-types sont donnés entre parenthèses.

**Figure 3**  
Modèles stéréographiques de la similitude des communautés aviennes (a), végétales physiologiques (b) et végétales taxonomiques (c). Le coefficient de similitude utilisé tient compte aussi bien des correspondances positives que des correspondances négatives (ex. présence aussi bien qu'absence simultanée d'une espèce). Ces stéréogrammes constituent des représentations

graphiques tridimensionnelles où sont respectées, aussi fidèlement que possible, les nombreuses similitudes et dissimilitudes qui existent entre des peuplements forestiers dont les communautés aviennes et végétales ont été décrites par des variables numériques. Cette technique taxométrique permet de déceler visuellement les peuplements qui se ressemblent car ceux-ci se retrouvent près l'un de l'autre dans de telles figures.



- A plantation d'épinettes blanches
- B bétulaie blanche
- C érablière à bouleaux jaunes
- D peuplement mixte
- E pessière rouge
- F sapinière

**Tableau 3**  
Couverts spécifiques moyens\* des arbres et arbustes présents à l'intérieur des quadrats botaniques étudiés

Espèces	Plantation d'épinettes blanches	Bétulaie blanche	Érablière à bouleaux jaunes	Peuplement mixte	Pessière rouge	Sapinière
<b>Strate arborescente</b>						
<i>Betula alleghaniensis</i>	—	—	1.0	2.2	1.2	—
<i>Abies balsamea</i>	—	0.5	—	1.5	2.3	2.2
<i>Picea rubens</i>	—	—	—	0.6	1.9	1.4
<i>Betula papyrifera</i>	—	2.9	0.2	—	1.0	1.0
<i>Acer rubrum</i>	—	0.7	0.5	0.4	1.1	1.3
<i>Populus tremuloides</i>	0.4	1.4	—	—	—	—
<i>Populus grandidentata</i>	—	0.3	—	—	—	—
<i>Acer saccharum</i>	—	0.3	3.0	1.6	—	—
<i>Fagus grandifolia</i>	—	—	2.5	—	0.2	—
<i>Thuja occidentalis</i>	—	—	—	0.1	—	0.4
<i>Pinus strobus</i>	—	—	—	—	—	0.1
<i>Picea glauca</i>	3.4	—	—	—	—	—
<i>Fraxinus nigra</i>	—	0.1	0.3	—	—	—
<i>Prunus pensylvanica</i>	—	—	0.3	—	—	—
<i>Acer spicatum</i>	—	—	—	—	0.3	—
<b>Total</b>	<b>3.8</b>	<b>6.2</b>	<b>7.8</b>	<b>6.4</b>	<b>8.0</b>	<b>6.4</b>
<b>Strate arbustive</b>						
<i>Betula alleghaniensis</i>	—	—	0.2	0.7	0.5	—
<i>Abies balsamea</i>	—	1.2	0.2	1.1	2.3	2.4
<i>Picea rubens</i>	—	—	—	0.2	1.2	0.5
<i>Betula papyrifera</i>	—	0.9	—	—	—	0.5
<i>Acer rubrum</i>	—	0.6	0.7	0.3	0.5	0.9
<i>Populus tremuloides</i>	—	0.3	—	—	—	—
<i>Acer saccharum</i>	—	0.4	1.5	1.0	—	—
<i>Fagus grandifolia</i>	—	—	1.4	—	—	—
<i>Thuja occidentalis</i>	—	—	—	—	—	0.1
<i>Picea glauca</i>	1.5	—	—	—	—	—
<i>Fraxinus nigra</i>	—	—	0.1	—	—	0.2
<i>Prunus pensylvanica</i>	—	—	0.1	—	—	—
<i>Acer spicatum</i>	—	1.2	0.5	2.6	0.5	—
<i>Acer pennsylvanicum</i>	—	0.5	0.3	—	—	—
<i>Corylus cornuta</i>	—	0.1	—	—	—	—
<i>Cornus stolonifera</i>	—	—	—	—	0.1	—
<b>Total</b>	<b>1.5</b>	<b>5.2</b>	<b>5.0</b>	<b>5.9</b>	<b>5.1</b>	<b>4.6</b>
<b>Strate herbacée</b>						
<i>Betula alleghaniensis</i>	—	—	0.4	—	—	—
<i>Abies balsamea</i>	—	0.1	—	0.4	1.4	2.5
<i>Picea rubens</i>	—	—	—	—	0.9	0.1
<i>Acer rubrum</i>	—	0.2	0.5	0.2	0.5	0.1
<i>Acer saccharum</i>	—	0.2	2.7	0.5	—	—
<i>Fagus grandifolia</i>	—	—	0.4	—	—	—
<i>Fraxinus nigra</i>	—	—	0.1	—	—	—
<i>Acer spicatum</i>	—	1.2	1.0	1.3	0.3	—
<i>Acer pennsylvanicum</i>	—	—	0.7	—	—	—
<i>Corylus cornuta</i>	—	1.1	—	0.3	0.1	—
<i>Cornus stolonifera</i>	0.4	—	—	—	0.1	—
<i>Amelanchier laevis</i>	—	—	—	—	0.4	—
<i>Viburnum alnifolium</i>	—	—	0.8	—	0.3	—
<i>Sambucus canadensis</i>	—	—	—	—	0.1	—
<i>Taxus canadensis</i>	—	—	0.8	—	0.1	—
<i>Diervilla lonicera</i>	—	0.1	—	—	—	—
<i>Kalmia angustifolium</i>	0.1	—	—	—	—	—
<b>Total</b>	<b>0.5</b>	<b>2.9</b>	<b>7.4</b>	<b>2.7</b>	<b>4.2</b>	<b>2.7</b>

\* Ces indices de couvert constituent la somme des indices moyens obtenus par les différentes espèces du type considéré. Les indices spécifiques ont été attribués de la façon suivante: 5, 100-81% de couvert; 4, 80-61%; 3, 60-41%; 2, 40-21%; 1, 20-1%; 0, moins de 1%.

**Tableau 4**  
Valeurs de dissimilitude obtenues pour la comparaison des communautés avicennes, végétales physiologiques et végétales taxonomiques\*

Communautés avicennes						Communautés végétales physiologiques						Communautés végétales taxonomiques					
1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
.552						.604						.359					
.634	.349					.720	.351					.487	.515				
.612	.448	.317				.648	.193	.374				.270	.302	.404			
.301	.412	.427	.409			.457	.469	.517	.399			.388	.461	.548	.300		
.397	.457	.562	.471	.279		.449	.460	.668	.417	.244		.325	.389	.550	.298	.308	

