

LE DÉPÉRISSEMENT DU SAPIN PECTINÉ ET DE L'ÉPICÉA COMMUN DANS LES MONTAGNES FRANÇAISES AU COURS DES ANNÉES 1980 *

G. LANDMANN - M. BONNEAU

HISTORIQUE ET STRATÉGIE DE RECHERCHE

Les premières inquiétudes quant à un éventuel dépérissement des forêts de grande ampleur remontent à 1983, lorsque les forestiers ont alerté les chercheurs en écologie forestière sur l'existence de peuplements résineux fortement dépérissants dans les Vosges (Nord-Est de la France). Avec le recul, il est clair que l'année 1983 correspond davantage à la prise de conscience du phénomène qu'à l'apparition des premiers houppiers éclaircis dans cette région. À noter qu'une enquête nationale lancée la même année par la Division Protection phytosanitaire de la Forêt du CEMAGREF auprès des services gestionnaires ne reçut que peu d'écho : le dépérissement n'était pas (encore) perçu par les forestiers comme un phénomène affectant l'ensemble du territoire. Outre les Vosges, on considérait alors que seuls le Jura et, plus localement, les Pyrénées étaient touchés.

Un arrêté interministériel de 1985 confia au ministère de l'Environnement l'animation d'un programme interministériel de recherche baptisé DEFORPA (Dépérissement des FORêts attribué à la Pollution Atmosphérique) (1985-1991) ⁽¹⁾ (cf. annexe 1, p. 534).

Une présentation classique des résultats (voir par exemple Bonneau, 1989) considère séparément les différentes causes, naturelles et anthropogènes, avant d'en faire une synthèse. La présentation adoptée ici considère d'abord les effets de la pollution atmosphérique, puis les effets résultant d'interactions diverses de la pollution avec d'autres facteurs, avant de confronter ces effets aux phénomènes observés au niveau des écosystèmes, donc à un niveau très intégré où la distinction des facteurs primaires n'est souvent plus possible. Cette présentation permet de mettre en exergue la difficulté de passer des effets identifiés de la pollution atmosphérique aux phénomènes observés à l'échelle des écosystèmes.

Dans chaque partie, une brève description des approches mises en œuvre précède l'exposé des principaux résultats, largement publiés par ailleurs ⁽²⁾. En guise de conclusion, on proposera une hiérarchie des causes du dépérissement du Sapin (*Abies alba* Mill.) et de l'Épicéa [*Picea abies* (L.) Karst.] et une sélection des recherches à poursuivre dans ce domaine.

* Version adaptée et étendue du texte (rédigé en anglais) d'une communication présentée par G. Landmann au colloque « Acidification research : evaluation and policy applications », Maastricht, Pays-Bas, 14-18 octobre 1991.

(1) À partir de 1988, l'intitulé est devenu « Dépérissement des forêts et pollution atmosphérique », en raison de l'ambiguïté du terme "attribué".

(2) L'ensemble des résultats est présenté de manière plus détaillée dans un rapport de synthèse (Landmann, 1991a), une synthèse complétée des résumés détaillés de recherches individuelles (Bonneau et Landmann, 1993) et un ouvrage en langue anglaise (Landmann et Bonneau, 1995).

LE CLIMAT DE POLLUTION EN ZONE DE MONTAGNE — LES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES SUR LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Lors du lancement du programme DEFORPA, notre connaissance du climat de pollution dans les zones rurales françaises était limitée aux données de dépôts humides (au sens strict, c'est-à-dire contenus dans les pluies) dans les cinq stations de mesure du réseau européen EMEP (« European Monitoring and Evaluation Programme ») et les cinq stations du réseau mondial BAPMON (« Background Air Pollution Monitoring Network ») (Bonneau et Elichegaray, 1990 ; Cénac et Zéphoris, 1992). La localisation de ces stations, toutes en principe en milieu « rural », était peu pertinente par rapport aux grandes régions forestières de montagne où le dépérissement des résineux était le plus évident. Les données sur les dépôts en milieu forestier étaient peu nombreuses, et inexistantes pour la pollution gazeuse dans des zones forestières éloignées des grandes sources de pollution.

Approches mises en œuvre

Depuis 1985, des efforts importants ont été engagés dans ce domaine. Dans le cadre du programme DEFORPA, de nombreuses données furent collectées pour les Vosges : dépôts atmosphériques sous couvert de résineux (Sapin et Épicéa) adultes, mesurés de 1989 à 1992 dans un réseau de huit sites, études spécifiques sur la neige, les brouillards, les profils verticaux de polluants gazeux mesurés en milieu forestier à la Tour du Donon à 750 m d'altitude (Ulrich et Williot, 1993), le peroxy-acetyl-nitrate (PAN) (polluant photochimique exclusivement d'origine anthropogène, contrairement à l'ozone) et l'ozone. Pour plus d'informations, on pourra consulter Ulrich (1991), Ulrich et Williot (1993), Dambrine *et al.* (1994b) pour une présentation synthétique et Bonneau et Landmann (1993) pour des présentations individuelles des opérations de recherche.

Au niveau national (indépendamment du programme DEFORPA), le réseau MERA (réseau de MESure des Retombées Acides) regroupe 13 stations en milieu rural (dont cinq appartenant aux réseaux BAPMON ou EMEP et huit nouvelles), dans lesquelles les dépôts humides et, pour certaines d'entre elles, la pollution gazeuse sont mesurés. Enfin, dans le cadre du réseau « RENECOFOR » (REseau National de suivi à long terme des ECOSystèmes FOREstiers) (Barthod, 1994), les dépôts atmosphériques en milieu forestier sont mesurés dans 27 stations disséminées sur l'ensemble du territoire national.

Principaux résultats

● Dioxyde de soufre (SO₂)

Lors « d'années normales » du point de vue climatique, avec des périodes froides (par exemple 1986 ou 1987), SO₂ a atteint dans les Vosges des concentrations élevées (200 µg/m³ et plus) pendant quelques périodes de plusieurs jours en hiver. Les émissions, essentiellement originaires d'Europe centrale, sont alors importantes et leur dilution dans l'atmosphère est ralentie par les conditions météorologiques stables. Depuis 1987, aucun pic de concentrations n'a été enregistré, en raison de la douceur des derniers hivers (absence de vents d'est) et de la réduction des émissions en Europe occidentale. Les concentrations annuelles moyennes, qui étaient de l'ordre de 15 µg/m³ en 1986-87, sont depuis lors de l'ordre de 5 µg/m³ (Ulrich, 1991). Depuis que le dioxyde de soufre est mesuré, les concentrations pendant la saison de végétation sont, à quelques exceptions près, inférieures au seuil de détection (< 5 µg/m³).

● Dioxyde d'azote (NO₂)

Les variations temporelles de NO₂ dans les Vosges sont similaires à celles de SO₂. Les valeurs annuelles moyennes sont également très basses (< 10 µg/m³) mais quelques pointes journalières modérées (jusqu'à 30 µg/m³) se produisent occasionnellement pendant la saison de végétation. Le monoxyde d'azote (NO) n'atteint jamais de taux élevés (Ulrich, 1991).

● *Ozone (O₃)*

Dans les Vosges, O₃ est le seul polluant gazeux qui soit présent en permanence pendant la saison de végétation à des taux relativement élevés : en été, les concentrations moyennes atteignent 100 µg/m³ en haute altitude et des pointes supérieures à 200 µg/m³ ont été enregistrées (Ulrich, 1991 ; Ulrich *et al.*, 1993). Le profil annuel dans les Vosges est caractérisé par une forte augmentation des valeurs mensuelles moyennes au printemps, suivie en été d'un plateau, voire d'une seconde pointe attribuée à la « production locale » (Proyou *et al.*, 1991). Par contraste, dans les sites moins pollués de la côte atlantique, une nette diminution est observée pendant les mois d'été (Aranda, 1991). Le PAN, mesuré pendant près de deux ans en continu au col du Donon (Perros *et al.*, 1988), n'atteint jamais des niveaux susceptibles, d'après la littérature, d'influencer la physiologie des arbres forestiers.

