Impacts du dépérissement forestier sur l'avifaune sylvicole

G. van Der Kelen

► To cite this version:

G. van Der Kelen. Impacts du dépérissement forestier sur l'avifaune sylvicole. *Revue forestière française*, 1996, 48 (2), pp.130-136. 10.4267/2042/26816 . hal-03444282

HAL Id: hal-03444282

<https://hal.science/hal-03444282>

Submitted on 23 Nov 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

IMPACTS DU DÉPÉRISSEMENT FORESTIER SUR L'AVIFAUNE SYLVICOLE

G. van der KELEN

Nombre de chercheurs ont tenté de caractériser le dépérissement des forêts (Houston, 1981 ; Dessureault, 1985 ; Delatour, 1990 ; Jones, 1990 ; Manion, 1991 ; Innes, 1993). Très variable dans sa distribution, à la fois discontinu et récurrent dans le temps (Smith, 1990), les symptômes de ce phénomène diffèrent cependant entre l'Europe et l'Est de l'Amérique du Nord où il est moins étendu (Dessureault, 1985 ; Jones, 1990). Il peut résulter de facteurs biotiques (insectes, pathogènes, vieillissement des peuplements et conditions stationnelles défavorables à une espèce d'arbre donnée), abiotiques (variations climatiques) ou anthropiques (pollution atmosphérique). Ces facteurs, agissant simultanément ou consécutivement, provoquent une baisse de la vigueur des arbres pouvant aboutir à leur mort (Becker et Lévy, 1982 ; Dessureault, 1985 ; Becker, 1989 ; Manion, 1991). Par sa sévérité, le phénomène actuel se distingue de ceux dont Delatour (1983) et Dessureault (1985) ont dressé un inventaire à partir de la bibliographie européenne et nord-américaine depuis plus d'un siècle jusqu'à aujourd'hui. En effet, le dépérissement affecte non seulement un grand nombre d'arbres, la faune et la flore non-arborescente (Darveau *et al.*, manuscrit soumis), mais aussi l'ensemble de l'écosystème forestier (Dessureault, 1985).

Kempf et Piantanida (1986), puis Goriup (1989), ont brossé un premier portrait des effets de la pollution atmosphérique et du dépérissement forestier sur les oiseaux d'Europe. Graveland (1990) dressa une liste des impacts de la dégradation des conditions sanitaires des forêts sur l'avifaune sylvicole. Le présent article reprend systématiquement ces données en y ajoutant notamment des références nord-américaines récentes et de l'Europe centrale dont les auteurs précités ne font mention. Il peut donc émettre de nouvelles hypothèses pour d'éventuelles études à venir.

EFFETS DU DÉPÉRISSEMENT FORESTIER SUR L'AVIFAUNE SYLVICOLE

Par rapport à un état "non dépérissement" de référence (100 % de feuillage présent dans la cime, pas de décoloration, taille et distribution normale sur les rameaux), les symptômes précoces de la dégradation de l'état sanitaire apparaissent au niveau du feuillage des arbres (Mueller-Dombois, 1988). Ils progressent à partir du pourtour vers l'intérieur de la cime, et du haut vers le bas. Ce sont : des chloroses et nécroses du feuillage, une diminution de sa taille, sa chute partielle ou totale non saisonnière, sa décoloration prématurée avant l'automne, la formation éventuelle de pousses épïcormiques dans les peuplements très denses, une réduction de la croissance des pousses annuelles, le

dépérissement des branches latérales, l'arrêt éventuel de régénération naturelle des peuplements (Schütt et Cowling, 1985 ; Mueller-Dombois, 1988 ; Innes, 1993). Enfin, si le phénomène du dépérissement forestier entraîne une perte de vitalité des arbres affectés, il est néanmoins fréquemment réversible avec une possibilité de retrouver un état sanitaire satisfaisant (Innes, 1993).

