



Rapports techniques de l'IFNP

Institut forestier national de Petawawa, Chalk River (Ontario) K0J 1J0, Canada

16F

Utilisation des carabes (*Coleoptera : Carabidæ*) comme indicateurs des effets des pratiques forestières sur la diversité du sol

Luc C. Duchesne et Robert S. McAlpine

Service canadien des forêts
 Institut forestier national de Petawawa
 B.P. 2000, Chalk River (Ontario), K0J 1J0, Canada
 Téléphone : 613-589-2880 ☎ Télécopieur : 613-589-2275

Résumé

Un inventaire des carabes présentes dans des peuplements non perturbés de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) (parcelles témoins), des parcelles ayant fait l'objet d'une coupe à blanc (parcelles coupées) et des parcelles ayant fait l'objet d'une coupe à blanc suivie d'un brûlage dirigé (parcelles brûlées) a été effectué à l'aide de pièges à fosses, et les associations d'espèces capturées dans ces trois types de milieux ont été comparées. Au total, 28 espèces de carabes ont été récoltées dans le cadre de cette étude. La plus forte diversité spécifique a été observée dans les parcelles brûlées et la plus faible, dans les parcelles coupées. Chaque type de traitement était caractérisé par une association d'espèces particulière. Les espèces de carabes ont été classées dans quatre groupes distincts, selon qu'elles affichaient une préférence pour : 1) les parcelles brûlées, 2) les parcelles coupées, 3) les parcelles témoins ou 4) qu'elles se retrouvaient en proportions semblables dans les trois types de milieux. Le nombre moyen de carabes capturées était plus élevé dans les parcelles coupées et les parcelles brûlées que dans les parcelles témoins.

Introduction

Les carabes (*Coleoptera : Carabidæ*) constituent de bons indicateurs de la diversité du sol après une perturbation causée par un feu de forêt (Holliday 1991a, 1991b), une coupe à blanc (Sustek 1981, 1984, Lenski 1982, Jennings et collab. 1986, Langor et collab. 1991), un scarifiage (Parry et Rodger 1986), une exposition à des polluants (Stubbe et Tietze 1982, Kolbe 1988), une récupération des terres (Day et Carthy 1988), un aménagement de forêts vierges ou de vieilles forêts (Niemelä et collab. 1988, Terrel-Nield 1990) ou des

changements climatiques (Elias 1991). Ces coléoptères fournissent également une foule de renseignements sur l'écologie des communautés biologiques auxquelles ils appartiennent (Day et Carthy 1988), car ils sont des prédateurs importants au sein de la pédofaune forestière. Ils forment en outre une fraction importante de la biomasse des arthropodes du sol et sont des agents de lutte naturels efficaces contre les ravageurs (Edwards et collab. 1979, Jennings et collab. 1986, Sustek 1981, Weseloh 1985). Étant donné que chaque espèce affiche une sélectivité particulière à l'égard de l'habitat, certaines étant des spécialistes, d'autres des généralistes



(Niemelä 1990), on peut utiliser les associations d'espèces pour caractériser les effets des perturbations dans divers habitats. Trois aspects de la diversité des carabes sont modulés par l'environnement : l'abondance relative de chaque espèce dans un milieu forestier donné (d'après le nombre d'individus capturés), la taille absolue de la population de chaque espèce et la présence ou l'absence d'espèces au sein des associations.

En Amérique du Nord, et particulièrement au Canada, les effets des perturbations en milieu forestier sur la diversité de la faune des carabes demeurent méconnus. Dans le cadre d'une étude préliminaire, Lévesque et collab. (1976) ont montré que les associations de carabes de neuf peuplements forestiers distincts d'une même région forestière différaient les unes des autres par l'abondance relative de leurs composantes et leur diversité spécifique. Ces auteurs n'ont toutefois pas porté une attention particulière à l'incidence des perturbations sur la faune des carabidés (Lévesque et collab. 1976). Langor et collab. (1991) ont observé que les associations de carabes des peuplements mûrs de pin tordu différaient de celles vivant dans des plantations plus jeunes. Ces auteurs ont classé les espèces de carabes dans trois catégories selon la préférence manifestée à l'égard de l'habitat : espèces associées aux peuplements jeunes, espèces préférant les peuplements mûrs, et espèces fréquentant les deux types de peuplements. D'autres rapports font état d'observations similaires dans des peuplements de peupliers (*Populus*) et d'épinettes (*Picea*) (Richardson et Holliday 1982, Holliday 1984, 1991a, 1991b) touchés par des feux de forêt. Holliday (1991b) a également noté que les associations de carabes dans ces peuplements de peupliers et d'épinettes étaient semblables à celles observées dans des peuplements de peupliers non perturbés, onze ans après les incendies. À ce jour, personne n'a encore utilisé les carabes pour comparer les effets de la coupe à blanc à ceux du brûlage dirigé en milieu forestier. Nous nous sommes donc donné pour objectif d'évaluer l'utilité de ces insectes comme indicateurs des effets du brûlage dirigé et de la coupe à blanc sur la diversité du sol. Nous avons réalisé l'étude dans une forêt de pin gris, étant donné l'importance de cette espèce dans la forêt boréale.