● *L'acidité des retombées atmosphériques*

Alors que le pH moyen des pluies est de 4,5 dans les Vosges (4,9 au Mont-Lozère, Sud-Est du Massif Central) et celui des pluviolessivats de 4,0 (4,7 au Mont-Lozère), le pH des gouttelettes de nuages atteint parfois des valeurs très basses dans les Vosges (pas de données pour les autres régions), jusqu'à 2,9 en hiver lorsque la base des nuages est abaissée par des phénomènes d'inversion de température, mais, pendant la saison de végétation, le pH moyen n'est pas très acide (4,5 et au-dessus) (Derexel et Masnière, 1990). Le pH de la neige, souvent plus bas que celui des pluies, varie entre 3,1 et 3,4 pour des masses d'air venant de l'est et 3,5 et 5,2 pour les masses d'air en provenance du sud-ouest (Colin *et al.*, 1989).

● *Dépôts soufrés (exprimés en S)*

Ils sont caractérisés par une répartition spatiale très inégale avec des taux « élevés » (30-40 kg/ha/an sous couvert d'Épicéa au cours des dernières années dans les Ardennes, mais 70-90 kg/ha/an au début des années 1980) (Ulrich et Williot, 1993), « moyens » (15-20 kg/ha/an) aux altitudes supérieures dans les Vosges (Aschan *et al.*, 1993) et au Mont-Lozère (Durand *et al.*, 1992) et « bas » (≤ 10 kg/ha/an) dans des zones protégées ou à basse altitude (Aschan *et al.*, 1993). Dans tous les sites ruraux du Nord de la France, une forte diminution a été notée au cours des dernières années (Ulrich et Williot, 1993).

● *Dépôts azotés (exprimés en N)*

En milieu forestier, les dépôts azotés sont d'importance très variable à l'échelle du territoire, mais aussi au sein d'une région comme les Vosges. Les taux moyens sous couvert de résineux varient (au moins) de 50 kg/ha/an (dont deux tiers sous forme de N-NH₄) dans les Ardennes à 15-20 kg/ha/an (dont un tiers sous forme de N-NH₄) dans les sites d'altitude dans les Vosges (1987-1990), et à quelques kg/ha/an dans les sites de basse altitude dans les Vosges et le Sud de la France (Aschan *et al.*, 1993 ; Ulrich et Williot, 1993). À noter que les valeurs mesurées dans les pluviolessivats correspondent à une limite inférieure du dépôt réel. En effet, une quantité mal connue de dépôts (principalement de NH₄), qui pourrait varier entre 1 ou 2 kg/ha/an et 10 kg/ha/an voire plus selon les conditions, est directement absorbée au niveau de la canopée.

● *Dépôt total (dépôts humides, secs et occultes) ⁽³⁾ de protons (H⁺)*

Sous couvert de résineux, le dépôt de H⁺, estimé à partir de l'analyse des pluviolessivats, est généralement modéré (1-2 keq H⁺/ha/an) dans les Vosges et les Ardennes (Aschan *et al.*, 1993 ; Bonneau *et al.*, 1991 ; Dambrine *et al.*, 1994b). Dans le Sud de la France (Mont-Lozère), les minéraux alcalins présents dans les poussières produites par l'érosion éolienne, principalement en

(3) Dépôts humides : apports par la pluie et la neige ; dépôts secs : apports sous forme de gaz et de particules ; dépôts occultes : apports sous forme de gouttelettes de brouillard et de nuage.

provenance du Sahara, neutralisent la majeure partie de l'acidité des pluies (Durand *et al.*, 1992 ; Loÿe-Pilot *et al.*, 1986). La quantité exacte de protons arrivant au sol est difficile à estimer en raison des interactions complexes qui se produisent dans la canopée.

À noter qu'en raison de dysfonctionnements importants ayant affecté la plupart des stations du réseau MERA, les niveaux des polluants gazeux et de dépôts humides dans les autres massifs forestiers montagnards (notamment Jura, Alpes, Massif Central, Pyrénées) restent très mal connus.

EFFETS DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

Approches mises en œuvre

Les effets possibles du SO₂ ont fait l'objet de quelques études en phytotron. Toutefois, la plupart des études physiologiques ont porté sur des expérimentations de longue durée en chambre à ciel ouvert⁽⁴⁾, en particulier celle de Montardon (Pyrénées-Atlantiques), où des semis d'Épicéa de trois clones différents ont été soumis durant cinq années consécutives à des concentrations de O₃ et de SO₂ égales à celles mesurées au Col du Donon dans les Vosges. L'éventuelle influence de O₃ sur le lessivage d'éléments minéraux au niveau du feuillage a été étudiée sur des cuticules isolées de plantes modèles et d'Épicéa.

L'impact des dépôts acides sur les sols a été étudié au niveau du bassin versant à Aubure (Vosges) et de trois bassins versants comparés (Épicéa, Hêtre et prairie) au Mont-Lozère (Sud du Massif Central). Au niveau du peuplement, des bilans d'éléments minéraux ont été mesurés dans les Ardennes et dans cinq sites vosgiens regroupant 11 peuplements d'espèces et d'âges variables. Les formes d'aluminium (Al) dans les solutions du sol ont fait l'objet de recherches spécifiques. L'impact de l'acidification sur la microflore du sol, et indirectement sur la nutrition, a été étudié en conditions expérimentales.

Les effets de l'augmentation des dépôts azotés sur des peuplements de conifères ont été évalués dans des expériences de fertilisation dans les Vosges et dans les Ardennes.

Principaux résultats

● Rôle du dioxyde de soufre

Une abondante littérature scientifique internationale et certains résultats français (Cornic, 1987 ; Pierre et Queiroz, 1988) ont attesté la nocivité potentielle de SO₂ pour les espèces forestières. Il paraît cependant très peu probable que les niveaux actuellement mesurés de SO₂ dans les sites éloignés des grandes sources de pollution aient un impact important sur la santé des forêts. Au pire, l'augmentation du lessivage (naturel) des cations par l'acide sulfurique (et non par SO₂ directement) au niveau du feuillage, mise en évidence notamment dans les chambres à ciel ouvert de Edelmannshof (Forêt-Noire) (Seufert et Evers, 1990), pourrait augmenter légèrement les déséquilibres nutritionnels qui ont leur origine au niveau du sol (voir plus loin).

● Rôle de l'ozone

L'expérimentation de Montardon a révélé que l'ozone représentait une menace potentielle pour les espèces forestières, y compris pour l'Épicéa, qui est considéré dans la littérature scientifique

(4) Chambre à ciel ouvert : dispositif conçu à l'origine pour l'étude des effets de la pollution atmosphérique sur les cultures agricoles. Il s'agit d'une armature métallique recouverte d'un film plastique formant une enceinte ouverte en haut. À la base de l'enceinte, une double paroi perforée permet l'alimentation en air et assure un flux vertical qui limite la pénétration d'air extérieur par le haut de la chambre. La filtration de l'air sur charbon activé permet d'élever des plantes en dehors de toute pollution. Des apports programmés de polluants dans le circuit de ventilation permettent des simulations d'atmosphères polluées.

comme une espèce peu sensible (derrière le Sapin pectiné, qui compte parmi les espèces les plus résistantes). Les semis exposés à O₃ en chambres à ciel ouvert ont, à partir de la troisième année, souffert de pertes d'aiguilles prématurées. Des taches chlorotiques discrètes (« chlorotic mottling ») ont également été observées sur deux des trois clones (Bonte, 1993). Les résultats des mesures physiologiques et biochimiques (Dizengremel *et al.*, 1993 ; Dreyer *et al.*, 1993 ; Claustres et Daudet, 1993), bien que parfois un peu incohérents, ont confirmé ces dérèglements. On notera que la biomasse aérienne a seulement été légèrement affectée par O₃ (Bonte, 1993), en contraste avec la forte réduction de la biomasse racinaire et des mycorhizes (Garbaye, 1993). Toutefois, les paramètres physiologiques et de croissance ont été davantage influencés par l'effet chambre et l'effet clone que par l'ozone.