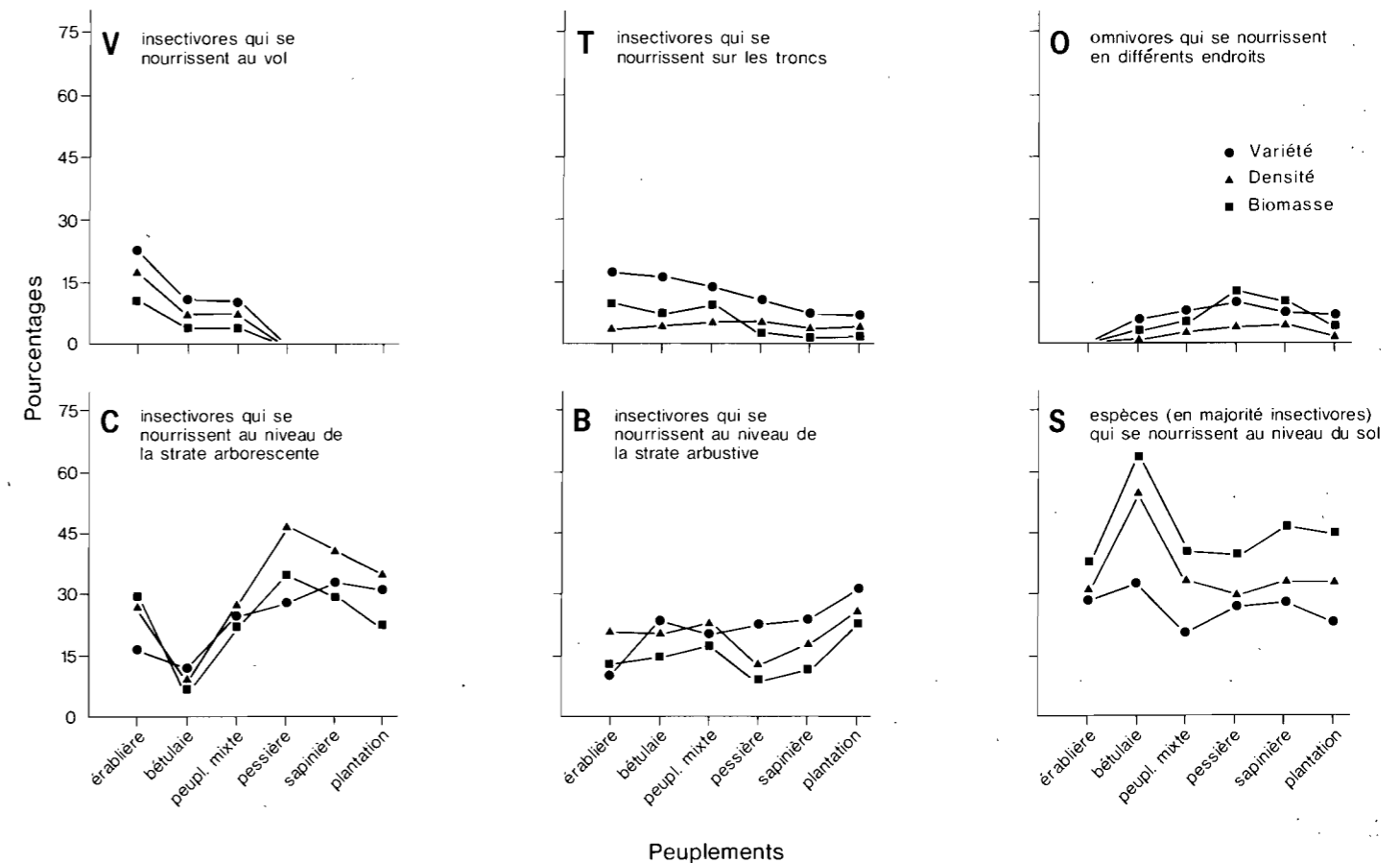
\* 1, plantation d'épinettes blanches; 2, bétulaie blanche; 3, érablière à bouleaux jaunes; 4, peuplement mixte; 5, pessière rouge; 6, sapinière.

## Niches stratigraphiques d'alimentation

Comme nous venons de le voir, la composition des communautés avicennes peut différer passablement d'un peuplement forestier à l'autre. Les exigences écologiques de certaines espèces sont parfois si limitées que certaines d'entre elles ne fréquentent qu'un seul peuplement. Selon Hilden (1965), la niche d'alimentation et la niche de nidification particulières à chaque espèce comptent parmi les facteurs les plus importants dans la sélection différentielle de l'habitat. En effet, selon que l'espèce se nourrit au vol ou

qu'elle s'alimente au niveau du sol, ou selon qu'elle niche dans les buissons ou qu'elle fréquente la cime des arbres, on peut prévoir que l'espèce en question fréquentera un habitat bien particulier. Dunlavy (1935) et Colquhoun et Morley (1943) ont été les premiers à noter la distribution verticale des oiseaux à l'intérieur des peuplements forestiers. Cela, à la même période où Adams (1941) démontrait l'existence d'une stratification identique chez certains invertébrés forestiers.

**Figure 4**  
Comparaison de l'importance relative de la variété (% des espèces), de la densité (% des individus) et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux de chacune des niches stratigraphiques d'alimentation des quadrats étudiés. Les peuplements suivent un ordre allant du peuplement le plus feuillu au peuplement le plus coniférien



Afin de mieux comprendre les variations quantitatives des espèces dans chacun des peuplements, j'ai choisi de faire l'étude des niches stratigraphiques d'alimentation.

A partir de mes observations, ainsi que des données fournies par Cruikshank (1956), Bond (1957), MacArthur (1958), Godfrey (1967), Morse (1967, 1968) et Power (1971), j'ai attribué à chacune des espèces dénombrées une niche stratigraphique d'alimentation principale et pour certaines espèces une seconde niche lorsque celles-ci s'y alimentent régulièrement (tableau 5). On trouve aussi dans ce tableau le poids individuel moyen pour chacune des espèces. Sauf pour quelques exceptions, ils constituent la moyenne arithmétique des mesures pondérales de six spécimens de l'espèce (trois mâles et trois femelles). Aux mesures provenant de mes spécimens, j'ai ajouté celles accompagnant des spécimens collectionnés durant la période de nidification, en différents endroits du Québec méridional par des chercheurs

du Musée national des Sciences naturelles et de l'Université de Montréal. Dans les cas où je n'avais pas suffisamment de données, j'ai calculé le poids individuel moyen pour chacun des sexes puis déterminé le poids individuel moyen pour l'espèce. La faible valeur des écarts-types suggère que les mesures obtenues constituent probablement des approximations assez justes du poids individuel moyen pour chacune des espèces. La biomasse consommante de chacune des espèces, calculée à l'aide de la formule:  $B = W^{0.7}$  (Blondel 1969a) apparaît aussi au tableau 5. Il s'agit d'une mesure qui tient compte des différences de métabolisme dues aux différences de taille des oiseaux. Elle est directement proportionnelle à la quantité d'énergie prélevée sur le milieu (Blondel 1969a).

À la figure 4, j'ai représenté la distribution proportionnelle de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux de chacune des princi-

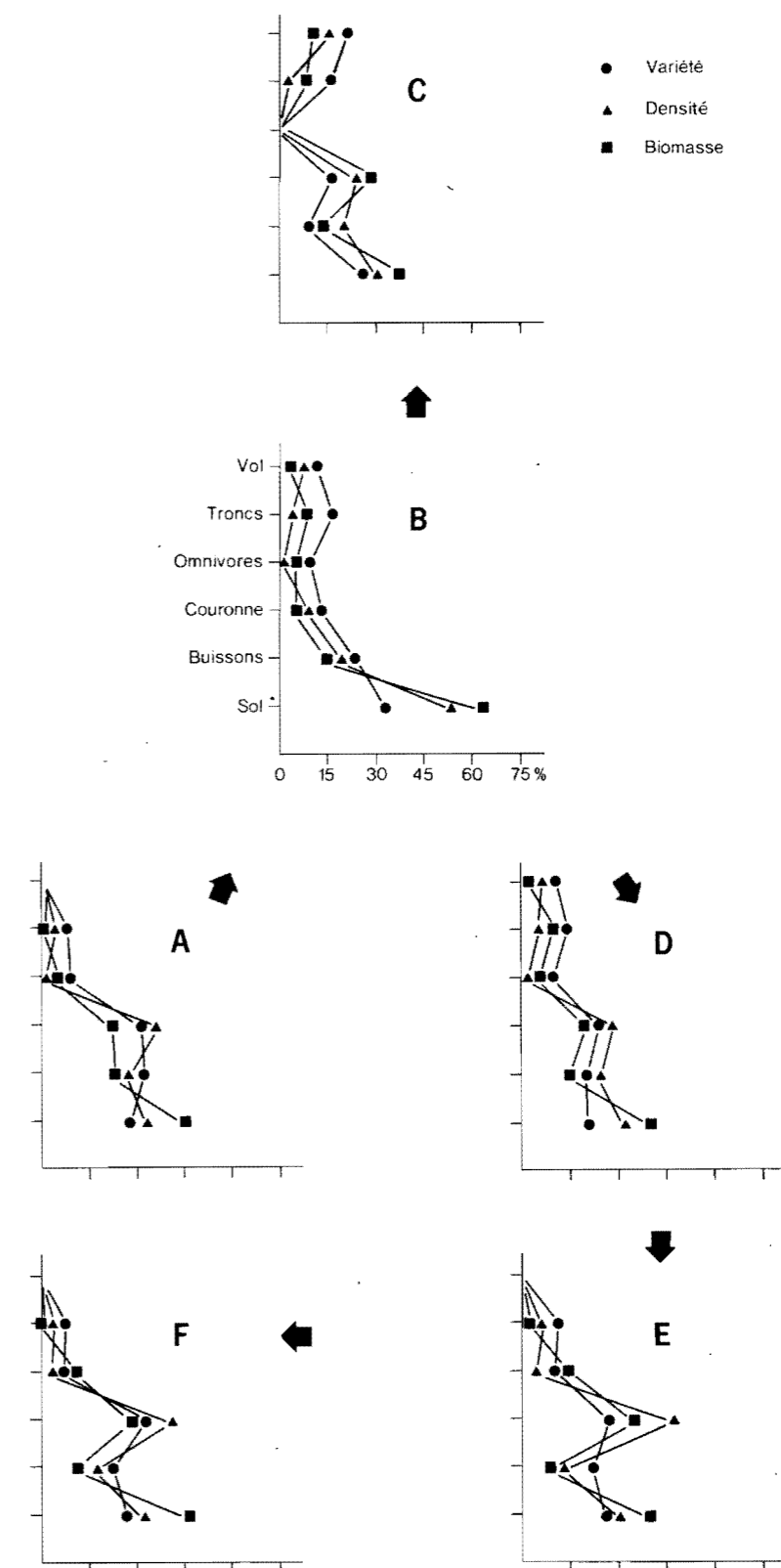
**Tableau 5**  
Niche stratigraphique d'alimentation, poids moyen et biomasse consommante des espèces dénombrées dans les quadrats étudiés

