

Zeitschrift:	Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber:	Schweizerischer Forstverein
Band:	140 (1989)
Heft:	11
Artikel:	Dégradation de l'écosystème forestier : analyse et ébauches de solutions
Autor:	Debrot, Sylvain / Meyer, Dietrich
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-764269

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 14.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Dégradation de l'écosystème forestier: analyse et ébauches de solutions

Par *Sylvain Debrot et Dietrich Meyer*
(Institut de zoologie de l'Université, Bd. Pérrolles, CH-1700 Fribourg)

Oxf.: 907.1

1. Introduction

La forêt suisse occupe depuis des décennies une superficie à peu près constante, représentant 28% du territoire national. Pourtant, la disparition et la menace de disparition de plusieurs espèces animales liées au milieu forestier révèlent l'existence d'un déséquilibre dans cet écosystème. *Meyer et Debrot* (1989) ont montré que ce phénomène pouvait se comparer, par ses effets, à une diminution apparente de 60% de la surface forestière. Puisque cette réduction n'est pas effective, il est essentiel d'analyser les raisons liées à cet appauvrissement de notre patrimoine biologique, d'en comprendre les mécanismes et finalement de développer des solutions susceptibles tout d'abord d'en freiner l'évolution, pour finalement y remédier de façon durable.

L'écosystème forestier est d'une complexité formidable et de nombreux facteurs qui le définissent ont une spécificité locale ou temporaire. Nous avons pour notre part largement puisé dans la littérature internationale, tout en soulignant l'urgent besoin d'entreprendre des études scientifiques dans nos réserves forestières existantes ou à créer, ainsi que le soulignent aussi bien *Schütz* (1982) en Suisse qu'*Ammer* (1988) en Allemagne.

Pour commencer, nous examinerons comment des mécanismes écologiques ont été modifiés ou perturbés par l'activité humaine, en particulier par l'exploitation forestière, et dans quelle mesure ils sont responsables des déséquilibres constatés. Parmi la longue liste des atteintes au milieu forestier, nous en avons retenu trois dont nous pensons que les effets sont particulièrement marqués: la parcellisation des forêts, la réduction de l'écotone lisières et l'élimination systématique des vieux arbres.

2. La parcellisation des forêts

En plus du fait que beaucoup de forêts se trouvent isolées dans notre environnement fortement marqué par les activités agricoles et urbaines, les chemins d'exploitation découpent les massifs forestiers en sous-unités selon un réseau dont on tend généralement à sous-estimer, sinon à ignorer, l'effet d'isolement.

Mader (1979 et 1981) a étudié expérimentalement les effets d'un chemin ou d'une route sur le milieu environnant et sur sa composition faunique. Dans une première étape, il s'est attaché à mesurer les fluctuations des facteurs abiotiques à proximité de routes à deux pistes (6 m de large). Les valeurs observées montrent des modifications sur des distances impressionnantes. Par exemple, la luminosité, les vents et l'évaporation sont perturbés sur une bande totale de 72 m et le bruit, la poussière et les émissions sont mesurables jusqu'à 300 m de part et d'autre de la route. D'autres facteurs abiotiques sont également modifiés, tels que la température, le régime de l'écoulement des eaux de surface ou l'humidité du sol. S'il est un fait que les chemins d'exploitation forestière n'ont pas la même largeur, il ne fait pas de doute que des modifications semblables, toutes proportions gardées, peuvent leur être imputées.

On peut s'attendre en toute logique que des déviations, même légères, des facteurs abiotiques entraînent des modifications de la composition faunique. C'est ce qu'a voulu vérifier *Mader* (1979) en calculant des indices de présence de carabidés. Les espèces typiquement forestières se raréfient aux abords de la route, pour être remplacées par des espèces moins exigeantes, souvent rencontrées dans les lisières ou dans les champs (*figure 1*). On pourrait certes arguer que l'effet est négligeable, puisque globalement le nombre de carabidés n'a pas