Par certains aspects, les résultats obtenus à Montardon sont conformes à ceux obtenus dans des expérimentations équivalentes à l'étranger, et par d'autres, ils s'en éloignent. En particulier, les symptômes visibles et les dommages racinaires notés à Montardon semblent particulièrement marqués. En fait, « l'effet ozone » est sans doute exagéré et, de toute évidence, seulement partiellement conforme à ce qui se passe ou pourrait se passer dans la nature. En effet, de tels symptômes visibles n'ont jamais été observés *in situ*. Ils ont probablement été amplifiés à des températures excessives à l'intérieur des chambres en été, à une carence azotée involontairement induite (et non pertinente dans le contexte vosgien) et au confinement des racines dans les pots. La forte diminution de fixation nette de CO₂ (Claustres et Daudet, 1993 : mesure en continu pendant plusieurs mois) n'existe cependant que dans les chambres soumises à l'ozone et suggère une interaction positive entre l'ozone expérimenté et d'autres stress involontairement provoqués. Signalons enfin que les travaux de Garrec et Kerfourn (1989) sur cuticules isolées, dont les résultats sont cohérents avec ceux obtenus à l'étranger, réfutent l'idée initialement avancée d'une aggravation nette des phénomènes de « leaching » sous l'influence de l'ozone.

● Influence des dépôts atmosphériques sur les cycles biogéochimiques

Les bilans d'éléments minéraux et de protons au niveau bassin versant et peuplement ont conduit à plusieurs conclusions importantes :

— les sources externes de protons sont majoritaires dans l'écosystème forestier d'Aubure, situé sur un sol très acide sur substrat granitique ; le tableau I (p. 527) met en évidence la contribution considérable des dépôts occultes et secs dans ce site de haute altitude. Dans des jeunes plantations d'Épicéa, le prélèvement excédentaire de cations (par rapport à celui des anions) pour l'élaboration du bois par les arbres (= immobilisation) peut toutefois contribuer à environ 40 % de la production de protons (pour chaque cation prélevé, une charge équivalente en protons est émise par la racine). Dans le peuplement adulte voisin, cette contribution n'est que de 15 % environ (Dambrine *et al.*, 1992) ;

— malgré une charge acide « modérée » dans les Vosges, les solutions du sol sont dominées par des anions acides forts (SO₄, NO₃) qui mobilisent de grandes quantités d'aluminium et des quantités significatives de cations basiques, les sols d'Aubure (jusqu'à 60 cm de profondeur) sont incapables de tamponner l'acidité (les protons sont neutralisés et Al n'est précipité que dans l'arène granitique). Bien que faiblement alcalin, le cours d'eau reste neutre (tableau II, p. 527), ce qui est souvent — mais pas toujours — le cas dans les bassins versants vosgiens situés sur des sols profonds et des roches fracturées ;

— le bilan des cations au niveau du bassin versant (entrées - sorties - prélèvement par la végétation) révèle des pertes importantes au bassin d'Aubure et modérées au Mont-Lozère (Probst *et al.*, 1992 ; Lelong *et al.*, 1990 ; Probst *et al.*, 1994). Les pertes de cations basiques au niveau du sol (0-60 cm) à Aubure sont en apparence modérées (tableau III, p. 527), mais conduisent à une diminution rapide des cations échangeables (les taux estimés sont de l'ordre de 0,5 % et de 2 % par an pour Ca et Mg) (Bonneau *et al.*, 1991) en raison des très faibles réserves de minéraux primaires facilement altérables.

Les dépérissements à causes multiples

Tableau I **Sources de protons au bassin versant d'Aubure (kg-eq/ha/an)**

Externes		Internes	
Dépôts humides	0,46	Immobilisation dans le bois	0,36
Dépôts secs et occultes	1,30	Cycle de l'azote d'origine interne	0,07
Cycle de l'azote d'origine externe ⁽¹⁾	0,63		
Total	2,39	Total	0,43

(1) Correspond essentiellement à la transformation de NH_4^+ en NO_3^- , réaction qui libère deux H^+ .
D'après Bonneau *et al.* (1991).

Tableau II **Composition chimique moyenne de l'eau à différents niveaux du bassin versant d'Aubure (en $\mu\text{eq/l}$) et pH Moyenne 1986-1988 (tr. = traces)**

	pH	H^+	Ca^{++}	Mg^{++}	K^+	Na^+	NH_4^+	Al^{3+}	NO_3^-	Cl	SO_4
Précipitations	4,49	32	11	4,5	2,2	11,7	19,0	tr.	24,4	15	39
Pluiolessivats	3,77	167	63	17,9	50,1	47,2	38,9	4	76,4	63	167
Eau de drainage à - 60 cm	4,03	93	71	34,4	44,6	65,6	9,8	226	165,0	63	78
Eau de surface	6,0	1	186	60,2	22,5	84,7	1,2	tr.	35,7	55	218

Source : Bonneau (1991), d'après les travaux de Dambrine et Probst.

Tableau III **Pertes annuelles moyennes (drainage + immobilisation dans le bois - entrées dues aux dépôts atmosphériques) pour les principaux éléments chimiques au niveau du bassin versant d'Épicéa au Mont-Lozère (1981-1985), du bassin versant d'Aubure (octobre 1986-septembre 1989), et au niveau du sol (0-60) à Aubure (1986-1988), en kg/ha/an**

	Ca	Mg	K	Na	N	Cl	S	Si
Mont-Lozère (bassin versant)	10,0	6,0	6,7	5,0	3,5	1,4	- 3,0	17,5
Aubure (bassin versant)	37,1	7,4	7,5	10,9	- 0,7	- 1,5	10,4	39,6
Aubure (sol)	3,9	1,9	9,8	0,3	18,2	1,0	5,0	1,1

D'après Probst *et al.* (1992).

Influence des dépôts atmosphériques sur les arbres via le sol

• Carence magnésienne et aluminium

La mobilisation de l'aluminium est beaucoup plus marquée en hiver qu'en été (Becquer *et al.*, 1990), hormis quelques épisodes en fin de saison, lors de sécheresses suivies d'une réhydratation. La toxicité potentielle de l'aluminium pour les arbres forestiers est au centre d'une controverse scientifique ininterrompue depuis une décennie. À l'heure actuelle, l'existence d'une toxicité *sensu stricto* semble de moins en moins probable et la discussion s'est déplacée sur la question de savoir si la présence de Al gêne le prélèvement de Ca et Mg. Aucune expérimentation en conditions contrôlées n'a été conduite dans le cadre du programme DEFORPA. La synthèse des résultats de terrain (analyses chimiques de sol et de solutions de sol) ne permet pas de conclure clairement à un tel antagonisme. Par contre, la disponibilité en Mg dans le sol discrimine bien les stations où les

peuplements souffrent de carence magnésienne de celles où les peuplements présentent une nutrition correcte (Landmann *et al.*, 1994a ; Boudot *et al.*, 1994). Un résultat français original est la mise en évidence d'une microflore fongique, qualifiée de délétère, qui gêne la nutrition minérale. Le développement de cette microflore serait associé à la transformation chimique des sols notamment sous l'influence des dépôts acides (Estivalet *et al.*, 1990 ; Devêvre *et al.*, 1993).

- *Dépôts azotés et carence magnésienne*

Des essais de fertilisation ont démontré qu'un apport supplémentaire d'azote, même à des doses modérées, peut aggraver des déséquilibres nutritionnels existants ou latents (essentiellement en Mg et Ca) sur des sols très acides et désaturés (Bonneau *et al.*, 1990-91). Ce résultat ne peut évidemment pas être extrapolé à des sols plus fertiles.

STRESS COMBINÉS

Approches mises en œuvre

L'expression « stress combinés » désigne ici les effets d'une combinaison de polluants et de facteurs naturels ou anthropogènes, tels qu'évalués en conditions contrôlées ou semi-contrôlées, y compris dans des manipulations *in situ*, et éventuellement par la modélisation.

Les interactions potentielles entre la sécheresse et les polluants gazeux ont été explorées en phytotron ($\text{SO}_2 \times$ sécheresse) et dans les chambres à ciel ouvert de Montardon ($\text{O}_3 \times$ sécheresse).