Espèces	Niche stratigraphique d'alimentation*	Poids moyen (g) †	Biomasse‡ consommante (g)
Gélinotte huppée	S	533.33 ± 33.07	81.08
Bécasse d'Amérique	S	160.20 ± 8.62	34.94
Coulicou à bec noir	B	54.25 ± 1.96	16.37
Chouette rayée	S	715.82 ± 23.38	99.62
Pic flamboyant	T, S	139.00 ± 3.45	31.63
Grand Pic	T	318.38 ± 15.75	56.50
Pic maculé	T	47.00 ± 1.44	14.81
Pic mineur	T	26.70 ± 0.67	9.97
Moucherolle huppé	V	36.39 ± 1.88	12.38
Moucherolle tchébec	V	10.00 ± 0.28	5.01
Pioui de l'Est	V	14.90 ± 0.50	6.63
Geai gris	O	74.12 ± 0.98	20.37
Geai bleu	O	90.92 ± 2.01	23.50
Mésange à tête noire	B	10.70 ± 0.29	5.25
Mésange à tête brune	B	10.50 ± 0.23	5.19
Sittelle à poitrine blanche	T	22.00 ± 0.70	8.70
Sittelle à poitrine rousse	T, C	10.53 ± 0.14	5.20
Grimpereau brun	T	8.00 ± 0.32	4.29
Troglodyte des forêts	S	9.27 ± 0.35	4.75
Merle d'Amérique	B, S	84.55 ± 3.91	22.33
Grive solitaire	S	28.22 ± 1.05	10.36
Grive à dos olive	S	32.55 ± 2.24	11.45
Grive fauve	S	31.03 ± 0.77	11.07
Roitelet à couronne dorée	C	6.15 ± 0.24	3.57
Roitelet à couronne rubis	B, C	6.67 ± 0.17	3.77
Viréo à tête bleue	C	15.07 ± 0.73	6.68
Viréo aux yeux rouges	C	17.02 ± 0.78	7.27
Fauvette noir et blanc	T	10.10 ± 0.16	5.05
Fauvette obscure	B	10.30 ± 0.52	5.12
Fauvette à joues grises	B	8.10 ± 0.19	4.32
Fauvette parula	C	7.85 ± 0.05	4.23
Fauvette à tête cendrée	B	8.23 ± 0.21	4.37
Fauvette tigrée	C	10.90 ± 0.53	5.32
Fauvette bleue à gorge noire	B	9.64 ± 0.03	4.88
Fauvette à croupion jaune	B	12.02 ± 0.52	5.70
Fauvette verte à gorge noire	C	9.67 ± 0.45	4.90
Fauvette à gorge orangée	C	9.78 ± 0.24	4.93
Fauvette à flancs marron	B	9.82 ± 0.37	4.95
Fauvette à poitrine baie	C	12.28 ± 0.52	5.79
Fauvette couronnée	S	18.83 ± 0.81	7.81
Fauvette des ruisseaux	S	17.38 ± 0.18	7.38
Fauvette du Canada	B	10.20 ± 0.21	5.08
Fauvette flamboyante	V, B	8.25 ± 0.30	4.38
Carouge à épaulettes	B	55.70 ± 5.56	16.68
Tangara écarlate	C	28.20 ± 0.80	10.36
Gros-bec à poitrine rose	C, B	47.62 ± 1.23	14.94
Roselin pourpré	O	25.75 ± 1.73	9.72
Junco ardoisé	S	17.77 ± 0.46	7.50
Pinson familier	S	13.02 ± 0.69	6.03
Pinson à gorge blanche	S	24.52 ± 0.77	9.39

\* V, insectivores qui se nourrissent au vol; T, insectivores qui se nourrissent sur les troncs; O, omnivores qui se nourrissent en différents endroits; C, insectivores qui se nourrissent au niveau de la strate arborescente; B, insectivores qui se nourrissent au niveau de la strate arbustive; S, espèces (en majorité insectivores) qui se nourrissent au niveau du sol.

† Les écarts-types sont donnés suivant les symboles ±  
‡  $B = W^{0.7}$

**Figure 5**  
Comparaison de l'importance relative de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux des quadrats étudiés, en fonction des niches stratigraphiques d'alimentation. Les graphiques ont été disposés selon l'ordre de succession adopté à la figure 1: (A) plantation d'épinettes blanches; (B) bétulaie blanche; (C) érablière à bouleaux jaunes; (D) peuplement mixte; (E) pessière rouge; (F) sapinière. Les niches sont placées en ordonnée pour permettre de visualiser l'étagement des oiseaux dans la forêt



**Tableau 6**  
Valeurs d'importance relative (%) de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux de chacune des niches stratigraphiques d'alimentation des quadrats étudiés\*

Peuplements	V	T	O	C	B	S
Variété						
Érablière à bouleaux jaunes	23.50	17.60	0.00	17.60	11.80	29.40
Bétulaie blanche	11.10	16.70	5.60	11.10	22.20	33.30
Peuplement mixte	10.70	14.30	7.10	25.00	21.40	21.40
Pessière rouge	0.00	11.10	11.10	27.80	22.20	27.80
Sapinière	0.00	8.00	8.00	32.00	24.00	28.00
Plantation d'épinettes blanches	0.00	4.50	4.50	31.80	31.80	27.30
Densité						
Érablière à bouleaux jaunes	17.48	3.88	0.00	27.18	21.36	30.10
Bétulaie blanche	7.20	5.60	0.80	10.40	21.60	54.40
Peuplement mixte	7.26	5.65	3.23	27.42	22.58	33.87
Pessière rouge	0.00	4.94	4.93	46.91	13.58	29.63
Sapinière	0.00	2.05	4.79	41.10	18.49	33.56
Plantation d'épinettes blanches	0.00	2.44	3.25	34.96	26.02	33.33
Biomasse consommante						
Érablière à bouleaux jaunes	11.44	9.26	0.00	28.76	12.26	38.28
Bétulaie blanche	3.96	6.92	0.88	9.94	15.00	63.30
Peuplement mixte	3.93	9.27	5.86	22.00	18.81	40.14
Pessière rouge	0.00	3.64	11.55	35.42	9.99	39.40
Sapinière	0.00	1.92	9.03	30.16	12.17	46.72
Plantation d'épinettes blanches	0.00	1.69	4.20	23.32	25.65	45.15

\* V, insectivores qui se nourrissent au vol; T, insectivores qui se nourrissent sur les troncs; O, omnivores qui se nourrissent en différents endroits; C, insectivores qui se nourrissent au niveau de la strate arborescente; B, insectivores qui se nourrissent au niveau de la strate arbustive; S, espèces (en majorité insectivores) qui se nourrissent au niveau du sol.

pales niches stratigraphiques d'alimentation des quadrats étudiés. Ces derniers suivent un ordre allant du peuplement le plus feuillu au peuplement le plus coniférien. A la figure 5, j'ai représenté la distribution proportionnelle de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des espèces d'oiseaux des quadrats étudiés en fonction des niches stratigraphiques d'alimentation. Les graphiques ont été disposés selon l'ordre de succession adopté à la figure 1. Les valeurs utilisées pour tracer les courbes apparaissent au tableau 6.

#### Tendances observées

Les insectivores qui se nourrissent au vol (ex. *Tyrannidae*) ne fréquentent que les peuplements à dominance de feuillus. Ces forêts composées en général d'arbres hauts et bien espacés sont assez clairsemées pour permettre la présence d'oiseaux se nourrissant à la volée.