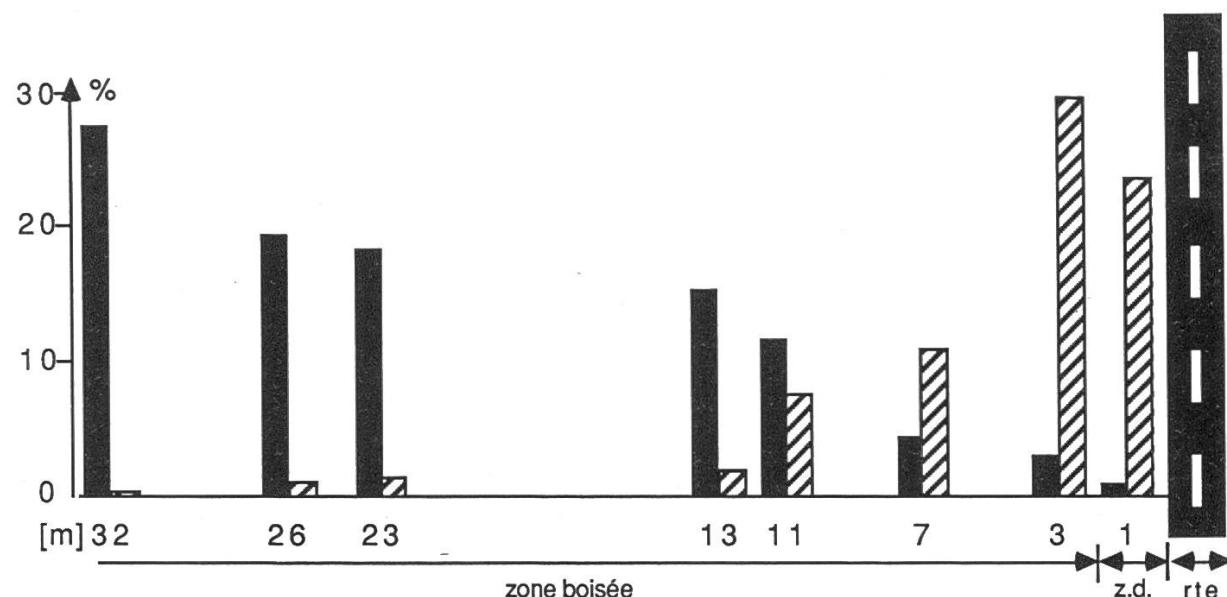


Figure 1. Les espèces, de la famille des carabidés, étrangères au milieu forestier (en hachuré, principalement des espèces champêtres et/ou eurytopes) remplacent progressivement les espèces indigènes (en noir) à proximité de la route [modifié d'après *Mader* (1981)]. Rte: route, z.d.: zone déboisée.

varié et que, bien au contraire, on assiste à une augmentation de la diversité et à la création de nouveaux milieux. Cette interprétation ne résiste cependant pas à l'analyse: Mader (1979) démontre clairement que des espèces typiquement forestières, à niche écologique étroite, sont remplacées par des espèces opportunistes, s'adaptant facilement à des milieux plus variables. Globalement, on tend à perdre des espèces déjà peu abondantes parce qu'exigeantes au détriment d'espèces plus largement répandues.

Mader (1981) conclut de ses travaux que si, au niveau phytosociologique, la bande de perturbation créée par la route n'est pas toujours très large, au plan de l'écologie animale la modification de la composition faunique se fait sentir à plus de 26 m. Calculons, pour illustrer l'impact des chemins d'exploitation, la superficie forestière affectée par un réseau de 65 m/ha (valeur moyenne sur la Plateau selon *Wilhelm*, 1988) sur une surface hypothétique de 1 km²: avec des chemins de 3 m de large et une zone perturbée de 26 m de part et d'autre, la surface qui ne peut plus être considérée comme étant purement forestière (du point de vue faunique) est de 36 ha. Si on considère l'effet de lisière, qui s'étend sur 10 autres ha, la perte totale de surface forestière non atteinte est de 46%, alors que la surface effectivement occupée par les chemins n'est que de 1,9%.

Relevons dans ce contexte que la densité de chemins d'exploitation forestière sur l'ensemble du territoire suisse est de 23 m/ha (Wilhelm, 1988) et que les plans d'aménagement cantonaux prévoient dans les années à venir la construction de 7500 km supplémentaires de chemins, soit une augmentation de 27,5% du réseau. Actuellement, le phénomène de parcellisation de la forêt est en pleine expansion, surtout dans les régions élevées.

Outre la modification des facteurs abiotiques et biotiques aux abords des routes, Mader (1979 et 1981) s'est appliqué à mesurer l'effet «barrière» des voies de communication sur la faune. Il a étudié deux groupes zoologiques: les carabidés et les micromammifères. Par capture-marquage-recapture, il a observé que sur les 1356 carabidés recapturés (sur 10 186 marqués), seulement 25 étaient passés de l'autre côté du chemin. De même, pas un seul des 121 campagnols et mulots marqués n'avait traversé la route (*figure 2*). Les chemins ont donc un effet «barrière» très net sur les populations étudiées. Cette situation est préoccupante à long terme dans la mesure où elle ne permet pas un brassage génétique optimal. Les sous-populations ainsi isolées risquent une dégénérescence progressive, ou pour le moins une diminution de leur faculté à faire face aux catastrophes qui, à long terme, ne manqueront pas de les frapper (épidémies, feux de forêt, pollution, déséquilibres des rapports prédateur-proie ou parasite-hôte, etc.).

Dans d'autres cas, les chemins peuvent avoir des effets contraires. Par exemple, les chevreuils utilisent intensément les chemins forestiers dans leurs déplacements. Ces voies de circulation qui sont ainsi mises à leur disposition peuvent être considérées comme un facteur favorable à leur expansion démographique.