Matériel et méthode

Milieu étudié

L'étude a été réalisée dans un peuplement de *Pinus banksiana* Lamb. bordant le lac Frontier (46°00'N., 77°33'O.), dans l'est de l'Ontario; ce secteur se trouve dans la section du Centre de l'Outaouais (L.4c) de la

Région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972). Situé à proximité de l'Institut forestier national de Petawawa, l'aire d'étude est un terrain relativement plat avec une dénivellation d'environ 4 m sur 1,0 km. Le dépôt de surface se compose d'une couche profonde de sable fin (10 à 30 m de profondeur) (Gadd 1962) et le sol est un podzol humo-ferrique (Weber 1988). Ce site a été choisi en raison de l'uniformité de sa végétation arborescente et de sa topographie. La caractérisation de la composition végétale du peuplement a été effectuée avant la coupe à blanc (tableau 1). L'étage supérieur était dominé par trois espèces d'arbres (tableau 1); au sous-étage, la régénération était assurée par *P. strobus* (environ 40 000 semis par ha). Les espèces végétales suivantes étaient également présentes avant la coupe à blanc : *Amelanchier* sp., *Comptonia peregrina* (L.) Coult., *Gaultheria procumbens* L., *Kalmia angustifolia* L., *Lycopodium complanatum* L., *Maianthemum canadense* Desf., *Polygonatum pubescens* (Wild.) Pursh., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn et *Prunus pumila* L. Le site avait fait l'objet d'une exploitation forestière en 1942 et en 1943; seuls les arbres présentant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) inférieur à 17,5 cm avaient alors été épargnés. D'après l'analyse dendrochronologique réalisée sur des arbres dominants et des chicots présentant de multiples cicatrices d'incendie, l'aire d'étude aurait été balayée par plusieurs incendies. Le dernier incendie, survenu en 1943, aurait été causé par le brûlage extensif des rémanents après la coupe (E. Stechishen, comm. pers.).

Au cours de l'été 1990, une superficie de 500 m x 1 000 m a fait l'objet d'une coupe à blanc; les rémanents (branches et cimes) ont été laissés sur place. Cette aire a été ensuite subdivisée en 40 parcelles de 35 m x 70 m (figure 1). Toutes les parcelles étaient entourées d'un coupe-feu de 8 m de largeur. Durant l'aménagement des coupe-feu, les débris ligneux jonchant le sol ainsi que la couche organique ont été éliminés mécaniquement. Quarante autres parcelles de 35 m x 70 m, également entourées d'un coupe-feu, ont été aménagées comme parcelles témoins dans un peuplement non perturbé. En 1991, dix des parcelles qui avaient fait l'objet d'une

Tableau 1. Caractéristiques des espèces végétales dominant l'étage supérieur sur le site d'étude du lac Frontier avant la coupe à blanc

| Espèce | Nombre de tiges/ha | Âge (année) | DHP* (cm) | Volume (m ³ /h) |
|------------------------|--------------------|-------------|-----------|----------------------------|
| <i>Pinus banksiana</i> | 505 | 53 | 17,1 | 81 |
| <i>Pinus resinosa</i> | 50 | 105 | 37,5 | 45 |
| <i>Pinus strobus</i> | 100 | 55 | 28,7 | 57 |

*DHP: diamètre à hauteur de poitrine

Parcelles expérimentales
du lac Frontier

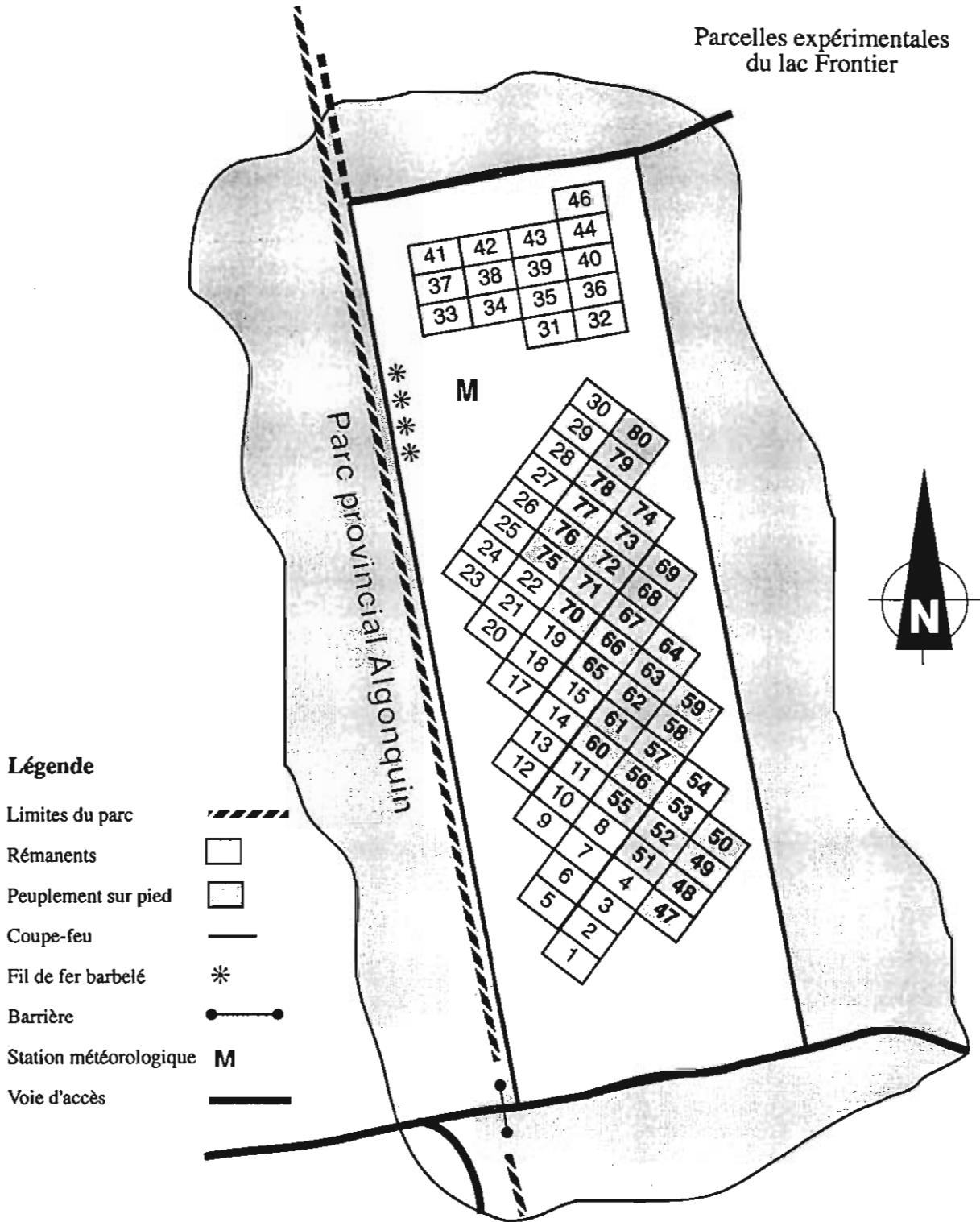


Figure 1. Plan des parcelles expérimentales du lac Frontier.