Les insectivores qui se nourrissent sur les troncs (ex. *Picidae*, *Sittidae*, *Certhiidae*) fréquentent surtout les peuplements décidus probablement parce que les troncs y sont plus gros et plus faciles à explorer. En effet, contrairement aux conifères dont les troncs sont le plus souvent garnis de branches serrées, les feuillus ont leurs branches importantes le plus souvent concentrées vers la partie supérieure du tronc. La partie inférieure, bien dégagée, est en général facilement exploitable par les oiseaux grimpeurs.

Les omnivores qui se nourrissent en différents endroits (ex. *Corvidae*, *Fringillidae*) sont particulièrement bien représentés dans les peuplements conifériens. Bien qu'elles mangent beaucoup d'insectes durant la période de reproduction, ces espèces sont en majorité des granivores sédentaires qui, l'hiver venu, se nourrissent de graines de conifères. Ayant probablement évolué dans la forêt coniférienne (Mayr 1946, Snyder 1950), il est normal que ces espèces y soient plus variées et qu'elles y nichent en plus grand nombre. Ferry (1960) a noté une corrélation semblable entre ce mode généralisé d'alimentation et la sédentarité des espèces en

question. Il a de plus remarqué que le sédentarisme est d'autant plus prononcé que les forêts approchent du stade climacique, parce qu'à l'intérieur d'un milieu "stable", les espèces peuvent plus facilement adopter un mode d'alimentation adapté à toutes les saisons de l'année. La faible importance de ces oiseaux dans un peuplement artificiel tel que la plantation d'épinettes blanches milite en faveur de cette théorie.

Les insectivores qui se nourrissent au niveau de la strate arborescente (ex. *Vireonidae*, *Parulidae*) tendent à être les mieux représentés dans les peuplements conifériens. Cette tendance se reflète moins au niveau du nombre des espèces qu'à celui des individus; ce dernier va jusqu'à atteindre 46.9% de l'ensemble des individus de la pessière rouge. Cette densité, plus grande au niveau de la strate supérieure des peuplements conifériens, concorde parfaitement avec la masse de végétation plus imposante que l'on trouve à ce niveau et qui héberge sûrement une plus grande quantité d'insectes, au moins en période d'infestation (Odum 1971, Krebs 1972). En effet, alors que les peuplements décidus sont en général assez clairsemés pour permettre une repousse abondante, la strate arborescente des peuplements conifériens forme un écran opaque qui défavorise la croissance de nouvelles pousses. C'est d'ailleurs aux endroits qui ont été éclaircis par la coupe du bois ou la mort de vieux arbres que se trouve une strate arbustive tant soit peu importante (ex. plantation d'épinettes blanches).

La faible importance de ces oiseaux à l'intérieur de la bétulaie blanche est aussi remarquable. Il s'agit là d'un peuplement jeune où la strate arborescente n'est pas encore très bien développée alors que la strate arbustive, disposant de beaucoup de lumière, constitue la majorité de la biomasse végétale.

Les insectivores qui recherchent leur nourriture au niveau de la strate arbustive (ex. *Paridae*, *Parulidae*) se rencontrent en majorité dans les peuplements initiaux et perturbés. Ils évitent généralement les peuplements

conifériens. Cette tendance constitue la réciproque de la précédente et y trouve son explication. Même si nous avons attribué cette niche aux espèces qui concentrent leurs activités à la base des arbres (en plus des buissons), ces espèces ne sont malgré tout que faiblement représentées dans la strate médiane des peuplements conifériens car les branches basses des conifères sont en général très chétives et souvent mortes.

Les espèces (en majorité insectivores) qui se nourrissent au niveau du sol (ex. *Troglodytidae*, *Turdidae*, *Fringillidae*) dominant dans la bétulaie blanche. Les strates arborescente et arbustive de ce peuplement jeune sont encore en plein développement et n'ont qu'une importance restreinte dans le bilan énergétique du peuplement. Par contre, les perturbations récentes (feux, coupes de bois) et l'apport annuel de feuilles mortes ont fait du sol un milieu très riche où une myriade de petits invertébrés recyclent l'énergie (Wallwork 1970). Ils constituent une source inestimable de nourriture au niveau du sol et expliquent la concentration des oiseaux à ce niveau.

Il n'y a que peu d'espèces, en général rares, qui se nourrissent au vol, sur les troncs ou en omnivores. Par contre, plusieurs espèces, en général communes, se nourrissent au niveau de la strate arborescente, de la strate arbustive ou sur le parterre. Les sources de nourriture et les modes d'exploitation sont probablement plus limités à l'intérieur des trois premières niches. Ils ne peuvent être partagés qu'entre un nombre restreint d'espèces alors que les trois dernières niches offrent probablement une plus grande variété de sources de nourriture et de techniques d'exploitation. On doit attribuer le faible nombre d'omnivores sédentaires aux conditions climatiques rigoureuses de l'hiver laurentien.

Il existe une corrélation positive (statistiquement significative) entre l'importance relative de la variété, de la densité et de la biomasse consommante pour les trois premières niches (V, T, O) alors qu'une telle corrélation n'existe qu'entre les importances relatives de la densité et de la biomasse consommante pour les trois dernières niches (C, B, S). Plusieurs espèces, qui contribuent peu à la densité et à la biomasse consommante totales se trouvent au niveau de la strate arbustive (B) alors qu'au niveau de la strate arborescente (C) et du parterre (S), les espèces sont moins variées, mais plus communes et souvent de taille plus forte.

La strate arbustive présente une végétation très discontinue. Quand elle est présente, elle se compose de bouquets d'arbustes et d'arbres isolés. A cause de son hétérogénéité, elle offre une grande variété de niches qui sont distribuées sporadiquement dans les peuplements. Elle peut donc héberger une avifaune variée mais peu abondante. Il est d'ailleurs remarquable que la plupart des espèces "endémiques" aux différents peuplements se recrutent parmi les espèces qui se nourrissent à l'intérieur de cette strate.

La strate arborescente et le parterre sont par contre beaucoup plus uniformes. Rarement absente, la strate supérieure se présente ordinairement comme un écran végétal formé d'arbres de physiologie et de hauteur semblables. Tout comme le parterre, elle présente une variété plus restreinte de niches, mais celles-ci sont bien représentées dans les peuplements. La fermeté du sol et la résistance plus grande des branches d'arbres expliquent probablement la présence d'oiseaux d'un poids plus grand à ces deux niveaux. De plus, il doit s'y cacher les proies plus grosses que

recherchent les oiseaux de taille plus forte (Schoener 1969, 1971).

Il ressort clairement des considérations précédentes que l'étagement de la biomasse végétale, donc de la biomasse d'invertébrés (Adams 1941) est responsable de la répartition différentielle de la variété, de la densité et de la biomasse consommante des oiseaux à l'intérieur d'un peuplement. Plus la densité relative du feuillage d'une strate est grande, plus la proportion de l'ensemble des oiseaux de cette strate est grande.

Dans les peuplements initiaux, la végétation est surtout dense au niveau du sol et s'éclaircit à mesure que l'on s'approche de la cime des arbres. Par contre, les peuplements conifériens présentent une strate supérieure très dense et un feuillage de plus en plus épars à mesure que l'on se rapproche du parterre. Ainsi, les peuplements initiaux ont une densité d'oiseaux forte au niveau du sol et faible au niveau de la strate arborescente, alors que les peuplements conifériens présentent habituellement la distribution inverse avec une densité forte au niveau de la strate supérieure et de plus en plus faible à mesure que l'on se rapproche du sol.

Des résultats comparables ont été obtenus par Ferry (1960), Bock et Lynch (1970), Pearson (1971) et Karr (1971). Ils peuvent s'expliquer par la capacité de support plus grande des milieux végétaux denses. En effet, plus leur productivité est grande, plus ils hébergent d'insectes (Murdoch *et al.* 1972); ils peuvent donc supporter une plus grande densité d'oiseaux.

Le calcul de la valeur des indices de dominance et de diversité d'une communauté considère à la fois la variété des espèces de la communauté et leur densité respective.

La variété taxonomique, ou si l'on préfère, le nombre total des espèces varie selon l'habitat, la situation géographique et la richesse de l'avifaune (MacArthur 1972). Elle constitue un aspect important de la structure d'une communauté et elle peut parfois montrer une différence dans les communautés aviennes de deux peuplements à physiologies semblables. Encore récemment, elle a été utilisée comme mesure de la diversité d'une communauté par Ferry et Frochot (1970), alors que pour Whittaker (1972), elle est la diversité alpha d'une communauté.