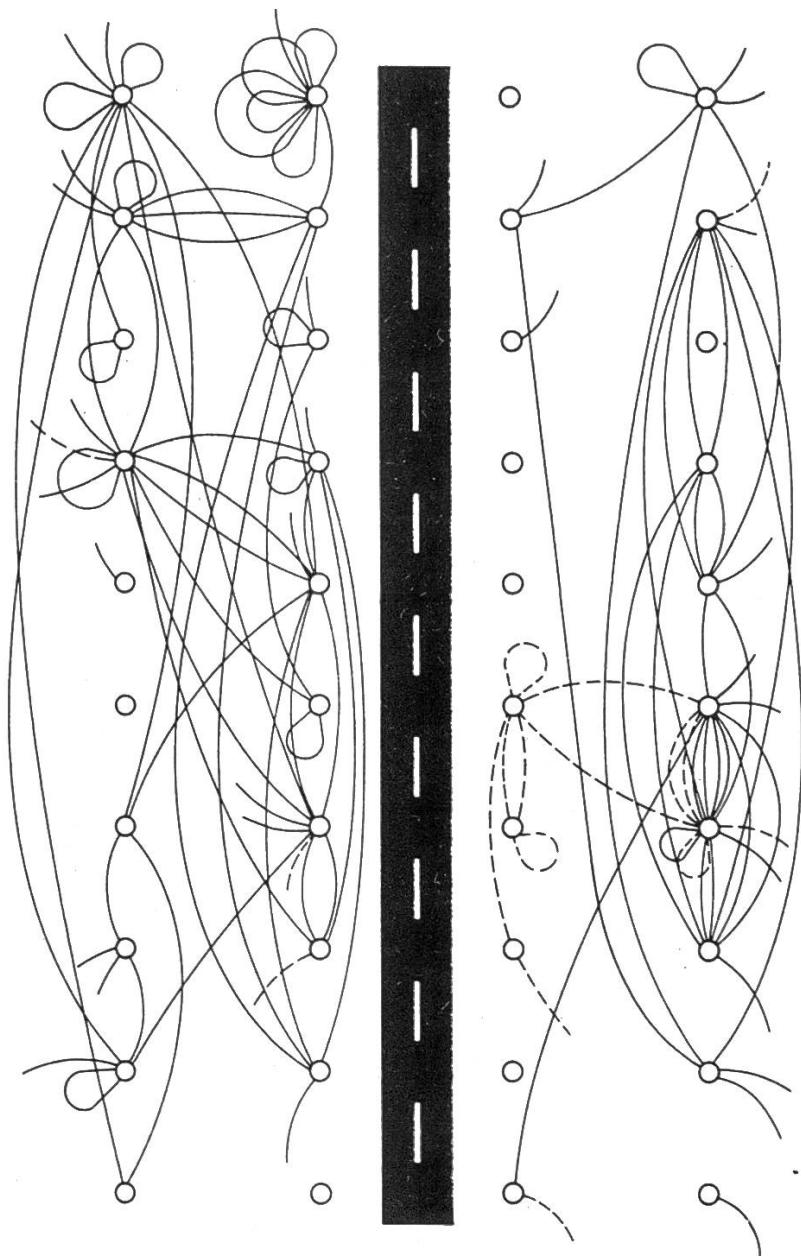


Figure 2.
Effet isolateur d'une route sur une population de micro-mammifères (*Apodemus flavicollis*, en trait continu et *Clethrionomys glareolus*, en trait interrompu).
Les traits indiquent les déplacements entre les captures (d'après Mader, 1979).

3. La qualité des lisières

Parmi les 120 espèces de papillons diurnes les plus menacées en Suisse, 40 le sont par la modification des lisières et 30 par l'intensification de la sylviculture (*Ligue Suisse pour la Protection de la Nature*, 1987). En effet, la plupart de ces espèces sont liées aux clairières et aux lisières, ainsi qu'aux parties claires, dotées d'une futaie riche et variée. La bacchante (*Lopinga achine*), par exemple est une espèce caractéristique des clairières mésophiles de basse altitude (Gonseth, 1987). Encore largement répandue il y a quelques dizaines d'années, elle s'est beaucoup raréfiée et n'est plus signalée actuellement dans de larges régions basses de Suisse (figure 3). Dans l'écosystème forestier originel, la bacchante devait trouver son milieu vital dans les zones en phase de rajeunissement succé-