L'impact relatif des dépôts acides et de la sylviculture dans l'acidification et la désaturation (perte en éléments minéraux échangeables) des sols forestiers a été mesuré au moyen de bilans d'éléments minéraux dans des peuplements d'Épicéa d'âge variable complétés par des études de biomasse/minéralomasse.

L'influence possible de la sécheresse sur la carence en Mg (qui caractérise le jaunissement de l'Épicéa sur sol acide) a fait l'objet d'expérimentation *in situ* dans un perchis d'Épicéa à Aubure (Vosges).

Parmi les autres effets combinés, l'interaction entre l'augmentation des dépôts azotés et la sécheresse a été étudiée à l'aide de l'outil dendrochronologique dans un peuplement adulte de Sapin pectiné anciennement fertilisé dans les Vosges.

Principaux résultats

- *Interactions polluants gazeux \times sécheresse*

Les études entreprises dans ce domaine n'ont pas donné de résultats extrapolables aux conditions représentatives des zones de montagne. Une synergie marquée entre SO_2 et sécheresse a été démontrée (Cornic, 1987 ; Pierre et Queiroz, 1988), mais pour des concentrations très supérieures à celles actuellement mesurées en forêt dépérissante. Par ailleurs, les résultats des expérimentations ozone \times sécheresse, entachées des problèmes méthodologiques évoqués plus haut, sont difficiles à interpréter. Plus généralement d'ailleurs, la littérature internationale récente sur ce sujet ne permet pas de conclure : si quelques cas d'effets additifs ou synergiques (plus qu'additifs) sont décrits, le plus souvent, la sécheresse, en diminuant l'absorption d'ozone, diminue l'effet de ce dernier (effets antagonistes) (Landmann, 1994a).

- *Influence des dépôts acides et de la sylviculture sur les bilans minéraux*

Les travaux conduits sur le site d'Aubure ont montré que, sur le long terme, les pertes de cations basiques par la sylviculture (exportation du bois et des écorces) étaient du même ordre de grandeur

que celles liées aux dépôts acides, la croissance étant le principal facteur d'appauvrissement des sols dans les jeunes plantations (prélèvement et immobilisation), alors que la pollution affecte surtout les vieux peuplements (Dambrine *et al.*, 1992, 1994a ; Le Goaster *et al.*, 1991, 1990-1991).

● *Interaction sécheresse × carence magnésienne*

Le jaunissement d'un perchis d'Épicéa à Aubure a été aggravé par une sécheresse artificiellement provoquée (interception de la pluie, tranchée profonde autour du plateau) (Dambrine *et al.*, 1992, 1993). L'effet semble s'expliquer à la fois par une diminution des flux d'eaux (et donc de la quantité totale de Mg fournie à l'arbre) et par une diminution de la dissolution de la magnésium dans les solutions du sol. Un tel effet sécheresse, s'il explique bien une certaine remontée des jaunissements observée en 1991 par exemple, ne semble toutefois pas suffisant à expliquer le pic de jaunissement sans précédent (et sans équivalent depuis) de 1984-86 ; la combinaison de printemps très arrosés et d'étés secs, tels 1983 et 1985, pourrait expliquer ce pic.

● *Interaction dépôts azotés × sécheresse*

L'impact des dépôts azotés sur la croissance et la santé des forêts semble également varier en fonction des conditions climatiques : l'étude d'un ancien essai de fertilisation (mis en place en 1969) dans les Vosges a révélé que la croissance du peuplement adulte de Sapin pectiné considéré a réagi positivement à la fertilisation azotée pendant des périodes favorables du point de vue climatique mais a été fortement ralentie pendant une période de déficit hydrique (Becker, 1992). Les mécanismes en jeu ne sont que partiellement connus. On peut penser à une perte accrue d'éléments minéraux suite à l'apport de nitrates (qui entraînent les cations hors du sol) et qui ne se ferait sentir qu'ultérieurement à l'occasion d'une période de sécheresse, ou aux conséquences fâcheuses d'un développement préférentiel de la partie aérienne des arbres, au détriment du système racinaire (un effet démontré pour certaines plantes agricoles).

EFFETS OBSERVÉS À L'ÉCHELLE DES ÉCOSYSTÈMES

Les effets de la pollution atmosphérique peuvent interagir, comme nous l'avons vu dans la partie précédente, avec divers facteurs naturels ou anthropogènes. Mais il ne faut pas perdre de vue que les facteurs autres que la pollution atmosphérique peuvent affecter la santé des arbres et la dynamique des écosystèmes, et souvent de façon plus marquée que la pollution. Plus généralement, les modifications que l'on observe aux niveaux supérieurs d'organisation biologique intègrent une somme d'influences que l'on a généralement du mal à identifier et rarement la possibilité de hiérarchiser. Cette situation laisse évidemment une grande latitude quant à l'interprétation des faits observés.

Approches mises en œuvre

Les effets constatés au niveau d'un peuplement (ou d'un petit nombre de peuplements) peuvent faire l'objet d'études de cas intéressantes mais dont la généralisation est problématique. C'est pourquoi les études fondées sur des échantillons de grande taille, représentatifs des niveaux régionaux ou nationaux, sont d'une grande importance.

La croissance a fait l'objet d'attentions particulières, principalement grâce à l'approche dendroécologique. Cette approche n'a cependant été mise en œuvre qu'à l'échelle régionale (Vosges et Jura).

Les symptômes visibles (défoliation et coloration anormale) ont été notés dans deux réseaux systématiques : le Réseau bleu à maille de 16 km × 1 km qui couvre essentiellement les zones montagneuses françaises (environ 20 % des surfaces forestières nationales) et le Réseau européen

à maille carrée de 16 km × 16 km couvrant l'ensemble des surfaces forestières françaises (Barthod, 1994). Par ailleurs, un certain nombre d'études de terrain, sur des échantillons de taille variable (entre 100 et 300 placettes généralement), ont visé à identifier l'incidence de divers facteurs écologiques sur l'aspect des cimes (Vosges, Jura, Alpes du Nord).

Principaux résultats

Les effets avérés et potentiels de la pollution atmosphérique présentés ci-dessus pourraient laisser présager des tendances marquées au niveau de l'écosystème telles que, par exemple, une baisse de croissance des arbres, du moins dans certaines régions, ou encore des effets marqués de la sécheresse dans des régions soumises à des dépôts azotés, etc... La réalité s'est avérée plus complexe et très différente de ce que l'on imaginait au début des recherches sur le dépérissement du Sapin et de l'Épicéa.

● *La croissance des arbres forestiers*

Les études dendroécologiques (Becker, 1987, 1989, 1991 ; Becker *et al.*, 1989, 1994a, b ; Bert, 1993 ; Landmann, 1992a, 1993) ont fourni plusieurs résultats importants.

● *Évolution à long terme de la croissance*

Une augmentation plus ou moins marquée depuis le milieu du XIX^e siècle de la croissance radiale pour plusieurs essences forestières (Sapin pectiné, Épicéa commun, Chêne pédonculé et sessile, Hêtre) a été mise en évidence. L'importance et la dynamique temporelle de cette augmentation varient selon les essences et les conditions écologiques mais ne présentent pas de relation évidente avec le degré actuel de défoliation. L'utilisation de la dendrochronologie pour l'établissement de tendances à long terme se heurte à diverses difficultés méthodologiques, dont celles liées à la sylviculture. Ceci explique certaines divergences entre les auteurs sur la fiabilité des résultats obtenus par l'approche dendrochronologique. Pour l'Épicéa, des données obtenues par une méthode indépendante (suivi de placettes permanentes) sont disponibles (Kenk, 1993). Leur cohérence avec les résultats de la dendrochronologie renforce la crédibilité de cette dernière approche, même s'il convient d'être prudent sur la valeur à accorder aux taux d'augmentation ainsi obtenus.

● *Croissance et défoliation*

La croissance des arbres défoliés a été inférieure à celle des non-défoliés au cours des 15, 30 ou 60 dernières années, selon les régions et les essences. Ce comportement est principalement interprété comme un processus complexe de différenciation à long terme qui, d'après les analyses de croissance détaillées, semble initié ou accéléré par des anomalies climatiques telles que des sécheresses.