coupe à blanc l'année précédente ont été soumises à un brûlage dirigé. Dans ces parcelles, on a mesuré les quantités de combustibles (rémanents et humus) disponibles avant et après le brûlage (McRae et collab. 1979). L'écart entre ces deux valeurs a permis d'établir la quantité de combustibles consommée. On a aussi mesuré sur place les paramètres météorologiques à l'aide d'une station météorologique automatique afin de déterminer les indices de la Méthode canadienne de l'Indice Forêt-Météo (IFM) (Service canadien des forêts 1987, Van Wagner 1987) et suivi de minute en minute l'orientation et la vitesse du vent afin d'établir un lien avec le comportement de l'incendie. En outre, on a quadrillé chaque parcelle avec un réseau de bornes afin d'évaluer la distance parcourue par l'incendie en fonction du temps et ainsi déterminer la vitesse de propagation de l'incendie. L'intensité de l'incendie a été calculée à l'aide de l'équation de Byram (1959) : $I = HwR$, où I correspond à l'intensité de l'incendie (kW/m), H au pouvoir calorifique inférieur du combustible (considéré comme étant égal à $18\,000 \text{ kJ/kg}$), w à la masse du combustible consommé par unité de surface sur le front de l'incendie (kg/m^2) (on a supposé que toute la consommation du combustible s'est produite lors du passage du front de l'incendie) et R , à la vitesse de propagation (m/sec).

Les carabes adultes ont été récoltées dans neuf parcelles, soit trois parcelles brûlées, trois parcelles coupées et trois parcelles témoins. Dans les trois parcelles brûlées, le brûlage dirigé a été réalisé à des conditions d'intensité comparables à celles des incendies qui se produisent fréquemment dans les peuplements de *P. banksiana* et correspondant aux conditions optimales pour leur régénération (Weber et collab. 1987). Dans les parcelles coupées, le sol était jonché de débris ligneux d'un diamètre variant entre 1 mm et 20 cm et la quantité moyenne de combustibles s'élevait à $3,5 \pm 0,8 \text{ kg/m}^2$.

Récolte de carabes

Dans chacune des neuf parcelles, 18 pièges à fosses sans appât (contenants en plastique de 350 mL avec une ouverture de 8 cm de diamètre) ont été enfouis dans le sol de façon à ce que leur ouverture soit à égalité avec la surface du sol (figure 3). Ces pièges, disposés à des intervalles de 2 m le long d'un transect médian (figure 2), ont été inspectés une fois par semaine entre le 1^{er} août et le 15 octobre 1991; toutes les carabes provenant d'une même parcelle ont été regroupées en un seul échantillon. L'identification des carabes a été effectuée à l'aide des méthodes de Larochelle (1976) et de Gariépy et collab. (1977). La diversité spécifique a été déterminée dans chaque parcelle à l'aide de l'indice de Shannon-Wiener (Pielou 1966), selon la version utilisée

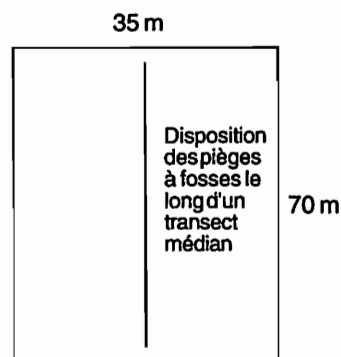


Figure 2. Disposition des pièges à fosses dans les parcelles, à des intervalles de 2 m le long d'un transect médian.

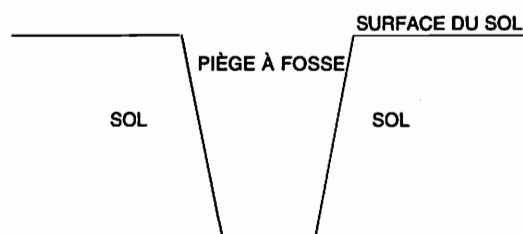


Figure 3. Récolte de carabes à l'aide de pièges à fosses enfouis dans le sol de façon à ce que leur ouverture soit à égalité avec la surface du sol.

par Refseth (1980). Cet indice se calcule selon la formule suivante :

$$- \sum_{i=0}^s p_i \times \ln p_i$$

où p_i correspond à l'abondance relative de l'espèce de rang i parmi l'effectif total et s , au nombre total d'espèces. Étant donné que l'indice de Shannon suit une distribution normale, on peut l'utiliser pour comparer les divers traitements par analyse de variance (Magurran 1988). On trouvera au tableau 2 un exemple de calcul de l'indice de Shannon.

Analyses statistiques

Pour les fins des comparaisons statistiques, toutes les carabes récoltées dans les 18 pièges d'une même parcelle ont été regroupées en un seul échantillon. Les valeurs présentées ici correspondent au nombre moyen de carabes capturées pour chaque traitement. Les comparaisons entre les traitements ont porté sur le nombre moyen de carabes capturées, le nombre moyen d'espèces de carabes récoltées et la diversité spécifique moyenne, ainsi que sur le nombre moyen d'individus des espèces principales. Dans chacun des milieux, toute espèce formant au moins 2 % du nombre total de captures a été considérée comme étant une espèce principale.