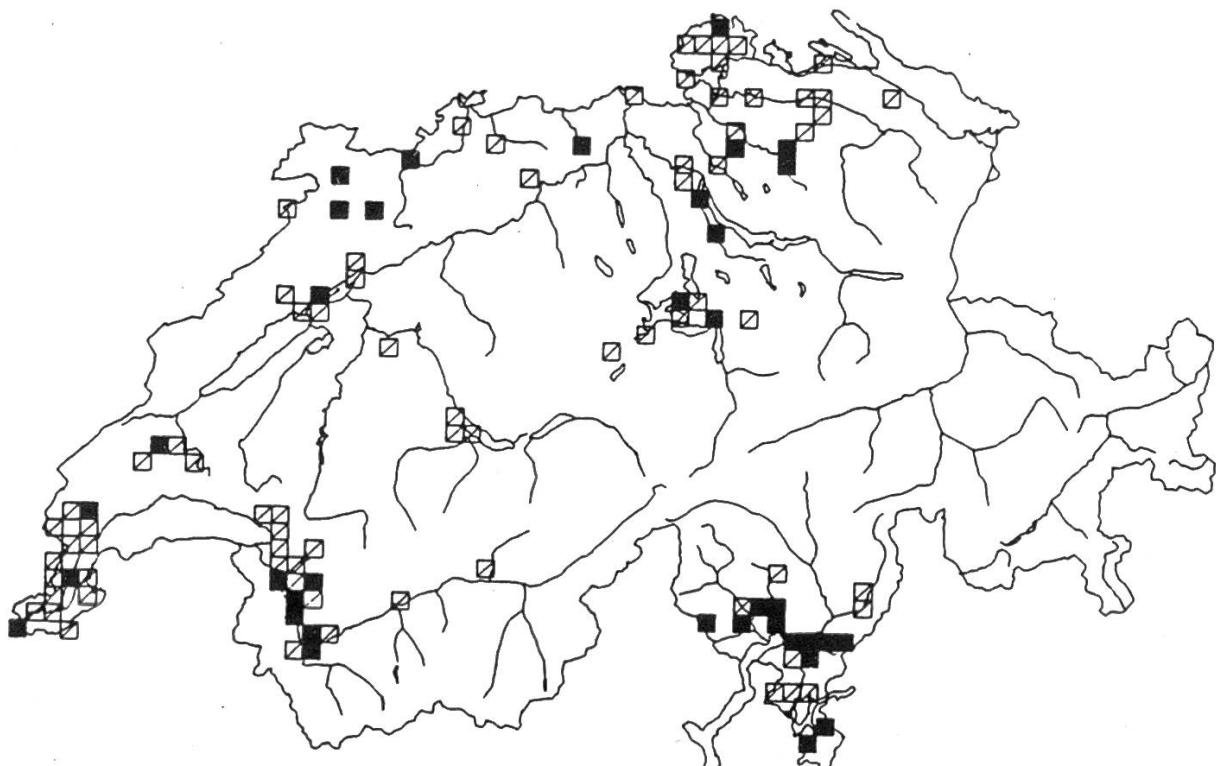
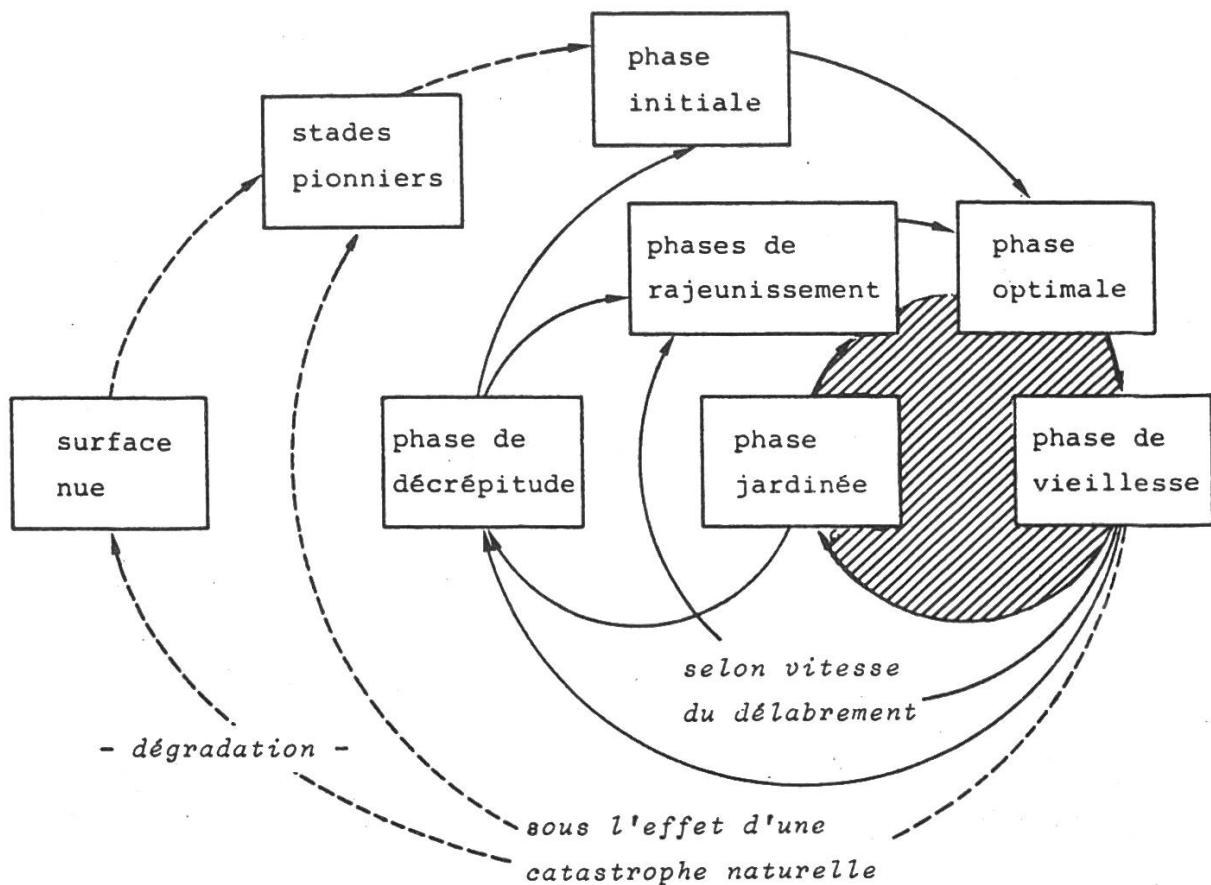


Figure 3. Carte de répartition suisse de la bacchante (*Lopinga achine*), un papillon diurne forestier de la liste rouge des rhopalocères de Suisse. Les carrés blancs indiquent les observations antérieures à 1970, les carrés pleins indiquent celles postérieures à 1970 (d'après Gonseth, 1987).

dant à la phase de décrépitude et dans les stades pionniers de la colonisation de surfaces nues. Or le schéma de Schütz (1982) indique clairement que les méthodes de sylviculture moderne, en particulier celle de la forêt jardinée (petit cercle hachuré sur la droite de la figure 4), court-circuitent ces stades. Mais la bacchante, avec les autres animaux occupant des niches écologiques analogues, pourrait trouver un biotope de substitution dans les lisières à condition que celles-ci présentent une structure qui leur convienne. Il faut doter ces dernières d'une diversité suffisante pour qu'en particulier les papillons puissent assurer leur subsistance en trouvant des buissons en fleur tout au long de la belle saison. Or, force nous est de constater que le besoin d'un rendement intensif, tant de l'agriculture que de l'exploitation forestière, façonne des lisières dont l'essentiel du rôle écologique n'est manifestement plus rempli.