Bien que les valeurs de variété (tableau 7) soient de bonnes approximations de la variété réelle (cf. p. 12); ces valeurs constituent néanmoins des sous-estimations. Non seulement toutes les espèces qui ont été observées n'ont pas été considérées dans le calcul de la variété (j'ai exclu de mes calculs les espèces non dénombrées), mais certaines autres qui auraient pu nicher dans les peuplements sans avoir un territoire à l'intérieur de mes quadrats n'y figurent pas.

J'estime cependant que leur nombre est relativement faible si j'en juge par la concordance remarquable des résultats obtenus par Martin (1960) dans des habitats similaires au Parc Algonquin, en Ontario.

Même si le calcul de la variété conduit à des valeurs assez semblables dans certains de mes peuplements, il ne faut pas oublier que la composition spécifique de chacun est différente, comme l'étude des similitudes l'a mis en évidence.

La densité totale (tableau 7) provient de la somme des densités spécifiques. Cette mesure d'abondance varie selon les milieux et est d'autant plus grande que la quantité de nourriture et le nombre de sites de nidification disponibles dans le milieu sont élevés. Sous ce rapport, elle dépend surtout de la variété des espèces qui peuvent y nicher. Ainsi, les milieux forestiers peuvent supporter d'autant plus d'oiseaux que ceux-ci appartiennent à un plus grand nombre d'espèces différentes, probablement parce que des espèces aux spécia-

lités différentes se complètent plus qu'elles ne se concurrencent (Ferry et Frochot 1970).

L'examen du tableau 1 révèle que l'importance numérique des espèces d'oiseaux dans les différents quadrats est très variable. Ainsi, un certain pourcentage des espèces est constitué par des espèces plus communes, dites dominantes. Ces dernières ont une plus grande influence à l'intérieur de la communauté du fait qu'elles occupent la majorité des sites de nidification et qu'elles consomment une grande partie des ressources alimentaires. Outre ces espèces, un pourcentage plus grand encore de l'ensemble est représenté par des espèces rares. Bien que leur impact à l'intérieur de la communauté ne soit pas aussi grand que celui des espèces dominantes, il ne doit pas être négligé. En effet, ces espèces contribuent à la diversité, un autre aspect important de la structure de la communauté.

Afin de savoir dans quelle mesure la dominance se répartit entre un nombre plus ou moins grand d'espèces, j'ai calculé l'indice de dominance ( $C$ ) (tableau 7) de chacune des communautés. Cet indice, développé par Simpson (1949), s'obtient par la sommation des indices d'importance relative de chacune des espèces appartenant à une communauté. On peut le formuler de la façon suivante

$$C = \sum (n_i / N)^2$$

$n_i$  = importance numérique de la  $i^{\text{ème}}$  espèce  
 $N$  = nombre total d'individus.

La valeur des indices de dominance de chacune des communautés apparaît au tableau 7. Alors que les communautés aviennes de l'érablière à bouleaux jaunes et de la bétulaie blanche sont composées en majorité d'espèces communes ou rares, celles de la pessière rouge, de la plantation d'épinettes blanches, du peuplement mixte et de la sapinière présentent un plus grand nombre d'espèces à abondance intermédiaire. La tendance générale veut que la dominance se partage en d'autant plus d'espèces que le milieu acquiert

une plus grande stabilité (Odum 1971). Ainsi, les milieux initiaux possèdent une physiologie végétale en évolution, ce qui entraîne une certaine instabilité. Cette instabilité favorise les espèces aux niches généralisées au détriment de celles qui possèdent des niches spécialisées. On obtient donc deux groupes: le premier fait d'espèces communes et le second composé d'espèces rares. Par contre, au fur et à mesure que la succession progresse, la physiologie végétale se stabilise et les espèces se partagent des niches d'amplitude plus égale sous l'effet de la compétition interspécifique (Orlans et Willson 1964, Slobodkin et Sanders 1969).

Les communautés aviennes de l'érablière à bouleaux jaunes et de la plantation d'épinettes blanches ne semblent pas suivre les mêmes tendances. En effet, l'érablière à bouleaux jaunes forme un climax et devrait normalement se comporter comme un peuplement stable, tandis que la plantation d'épinettes blanches forme une monoculture et devrait se comporter comme un peuplement instable, vu sa grande vulnérabilité aux infestations d'insectes.

Il est vrai cependant que le Parc national de la Mauricie se trouve à la limite septentrionale de la distribution de l'érablière à bouleaux jaunes. Il est donc possible que le peuplement étudié présente une instabilité plus grande que les peuplements de la même association situés plus au sud. Cette instabilité aurait un effet d'autant plus prononcé sur la composition de l'avifaune que l'érablière à bouleaux jaunes est la seule association végétale climacique, à dominance de feuillus, qui atteigne une distribution aussi nordique dans cette partie de l'Amérique du Nord.

La situation dans la plantation d'épinettes blanches est probablement temporaire. L'infestation de la tordeuse du bourgeon de l'épinette a apporté un surplus de nourriture et a permis une compétition interspécifique plus relâchée entre les différentes espèces d'oiseaux (Pianka 1971). A cause du plus grand recouvrement des niches, les espèces qui auraient normalement été rares à l'intérieur de la plantation ont pu augmenter leurs effectifs et réduire la dominance des espèces habituellement communes. D'ailleurs, la situation était différente en 1972 alors que l'infestation n'était pas importante et il est permis de croire que la dominance s'accroîtra à nouveau une fois l'infestation d'insectes passée.

Alors que l'indice de dominance reflète le degré auquel la majorité des individus d'une communauté se concentrent au niveau de quelques espèces très communes, l'indice d'équitabilité traduit le degré auquel les individus d'une communauté se répartissent en proportions égales entre chacune des espèces (Lloyd et Ghelardi 1964). Bien qu'il s'agisse là de deux notions complémentaires, elles ne sont pas réciproques l'une de l'autre. On peut calculer l'indice d'équitabilité ( $E$ ) à partir de la formule suivante

$$E = H^1 / H_{\text{max}} = -\sum (p_i)(\log_e p_i) / \log_e S$$

$H^1$  = indice de diversité de Shannon et Wiener  
 $S$  = variété  
 $p_i = n_i / N$

La valeur des indices d'équitabilité de chacune des communautés apparaît au tableau 7. Comme on devait s'y attendre, l'équitabilité est plus importante à l'intérieur de la plantation d'épinettes blanches, de la sapinière, de la pessière rouge et du peuplement mixte, alors qu'elle l'est moins à l'intérieur de l'érablière à bouleaux jaunes et de la bétulaie blanche.

C'est un fait bien connu que les communautés diffèrent passablement quant au nombre des espèces qu'elles hébergent. Ainsi, la variété taxonomique est généralement supérieure en milieu tropical qu'en milieu tempéré, plus

grande au pied d'une haute montagne qu'à son sommet, et supérieure aussi dans une île adjacente à un continent que dans une île éloignée des masses continentales. De plus, dans certaines communautés, les espèces sont à peu près aussi communes les unes que les autres alors que dans d'autres, la majorité des espèces sont ou bien communes ou bien rares.

Il ne s'agit pas là d'un effet du hasard; la variété et l'équitabilité des espèces d'une communauté obéissent à certains principes écologiques et c'est pour en faciliter l'étude que les écologistes ont introduit le concept de la diversité d'une communauté.

Il existe plusieurs indices servant à calculer la diversité d'une communauté (Simpson 1949, Shannon et Weaver 1949, McIntosh 1967). Nous avons choisi ceux de Simpson ( $D$ ) et de Shannon-Wiener ( $H^1$ ). Alors que le premier est davantage influencé par les espèces les plus communes, le second fluctue à la fois en fonction du nombre des espèces et de leur équitabilité d'abondance. Sous forme mathématique, on peut les formuler de la façon suivante

$$D = 1 - C$$

$$H^1 = E \cdot H_{\text{max}}$$

Les valeurs des indices de diversité de chacune des communautés apparaissent au tableau 7. Sauf pour les communautés aviennes du peuplement mixte et de la sapinière, les deux indices conduisent à des valeurs de diversité qui groupent les communautés dans un ordre comparable. En fait, la plupart des indices de diversité sont reliés entre eux par des corrélations bien précises (DeBenedictis 1973, Hill 1973). Dans le cas considéré, il existe une corrélation positive significative entre les deux indices de diversité (au seuil de probabilité statistique de 99%). Si l'ordre est inversé entre les communautés aviennes de la sapinière et du peuplement mixte, c'est que l'indice de diversité de Shannon-Wiener différencie deux peuplements à valeurs de dominance comparables, mais à valeurs de variété significativement différentes, ce que ne fait pas l'indice de diversité de Simpson. Dans les discussions qui suivent, seules les valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener sont considérées.