Tableau 2. Exemple de calcul de l'indice de biodiversité de Shannon appliqué aux espèces de carabes récoltées dans les parcelles témoins, aire d'étude du lac Frontier, Chalk River (Ontario)

| Espèce | Fréquence | Proportion (p _i)* | Ln P _i | -p _i • Ln(p _i) |
|-------------------------------|-----------|-------------------------------|-------------------|---------------------------------------|
| <i>Calathus advena</i> | 53 | 0,589 | -0,529 | 0,312 |
| <i>Calathus ingratus</i> | 4 | 0,044 | -3,123 | 0,139 |
| <i>Carabus nemoralis</i> | 3 | 0,033 | -3,411 | 0,114 |
| <i>Harpalus pensylvanicus</i> | 3 | 0,033 | -3,411 | 0,114 |
| <i>Myas cyanescens</i> | 7 | 0,078 | -2,511 | 0,198 |
| <i>Pterostichus adoxus</i> | 3 | 0,033 | -3,411 | 0,114 |
| <i>Pterostichus mutus</i> | 8 | 0,089 | 2,420 | 0,215 |
| <i>Synuchus impunctatus</i> | 9 | 0,100 | 2,300 | 0,230 |
| INDICE DE BIODIVERSITÉ TOTAL | | | | 1,436 |

* l'indice de biodiversité de Shannon-Wiener se calcule selon la formule suivante :

$$-\sum_{i=0}^s p_i \times \ln p_i$$

La comparaison des données de chaque parcelle a été effectuée à l'aide d'une analyse de la variance, après vérification de l'homogénéité des variances (Sokal et Rohlf 1981). Les données hétéroscédastiques ont été transformées et l'homogénéité des variances a été vérifiée à P<0,05. Dans les cas où l'analyse de la variance a fait ressortir des différences significatives entre les résultats, on a fait appel au test t (test de Student) apparié pour comparer les moyennes (Sokal et Rohlf 1981).

Résultats

Au total, 28 espèces de carabes ont été récoltées dans le cadre de cette étude. Une comparaison des associations d'espèces observées dans les trois traitements a révélé des différences dans la composition de ces associations, le nombre de captures et la diversité spécifique. Les perturbations du milieu forestier influencent manifestement sur la composition des associations de carabidés, puisque chaque traitement présentait une association particulière caractérisée par une ou plusieurs espèces (tableau 4, figure 4). Les parcelles brûlées étaient caractérisées par *Agonum obsoletum*, *Cicindela punctulata*, *Harpalus pensylvanicus* et *Harpalus lewisi* (tableau 4). Parmi ces espèces, les trois dernières fréquentent habituellement les champs et les milieux sablonneux (Lindroth 1966, 1968, Gariépy et collab. 1977), tandis que *A. obsoletum* est attiré par les incendies de forêt (Lindroth 1966, Gariépy et collab. 1977). Les parcelles coupées étaient caractérisées par *Pterostichus lucublandus*, espèce normalement retrouvée à la lisière des bois, dans les champs et les milieux

sablonneux (Lindroth 1966, Gariépy et collab. 1977), et par *Calathus advena*, espèce qui préfère habituellement les habitats forestiers (Lindroth 1966, Gariépy et collab. 1977). Les parcelles témoins étaient caractérisées par *Myas cyanescens* et *Pterostichus adoxus*, deux espèces typiquement forestières (Lindroth 1966, 1969, Gariépy et collab. 1977). Les autres principales espèces récoltées, à savoir *Calathus ingratus*, *Carabus nemoralis*, *Pterostichus mutus* et *Synuchus impunctatus*, ont été trouvées en proportions semblables dans les trois types de milieux. Ces espèces sont reconnues comme vivant indifféremment dans divers types d'habitats, tant les forêts que les champs (Lindroth 1966, Gariépy et collab. 1977). Enfin, les espèces suivantes ont été capturées en plus faible abondance : *Agonum cupreum* Dej., *Agonum cupripenne* Say, *Agonum retractum* LeC., *Amara bifrons* Gyll., *Amara discors* Kby., *Amara laevipennis* Kby., *Amara littoralis* Mnh., *Anisodactylus nigrita* Dej., *Calosoma calidum* F., *Harpalus caliginosus* F., *Harpalus fallax* LeC., *Harpalus fuliginosus* Dft., *Harpalus laticeps* LeC. et *Harpalus pleuriticus* Kby.

La diversité des espèces de carabes variait selon le traitement (tableaux 4 et 5). L'indice de diversité le plus élevé a été enregistré dans les parcelles brûlées, le plus faible, dans les parcelles coupées. Le nombre d'espèces récoltées ne différait pas statistiquement selon le traitement. Le nombre moyen de captures dans les parcelles coupées et dans les parcelles brûlées était 3,9 et 2,7 fois plus élevé, respectivement, que dans les parcelles témoins (tableaux 4 et 5). Ces résultats ne sont toutefois pas statistiquement différents à P<0,05 en raison de la

Tableau 3. Conditions météorologiques, comportement des incendies et répercussions de trois brûlages dirigés effectués au lac Frontier

| Parcelle | Date du brûlage ^a | Composantes de la Méthode canadienne de l'Indice Forêt-Météo (IFM) ^b | | | | | | | | | | | | | |
|----------|------------------------------|---|-------------------|------------------|-----|----|-----|-----|-----|------|--|----------------------------|--|--------------------------------|-------------------------|
| | | Température (°C) | Humidité relative | 10-m Vent (km/h) | ICL | IH | IS | ICD | IPI | IFM | Quantité de rémanents consommés (kg/m ²) | Profondeur du brûlage (cm) | Quantité d'humus consommé (litière) (kg/m ²) | Vitesse de propagation (m/min) | Intensité du feu (kW/m) |
| 24 | 14-06-92 | 22,6 | 40 | 16,6 | 89 | 61 | 198 | 69 | 8,6 | 23,5 | 1,79 | 1,8 | 2,99 | 22,0 | 31 548 |
| 43 | 12-07-91 | 26,0 | 49 | 3,8 | 89 | 35 | 308 | 55 | 4,3 | 12,9 | 2,86 | 2,6 | 4,42 | 9,5 | 20 748 |
| 46 | 24-06-91 | 27,3 | 32 | 3,7 | 92 | 50 | 236 | 65 | 6,9 | 19,4 | 1,61 | 2,0 | 3,26 | 7,9 | 11 541 |

^a Jour-mois-année

^b ICL, Indice du combustible léger; IH, indice de l'humus; IS, indice de sécheresse; ICD, indice de combustible disponible; IPI, indice de propagation initiale; IFM, indice Forêt-Météo

variance élevée associée aux résultats enregistrés dans les parcelles coupées.