4. Les vieux arbres

L'exploitation forestière prône l'abattage d'un arbre à son optimum de rendement. Si cela peut se justifier sous un angle purement économique, il en va tout autrement si l'on se place du point de vue écologique. C'est justement au



— évolution normale sous l'effet du vieillissement

---- évolution consécutive à une influence extérieure (catastrophe)

Figure 4. Représentation schématique de la dynamique d'un écosystème forestier. Le cycle d'une forêt jardinée est indiqué en hachuré (d'après Schütz, 1982).

moment où il est économiquement exploitable que l'arbre commence à jouer un rôle prépondérant dans l'écosystème forestier. Une forêt sauvage, dont toutes les classes d'âge sont représentées, abrite en général une faune plus riche. Barth (1987) a dénombré 55 espèces d'oiseaux dans une forêt vierge possédant des arbres de toutes les classes d'âge entre 0 et 400 ans, alors qu'il n'y en a plus que 50 dans une forêt d'arbres âgés de 100 à 150 ans, 40 pour des arbres de 30 à 60 ans et seulement entre 20 et 25 dans une forêt de moins de 30 ans. Cette étude met en évidence l'appauvrissement de la forêt en l'absence de vieux arbres. Mais ce qui est peut-être plus important encore, c'est de considérer l'aspect qualitatif: Bowles (1963) a comparé la diversité en espèces de trois types de forêts de douglas de l'ouest des USA (figure 5). Si la forêt vierge héberge moins d'espèces, elle possède par contre une plus grande richesse, puisqu'on y rencontre plus d'espèces rares. Dans une étude plus récente, Mannan (1982) a trouvé que la densité en oiseaux nicheurs était plus grande dans une forêt récemment exploitée, formée d'arbres ayant jusqu'à 85 ans que dans une communauté de

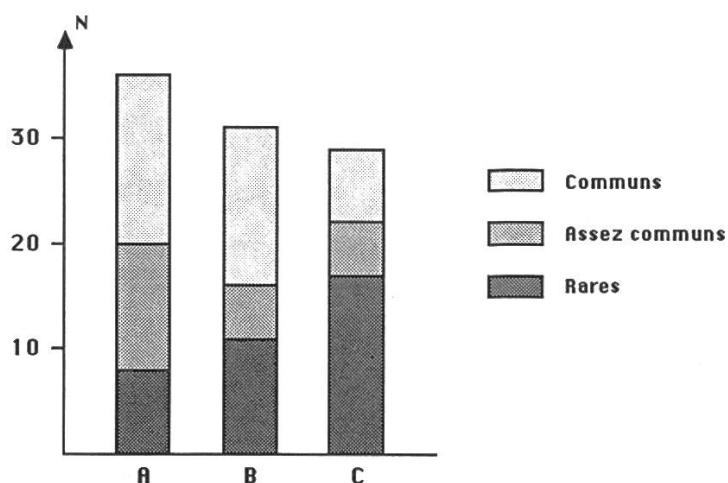


Figure 5.

Nombre d'espèces d'oiseaux (N) communs, assez communs et rares présents dans trois types de forêts de douglas dans l'ouest de l'Etat de Washington, USA (d'après *Bowles*, 1963, cité par *Harris et Maser*, 1984). A: forêt reconstituée après une coupe rase. B: forêt mature partiellement exploitée. C: forêt mature non exploitée (vierge).

200 ans. Cependant, le nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs, le nombre d'individus par espèce et la diversité générale en espèces étaient plus grands dans la forêt âgée. De plus, les espèces nichant dans les cavités et celles cherchant leur nourriture dans les écorces étaient mieux représentées. Ces deux derniers exemples illustrent clairement l'influence prépondérante des vieux arbres sur la diversité faunique.

Essayons maintenant de comprendre pourquoi ces vieux arbres jouent un rôle particulier que les plants plus jeunes ne peuvent assurer. Pour qu'une chauve-souris arboricole, par exemple, soit efficacement protégée du froid pendant l'hiver, il faut que la cavité qui l'abrite ait des parois d'au moins 10 cm d'épaisseur (Barth, 1987), ce qui implique l'existence de gros vieux arbres ayant soit des trous de pics, soit de vieilles blessures sous forme de cicatrices profondes ou de fissures. Si on considère que plus de la moitié des espèces indigènes de chauves-souris de Suisse sont liées aux arbres creux (Gebhard, 1985), on réalise l'importance vitale de cette composante de leur milieu pour le maintien de leurs populations.