L'utilisation d'une formule pour calculer la diversité d'un certain nombre de communautés aviennes ne nous renseigne pas beaucoup. C'est seulement lorsque nous comparons les valeurs obtenues, entre elles et avec celles dérivées de l'étude de d'autres aspects de la structure des écosystèmes, que nous pouvons faire des déductions intéressantes.

J'ai donc choisi de calculer des valeurs de diversité pour les communautés végétales taxonomiques et physiologiques de chacun des peuplements. J'ai appliqué l'indice de Shannon-Wiener aux indices de couvert spécifique des arbres et des arbustes de chacun des quadrats (tableau 3) pour obtenir les valeurs de diversité des communautés végétales taxonomiques. Par contre, les données concernant la physiologie végétale ne se prêtent pas à l'utilisation d'une telle formule; j'ai dû créer mon propre indice de "diversité" pour l'étude des communautés végétales physiologiques.

J'ai d'abord regroupé les données du tableau 2 en sept classes: les facteurs de couvert des trois strates forestières, la complexité du sous-bois, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres et la hauteur moyenne des premières branches. Ensuite, pour chacune des classes, j'ai attribué la valeur 1 aux peuplements les plus hétérogènes et la valeur 0 aux autres peuplements. Enfin, j'ai donné à chacun des peuplements un indice de "diversité" égal à la somme des valeurs obtenues par ce peuplement pour chacune des classes considérées.

**Tableau 7**  
 Valeurs de la variété ( $S$ ), de la densité ( $N$ ), de la dominance ( $C$ ), de l'équitabilité ( $E$ ), de la diversité de Simpson ( $D$ ) et de la diversité de Shannon ( $H^1$ ) des communautés aviennes des quadrats étudiés

Peuplements	$S$	$N$	$C$	$E$	$D$	$H^1$
Plantation d'épinettes blanches	22	123	0.067	0.926	0.933	2.861
Bétulaie blanche	18	125	0.101	0.872	0.899	2.520
Érablière à bouleaux jaunes	17	103	0.111	0.862	0.889	2.443
Peuplement mixte	28	124	0.063	0.899	0.934	2.995
Pessière rouge	18	81	0.088	0.918	0.912	2.654
Sapinière	25	148	0.063	0.919	0.937	2.957







# Appendice

## Appendice I Noms latins et français des espèces d'oiseaux mentionnées dans le texte

Nom scientifique	Nom français	Nom scientifique	Nom français
<b>ACCIPITRIDAE</b>		<b>PARULIDAE</b>	
<i>Buteo platypterus</i>	Petite Buse	<i>Mniotilta varia</i>	Fauvette noir et blanc
<b>TETRAONIDAE</b>		<i>Vermivora peregrina</i>	Fauvette obscure
<i>Bonasa umbellus</i>	Gélinotte huppée	<i>Vermivora ruficapilla</i>	Fauvette à joues grises
<b>SCOLOPACIDAE</b>		<i>Parula americana</i>	Fauvette parula
<i>Philohela minor</i>	Bécasse d'Amérique	<i>Dendroica magnolia</i>	Fauvette à tête cendrée
<i>Actitis macularia</i>	Maubèche branle-queue	<i>Dendroica tigrina</i>	Fauvette tigrée
<b>CUCULIDAE</b>		<i>Dendroica caerulescens</i>	Fauvette bleue à gorge noire
<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	Coulicou à bec noir	<i>Dendroica coronata</i>	Fauvette à croupion jaune
<b>STRIGIDAE</b>		<i>Dendroica virens</i>	Fauvette verte à gorge noire
<i>Strix varia</i>	Chouette rayée	<i>Dendroica fusca</i>	Fauvette à gorge orangée
<b>APODIDAE</b>		<i>Dendroica pensylvanica</i>	Fauvette à flancs marron
<i>Chaetura pelagica</i>	Martinete ramoneur	<i>Dendroica castanea</i>	Fauvette à poitrine baie
<b>PICIDAE</b>		<i>Seiurus aurocapillus</i>	Fauvette couronnée
<i>Colaptes auratus</i>	Pic flamboyant	<i>Seiurus noveboracensis</i>	Fauvette des ruisseaux
<i>Dryocopus pileatus</i>	Grand Pic	<i>Oporornis philadelphia</i>	Fauvette triste
<i>Sphyrapicus varius</i>	Pic maculé	<i>Wilsonia canadensis</i>	Fauvette du Canada
<i>Picoides pubescens</i>	Pic mineur	<i>Setophaga ruticilla</i>	Fauvette flamboyante
<b>TYRANNIDAE</b>		<b>ICTERIDAE</b>	
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Moucherolle huppé	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Carouge à épaulettes
<i>Empidonax minimus</i>	Moucherolle tchébec	<i>Quiscalus quiscula</i>	Mainate bronzé
<i>Contopus virens</i>	Pioui de l'Est	<i>Molothrus ater</i>	Vacher à tête brune
<i>Nuttallornis borealis</i>	Moucherolle à côtés olive	<b>THRAUPIDAE</b>	
<b>HIRUNDINIDAE</b>		<i>Piranga olivacea</i>	Tangara écarlate
<i>Hirundo rustica</i>	Hirondelle des granges	<b>FRINGILLIDAE</b>	
<b>CORVIDAE</b>		<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Gros-bec à poitrine rose
<i>Perisoreus canadensis</i>	Geai gris	<i>Hesperiphona vespertina</i>	Gros-bec errant
<i>Cyanocitta cristata</i>	Geai bleu	<i>Carpodacus purpureus</i>	Roselin pourpré
<b>PARIDAE</b>		<i>Carduelis tristis</i>	Chardonneret jaune
<i>Parus atricapillus</i>	Mésange à tête noire	<i>Junco hyemalis</i>	Junco ardoisé
<i>Parus hudsonicus</i>	Mésange à tête brune	<i>Spizella passerina</i>	Pinson familier
<b>SITTIDAE</b>		<i>Zonotrichia albicollis</i>	Pinson à gorge blanche
<i>Sitta carolinensis</i>	Sittelle à poitrine blanche		
<i>Sitta canadensis</i>	Sittelle à poitrine rousse		
<b>CERTHIDAE</b>			
<i>Certhia familiaris</i>	Grimpereau brun		
<b>TROGLODYTIDAE</b>			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Troglodyte des forêts		
<b>TURDIDAE</b>			
<i>Turdus migratorius</i>	Merle d'Amérique		
<i>Catharus guttatus</i>	Grive solitaire		
<i>Catharus ustulatus</i>	Grive à dos olive		
<i>Catharus fuscens</i>	Grive fauve		
<b>SYLVIIDAE</b>			
<i>Regulus satrapa</i>	Roitelet à couronne dorée		
<i>Regulus calendula</i>	Roitelet à couronne rubis		
<b>BOMBYCILLIDAE</b>			
<i>Bombicilla cedrorum</i>	Jaseur des cèdres		
<b>VIREONIDAE</b>			
<i>Vireo solitarius</i>	Viréo à tête bleue		
<i>Vireo olivaceus</i>	Viréo aux yeux rouges		

# Références

Adams, C.C. 1908. The ecological succession of birds. *Auk* 25:109-153.

Adams, R.H. 1941. Stratification, diurnal and seasonal migration of animals in a deciduous forest. *Ecol. Monogr.* 11:190-227.

Armstrong, E.A. 1954. The behaviour of birds in continuous daylight. *Ibis* 96:1-30.

Beals, E. 1960. Forest bird communities in the Apostle Islands of Wisconsin. *Wilson Bull.* 72:156-181.

Blondel, J. 1969a. Synécologie des Passereaux résidents et migrants dans un échantillon de la région méditerranéenne française. Centre régional de Documentation pédagogique. Marseille. 239 pp.

Blondel, J. 1969b. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In Lamothe, M.; Bourlière, F. (réd.). Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. pp. 97-151. Masson, Paris.

Blondel, J.; Ferry, C.; Frochot, B. 1973. Avifaune et végétation; essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41:63-84.