Discussion

Nos résultats démontrent clairement que les populations de carabes peuvent servir d'indicateurs des changements environnementaux provoqués par la coupe à blanc et le brûlage dirigé. De telles observations présentent un caractère unique, car si de nombreux auteurs se sont employés à décrire les effets des perturbations écosystémiques sur les populations de carabes (Sustek 1981, Lenski 1982, Jennings et collab. 1986, Parry et Rodger 1986, Day et Carthy 1988, Kolbe 1988, Niemelä et collab. 1988, Holliday 1991a, 1991b, Langor et collab. 1991), personne à ce jour n'avait encore cherché à comparer les effets du brûlage dirigé et de la coupe à blanc sur ces mêmes populations.

Dans notre système expérimental, la diversité de carabes dans les parcelles brûlées était plus élevée que dans les parcelles coupées, et ce même si le nombre d'espèces était plus élevé dans ces dernières. Il convient de rappeler que le calcul de l'indice de Shannon-Wiener tient compte de l'abondance relative des espèces dans les parcelles, ce qui autorise une comparaison normalisée de la diversité spécifique entre les traitements. La valeur de l'indice de diversité ne reflète donc pas nécessairement le nombre d'espèces associées à chaque traitement. En réalité, la plupart des espèces retrouvées uniquement dans les parcelles coupées ont été capturées en trop faibles nombres pour influencer sur la valeur de l'indice, ce qui explique la raison pour laquelle l'indice de diversité associé aux parcelles brûlées est supérieur à celui des parcelles coupées ou des parcelles témoins.

En général, les réseaux trophiques sont caractérisés par une invariance d'échelle, c'est-à-dire que le nombre d'espèces occupant les niveaux trophiques supérieurs demeure constant par rapport au nombre d'espèces se trouvant aux échelons inférieurs (Briand et Cohen 1984). Il est donc permis de croire que le nombre total d'espèces de tous les taxons occupant un niveau trophique inférieur à celui des carabes différerait d'un traitement à l'autre, reflétant ainsi des différences de diversité des microorganismes et des invertébrés. De plus, nos résultats permettent de croire que la taille des populations de microorganismes variait en fonction du traitement, puisque le nombre de carabes capturées était plus élevé dans les parcelles coupées ou brûlées que dans les parcelles témoins. D'autres études s'imposent pour vérifier cette hypothèse. En outre, il nous paraît également important de déterminer les taux de survie et de colonisation des populations de carabes et de

Tableau 4. Nombre moyen d'individus des principales espèces** de carabes récoltés à l'aide de pièges à fosses dans les parcelles coupées, brûlées et témoins, lac Frontier (Ontario), 1991 (nombre moyen de carabes capturées pour chaque traitement)

| Espèce | Parcelles coupées | Parcelles brûlées | Parcelles témoins |
|--|--------------------|-------------------|-------------------|
| <u>Espèces abondantes dans les parcelles brûlées :</u> | | | |
| <i>Agonum obsoletum</i> Say | 1,3 b [†] | 21,0 a | 0 b |
| <i>Cicindela punctulata</i> Ol. | 0 b | 4,0 a | 0 b |
| <i>Harpalus pensylvanicus</i> DeG. | 11,3 ab | 18,3 a | 1,0 b |
| <i>Harpalus lewisi</i> Lec. | 0 b | 2,0 a | 0 b |
| <u>Espèces abondantes dans les parcelles coupées :</u> | | | |
| <i>Calathus advena</i> Lec. | 76,3 a | 18,7 b | 17,6 b |
| <i>Pterostichus lucublandus</i> Say | 10,5 a | 0,6 ab | 0 b |
| <u>Espèces abondantes dans les parcelles témoins :</u> | | | |
| <i>Myas cyanescens</i> Dej. | 1,7 a | 0 b | 2,3 a |
| <i>Pterostichus adoxus</i> Say | 0,3 b | 0 b | 1,0 a |
| <u>Espèces abondantes dans toutes les parcelles :</u> | | | |
| <i>Amara avida</i> Say | 0 | 1,7 | 0 NS |
| <i>Amara obesa</i> Say | 0,3 | 1,7 | 0 NS |
| <i>Calathus ingratus</i> Dej. | 0 | 1,3 | 1,3 NS |
| <i>Carabus nemoralis</i> Müll. | 1,0 | 0 | 1,0 NS |
| <i>Pterostichus mutus</i> Say | 5,7 | 3,3 | 2,7 NS |
| <i>Synuchus impunctatus</i> Say | 3,7 | 4,0 | 3,0 NS |
| Nombre de captures (incluant les espèces peu abondantes) | 120,0 + 78 | 83,0 + 19 | 31,0 + 15,7 |
| Nombre d'espèces (incluant les espèces peu abondantes) | 11,3 | 10,3 | 4,1 NS |
| Indice de diversité spécifique | 0,95 b | 1,52 a | 1,27 ab |

[†] Les valeurs d'une même ligne suivies de lettres sont significativement différentes à P<0,5 (test t apparié de comparaison de moyennes).