Modification de l'habitat

Pour les oiseaux, la perception d'une forêt fortement dépérie est probablement semblable à celle d'un peuplement forestier défolié par des insectes phytophages (DesGranges et Rondeau, 1993) comme, par exemple, la Livrée des forêts *Malacosoma disstria* (Jones *et al.*, 1985). Un dépérissement modéré, avec 20 % de perte du feuillage, ouvre le couvert arborescent (Webb *et al.*, 1977) et ressemble ainsi à une éclaircie où l'on aurait extrait 20 % du volume. Les désordres écologiques qui découlent de l'évolution du dépérissement, généralement plus graduelle que les deux perturbations précitées, modifient le paysage forestier et l'habitat de certains oiseaux nicheurs ou hivernants. D'après leur technique d'alimentation, certaines populations d'oiseaux peuvent : soit augmenter (Oelke, 1989 ; Flousek, 1994), soit rester stables (Darveau *et al.*, 1992), soit progressivement délaisser les peuplements trop dépéris (DesGranges, 1987 ; Oelke, 1989 ; Zang, 1990 ; Flousek, 1994).

Durant l'hiver, la nourriture disponible et la prédation sont deux facteurs cruciaux pour la survie des mésanges (Ekman, 1984). En Suède, la réduction du couvert, causée par la transparence graduelle de la cime, rend la Mésange boréale *Parus montanus* plus vulnérable à la prédation par l'Épervier d'Europe *Accipiter nisus* et la Chevêchette d'Europe *Glaucidium passerinum* comme l'a démontré la découverte de bagues dans les pelotes de rejection de ces deux rapaces (Ekman, 1984 ; 1986). Au cours de la saison hivernale, le budget d'activité des mésanges se subdivise en plusieurs parts, dont la recherche de nourriture, la manipulation des proies et le repérage de prédateurs, l'alimentation étant l'activité principale (Ekman, 1987). Comme la survie des Mésanges boréales est gouvernée par l'équilibre entre la prédation et les autres causes de mortalité hivernale, la modification de la structure du peuplement pourrait, selon Hake (1991), modifier leur budget d'activité et accroître leur taux de mortalité.

Le dépérissement peut aussi affecter le microclimat des nids situés dans les cimes. Au Québec, Darveau *et al.* (1993) ont observé que les oisillons de Moucherolle tchébec nécessitaient plus de temps d'incubation et d'apport de nourriture, vraisemblablement afin de compenser leurs pertes d'énergie dans les peuplements dépéris par rapport aux peuplements sains.

Au stade ultime, les arbres morts vont finir par tomber, créant des ouvertures qui stimuleront l'établissement d'une couverture herbacée et d'une régénération devenant de plus en plus dense (Gagnon *et al.*, 1986). Les oiseaux des forêts denses seront peu à peu remplacés par des espèces de milieux ouverts (Stastny et Bejeck, 1985 ; DesGranges, 1987 ; DesGranges *et al.*, 1987 ; Oelke, 1989 ; Flousek, 1994). Cependant, si les espèces de la strate arbustive sont plus nombreuses et abondantes durant un premier temps, elles finiront également par diminuer même si cette diminution est moins accentuée (Oelke, 1989).

Au Québec, Darveau *et al.* (1990), contrairement aux prédictions véhiculées par l'étude de DesGranges (1987), n'ont observé que peu de corrélations entre les communautés d'oiseaux et le dépérissement. DesGranges *et al.* (1987) avaient noté, dans les peuplements affectés par le dépérissement, une augmentation de la Paruline bleue *Dendroica caerulescens*, de la Paruline triste *Oporornis philadelphia*, et de la Paruline du Canada *Wilsonia canadensis*, trois espèces de fauvettes forestières typiques de la strate arbustive des érablières. Plus récemment, Darveau *et al.* (1992) n'ont observé aucune différence significative entre les populations du Viréo aux yeux rouges *Vireo olivaceus*, une espèce commune dans les couronnes des arbres, ni chez celles de la Paruline bleue, tant dans les érablières saines que dans les érablières ayant perdu 20 % de leur feuillage. Si la dégradation de l'état sanitaire des peuplements d'Érables *Acer saccharum* n'influence que faiblement les

populations du Moucherolle tchébec *Empidonax minimus*, certaines variables, indirectement liées au dépérissement, comme la hauteur du houppier, exercent un rôle majeur dans la sélection de l'habitat de ce moucheronneur de la canopée (Darveau *et al.*, 1992).