Prenons le pic noir (*Dryocopus martius*) comme autre exemple: cet oiseau n'est pas considéré comme rare, mais sa densité de population semble être inférieure au niveau optimal. Comme il creuse environ 90% de ses nids dans des hêtres affaiblis de plus de 120 ans, la rareté de tels arbres pourrait expliquer pourquoi il n'atteint pas une densité plus élevée en Suisse. Le fait est qu'il y a moins de trous de nidification, donc moins de refuges pour beaucoup d'espèces qui les utilisent secondairement. Or, plusieurs de ces espèces se retrouvent sur les listes rouges. C'est le cas par exemple du pigeon colombin, de la huppe, de la chouette chevêche, de la moitié des chauves-souris, ou de divers hyménoptères comme le frelon. En Allemagne, le pic noir a été placé sur la liste des oiseaux nicheurs qui méritent des mesures particulières de protection de leur biotope (Barth, 1987).

Même mort, le vieil arbre n'a pas fini, et de loin, son rôle dans l'écosystème forestier. Sur pied, l'arbre sec abritera ou nourrira des espèces qui en sont directement dépendantes (pic épeichette, par exemple). Il en ira de même lorsqu'il se retrouvera au sol: une impressionnante succession d'organismes (champignons, lichens, mousses, insectes, nématodes, acariens, amphibiens, mammifères, etc.) vont y trouver refuge, nourriture, gîte de reproduction ou simplement lieu de passage. A chaque étape de la décomposition d'un arbre mort, tout un réseau complexe d'organismes se développe. Certains sont très strictement liés à la fois à l'espèce d'arbre et au stade de décomposition (Ellenberg *et al.*, 1986). Ces derniers auteurs ont déterminé quelques-uns de ces organismes sur des souches à des stades variables de décomposition (figure 6). Ce travail illustre parfaitement la richesse croissante de ces souches au cours de leur vieillissement et la grande diversité des organismes qui en dépendent.

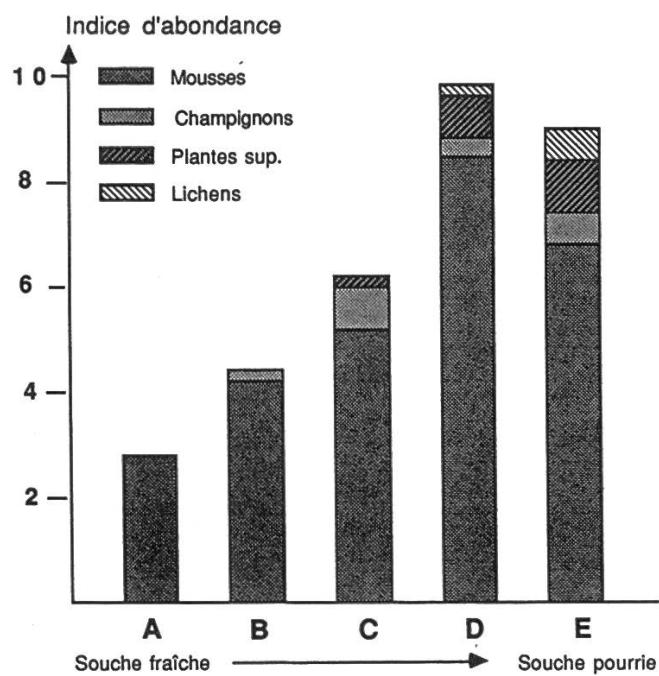


Figure 6.
Le nombre moyen d'espèces (indice d'abondance), appartenant à quelques groupes systématiques, a été déterminé sur des souches d'arbres abattus, à différents stades de décomposition. Les plus vieilles souches montrent une plus grande richesse. Comme chaque souche, à un stade défini de décomposition, abrite des organismes en général spécifiques, leur disparition de la forêt est un facteur d'appauvrissement (d'après Ellenberg *et al.*, 1986).

5. Conclusion intermédiaire

Nous avons passé en revue trois facteurs (la parcellisation des forêts, la qualité des lisières et la disparition des vieux arbres) qui jouent à notre opinion, chacun à un titre ou à un autre, un rôle dans l'appauvrissement écologique de nos forêts. Mais il y en a encore beaucoup d'autres qui interviennent, tels que la présence d'essences hybrides ou exotiques, la pollution, le dérangement, les plantations hors station, l'élimination sélective des essences à faible valeur commerciale, etc.). S'il n'est pas possible ici de les aborder tous, il convient de rester conscient que chacun d'entre eux contribue probablement, et souvent de façon synergique, à la dégradation de l'écosystème forestier.

Ci-dessous, nous exposerons deux exemples concrets de solutions qui, bien que développées dans des circonstances très différentes, tendent à maintenir des conditions minimales pour la sauvegarde des espèces forestières menacées.

6. La solution américaine, ou l'exemple de la chouette tachetée

Aux USA, maintenir la diversité complète des vertébrés indigènes est un mandat légal du gouvernement fédéral américain (Endangered Species Act, 1973). Le cas de la chouette tachetée (spotted owl, *Strix occidentalis*) est considéré comme un cas test pour la politique de maintien des espèces dans les forêts nationales. D'énormes efforts scientifiques et financiers ont été consentis et les plus récentes thèses de protection ont été présentées par *Salwasser* (1986).