NS : L'analyse de la variance n'a pas révélé de différences significatives à P<0,058. **1 : espèce principale c'est-à-dire espèce formant au moins 2 % du nombre total de captures associées à un traitement donné.

Tableau 5. Abondance relative (pourcentage) de chaque espèce principale¹ dans les parcelles coupées, brûlées et témoins, lac Frontier, Chalk River (Ontario)

| Espèce | Parcelle coupées | Parcelle brûlées | Parcelle témoins |
|-------------------------------------|------------------|------------------|------------------|
| <i>Agonum obsoletum</i> Say | 1,1 | 26,0 | 0 |
| <i>Amara avida</i> Say | 0 | 2,0 | 0 |
| <i>Amara obesa</i> Say | 0,3 | 2,1 | 0 |
| <i>Calathus advena</i> Lec. | 64,3 | 23,1 | 61,6 |
| <i>Calathus ingratus</i> Dej. | 0 | 1,7 | 4,7 |
| <i>Carabus nemoralis</i> Müll. | 0,3 | 0 | 3,5 |
| <i>Cicindela punctulata</i> Ol. | 0 | 5,0 | 0 |
| <i>Harpalus lewisi</i> Lec. | 0 | 2,5 | 0 |
| <i>Harpalus pensylvanicus</i> DeG. | 9,6 | 22,7 | 3,5 |
| <i>Myas cyanescens</i> Dej. | 1,4 | 0 | 8,1 |
| <i>Pterostichus adoxus</i> Say | 0,3 | 0 | 3,5 |
| <i>Pterostichus lucublandus</i> Say | 11,0 | 1,2 | 0 |
| <i>Pterostichus mutus</i> Say | 4,8 | 4,6 | 9,3 |
| <i>Synuchus impunctatus</i> Say | 3,1 | 5,0 | 5,8 |
| Other species | 3,1 | 2,8 | 0 |
| TOTAL | 100 | 100 | 100 |

¹Espèce principale : espèce formant au moins 2 % du nombre total de captures associées à un traitement donné.

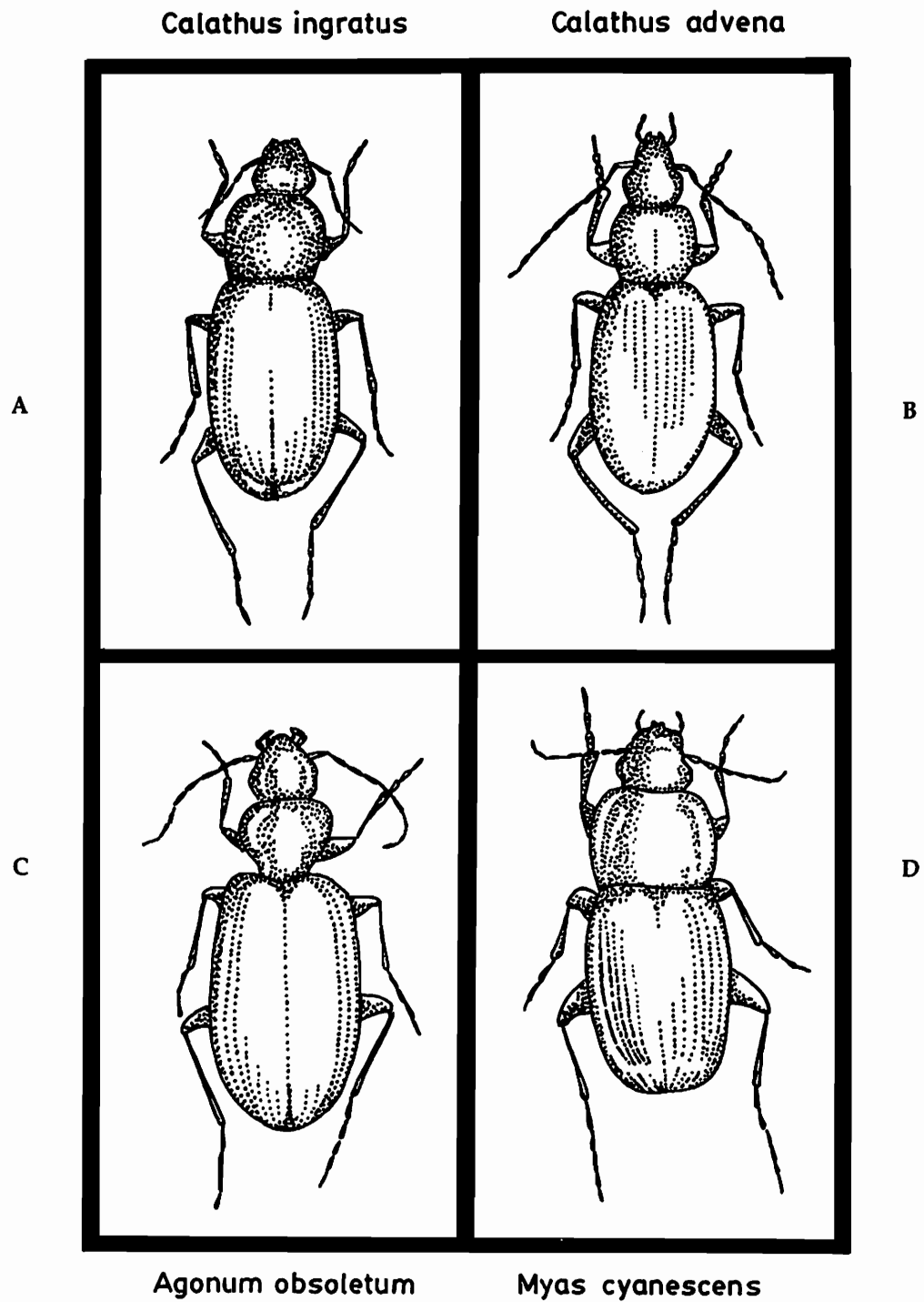


Figure 4. Espèces de carabes représentatives de chacun des quatre groupes C : *Agonum obsoletum*, espèce caractéristique des parcelles brûlées; B : *Calathus advena*, espèce caractéristique des parcelles coupées; D : *Myas cyanescens*, espèce caractéristique des parcelles non perturbées; et A : *Calathus ingratus*, espèce retrouvée en proportions semblables dans les trois types de parcelles.

microorganismes dans les habitats touchés par les incendies de forêt.