Une diminution ou une augmentation d'une espèce aviaire est parfois très délicate à percevoir, entre autres lorsque les peuplements forestiers ne sont que modérément atteints ($\leq 30\%$ de défoliation) (Flousek, 1989 ; Darveau *et al.*, 1992 ; Möckel, 1992 ; Darveau *et al.*, 1993). En effet, les mécanismes comportementaux, la dispersion, la réduction du taux de reproduction et le nombre de couvées de remplacement en cas d'échec chez certaines espèces peuvent pallier les impacts négatifs du dépérissement (Möckel, 1992). Un taux de mortalité plus faible et un taux d'immigration plus élevé peuvent même en masquer les effets (Hölzinger et Kroymann, 1990 ; Darveau *et al.*, 1992). Ainsi, même si, à court terme, les effets de dépérissements forestiers modérés (20-30 % de perte de feuillage) furent difficiles à remarquer chez le Moucherolle tchébec, ceux de dépérissements forestiers sévères ($> 30\%$ de défoliation) pourraient, à long terme, accélérer le déclin des populations du Québec méridional et du Nord-Est américain (Darveau *et al.*, 1992). Freedman *et al.* (1981) ont suggéré que cette espèce, nichant en groupes, réagissait défavorablement aux perturbations qui morcellent les grands massifs forestiers continus.

Les effets de la pollution atmosphérique, un facteur anthropique du dépérissement, sur l'habitat des oiseaux nicheurs sont également parfois très subtils à détecter. Arbib (1980) relie ainsi la diminution de la Paruline à collier *Parula americana* à la disparition de plusieurs espèces de lichens du genre *Usnea*, particulièrement sensibles au SO_2 , que l'oiseau utilise comme matériau de nidification. L'aire de reproduction de cette Paruline se réduit avec la diminution des lichens, les précipitations acides y jouant le rôle de facteur contribuant (Schreiber et Newman, 1988).

Accroissement de la présence de bois mort

La quantité de bois mort (branches et fûts) croît avec la dégradation de l'état sanitaire des peuplements. Cet accroissement augmente la diversité spécifique, particulièrement des oiseaux grimpeurs et cavernicoles (DesGranges, 1987). Ces derniers sont aussi mieux en mesure de creuser du bois pourri. Dans un second temps, ces cavités peuvent attirer d'autres espèces secondaires, non-excavatrices, venant s'y abriter ou y nicher (par exemple, Raphael et White, 1984 ; Pogue et Schnell, 1994).

Modifications des ressources et du comportement alimentaires

Selon l'intensité du dépérissement, les peuplements peuvent offrir aux oiseaux insectivores une alimentation, soit plus, soit moins abondante (Martel, 1989 ; Flousek, 1994). Les arbres affectés, en plus d'être sujets aux attaques des agents pathogènes et d'être physiologiquement déséquilibrés, perdent une partie de leur résistance aux insectes phytophages (Kulman, 1971 ; Dessureault, 1985 ; Smith, 1990 ; Manion, 1991). Ces peuplements affaiblis seront plus attaqués par les phytophages et leur état sanitaire se dégradera encore (Kulman, 1971 ; Smith, 1990 ; Manion, 1991). Dans des pessières faiblement ou modérément affectées, Flousek (1994) a ainsi noté une augmentation des populations de *Cephalcia abietis* et de *Zeiraphera diniana*. Ces augmentations seraient la cause majeure de l'accroissement de la densité des populations de Roitelets, de Mésanges et du Gobemouche noir *Ficedula hypoleuca* en Tchéquie (Flousek et Hudec, 1991). Dans les érablières du Québec, Martel (1989) observa une réduction de la densité des insectes, particulièrement les phytophages, dans les peuplements dépéris. Chez le Moucherolle tchébec, la quantité et la fréquence de nourriture apportée au nid sont plus importantes dans les érablières dépériées que dans les saines (Darveau *et al.*, 1993). Comme la taille des feuilles est réduite et qu'elles sont groupées en touffes (Dessureault, 1985), ces oiseaux glaneurs peuvent explorer plus de feuillage affecté par unité de temps et économisent probablement du temps et de l'énergie (Darveau *et al.*, 1990 ; Darveau *et al.*, 1992).