Bock, C.E.; Lynch, J.F. 1970. Breeding bird populations of burned and unburned conifer forest in the Sierra Nevada. *Condor* 72:182-189.

Bond, R.R. 1957. Ecological distribution of breeding birds in the upland forests of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27:351-384.

Braun-Blanquet, J. 1932. Plant sociology: the study of plant communities. McGraw-Hill, New York.

Brewer, R. 1963. Stability in bird populations. C.C. Adams, Occas. Pap. Cent. Ecol. Stud. West. Mich. Univ. no 7. 12 pp.

Brown, J.L.; Orians, G.H. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1:239-262.

Carmichael, J.W. 1970. The taxmap classification program. Univ. of Alberta. Mimeographed. 9 pp.

Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. *J. Ecol.* 24:252-284.

Cody, M.L. 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. *Am. Nat.* 102:107-147.

Cody, M.L. 1970. Chilean bird distribution. *Ecology* 51:455-464.

Colquhoun, M.K.; Morley, A. 1943. Vertical zonation in woodland bird communities. *J. Anim. Ecol.* 12:75-81.

Connell, J.H.; Orians, E. 1964. The ecological regulation of species diversity. *Am. Nat.* 98:399-414.

Cottam, G.; Curtis, J.T.; Hale, B.W. 1953. Some sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology* 34:741-757.

Cruikshank, A.D. 1956. Nesting heights of some woodland warblers in Maine. *Wilson Bull.* 68:157.

Dansereau, P. 1944. Interpenetrating climaxes in Quebec. *Science* 99:426-427.

Dansereau, P. 1959. Phytogeographia laurentiana II. The principal plant associations of the Saint-Lawrence Valley. *Contrib. Inst. Bot. Univ. Montréal* 75:1-147.

Dansereau, P.; Buell, P.F.; Dagon, R. 1966. A universal system for recording vegetation. *Sarracenia* 10:1-64.

Darveau, R.C. 1971. Parc national de la Mauricie. Description générale du couvert forestier. Parcs Canada. 65 pp.

DeBenedictis, P.A. 1973. On the correlations between certain diversity indices. *Am. Nat.* 107:295-302.

DesGranges, J.L. 1974. Étude de quelques communautés aviennes du Parc national de la Mauricie. Québec. Mémoire de maîtrise. Université de l'Alberta. xxi + 138 pp + annexes.

DesGranges, J.L.; Lane, P.; Colpron-DesGranges, L. 1977. Étude de l'activité journalière des oiseaux. *Bulletin ornithologique* 22:27-30.

Diamond, J.M. 1973. Distributional ecology of New Guinea birds. *Science* 179:759-769.

Dunlavy, J.C. 1935. Studies of the phyto-vertical distribution of birds. *Auk* 52:425-431.

Emlen, J.T. 1956. A method for describing and comparing avian habitats. *Ibis* 98:565-576.

Enemar, A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. *Var Fagelvård, suppl.* 2:1-114.

Erskine, A.J. 1977. Birds in boreal Canada: Communities, densities and adaptations. Canadian Wildlife Service Report Series Number 41. 71 p.

Ferry, C. 1960. Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers en Bourgogne. I: l'avifaune nidificatrice d'un taillis sous futaie de *Querceto-carpinetum scilietosum*. *Alauda* 28:93-123.

Ferry, C.; Frochot, B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. *Terre Vie* 24:153-250.

Fretwell, S.D. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds I-III. *Acta Biotheor.* 19:16-52.

Frochot, B. 1971. Ecologie des oiseaux forestiers de Bourgogne et du Jura. Thèse de doctorat. Univ. de Dijon. 144 pp.

Futuyma, D.J. 1973. Community structure and stability in constant environments. *Am. Nat.* 107:443-446.

Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 53:7-26.

Godfrey, W.E. 1967. Les oiseaux du Canada. Musée national du Canada. Bull. no 203. 506 pp.

Grandtner, M.M. 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Univ. Laval. 216 pp.

Haapanen, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession I. *Ann. Zool. Fenn.* 2:153-196.

Haapanen, A. 1966. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession II. *Ann. Zool. Fenn.* 3:176-200.

Hairston, N.G. 1959. Species abundance and community organization. *Ecology* 40:404-416.

Hall, G.A. 1964. Breeding bird census - why and how. *Audubon Field Notes* 18:413-416.

Heimbürger, C.C. 1941. Forest-site classification and soil investigation on lake Edward Forest Experiment Area. Can. Depart. Mines and Resources. Sylvicultural Research Note no 66. 49 pp.

Hilden, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. *Ann. Zool. Fenn.* 2:53-75.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.

Hurd, L.E.; Mellinger, M.V.; Wolf, L.L.; McNaughton, S.J. 1971. Stability and diversity at three trophic levels in terrestrial successional ecosystems. *Science* 173:1134-1136.

Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.* 93:145-159.

James, F.C. 1971. Ordinations of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bull.* 83:215-236.

Johnston, D.W.; Odum, E.P. 1956. Breeding bird populations in relation to plant succession on the Piedmont of Georgia. *Ecology* 37:50-62.

Johnston, V.R. 1947. Breeding birds of the forest edge in Illinois. *Condor* 49:45-53.

- Karr, J.R.** 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecol. Monogr.* 41:207-229.
- Karr, J.R.; Roth, R.R.** 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *Am. Nat.* 105:423-435.
- Kendeigh, S.C.** 1944. Measurement of bird populations. *Ecol. Monogr.* 14:67-106.
- Kendeigh, S.C.** 1945. Community selection by birds on the Helderberg Plateau of New York. *Auk* 62:418-436.
- Kendeigh, S.C.** 1946. Breeding birds of Beech-Maple hemlock community. *Ecology* 27:226-244.
- Kendeigh, S.C.** 1948. Bird populations and biotic communities in Northern Lower Michigan. *Ecology* 29:101-114.
- Kikkawa, J.** 1968. Ecological association of bird species and habitats in Eastern Australia: similarity analysis. *J. Anim. Ecol.* 37:143-165.
- Krebs, C.J.** 1972. Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York. 694 pp.
- Kricher, J.C.** 1972. Bird species diversity: the effect of species richness and equitability on the diversity index. *Ecology* 53:278-282.
- Kruskal, J.B.; Carmone, F.** 1969. How to use M-D-Scal (version 5M) and other useful informations. Bell Telephone Laboratories (New Jersey). Mimeographed. 54 pp.
- Lack, D.** 1933. Habitat selection in birds, with special reference to the effects of afforestation on the Breckland avifauna. *J. Anim. Ecol.* 2:239-262.
- Lack, D.** 1937. A review of bird census work and bird population problems. *Ibis* (Ser. 14) 1:369-395.
- Lloyd, M.; Ghelardi, R.J.** 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. *J. Anim. Ecol.* 33:217-225.
- MacArthur, R.H.** 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36:533-536.
- MacArthur, R.H.** 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 43:293-295.
- MacArthur, R.H.** 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology* 39:599-619.
- MacArthur, R.H.** 1960. On the relative abundance of species. *Am. Nat.* 94:25-36.
- MacArthur, R.H.** 1964. Environmental factors affecting species diversity. *Am. Nat.* 98:387-397.
- MacArthur, R.H.** 1972. Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Harper & Row. 269 pp.
- MacArthur, R.H.; MacArthur, J.W.** 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- MacArthur, R.H.; MacArthur, J.W.; Preer, J.** 1962. On bird species diversity II. Prediction of bird census from habitat measurements. *Am. Nat.* 96:167-174.
- Margalef, D.R.** 1968. Perspectives in ecological theory. Univ. of Chicago Press. 111 pp.
- Martin, N.D.** 1960. An analysis of bird populations in relation to forest succession in Algonquin provincial Park, Ontario. *Ecology* 41:127-140.
- Mayr, E.** 1946. History of the North American bird fauna. *Wilson Bull.* 58:3-41.
- McIntosh, R.P.** 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology* 48:392-404.
- Morse, D.H.** 1967. Competitive relationships between Parula Warblers and other species during the breeding season. *Auk* 84:490-502.
- Morse, D.H.** 1968. A quantitative study of foraging of male and female spruce-woods warblers. *Ecology* 49:779-784.
- Morse, D.H.** 1976. Variables affecting the density and territory size of breeding spruce-woods warblers. *Ecology* 57:290-301.
- Murdoch, W.W.; Evans, F.C.; Peterson, C.H.** 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53:819-829.
- Odum, E.P.** 1950. Bird populations of the Highlands (North Carolina) Plateau in relation to plant succession and avian invasion. *Ecology* 31:587-605.
- Odum, E.P.** 1971. Fundamentals of ecology 3th ed. W.B. Saunders Co. 574 pp.