● *Croissance, histoire des peuplements et conditions édaphiques*

La forte densité des peuplements, la structure mono-étagée, la pureté des peuplements (Vosges) et, secondairement, les caractéristiques physiques défavorables de certains sols aggravent les crises de croissance et le dépérissement des peuplements de Sapin, vraisemblablement en augmentant la compétition pour l'eau (Landmann, 1992b) (peu de résultats pour l'Épicéa).

● *Jaunissement et perte de croissance*

Le jaunissement du Sapin n'est pas assez répandu et/ou grave pour jouer un rôle déterminant dans la croissance des peuplements au niveau régional. Plus surprenante est l'observation faite sur des peuplements d'Épicéa vosgiens (Becker *et al.*, 1995b), d'après laquelle la croissance des individus qui ont récemment jauni était supérieure à la croissance des individus restés verts pendant l'essentiel de leur vie, l'avantage des individus jaunissants ne devenant négligeable que pour les années récentes : on n'observe une inversion que pour les arbres les plus jeunes. L'interprétation

de cette observation est encore incertaine mais il est tentant de voir le jaunissement comme une conséquence d'une trop forte croissance qui aurait accentué le déséquilibre des bilans minéraux affectés par ailleurs par les dépôts atmosphériques.

● *L'aspect des cimes des arbres*

Les études écologiques régionales (Landmann, 1993 ; Landmann *et al.*, 1994b) et le suivi de l'aspect des houppiers depuis le milieu des années 1980 (Landmann, 1991b ; Landmann, 1994) ont apporté quelques enseignements importants.

● *Évolutions temporelles*

En premier lieu, on note l'absence de dégradation généralisée de l'état des houppiers du Sapin et de l'Épicéa (et des autres essences d'ailleurs). Les évolutions régionales observées sont cohérentes avec les principales tendances climatiques : conditions climatiques favorables dans le Nord-Est entre 1985 et 1989, défavorables dans le Centre et le Sud en 1985 et 1986. La relativement faible réponse de ces deux espèces aux sécheresses de la période 1989-1992, qui ont par ailleurs sévèrement affecté d'autres essences, notamment feuillues, est un peu étonnante en première analyse. Par ailleurs, le jaunissement de l'Épicéa et du Sapin sur sol acide, considéré comme sans précédent, s'est révélé largement réversible et a diminué de manière significative, tout comme le jaunissement lié à une carence en potassium sur sol riche en calcium (Jura, Alpes, Pyrénées), et qui semble en grande partie lié aux conséquences des stress hydriques.

● *Relations avec les conditions stationnelles*

Si l'on prend en compte les études réalisées dans les Vosges, le Jura, les Alpes du Nord et le Massif Central, il apparaît que les caractéristiques physiques du sol (profondeur, pierrosité) jouent, globalement, un rôle plus important que les caractéristiques chimiques (faible disponibilité en cations basiques). Ceci est très net dans le Jura et les Alpes du Nord, où les défoliations et jaunissements les plus marqués sont préférentiellement localisés sur les sols superficiels (qui se trouvent aussi être les plus riches en cations basiques) et donc à faible rétention en eau. De même, les dépérissements du Sapin en Auvergne sont-ils surtout observés sur les jeunes sols volcaniques riches en éléments nutritifs mais défavorables sur le plan physique. Dans les Vosges, la situation est plus complexe. Au début des années 1980, la défoliation était, semble-t-il, légèrement plus importante sur les sols riches en raison d'une densité moyenne des peuplements plus élevée (d'où compétition accrue pour l'eau, comme exposé plus haut) et sur des sols à caractéristiques physiques défavorables (Becker et Lévy, 1988). Avec le développement des carences magnésiennes sur les sols pauvres en cations basiques et l'atténuation des effets de sécheresse, le maximum de défoliation s'est déplacé au cours des années 1980 vers les sols très fortement désaturés et aluminisés. Une étude à l'échelle de l'ancienne RFA a également conclu que les dommages étaient tendanciellement plus élevés sur les sols bien pourvus en éléments minéraux (Neuland *et al.*, 1990).

● *Relations entre la pollution atmosphérique et l'état des cimes*

Il existe indéniablement une coïncidence spatiale entre le climat de pollution (charges polluantes les plus élevées dans le Nord-Est) et la défoliation des conifères (également maximale dans le Nord-Est). Il est cependant difficile d'interpréter cette coïncidence comme une relation de cause à effet. En effet, c'est le jaunissement sur sol acide (et la défoliation qu'il entraîne, qui ne représente toutefois qu'une faible proportion de la défoliation observée) que l'on peut attribuer, au moins en partie, à la pollution acide et non la défoliation, qui peut avoir diverses origines, et en particulier, les stress hydriques. En outre, il faudrait expliquer comment une amélioration très nette a pu se développer alors que, dans le même temps, la situation se dégradait quelque peu dans les zones

Tableau IV
Caractérisation des trois principaux types de dépérissement affectant les résineux (Sapin pectiné, Épicéa commun) dans les montagnes françaises et hiérarchisation des causes

	Jaunissement de l'Épicéa et du Sapin sur sol acide	Défoliation de l'Épicéa et du Sapin non liée à des troubles nutritionnels	Jaunissement et défoliation de l'Épicéa et du Sapin sur substrat riche en calcium
Régions affectées	Vosges, Ardennes et à un moindre degré Massif Central.	Toutes régions montagneuses à divers degrés : Vosges > Alpes du Nord ≠ Jura > Massif Central ≠ Pyrénées.	Jura, Alpes du Nord, Pyrénées et à moindre degré Massif Central (substrat volcanique) et Vosges (granites riches).
Symptômes	Jaunissement des aiguilles anciennes (maximum en 1984-1986). Perte foliaire consécutive (en fenêtre dans les cas typiques).	Chute prématurée des aiguilles anciennes, le plus souvent sur l'ensemble du houppier (sauf extrémité supérieure). Maximum au début des années 1980 dans les massifs de l'Est.	Jaunissement des aiguilles anciennes et défoliation associée. Plus rarement jaunissement des aiguilles de l'année ou de toutes les générations d'aiguilles.
Diagnostic nutritionnel	Carence magnésienne.	Pas de carences nettes, mais souvent sub-carences en N et P (Jura, Alpes du Nord).	Carence en K, souvent aggravée de (sub-)carences en N et P. Carence en Mn sur substrat calcaire dans les cas (rares) de jaunissement des aiguilles de l'année.
Facteurs prédisposants	<ul style="list-style-type: none"> • Sol : <ul style="list-style-type: none"> — pauvreté originelle du sol (faible taux de saturation en cations basiques et faible réserve de minéraux alterables), — (faible réserve en eau : non vérifiée). • Histoire de la forêt/sylviculture : <ul style="list-style-type: none"> — remplacement de feuillus (Hêtre) par résineux (Épicéa) plus productif, — exportation d'éléments minéraux par le bois, les écorces, la litière. • Climat : <ul style="list-style-type: none"> — tendances favorables sur le long terme (à confirmer) d'où augmentation de la croissance et de l'immobilisation en éléments minéraux. • Pollution atmosphérique : <ul style="list-style-type: none"> — dépôts acidifiants (H_2SO_4, HNO_3, NH_4) entraînant un lessivage des cations basiques et, pour les composés azotés, une augmentation de la croissance (d'où renforcement des déséquilibres nutritionnels). 	<ul style="list-style-type: none"> • Sol : <ul style="list-style-type: none"> — faible capacité de rétention en eau, en particulier sol caillouteux, superficiel, etc. • Sylviculture/dynamique de peuplement : <ul style="list-style-type: none"> — âge élevé, — concurrence forte au moment d'un cycle de sécheresse (parfois ancien) (phénomène naturel modulé par l'intensité des éclaircies), — transformation des peuplements mélangés plus ou moins étagés en peuplements purs mono-étagés. • Pollution atmosphérique : <ul style="list-style-type: none"> — ozone : sénescence précoce des aiguilles anciennes (effet incertain). 	<p>Sensiblement les mêmes facteurs prédisposants que dans le cas de la défoliation du Sapin et Épicéa non liée à des troubles nutritionnels (les analyses faites dans le Jura n'ont pas permis de distinguer nettement des facteurs différents). On peut ajouter aux facteurs prédisposants déjà cités les dépôts acides qui, en augmentant la mise en solution d'ions Ca^{++}, pourraient augmenter les chloroses calcaires. Contrairement au cas de la carence magnésienne qui affecte en général des arbres vigoureux (voire plus vigoureux que la moyenne), la carence potassique est en général associée à des arbres déjà anciennement affaiblis. (Peu de données sur les facteurs déclenchants et aggravants).</p>
Facteurs déclenchants	<ul style="list-style-type: none"> • Climat : <ul style="list-style-type: none"> — sécheresses (1976, 1982, 1983, 1985, 1989, 1991) ou plus particulièrement années contrastées (printemps humides et étés secs), par ex. 1983, 1985. 	<ul style="list-style-type: none"> • Climat : <ul style="list-style-type: none"> — cycles de sécheresses, — (gels : 1978-1979, début des années 1980 : effets incertains). 	
Facteurs aggravants	<ul style="list-style-type: none"> • Agents biotiques <ul style="list-style-type: none"> — (scolytes) pas d'augmentation nette des populations liées à l'éclaircissement des cimes). 	<ul style="list-style-type: none"> • Agents biotiques <ul style="list-style-type: none"> — armillaire sur Sapin (souvent associée aux cas de mortalité), — scolytes sur Épicéa (pas d'effet net). 	
Remarques	Pas d'influence nette de l'âge ou de la structure des peuplements.		