Durant la période de nidification, Naef-Daenzer et Blattner (1989) ont observé que les Mésanges bleues *Parus caeruleus* fréquentaient davantage les peuplements sains, les Mésanges charbonnières *Parus major* et les Sittelles torchepots *Sitta europaea* recherchent davantage leur nourriture dans les peuplements affectés par le dépérissement. La Mésange bleue, plus petite que les deux autres espèces, récolte sa nourriture à l'extrémité des branches des houppiers, sur les rameaux fins et les bourgeons terminaux. Vu que ces derniers se dessèchent, meurent et finissent par tomber, le dépérissement forestier devrait, selon l'hypothèse de Naef-Daenzer et Blattner (1989), exercer des effets négatifs sur cette espèce. Comme la Mésange charbonnière et la Sittelle torchepot cherchent leur nourriture sur des branches plus fortes, plus près du tronc ou directement sur celui-ci, ces deux espèces devraient donc, selon les mêmes auteurs, être moins affectées par le dépérissement.

Les araignées sont une importante source de nourriture pour les Paridés (mésanges) durant l'hiver (Askenmo *et al.*, 1977). Leur abondance affecte probablement la survie hivernale des mésanges (Jansson et von Brömssen, 1991). Dans le Sud de la Suède, les microhabitats des pessières d'Épicéa commun *Picea abies* affectées par d'importantes chutes d'aiguilles associées au dépérissement se modifient et leurs populations d'araignées de grandes tailles (> 2,5 mm) diminuent de 50 % (Gunnarsson, 1988, 1990). Rendues plus visibles, ces araignées sont alors plus sujettes à la prédation par les oiseaux. Bien que la cause du déclin depuis une décennie des populations de Roitelet huppé *Regulus regulus*, de Mésange huppée *Parus cristatus* et de Mésange noire *Parus ater* des forêts résineuses danoises ne soit pas identifiée, Gunnarsson (1988) suggère que la réduction de la densité des arthropodes des pessières fortement défoliées affecte gravement les populations sédentaires hivernantes de ces oiseaux, particulièrement de la Mésange noire (Möckel, 1992). La diminution de l'abondance des grandes araignées pose d'autant plus problème que peu d'autres proies sont disponibles pour les oiseaux en hiver sur les branches d'épicéas (Jansson et von Brömssen, 1981). Gunnarsson (1988) émet le premier l'hypothèse qu'une prédation hivernale plus élevée réduisait l'abondance des arachnides au printemps et pourrait également influencer négativement la taille des pontes des oiseaux. Cette hypothèse fut vérifiée en Allemagne par Möckel (1992).

Spidsø et Korsmo (1993) ont remarqué que la valeur nutritive des aiguilles de Pin sylvestre augmente avec les précipitations acides. Cette augmentation n'influence cependant pas le Grand Tétrás *Tetrao urogallus* dont l'alimentation de base est composée d'aiguilles dans les zones où la neige recouvre le sol durant plusieurs mois. Spidsø et Korsmo (1993) posent néanmoins la question de savoir si le taux élevé de prédation des œufs, des oisillons et des adultes ne résulterait pas partiellement de comportements anormaux des Tétrás dus à une augmentation de la pollution atmosphérique.

Enfin, lorsqu'une perturbation majeure survient dans un peuplement, les arbres réagissent généralement en fleurissant davantage (Owens et Blake, 1985). Ceci peut produire un surplus de semences si les conditions ultérieures de développement sont favorables. Hölzinger et Kroymann (1984) ont ainsi noté dans le Sud-Ouest de l'Allemagne une augmentation des populations de Becs-croisés des sapins *Loxia curvirostra* et de Venturons montagnards *Serinus citrinella*, deux granivores se nourrissant surtout de graines de conifères (Newton, 1972).

Réduction du calcium disponible dans les sols

Drent et Wolendorp (1989) ainsi que Graveland *et al.* (1994) ont établi une corrélation entre une pénurie de calcium dans les sols podzoliques et l'altération de la qualité des coquilles d'œufs d'oiseaux : plus minces, poreuses, granulaires, fragiles et décolorées. Les premiers auteurs ont observé des malformations des coquilles d'œufs chez des passereaux sédentaires, tels : la Mésange charbonnière, la Sittelle torchepot et le Pic épeiche, contrairement au Gobemouche noir dont la femelle se met à nicher dès son retour de migration. Les pontes contenaient un plus grand nombre d'œufs sans coquille, ou recouverts d'une coquille fortement altérée ou dont l'embryon séchait, suite à une évaporation excessive durant l'incubation. La femelle de Mésange charbonnière a besoin d'une alimentation riche en calcium durant la ponte (Drent et Wolendorp, 1989). Dans les sols pauvres, une

déficience en calcium va ainsi fortement réduire le succès de reproduction des oiseaux, surtout dans les sites fortement acidifiés (Graveland *et al.*, 1994). Henrich-Gebhardt (1990) a, quant à elle, établi une corrélation significative positive entre le taux de croissance des oisillons et le degré de dépérissement.