Les différences observées entre les associations de carabes des trois types d'habitats pourraient être attribuables à l'action directe des facteurs physiques et chimiques propres au milieu tels que la teneur en eau du sol, la couverture végétale et la température (Butterfield et Coulson 1983) ou à l'action de ces facteurs sur les proies des carabes (Parry et Rodger 1986, Holliday 1991a). Les incendies de forêt et l'exploitation forestière influent sur les caractéristiques physiques et biologiques du sol telles que la température et la teneur en eau du sol, la fertilité du sol, l'albédo, la quantité de lumière disponible, la composition et la biomasse de la communauté de microorganismes, la couverture végétale, les taux de décomposition et de renouvellement des éléments nutritifs (MacLean et collab. 1983, Weber 1985, 1988, Bird et Chatarpaul 1988, Brand et Penner 1990, Cancela Da Fonseca 1990, Brand 1991). Le brûlage dirigé a entraîné la disparition d'une bonne partie de la couche d'humus dans la zone d'étude de même que des débris ligneux fins laissés au sol après la coupe à blanc (tableau 3). Toutefois, nos résultats ne permettent pas de déterminer lesquels parmi les facteurs biotiques et abiotiques reconnus comme exerçant une action déterminante sur les associations de carabes sont uniques à chacun des milieux perturbés.

L'aménagement forestier a des répercussions sur la faune forestière (Welsh 1988, Beauchesne et collab. 1991). Si de nombreux chercheurs ont tenté de mettre au point des pratiques forestières qui tiennent compte de la faune, la plupart se sont préoccupés essentiellement des espèces de gibier, et rares sont ceux qui ont porté un intérêt particulier à la diversité des autres espèces. La présente étude fournit des informations inédites concernant les effets des pratiques forestières sur la biodiversité du sol. Il faudra toutefois étudier les effets des perturbations dans d'autres types d'écosystèmes forestiers avant de pouvoir inclure de telles informations dans les programmes d'aménagement forestier.

Remerciements

Nous tenons à remercier M. Hobbs, A. Johnson et M. Wotton pour leur aide technique, E. Stechishen, pour ses précieux conseils lors de l'aménagement des parcelles expérimentales, ainsi que F. Pinto, S. M. Smith, M. Strome, M.G. Weber et A. Yapa, de leur participation à la révision du manuscrit anglais. Nous exprimons également notre gratitude aux réviseurs anonymes.

Références

- Beauchesne, P.; Larue, P.; Bélanger, P.; Huot, J. 1991. Effets de coupes de dimensions restreintes sur l'abondance des populations d'oiseaux nicheurs en milieu boréal. *For. Chron.* 67:397-402.
- Bird, G.A.; Chatarpaul, L. 1988. Effect of forest harvest on decomposition and colonization of maple leaf litter by soil microarthropods. *Can. J. Soil Sci.* 68: 29-40.
- Brand, D.G. 1991. The establishment of boreal and sub-boreal conifer plantations: an integrated analysis of environmental conditions and seedling growth. *For. Sci.* 37:68-100.
- Brand, D.G.; Penner, M. 1990. Interactions between vegetation competition, nutrient availability, soil surface modification and the early growth of planted spruce. *In* Titus, B.D., et al., eds. The silvics and ecology of boreal spruces. 1989. IUFRO Working Party S1.05.12 Symp. Proc. Newfoundland, 12-17 Aug. 1989. *For. Can. Inf. Rep.* N-X-271.
- Briand, F.; Cohen, J.E. 1984. Community food webs have a scale-invariant structure. *Nature (Lond.)* 307:264-267.
- Butterfield, J.; Coulson, J.C. 1983. The carabid communities on peat and upland grasslands in Northern England. *Holarctic Ecol.* 6:163-174.
- Byram, G.M. 1959. Combustion of forest fuels. *In* Davis, K.P., ed. *Forest Fire: Control and Use*. McGraw-Hill, New York, N.Y.
- Canadian Forestry Service. 1987. Canadian Forest Fire Danger Rating System: Users' guide. Canadian Forestry Service Fire Danger Group, For. Can., Hull.
- Cancela Da Fonseca, J.P. 1990. Forest management: impact on soil microarthropods and soil microorganisms. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 27: 269-283.
- Day, K.R.; Carthy, J. 1988. Changes in carabid beetle communities accompanying a rotation of sitka spruce. *Agric. Ecosys. Environ.* 24:407-415.
- Edwards, C.A.; Sunderland, C.D.; George, K.S. 1979. Studies on polyphagous predators of cereal aphids. *J. Appl. Ecol.* 16: 811-823.
- Elias, S.A. 1991. Insects and climate change. *BioSci.* 41:552-559.
- Gadd, N.R. 1962. Surficial Geology-Chalk River. Descriptive notes. Marginal notes to map 1132AA, *Geol. Surv. Can. Ottawa, Ontario*.
- Gariépy, C.M.; Larochelle, A.; Bousquet, Y. 1977. Guide photographique des Carabidae du Québec. *Cordulia Suppl.* 1. 2