Cette chouette, dont la niche écologique se rapproche de celle de la chouette de Tengmalm en Europe, occupe les forêts de conifères matures ou âgés des plaines de l'Ouest. Elle a besoin d'arbres de plus de 60 cm de diamètre, d'un sous-bois riche et pluristratifié, ainsi que de gros arbres morts sur pied ou couchés. Ce type de biotope présente également une grande valeur commerciale, d'où le conflit entre les intérêts économiques et de protection de la nature.

D'énormes moyens ont été mis en œuvre pour estimer la distribution, la superficie et la qualité minimales de forêt nécessaires pour le maintien à long terme de la population de chouettes tachetées. En 1974, un plan d'exploitation forestière a été établi, plan qui a été profondément remanié en 1981, à la suite de nouvelles données issues d'études plus détaillées.

Une fois les caractéristiques de l'habitat de la chouette définies, la question clé a été d'évaluer la taille minimale de la population pour assurer une survie à long terme. Des notions fondamentales et révolutionnaires pour ce type de démarche ont été introduites. En particulier, le but n'est plus d'éviter le collapsus démographique, mais le collapsus génétique. Cela signifie qu'une population minimum, permettant de maintenir son effectif constant, ne sera probablement pas viable à long terme à cause d'une consanguinité croissante et d'une trop grande fragilité vis-à-vis de catastrophes naturelles occasionnelles. Schématiquement, on considère que 10 individus permettent une survie à court terme de l'espèce, 100 individus permettent de surmonter des accidents naturels locaux, plus de 1000 individus sont nécessaires pour éviter une détérioration génétique pendant plusieurs siècles.

Une des grandes conclusions de ces travaux est que la protection du biotope n'est pas suffisante pour garantir la survie d'une espèce. Des connaissances approfondies sont nécessaires pour définir et assurer les interactions minimums entre les populations locales d'une «métapopulation». On retrouve ici encore un des aspects de la théorie des îles: celui des corridors reliant les populations en un réseau. Le plan de protection insiste par exemple pour que chaque forêt

refuge soit reliée à ses voisines par plusieurs couloirs, de façon à ce que la perte d'un de ces liens ne puisse jamais isoler deux populations.

Un autre enseignement intéressant qui ressort du cas de la chouette tachetée est qu'elle est probablement l'espèce la plus exigeante en ce qui concerne le biotope «forêt âgée» ou «forêt mature». Prendre des mesures pour assurer sa protection garantira celle de la plupart si ce n'est de la totalité des espèces liées à la forêt.

Il est intéressant de se poser à ce propos la question de l'existence dans nos forêts d'une espèce qui occupe une position similaire. Le grand tétras pourrait être un bon candidat, ses exigences écologiques sont relativement étroites, son biotope est extrêmement dérangé et menacé, ses populations sont en rapide déclin (*Marti*, 1986) et il n'est pas, actuellement, convenablement protégé.

7. Le cas soleurois

Le canton de Soleure met actuellement sur pied une stratégie avant-gardiste de gestion forestière. L'Office cantonal pour l'aménagement du territoire a demandé à un bureau spécialisé une étude qui aboutisse à des propositions concrètes pour les 10 ans à venir. Ce programme de protection de la nature a été élaboré en collaboration avec l'administration et il est soutenu en particulier par le forestier en chef, *Willy Jäggi*. L'ensemble du projet doit être mis en discussion dans une commission parlementaire.

Le projet, qui concerne l'ensemble du territoire cantonal, prévoit un programme d'entretien global des forêts soleuroises (39% de la surface du canton, dont une grande partie en montagne). Les principales mesures préconisées et discutées par *Schwarz* (1987) sont:

- création dans les 10 ans de réserves naturelles sur 10–15% de la surface forestière. Cette proportion doit être respectée dans toutes les communes.
- régénération de 10–15% des lisières. Ici également, chaque commune devra restructurer sa part de lisières sur une largeur de 10 à 30 m selon une procédure définie. Ainsi, 180 km de lisières étagées seront aménagées, prises sur la surface forestière.
- sur la surface restante, l'exploitation forestière devra être proche de la nature (*naturnah*). Elle ne devra, entre autres, faire exclusivement appel qu'à la régénération naturelle.

Dans l'ensemble, ces mesures apparaissent très intéressantes: elles devraient être génératrices d'emplois (puisque l'entretien, en particulier des lisières, est intensif) alors qu'elles sont extensives en infrastructure. Elles sont favorables à la flore et à la faune par la restauration de niches écologiques devenues rares, par la création d'un réseau dense de petites «îles» et par les liens

(lisières naturelles) qui les relient. Financièrement, la solution soleuroise n'est pas nécessairement désavantageuse pour les propriétaires, puisque ces derniers bénéficieront de subventions.

Cependant, une telle stratégie pourrait se révéler insuffisante par l'absence de gros massifs forestiers protégés. En effet, la clause du respect de la même proportion de réserves forestières dans toutes les communes garantit une bonne distribution des surfaces protégées et une bonne répartition des efforts de protection sur les divers milieux, mais engendre également une distribution très fragmentée des surfaces protégées, au détriment de la création de grandes réserves. En effet, *Wilcove et al.* (1986) ont développé un modèle mathématique pour analyser l'effet de la fragmentation sur la survie des espèces. Ils y démontrent que la faune et la flore peuvent supporter une fragmentation minimale au-delà de laquelle le nombre d'espèces commence à diminuer. Ils ont calculé (*McLellan et al.* 1986) que pour une surface résiduelle identique, le nombre d'espèces restantes est plus élevé si la fragmentation est plus faible. En d'autres termes, quelques grandes réserves sont plus favorables à surface égale que beaucoup de petites réserves (cf. également Meyer et Debrot, 1989).