moins polluées. De fait, une comparaison directe entre les niveaux de pollution et l'état sanitaire des forêts n'a de sens que si l'on distingue soigneusement les types de dommages et si l'on prend en compte tous les grands types de stress. Faute de quoi on s'expose à des erreurs d'interprétation fâcheuses.

LA HIÉRARCHISATION DES CAUSES IMPLIQUÉES DANS LE DÉPÉRISSEMENT DU SAPIN ET DE L'ÉPICÉA DANS LES MONTAGNES FRANÇAISES

L'ensemble des résultats acquis jusqu'ici a permis de dresser un schéma d'ensemble (tableau IV, p. 532) résumant les conditions de développement du dépérissement du Sapin et de l'Épicéa dans les différentes régions françaises, étant entendu que le cas des Vosges est le mieux étayé.

Conformément au schéma proposé par Manion (1981), on y distingue des facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants. Plusieurs enseignements généraux découlent de ce schéma. Il se confirme que les dépérissements du Sapin et de l'Épicéa sont des phénomènes complexes. Cela implique notamment que le rôle de la pollution atmosphérique ne pourra être bien cerné si le rôle des autres facteurs ne l'est pas. Les anomalies climatiques ont un rôle décisif dans ces dépérissements, soit comme facteur primaire (dépérissement du Sapin) soit comme révélateur d'une dégradation insidieuse probablement ancienne (jaunissement de l'Épicéa sur sol acide). Dans le cas particulier des deux dépérissements évoqués ici, les facteurs biotiques ne semblent jouer qu'un rôle relativement secondaire.

Enfin, il faut insister sur le fait qu'un dépérissement même aigu et impressionnant peut s'avérer ultérieurement n'être qu'un simple accident, qui n'aura compromis ni la survie de l'espèce ni même sa productivité. Mais ériger ce constat au rang de caractéristique générale permettant l'économie de l'étude approfondie des dépérissements actuels ou à venir serait prendre le risque d'une grave erreur de diagnostic.

EN CONCLUSION : QUELLES RECHERCHES POUR LES ANNÉES À VENIR ?

Le programme DEFORPA est arrivé à son terme depuis 1991, même si certains projets de recherche se poursuivent encore. Les acquis sont importants et une vision cohérente a pu être dégagée. Les recherches sur les dépérissements du Sapin et de l'Épicéa se poursuivent sur un certain nombre de sujets, car aucune des principales causes soupçonnées (climat, pollution atmosphérique, sylviculture) n'a pu être totalement écartée et des questions restent ouvertes dans différents domaines. Les questions sont en fait de deux types : quels sont les mécanismes sous-jacents aux effets observés ? Quel sera le développement des dépérissements à l'avenir en fonction de l'évolution des caractéristiques chimiques et physiques de l'atmosphère et des modalités de gestion (voir aussi Landmann, 1992b) ? Sans souci d'exhaustivité ni de priorité, on peut énoncer quelques questions qui justifieraient de recherches au cours des années à venir (et en font déjà en partie l'objet) :

— Quel serait l'impact de l'ozone sur des essences sensibles (les pins notamment, certains feuillus) à des teneurs nettement plus fortes que celles enregistrées actuellement (une augmentation des teneurs de l'ordre de 1 % par an est envisagée) ?

— Où la capacité des sols à neutraliser l'acidité atmosphérique est-elle dépassée ? Jusqu'à quel stade les sols forestiers s'appauvriront-ils ? Et quelles en seront les conséquences pour la nutrition des arbres et la stabilité des écosystèmes forestiers ?

G. LANDMANN - M. BONNEAU

— Quelles sont, des dépôts azotés, de l'augmentation des taux de CO₂, des changements climatiques, ou des changements de sylviculture, les causes de l'augmentation de la croissance des arbres forestiers observée au cours du XX^e siècle ? Comment la productivité va-t-elle évoluer à l'avenir et quelles sont les répercussions sur la stabilité des écosystèmes forestiers ?

— Quels sont les mécanismes physiologiques sous-jacents à l'initiation et au développement du déclin progressif d'un arbre ? Comment l'arbre régule-t-il sa masse foliaire en fonction des stress environnementaux ?

— Les opérations sylvicoles prévues dans les forêts résineuses de montagne sont-elles de nature à rectifier l'insuffisante différenciation observée en fonction des conditions stationnelles ?

G. LANDMANN
Département de la Santé des Forêts
Antenne spécialisée
(Ministère de l'Agriculture et de la Pêche)
INRA
F-54280 CHAMPENOUX

M. BONNEAU
Unité Microbiologie et Biogéochimie
des Écosystèmes forestiers
INRA
F-54280 CHAMPENOUX

Remerciements

Nos remerciements vont à Michèle Kaennel, qui a traduit en français certaines parties du texte original en anglais et a édité ce document.

Annexe 1

Le Programme DEFORPA Structure et financement

Ce programme (1984-1991) fut financé par trois ministères (Environnement, Agriculture, Recherche), plusieurs agences nationales (Agence pour la Qualité de l'Air, Électricité de France), des conseils régionaux, une entreprise privée (Elf Aquitaine), ainsi que par la Commission européenne (Direction générale XII et Direction générale VI).

Le fonctionnement du Programme s'organisait autour de trois pôles : un **comité de direction** réunissant les représentants des agences et ministères de tutelle, un **comité scientifique** responsable de l'évaluation des projets, et un **groupe opérationnel** composé de scientifiques chargés de coordonner et de mettre en œuvre les activités de recherche.

Environ 60 laboratoires au sein de 20 organismes ou instituts de recherche participèrent au programme (pas nécessairement pendant toute sa durée).