- Orians, G.H.; Willson, M.F.** 1964. Interspecific territories of birds. *Ecology* 45:736-745.
- Pearson, D.L.** 1971. Vertical stratification of birds in a tropical dry forest. *Condor* 73:46-55.
- Pianka, E.R.** 1971. Species diversity. In *Topics in the study of life: the bio source book*. pp. 401-406. Harper & Row.
- Pielou, E.C.** 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* 10:370-383.
- Pitelka, F.A.** 1941. Distribution of birds in relation to major biotic communities. *Am. Midl. Nat.* 25:113-137.
- Pough, R.H.** 1950. Comment faire un recensement d'oiseaux nicheurs? *Terre Vie* 4:203-217.
- Power, D.M.** 1971. Warbler ecology: diversity, similarity, and seasonal differences in habitat segregation. *Ecology* 52:434-443.
- Recher, H.F.** 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *Am. Nat.* 103:75-79.
- Roth, R.R.** 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57:773-782.
- Schoener, T.W.** 1969. Optimal size and specialisation in constant and fluctuating environments: an energy-time approach. *Brookhaven Symp. Biol.* 22:103-114.
- Schoener, T.W.** 1971. Theory of feeding strategies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2:369-404.
- Shannon, C.E.; Weaver, W.** 1949. The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois Press. 117 pp.
- Shimwell, D.W.** 1972. The description and classification of vegetation. Univ. of Washington Press. 322 pp.
- Simpson, E.H.** 1949. Measurement of diversity. *Nature* (Lond.) 163:688.
- Slobodkin, L.B.; Sanders, H.L.** 1969. On the contribution of environmental predictability to species diversity. *Brookhaven Symp. Biol.* 22:82-95.
- Smith, A.** 1973. Stratification of temperate and tropical forests. *Am. Nat.* 107:671-683.
- Snyder, D.P.** 1950. Bird communities in the coniferous forest biome. *Condor* 52:17-27.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J.** 1969. Biometry. W.H. Freeman, 776 pp.
- Svardson, G.** 1949. Competition and habitat selection in birds. *Oikos* 1:157-174.
- Terborgh, J.** 1971. Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology* 52:23-40.
- Terborgh, J.** 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58:1007-1019.
- Terborgh, J.; Diamond, J.M.** 1970. Niche overlap in feeding assemblages of New Guinea birds. *Wilson Bull.* 82:29-52.
- Tramer, E.** 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology* 50:927-929.
- Vernon, C.J.** 1970. The application of botanical ordination techniques to the analysis of avian communities. *Ostrich, Suppl.* 8:299-313.
- Vuilleumier, F.** 1972. Bird species diversity in Patagonia (Temperate South America). *Am. Nat.* 106:266-271.
- Wallwork, J.A.** 1970. Ecology of soil animals. McGraw-Hill. 283 pp.
- Whittaker, R.H.** 1965. Dominance and diversity in land communities. *Science* 147:250-260.
- Whittaker, R.H.** 1969. Evolution of diversity in plant communities. *Brookhaven Symp. Biol.* 22:178-196.
- Whittaker, R.H.** 1970. The population structure of vegetation. In *Tüxen, R. (ed.). Gesellschaftsmorphologie*. pp. 39-62. La Haye.
- Whittaker, R.H.** 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.
- Whittaker, R.H.; Lewin, S.A.; Root, R.B.** 1973. Niche, habitat and ecotope. *Am. Nat.* 107:321-338.
- Woodwell, G.M.; Smith, H.M. (ed).** 1969. Diversity and stability in ecological systems. *Brookhaven Nat. Lab. Publ. no 22.* 264 pp.

## Autres publications hors-série

- No. 1**  
Les oiseaux protégés au Canada en vertu de la loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs. Also available in English.  
Cat. No. R69-1/1
- No. 2**  
Noms des oiseaux du Canada, Noms français, anglais et scientifiques. Bilingual publication.  
Cat. No. R69-1/2
- No. 3**  
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service by D. A. Benson. Out of print.  
Cat. No. R69-1/3
- No. 4**  
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961 by J. S. Tener.  
Cat. No. R69-1/4
- No. 5**  
Age determination in the polar bear by T. H. Manning.  
Cat. No. R69-1/5
- No. 6**  
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers by D. A. Benson. Out of print.  
Cat. No. R69-1/6
- No. 7**  
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick by C. D. Fowle. Out of print.  
Cat. No. R69-1/7
- No. 8**  
Birds of Nova Scotia-New Brunswick border region by G. F. Boyer.  
Cat. No. R69-1/8
- No. 9**  
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction by N. Fimreite.  
Cat. No. R69-1/9
- No. 10**  
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence by G. R. Parker.  
Cat. No. R69-1/10
- No. 11**  
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys by D. A. Benson.  
Cat. No. R69-1/11
- No. 12**  
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969 by H. J. Boyd.  
Cat. No. R69-1/12
- No. 13**  
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta by H. J. Dirschl.  
Cat. No. CW69-1/13
- No. 14**  
The Great Cormorants of eastern Canada by A. J. Erskine.  
Cat. No. CW69-1/14
- No. 15**  
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada by G. R. Parker.  
Cat. No. CW69-1/15
- No. 16**  
Bird migration forecasts for military air operations by H. Blokpoel.  
Cat. No. CW69-1/16
- No. 17**  
Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970 by D. J. Nieman and H. J. Dirschl.  
Cat. No. CW69-1/17
- No. 18**  
Gammarus predation and the possible effects of Gammarus and Chaoborus feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada by R. S. Anderson and L. G. Raasveldt.  
Cat. No. CW69-1/18

- No. 19**  
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972 by M. Gilbertson and L. Reynolds.  
Cat. No. CW69-1/19
- No. 20**  
Development of a simulation model of Mallard Duck populations by C. J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R. M. Peterman and J. M. Stander.  
Cat. No. CW69-1/20
- No. 21**  
Use of museum specimens in toxic chemical research by A. M. Rick.  
Cat. No. CW69-1/21
- No. 22**  
Impoundments for waterfowl by W. R. Whitman.  
Cat. No. CW69-1/22
- No. 23**  
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species by R. W. Fyfe and R. R. Olanderoff.  
Cat. No. CW69-1/23
- No. 24**  
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs by L. G. Sugden.  
Cat. No. CW69-1/24
- No. 25**  
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada by D. N. Nettleship.  
Cat. No. CW69-1/25
- No. 26**  
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area by Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling and George B. Kolenosky.  
Cat. No. CW69-1/26
- No. 27**  
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta by R. Stewart Anderson and Roderick B. Green.  
Cat. No. CW69-1/27
- No. 28**  
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories by T. H. Manning.  
Cat. No. CW69-1/28
- No. 29**  
Developments in PPS sampling — Impact on current research by A. R. Sen.  
Cat. No. CW69-1/29
- No. 30**  
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces by Thomas J. Wood and Stanley A. Munroe.  
Cat. No. CW69-1/30
- No. 31**  
Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta goldeye population by D. B. Donald and A. H. Kooyman.  
Cat. No. CW69-1/31
- No. 32**  
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north: a review and selected bibliography by John P. Kelsall, E. S. Telfer and Thomas D. Wright.  
Cat. No. CW69-1/32
- No. 33**  
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay by Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson and Dale Cross.  
Cat. No. CW69-1/33
- No. 34**  
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands by Lawson G. Sugden.  
Cat. No. CW69-1/34
- No. 35**  
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic by Gerald R. Parker.  
Cat. No. CW69-1/35

No. 36

Observations of Mallards in the parkland of Alberta by Michael F. Sorensen.

Cat. No. CW69-1/36

No. 37

The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches  
by William A. Langford and Donald J. Cocheba.

Cat. No. CW69-1/37

No. 38

Spatial changes in waterfowl habitat, 1964-74, on two land types in the  
Manitoba Newdale Plain by G.D. Adams and G.C. Gentle.

Cat. No. CW69-1/38

No. 39

Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and  
Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976 by  
D.N. Nettleship and A.J. Gaston.

Cat. No. CW69-1/39

No. 40

Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment  
by Frank L. Miller and Anne Gunn.

Cat. No. CW69-1/40