8. Conclusion

L'écosystème forestier suisse subit des atteintes diverses, dont nous avons analysé les plus marquantes en faisant référence à des données scientifiques récentes. Sa dégradation, qui se traduit essentiellement par la perte ou la menace de perte d'espèces (Meyer et Debrot, 1989), est inquiétante, et l'évolution actuelle n'a rien de rassurant. En particulier, les projets de construction de chemins d'exploitation dans des endroits restés jusqu'ici peu accessibles représentent une menace supplémentaire qui ne devrait qu'accentuer le problème. Ci-dessus, nous avons développé deux exemples (l'un provenant de l'ouest des USA, l'autre du canton de Soleure) qui illustrent des stratégies possibles de protection des espèces en milieu forestier.

Zusammenfassung

Schäden am Ökosystem Wald: mögliche Ursachen und Gegenmassnahmen

Es werden drei Hauptfaktoren für den drohenden Artenverlust in Schweizer Wäldern genannt und analysiert: 1. die Aufsplitterung von Tierpopulationen in isolierte Unterpopulationen, welche durch die Zerschneidung ungestörter Wälder durch Forstrassen gefördert wird; 2. der Verlust stufiger, naturnaher Waldränder, was zur Elimination von Lebensräumen für bestimmte Tier- und Pflanzenarten führt; 3. die systematische Nut-

zung alter Bäume, was einer grossen Reihe von Tier- und Pflanzenarten die Existenzgrundlage entzieht. Wenn die genannten Faktoren mit weiteren Störungen als Folge der forstlichen Nutzung kombiniert werden, könnten tiefgreifende Schäden am Ökosystem Wald die Folge sein. Artenschutzbestrebungen in den USA führten im Zusammenhang mit einer seltenen Eulenart (spotted owl) zu einem integralen Waldnutzungskonzept, das gleichzeitig auch die Existenz aller übrigen empfindlichen Waldarten zu sichern verspricht. Ein anderer, interessanter Lösungsansatz für den Artenschutz wird im Kanton Solothurn diskutiert.

Bibliographie

- Ammer, U. (1988). Zum Verhältnis von Naturschutz und Forstwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Schweiz. Z. Forstwes. 139, 357–371.
- Barth, W.-E. (1987). Praktischer Umwelt- und Naturschutz. Verlag Paul Parey, Hamburg, 310 p.
- Bowles, J.B. (1963). Ornithology of changing forest stands on the western slope of the Cascade Mountains in Central Washington. M.S. thesis, Univ. Washington, Seattle.
- Ellenberg, H., Mayer, R., Schauermann, J. (1986). Ökosystemforschung — Ergebnisse des Sollingsprojektes. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 507 p.
- Gebhard, J. (1985). Nos chauves-souris. Ligue Suisse pour la Protection de la Nature, Bâle, 56 p.
- Gonseth, Y. (1987). Atlas de distribution des papillons diurnes de Suisse (Lepidoptera, Rhopalocera), avec liste rouge. Documenta Faunistica Helvetiae 5, CSCF, Neuchâtel, 242 p.
- Harris, L.D., Maser, C. (1984). Animal Community Characteristics. 25 p. Dans: Harris, L.D. (ed). The Fragmented Forest. The University of Chicago Press, Chicago, 44–68.
- Ligue Suisse pour la Protection de la Nature (1987). Les papillons de jour et leurs biotopes. Bâle, 512 p.
- Mader, H.-J. (1979). Die Isolationswirkung von Verkehrsstrassen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönose. Schr Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 19, 1–127.
- Mader, H.-J. (1981). Der Konflikt Strasse—Tierwelt aus ökologischer Sicht. Schr Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 22, 1–99.
- Mannan, R.W. (1982). Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. Ph.D. dissert., Oregon State Univ., Corvallis.
- Marti, C. (1986). Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz. Orn. Beob. 83, 71–76.
- McLellan, C.H., Dobson, A.P., Wilcove D.S., Lynch, J.M. (1986). Effects of forest fragmentation on New and Old World bird communities: empirical observations and theoretical implications. Dans: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates. J. Verner, M. Morrison, C.J. Ralph (eds), University of Wisconsin Press, Madison.
- Meyer, D., Debrot, S. (1989). Insel-Biogeographie und Artenschutz in Wäldern. Schweiz. Z. Forstwes. 140, 977–985.
- Salwasser, H. (1986). Conserving a regional spotted owl population. 21 p. Dans: Ecological knowledge and environmental problem-solving, concepts and case studies. National Academy Press, Washington, 227–247.
- Schütz, J.-P. (1982). La sylviculture et l'écologie se rejoignent dans le traitement régulier de nos forêts. Schweiz. Z. Forstwes. 133, 5–18.
- Schwarz, U. (1987). Grün ist nicht grün. Wolfgang Krüger Verlag, Frankfurt am Main, 118 p.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. 20 p. Dans: Conservation Biology, the Science of Scarcity and Diversity. Soulé, M.E. (ed), Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 237–256.
- Wilhelm, M.B. (1988). Routes forestières: le dialogue est possible. Communiqué de presse du Service d'informations forestières, Soleure, 14 p.