BIBLIOGRAPHIE

- ARANDA (F.). — Étude du comportement de l'ozone dans les régions rurales et naturelles en France. — Paris : Université Paris VII, 1991. — 23 p. + annexes (Rapport DEA).
- ASCHAN (C.), DAMBRINE (E.), NOURRISSON (G.), TABEAU (M.). — Approche géographique de la composition chimique des précipitations vosgiennes. — *Annales de Géographie*, 572, 1993, pp. 366-385.
- BARTHOD (C.). — Le Système de surveillance de l'état sanitaire de la forêt en France. — *Revue forestière française*, vol. XLVI, n° 5, 1994, pp. 566-573.
- BECKER (M.). — Bilan de santé actuel et rétrospectif du Sapin (*Abies alba* Mill.) dans les Vosges. Étude écologique et dendrochronologique. — *Annales des Sciences forestières*, vol. 44, n° 4, 1987, pp. 379-402.
- BECKER (M.). — Incidence des conditions climatiques, édaphiques et sylvicoles sur la croissance et la santé des forêts. In : Les recherches en France sur le dépérissement des forêts. Programme DEFORPA - 2^e rapport / G. Landmann Éd. . — Nancy : École nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts, 1991. — pp. 25-41.
- BECKER (M.). — Radial growth of mature silver firs (*Abies alba* Mill.) fertilized in 1969. Interaction of climate and competition. — *Lundqua Report*, 34, 1992 (In : « Tree Rings and Environment » / O. Eggertsson Éd., International Dendrochronological Symposium, Ystad, Sweden, 1990/09/03-09). — Lund University (Sweden), 1992. — pp. 17-21.
- BECKER (M.). — The role of climate on present and past vitality of silver fir forests in the Vosges mountains of northeastern France. — *Canadian Journal of Forest Research*, 19, 1989, pp. 1110-1117.
- BECKER (M.), BERT (G.D.), BOUCHON (J.), DUPOUEY (J.-L.), PICARD (J.-F.), ULRICH (E.). — Long-term changes in forest productivity in Northeastern France : the dendroecological approach. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Éd. . — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995a (sous presse).
- BECKER (M.), BERT (G.D.), LANDMANN (G.), LÉVY (G.), RAMEAU (J.-C.), ULRICH (E.). — Growth and decline symptoms of Silver Fir and Norway Spruce in Northeastern France : relation to climate, nutrition and silviculture. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Éd. . — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995b (sous presse).
- BECKER (M.), LANDMANN (G.), LÉVY (G.). — Silver fir decline in the Vosges mountains (France) : role of climate and silviculture. — *Water, Air and Soil Pollution*, 48, 1989, pp. 77-86.
- BECKER (M.), LÉVY (G.). — À propos du dépérissement des forêts : climat, sylviculture et vitalité de la sapinière vosgienne. — *Revue forestière française*, vol. XL, n° 5, 1988, pp. 345-358.
- BEQUER (T.), MERLET (D.), BOUDOT (J.-P.), ROUILLER (J.), GRAS (F.). — Nitrification and nitrate uptake : leaching balance in a declined forest ecosystem from eastern France. — *Plant and Soil*, 125, 1990, pp. 95-107.
- BERT (G.D.). — Impact of ecological factors, climatic stresses, and pollution on growth and health of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Jura mountains : an ecological and dendrochronological study. — *Acta Oecologica*, vol. 14, n° 2, 1993, pp. 229-246.
- BONNEAU (M.). — Effets de la pollution atmosphérique par l'intermédiaire du sol. In : Les recherches en France sur le dépérissement des forêts. Programme DEFORPA - 2^e rapport / G. Landmann Éd. . — Nancy : École nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts, 1991. — pp. 95-109.
- BONNEAU (M.). — Que sait-on maintenant des causes du « dépérissement des forêts » ? — *Revue forestière française*, vol. XLI, n° 5, 1989, pp. 367-385.
- BONNEAU (M.), DAMBRINE (E.), NYS (C.), RANGER (J.). — Apports acides et cycles des cations dans les pessières du Nord-Est de la France. Intérêt de bilans saisonniers. — *Science du Sol*, 29, 1991, pp. 125-145.
- BONNEAU (M.), ELICHEGARAY (C.). — Acidic precipitation research in France. In : Acidic Precipitation. Vol. 5 : International Overview and Assessment. Advances in Environmental Sciences / A.H.M. Bresser, W. Salomons Éd. . — New-York : Springer Verlag, 1990. — pp. 307-334.
- BONNEAU (M.), LANDMANN (G.) Éd. . — Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992. — Nancy : INRA, 1993. — 365 p.
- BONNEAU (M.), LANDMANN (G.), NYS (C.). — Fertilization of declining conifer stands in the Vosges and in the French Ardennes. — *Water, Air and Soil Pollution*, 54, 1990-91, pp. 577-594.
- BONTE (J.). — L'Essai de Montardon : description, effets macroscopiques sur les parties aériennes. In : Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992 / M. Bonneau, G. Landmann Éd. . — Nancy : INRA, 1993. — pp. 201-205.
- BOUDOT (J.-P.), BEQUER (T.), MERLET (D.), ROUILLER (J.), RANGER (J.), DAMBRINE (E.), MOHAMED (A.D.). — Potential role of aluminium toxicity in nutrient deficiencies as related to forest decline : an assessment of soil solution data from the Vosges mountains (France). In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Éd. . — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- CÉNAC (N.), ZÉPHORIS (M.). — Une décennie de surveillance de l'acidité des précipitations en France. — Trappes : Ministère de l'Équipement, du Logement et des Transports - Direction de la Météorologie nationale, 1992. — 39 p. (Note technique n° 29).
- CLAUSTRES (J.-P.), DAUDET (F.-A.). — Effet de la pollution sur les échanges gazeux à long terme des épicéas des chambres de Montardon : résultats d'une nouvelle technique. In : Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992 / M. Bonneau, G. Landmann Éd. . — Nancy : INRA, 1993. — pp. 219-225.