Augmentation de l'exposition aux métaux toxiques

Les cas de pollution aiguë, localisée autour des bassins industriels polluants, s'accompagnent généralement d'un dépérissement drastique des arbres.

En Slovaquie, les effets des concentrations fluorées sur les communautés aviaires des forêts avoisinant des alumineries ont été abondamment documentés dès 1965 (Feriancová-Masárová et Kalivodová, 1965 in Capek, 1991). Nyholm et Myhrberg (1977), puis Nyholm (1981), ont rapporté les conséquences de la pollution par l'aluminium sur la déformation et l'altération des coquilles des passereaux, en particulier chez le Gobemouche noir, augmentant leur taux de mortalité. Plus récemment, Sawicka-Kapusta *et al.* (1986) ont étudié ces déformations et altérations chez les mésanges. L'interférence de l'aluminium avec le métabolisme du phosphate de calcium pourrait expliquer la diminution de la quantité d'apatite déposée dans la moelle osseuse des oiseaux. Comme ce dépôt constitue une part significative du calcium disponible pour la formation des coquilles d'œufs (Simkiss, 1967 in Nyholm, 1981), la diminution de la quantité d'apatite pourrait être à l'origine de la malformation des coquilles (Nyholm, 1981). Ainsi, mises à part les concentrations élevées retrouvées dans les os et les hémorragies intra-utérines qui peuvent s'y rattacher, l'aluminium produit les mêmes effets sur les coquilles que celles décrites par Drent et Wolendorp (1989) et Graveland *et al.* (1994) à propos de la réduction du pourcentage de calcium disponible dans les sols. Ces carences variaient toutefois en fonction des espèces, ainsi que l'étude en laboratoire de Carrière *et al.* (1986) l'a suggéré chez la Tourterelle rieuse *Streptopelia roseogrisea*.

CONCLUSIONS

Jusqu'à présent, et comme cette analyse de littérature le révèle, les recherches à propos des effets du dépérissement forestier sur les populations aviennes ne l'ont été que sur une base de court terme. La plupart ne se limite encore qu'à des études préliminaires et des suppositions. Les impacts du dépérissement forestier (diminution ou augmentation de la densité et de la diversité spécifiques des communautés aviennes) peuvent, d'après le stade de dépérissement et l'intensité du phénomène, être positifs ou négatifs (Flousek, 1994).

La physionomie de la végétation est un des facteurs importants dans la sélection de l'habitat chez les oiseaux (MacArthur et MacArthur, 1961 ; Hildén, 1965 ; Cody, 1985 ; Block et Brennan, 1993). Le dépérissement augmente l'hétérogénéité verticale ainsi que, dans une mesure moindre, l'hétérogénéité horizontale des peuplements forestiers atteints (Rondeau et DesGranges, 1992). Lorsque les oiseaux choisissent leur territoire pour nidifier, le dépérissement forestier entraîne des changements de la structure, de l'abondance et de la diversité spécifique des communautés aviennes en forêt (Flousek, 1989, 1994). Les peuplements affectés n'offrent plus la qualité et la quantité de couvert nécessaire, spécialement pour la protection des nichées, ni les sites qui assureront la sécurité face aux aléas du climat et aux prédateurs (Kostrzewa, 1986 ; DesGranges, 1987 ; Irsch, 1987 ; Möckel, 1992 ; Zang, 1990 ; Darveau *et al.*, 1993 ; Flousek, 1994).

La majorité des études exige encore des approfondissements. On ignore ainsi encore de façon précise les effets du dépérissement et de la modification des structures horizontale et verticale de la forêt sur l'habitat des oiseaux. On ne sait pas en quoi ce dépérissement influencerait le comportement, notamment alimentaire, et le budget d'activités journalières des oiseaux. Enfin, les effets à long terme d'un dépérissement sévère sur l'évolution des populations aviennes demeurent également à étudier.