- Holliday, N.J. 1984. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) from a burned spruce forest (*Picea* spp). Can. Ent. 116:919-922.
- Holliday, N.J. 1991a. Species response of carabid beetles (Coleoptera:Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest. Can. Ent. 123:1369-1389.
- Holliday, N.J. 1991b. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages. Can. J. Zool. (in press).
- Jennings, D.T.; Houseweart, M.W.; Dunn, G.A. 1986. Carabid beetles (Coleoptera:Carabidae) associated with strip clearcut and dense spruce-fir forests of Maine. Coleopt. Bull. 40:251-263.
- Kolbe, W. 1988. Ökotoxikologische Aspekte - aufgezeigt als Beispiel der coleopteren Fauna von Waldboden. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 6: 458-463.
- Langor, D.W.; Niemelä, J.; Spence, R.J. 1991. Effects of forestry practices on carabid assemblages in lodgepole pine forests in western Alberta. Proc. Can. Ent. Soc. Mtg. Montreal, Que., September 21-23, 1991.
- Larochelle, A. 1976. Manuel d'identification des Carabidae du Québec. Cordulia, Suppl. 1.
- Lenski, R.E. 1982. The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles (Coleoptera:Carabidae) in the Southern Appalachians. Ecol. Entomol. 7: 385-390.
- Levesque, C.; Dubé, J.; Pilon, J.G. 1976. Inventaire et étude biocénotique des coléoptères Carabidae de biotopes forestiers des Laurentides. Can. Nat. 103:589-582.
- Lindroth, C.H. 1966. The ground beetles of Canada and Alaska. Part 4. Opusc. Entomol. Suppl. 24.
- Lindroth, C.H. 1968. The ground beetles of Canada and Alaska. Part 5. Opusc. Entomol. Suppl. 33.
- Lindroth, C.H. 1969. The ground beetles of Canada and Alaska. Part 6. Opusc. Entomol. Suppl. 34.
- MacLean, D.A.; Woodley, S.J.; Weber, M.G.; Wein, R.W. 1983. Fire and nutrient cycling. In Wein, R.W.; MacLean, D.A., eds. The role of fire in northern circumpolar ecosystems. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Margurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- McRae, D.J.; Alexander, M.E.; Stocks, B.J. 1979. Measurement and description of fuels and fire behavior on prescribed burns: a handbook. Environ. Can. Can. For. Serv., Great Lakes For. Res. Cent., Sault Ste. Marie, Ont. Rep. 0-X-287.
- Niemelä, J. 1990. Effect of changes in the habitat on carabid assemblages in a wooded meadow on the Aland Islands. Notul. Entomol. 69:169-174.
- Niemelä, J.; Haila, Y.; Halme, E.; Lahti, T.; Pajunen, T.; Punttila, P. 1988. The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. Ann. Zool. Fennici 25:107-119.
- Parry, W.; Rodger, D. 1986. The effect of soil scarification on the ground beetle fauna of a Caledonian pine forest. Scot. For. 40:1-9.
- Pielou, E.C. 1966. Shannon formula as a measure of species diversity: its use and misuse. Am. Nat. 100:463-465.
- Refseth, D. 1980. Ecological analyses of carabid communities-potential use in biological classification for nature conservation. Biol. Conserv. 17:131-141.
- Richardson, R.J.; Holliday, N.J. 1982. Occurrence of carabid beetles (Coleoptera:Carabidae) in a boreal forest damaged by fire. Can. Ent. 114:509-514.
- Rowe, J.S. 1972. Forest Regions of Canada. Can. For. Serv. Publication No. 1300.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.G. 1981. Biometry, 2nd ed. W.H. Freeman, San Francisco, CA.
- Stubbe, A.; Tietze, F. 1982. Ökologische Untersuchungen an Carabidengesellschaften entlang einer Traseemmissionsgeschädigten Kiefernforste in der Dübener Heide. Arch. Natur. Land Berlin 22: 27-44.
- Sustek, Z. 1981. Influence of clearcutting on ground beetles (Coleoptera:Carabidae) in a pine forest. Cechoslovanica 12:243-254.
- Sustek, Z. 1984. Carabidae and Staphylinidae of two forest reservations and their reactions on surrounding human activity. Biologia (Bratislava) 39:137-162.
- Terell-Nield, C. 1990. Is it possible to age woodlands on the basis of their carabid beetle diversity? Entomologist 3: 136-145.
- Van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Govt. Can., Can. For. Serv., Ottawa, Ont. For. Tech. Rep. 35.
- Weber, M.G. 1985. Forest soil respiration in eastern Ontario jack pine ecosystems. Can. J. For. Res. 15:1069-1073.
- Weber, M.G. 1988. Fire and ecosystem dynamics in eastern Canadian *Pinus banksiana*. In Verhoeven,

- J.T.A., *et al.*, eds. Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Weber, M.G.; Hummel, M.; Van Wagner, C.E. 1987. Selected parameters of fire behavior and *Pinus banksiana* Lamb. regeneration in Eastern Ontario. For. Chron. 63:340-346.
- Welsh, D.A. 1988. Meeting the habitat needs of non-game forest wildlife. For. Chron. 64:262-266.
- Weseloh, R.M. 1985. Changes in population size, dispersal behavior and reproduction of *Calosoma sycophanta* (Coleoptera:Carabidae) associated with changes in gypsy moth *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantridae) abundance. Env. Ent. 14:370-377.

Données de catalogage avant publication (Canada)

Duchesne, Luc Clément, 1960-

Utilisation des carabidés (Coleoptera ; Carabidae) comme indicateurs des effets des pratiques forestières sur la diversité du sol

(Rapport technique de l'IFNP ; 16)

Publ. aussi sous le titre: Using carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) as a means to investigate the effect of forestry practices on soil diversity. Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98904-X

No de cat. Fo29-26/16F

1. Sols forestiers -- Ontario. 2. Stations sylvicoles -- Classification -- Ontario.
3. Carabidae -- Ontario. I. McAlpine, R. S. II. Institut forestier national de Petawawa. III. Titre. IV. Coll.

SD390.305D8214 1994 631.4'6'09713 C94-980101-1

This report is also available in English
1994

ISSN 1180-5757
ISBN 0-662-98904-X
Numéro de catalogue Fo29-26/16F