- COLIN (J.-L.), RENARD (D.), LESCOAT (V.), JAFFREZO (J.L.), GROS (J.M.), STRAUSS (B.). — Relationship between rain and snow acidity and air mass trajectory in eastern France. — *Atmospheric Environment*, vol. 23, n° 7, 1989, pp. 1487-1498.
- CORNIC (G.). — Interaction between sublethal pollution by sulphur dioxide and drought stress. The effect on photosynthetic capacity. — *Physiologia Plantarum*, vol. 71, n° 1, 1987, pp. 115-119.
- DAMBRINE (E.), CARISEY (N.), POLLIER (B.), GRANIER (A.). — Effects of drought on the yellowing status and the dynamics of mineral elements in the xylem sap of declining spruce (*Picea abies* L.). — *Plant and Soil*, 150, 1993, pp. 303-306.
- DAMBRINE (E.), RANGER (J.), POLLIER (B.), BONNEAU (M.), GRANIER (A.), CARISEY (N.), LU (P.), PROBST (A.), VIVILLE (D.), BIRON (P.), GARBAYE (J.), DEVÈVRE (O.). — Influence of various stresses on Ca and Mg nutrition of a Spruce stand developed on acidic soils. In : Responses of forest ecosystems to environmental changes / A. Teller, P. Mathy, J.N.R. Jeffers Ed. — London : Elsevier, 1992. — pp. 465-472.
- DAMBRINE (E.), SVERDRUP (H.), WARFVINGE (P.). — Atmospheric deposition, forest management and soil nutrient availability : a modelling exercise. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Éd. — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995a (sous presse).
- DAMBRINE (E.), ULRICH (E.), CENAC (N.), DURAND (P.), GAUQUELIN (T.), MIRABEL (P.), NYS (C.), PROBST (A.), RANGER (J.), ZÉPHORIS (M.). — Atmospheric deposition in France and possible relation with forest decline. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Éd. — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995b (sous presse).
- DEREXEL (P.), MASNIÈRE (P.). — Study of rain and fogs collected in the Vosges region (1986-1988). In : Physico-chemical behaviour of atmospheric pollutants. Air Pollution Research Report 30 (CEC Workshop, Varese, Italy, 1989/09/25-28). — Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 1990. — pp. 431-438.
- DEVÈVRE (O.), GARBAYE (J.), PERRIN (R.). — Experimental evidence of a deleterious soil microflora associated with Norway spruce decline in France and Germany. — *Plant and Soil*, 148, 1993, pp. 145-153.
- DIZENGREMEL (P.), AFIF (D.), PETRINI (M.), NAMYSL (C.), QUEIROZ (O.). — Expérience de simulation de Montardon : effets des polluants atmosphériques sur le métabolisme de l'Épicéa. In : Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992 / M. Bonneau, G. Landmann Éd. — Nancy : INRA, 1993. — pp. 207-212.
- DREYER (E.), GUEHL (J.-M.), EPRON (D.). — Échanges gazeux foliaires et cinétiques d'induction de fluorescence de jeunes plants de *Picea abies* soumis à des fumigations d'ozone. In : Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992 / M. Bonneau, G. Landmann Éd. — Nancy : INRA, 1993. — pp. 213-218.
- DURAND (P.), NEAL (C.), LELONG (F.). — Anthropogenic and natural contributions to the rainfall chemistry of a mountainous area in the Cévennes National Park (Mont-Lozère, southern France). — *Journal of Hydrology*, 130, 1992, pp. 71-85.
- ESTIVALET (D.), PERRIN (R.), LE TACON (F.), BOUCHARD (D.). — Nutritional and microbiological aspects of decline in the Vosges Forest area (France). — *Forest Ecology and Management*, 37, 1990, pp. 233-248.
- GARBAYE (J.). — Effets de la pollution atmosphérique par l'ozone sur le système racinaire de l'Épicéa (essai de Montardon). In : Pollution atmosphérique et dépérissement des forêts dans les montagnes françaises. Programme Deforpa, Rapport 1992 / M. Bonneau, G. Landmann Éd. — Nancy : INRA, 1993. — pp. 227-228.
- GARREC (J.-P.), KERFOURN (C.). — Effets des pluies acides et de l'ozone sur la perméabilité à l'eau et aux ions de cuticules isolées. Implication dans le phénomène de dépérissement des forêts. — *Environmental and Experimental Botany*, vol. 29, n° 2, 1989, pp. 215-228.
- KENK (G.). — Growth in « declining » forests of Baden-Württemberg (Southwestern Germany). In : Forest decline in the Atlantic and Pacific region / R.F. Hüttl, D. Mueller-Dombois Éd. — Berlin : Springer Verlag, 1993. — pp. 202-215.
- LANDMANN (G.). — Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. — *Revue forestière française*, vol. XLVI, n° 5, 1994b, pp. 405-415.
- LANDMANN (G.). — Effects of air pollution on terrestrial and aquatic ecosystems (cost project 612) - 1984 - 1990 - Final scientific report. — Brussels : EEC 1994a (sous presse).
- LANDMANN (G.) Éd. — Les Recherches en France sur le dépérissement des forêts. Programme DEFORPA. 2^e rapport. — Nancy (France) : ENGREF, 1991a. — 131 p. (également disponible en langue anglaise).
- LANDMANN (G.). — Les Recherches en France sur les écosystèmes forestiers. Actualités et perspectives. — Paris : Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, 1992b. — 143 p.
- LANDMANN (G.). — Role of climate, stand dynamics and past management in forest decline : A review of ten years of field ecology in France. In : Forest decline in the Atlantic and Pacific region / R.F. Hüttl, D. Mueller-Dombois Éd. — Berlin : Springer Verlag, 1993. — pp. 18-39.
- LANDMANN (G.). — Surveillance au sol de l'état sanitaire des forêts. In : Les recherches en France sur le dépérissement des forêts. Programme DEFORPA. 2^e rapport / G. Landmann Éd. — Nancy (France) : ENGREF, 1991b. — pp. 3-23.
- LANDMANN (G.). — Sylviculture et santé des forêts : les enseignements de dix années de recherche sur le dépérissement et les pluies acides. In : La Santé des Forêts 1991. — Paris : Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, 1992a. — pp. 47-49.
- LANDMANN (G.), BONNEAU (M.) Éd. — Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains. — Berlin - Heidelberg - New York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- LANDMANN (G.), BONNEAU (M.), BOUHOT-DELDUC (L.), FROMARD (F.), CHÉRET (V.), DAGNAC (J.), SOUCHIER (B.). — Crown damage in Norway Spruce and Silver Fir : relation to nutritional status and soil chemical

Les dépérissements à causes multiples

- characteristics in the French mountains. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Ed. . — Berlin - Heidelberg - New York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- LANDMANN (G.), BOUHOT-DELDUC (L.). — Ground monitoring of crown condition of forest trees in the French mountains. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Ed. . — Berlin - Heidelberg - New York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- LANDMANN (G.), BERT (G.D.), PIERRAT (J.-C.), BECKER (M.), BONNEAU (M.), SOUCHIER (B.). — Crown damage in Norway Spruce and Silver Fir : relation to site and stand factors in the French mountains. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Ed. . — Berlin - Heidelberg - New York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- LE GOASTER (S.), DAMBRINE (E.), RANGER (J.). — Croissance et nutrition minérale d'un peuplement d'Épicéa sur sol pauvre. I. Evolution de la biomasse et dynamique d'incorporation d'éléments minéraux. — *Acta Oecologia*, vol. 12, n° 6, 1991, pp. 771-789.
- LE GOASTER (S.), DAMBRINE (E.), RANGER (J.). — Mineral supply of healthy and declining trees of a young spruce stand. — *Water, Air and Soil Pollution*, 54, 1990-91, pp. 269-280.
- LELONG (F.), DUPRAZ (C.), DURAND (P.), DIDON-LESCOT (J.-F.). — Effects of vegetation types upon the biochemistry of small watersheds (Mont-Lozère, France). — *Journal of Hydrology*, 116, 1990, pp. 125-145.
- LOÏE-PILOT (M.D.), MARTIN (J.M.), MORELLI (J.). — Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input to the Mediterranean. — *Nature*, 321, 1986, pp. 427-428.
- MANION (P.D.). — Tree diseases caused by air pollution. In : Tree disease concepts / P.D. Manion Ed.. — Englewood Cliffs : Prentice Hall, 1981. — pp. 31-46.
- NEULAND (H.J.), BÖMELBURG (J.), HANKE (H.), TENHAGEN (P.). — Regionalsstatistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Standortbedingungen und Wäldschäden. — Forstforschungszentrum Jülich (FRG, PT-BEO), 1990 (Forschungsvorhaben FKZ 0339124A).
- PERROS (P.), TSALKANI (N.), TOUPANCE (G.). — PAN measurement in a forested area (Donon, France). — *Environmental Technology Letters*, 9, 1988, pp. 351-358.
- PIERRE (M.), QUEIROZ (O.). — Air pollution by SO₂ amplifies the effects of water stress on enzymes and total soluble proteins of spruce needles. — *Physiologia Plantarum*, 73, 1994, pp. 412-417.
- PROBST (A.), LELONG (F.), VIVILLE (D.), DURAND (P.), AMBROISE (B.), FRITZ (B.). — Comparative hydrochemical behaviour and element budgets of the Aubure (Vosges Massif) and Mont-Lozère (Southern Massif Central) Norway spruce forested catchments. In : Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains / G. Landmann, M. Bonneau Ed. . — Berlin - Heidelberg - New-York : Springer Verlag, 1995 (sous presse).
- PROBST (A.), VIVILLE (D.), FRITZ (B.), AMBROISE (B.), DAMBRINE (E.). — Hydrochemical budgets of a small forested granitic catchment exposed to acid deposition : the Strengbach catchment case study (Vosges massif, France). — *Water, Air and Soil Pollution*, 62, 1992, pp. 337-347.
- PROYOU (A.G.), TOUPANCE (G.), PERROS (P.). — A two year study of ozone behaviour at rural and forested sites in eastern France. — *Atmospheric Environment*, 25A, 1991, pp. 2145-2153.
- SEUFERT (G.), EVERS (F.K.). — Schadgasausschlussexperiment bei Fichten am Edelmannshof : Konzeption und erste Ergebnisse zum Stoffhaushalt. In : Forest decline research : state of knowledge and perspectives / B. Ulrich Éd. . — International Congress, Friedrichshafen (FRG), 1989/10/02-06. — vol. 2, 1990, pp. 649-666.
- ULRICH (E.). — Climat de pollution (en particulier dans les Vosges). In : Les recherches en France sur le dépérissement des forêts. Programme DEFORPA - 2^e rapport / G. Landmann Éd. . — Nancy (France) : ENGREF, 1991. — pp. 43-63.
- ULRICH (E.), ELICHEGARAY (C.), TARGET (A.), FIEGEL (G.), KLEINPETER (J.). — Quelques considérations sur la composition de l'air dans les Vosges : les mesures réalisées à la « Tour du Donon ». — *Revue forestière française*, vol. XLV, n° 6, 1993, pp. 621-638.
- ULRICH (E.), WILLIOT (B.). — Les Dépôts atmosphériques en France de 1850 à 1990. — Fontainebleau : Office national des Forêts, 1993. — 154 p.