Manion (1991) soulève la question de savoir si, à long terme, le dépérissement ne serait pas un phénomène purement naturel qui s'exercerait sur les écosystèmes forestiers selon la dynamique de la succession végétale. À titre d'exemple, Delatour (1983) cite les dépérissements qui frappent régulièrement les chênaies françaises depuis 1893. Dans l'éventualité où la thèse de Manion (1991) serait vérifiée, l'étude de la dynamique des vieilles forêts naturelles, liée à celle des perturbations naturelles qu'elles subissent, de leur régénération jusqu'à leur sénescence, aiderait probablement à mettre en lumière les effets à long terme d'un dépérissement sur l'évolution des populations d'oiseaux sylvoles. En définitive, si à court terme le dépérissement forestier exerce une influence sur certains oiseaux, des études de longue haleine, d'une durée minimale de quelque 40 ans, seraient utiles pour suivre la dynamique des populations aviennes.

G. van der KELEN
Centre de Lutte intégrée contre les Insectes forestiers
Unité des Eaux et Forêts
FACULTÉ DES SCIENCES AGRONOMIQUES
Université catholique de Louvain
Place Croix-du-Sud 2
BP 4
B-1348 LOUVAIN-LA-NEUVE (BELGIQUE)

actuellement
Groupe de recherches en
Aménagement durable et intégré des Forêts
Département des Sciences du Bois et de la Forêt
FACULTÉ DE FORESTERIE ET DE GÉOMATIQUE
Université Laval
SAINTÉ-FOY (Québec) G1K 7P4 (CANADA)

Remerciements

L'auteur tient à remercier vivement le Dr A. Desrochers et le Dr M. Darveau, respectivement, professeur et chercheur associé au Département des Sciences du Bois et de la Forêt de l'Université Laval ainsi que le Dr L. Nef, directeur du Centre de Lutte intégrée contre les Insectes forestiers à l'Unité des Eaux et Forêts de la Faculté des Sciences agronomiques de l'Université catholique de Louvain pour la relecture et les commentaires qu'ils ont bien voulu apporter au manuscrit. Il exprime également toute sa gratitude au Dr J. Flousek, directeur du Parc national de Krkonose (Tchéquie), à Monsieur P. Herroelen, responsable du centre de documentation de la Ligue royale belge pour la Protection des Oiseaux (LRBPO-CCPO) et à Monsieur J.-P. Jacob, biologiste à l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique à Bruxelles, pour lui avoir fourni une partie de la littérature d'Europe centrale.

BIBLIOGRAPHIE *

- DARVEAU (M.), DESGRANGES (J.-L.), GAUTHIER (G.). — Habitat use by three breeding insectivorous birds in declining maple forests. — *Condor*, vol. 94, 1992, pp. 72-82.
- DARVEAU (M.), GAUTHIER (G.), DESGRANGES (J.-L.), MAUFETTE (Y.). — Nesting success, nest sites, and parental care of the least flycatcher in declining maple forests. — *Journal canadien de Zoologie*, vol. 71, 1993, pp. 1592-1601.
- DARVEAU (M.), MARTEL (J.), DESGRANGES (J.-L.), MAUFETTE (Y.). — Ecosystemic effects of forest decline : bird and insect communities in northern hardwoods. — Manuscrit soumis au *Journal canadien de Recherches forestières*.
- DELATOUR (C.). — Les Dépérissements des Chênes en Europe. — *Revue forestière française*, vol. XXXV, n° 4, 1983, pp. 265-282.

* La bibliographie complète peut être obtenue, sur simple demande, soit chez l'auteur, soit au Secrétariat de Rédaction de la *Revue forestière française*.

- DESGRANGES (J.-L.), MAUFETTE (Y.), GAGNON (G.). — Sugar Maple Forest Decline and Implications for Forest Insects and Birds. — Transactions 52nd North American Wildlife and Natural Resources Conference, 1987, pp. 677-689.
- DRENT (P.J.), WOLENDORP (J.W.). — Acid rain and eggshells. — *Nature* (London), vol. 339, 1989, p. 431.
- FLOUSEK (J.). — Breeding bird communities and air pollution in the Krkonose Mountains (Czech Republic) in 1983-1992. — Noordwijkerhout (Pays-Bas), Proceedings 12th Int. Conference IBCC/EOAC, Bird Numbers 1992, 1994, pp. 1-7.
- GRAVELAND (J.). — Effects of acid precipitation on reproduction in birds. — *Experientia*, vol. 46, 1990, pp. 962-970.
- GRAVELAND (J.), VAN DER WAL (R.), VAN BALEN (J.H.), VAN NOORDWIJK (A.J.). — Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. — *Nature* (London), vol. 368, 1994, pp. 446-448.
- GUNNARSSON (B.). — Spruce-living Spiders and Forest Decline ; the Importance of Needle-loss. — *Biological Conservation*, vol. 49, 1988, pp. 309-319.
- HAKE (M.). — The Effects of needle loss in coniferous forests in South-west Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. — *Biological Conservation*, vol. 58, 1991, pp. 357-366.
- HÖLZINGER (J.), KROYMANN (B.). — Auswirkungen des Waldsterbens in Südwestdeutschland auf die Vogelwelt. — *Ökologie der Vögel / Ecology of Birds*, vol. 6, 1984, pp. 203-212.
- INNES (J.-L.). — Forest health : its assessment and status. — Wallingford (UK) : CAB International, 1993.
- MANION (P.D.). — Tree disease concepts. — 2nd edition. — Englewoods Cliffs (N.J.) : Prentice-Hall, 1991.
- MÖCKEL (R.). — Auswirkungen des "Waldsterben" auf die Populationsdynamik von Tanen- und Haubenmeisen (*Parus ater*, *P. cristatus*) im Westerzgebirge. — *Ökologie der Vögel / Ecology of Birds*, vol. 14, n° 1, 1992, pp. 1-100.
- NAEF-DAENZER (B.), BLATTNER (M.). — Die räumliche Verteilung waldbewohnender Vogelarten in Abhängigkeit von Waldstruktur und Schädigung. I - Eichenreiche Laubmischwälder der Region Basel. — *Orn. Beob.*, vol. 86, 1989, pp. 307-327.
- NYHOLM (N.E.I.). — Evidence of Involment of Aluminium in Causation of Defective Formation of Eggshells and of Impaired Breeding in Wild Passerine Birds. — *Environmental Research*, vol. 26, 1981, pp. 363-371.
- SAWICKA-KAPUSTA (K.), KOZŁOWSKI (J.), SOKOŁOWSKA (T.). — Heavy metals in tits from polluted forests in southern Poland. — *Environment and Pollution*, vol. 42, 1986, pp. 297-310.
- SCHULENBURG (J.), ZÖPEL (U.). — Zur Bestandssituation des Rauchfusskauzes *Aegolius funereus* (L.) in immissionsbelasteten Fichtenkammwäldern des Osterzgebirges. In : Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten / M. Stubbe Éd. — Vol. 1. Halle (Saale), 1987, pp. 359-370.
- SPIDSØ (T.K.), KORSMO (H.). — Effect of acid rain on pine needles as food for capercaillie in winter. — *Oecologia*, vol. 94, 1993, pp. 565-570.
- STASTNY (K.), BEJCEK (V.). — Bird communities of Spruce forests affected by industrial emissions in the Krusné Hory (Ore Mountains). In : Bird census work and atlas studies / K. Taylor, R.J. Fuller, P.C. Lack Eds. — *BTO Publication*, 1985, pp. 243-253.
- VAN NOORDWIJK (A.J.). — The Effects of Forest Damage on Caterpillars and their Effects on the Breeding Biology of the Great Tit, an Overview. In : Population Biology of Passerine Birds. An Integrated Approach / J. Blondel, A. Gosler, J.-D. Lebreton, R. McCleery Eds. — Berlin et Heidelberg : Springer Verlag. — *NATO ASI Series*, vol. G24, 1990, pp. 215-222.
- ZANG (H.). — Abnahme der Tannenmeisen *Parus ater* - Population im Harz als Folge der Waldschäden (Waldsterben). — *Vogelwelt*, vol. 111, 1990, pp. 18-28.