



HAL
open science

Boisements naturels des terres agricoles en déprise

T. Curt, Bernard Prévosto, J.C. Bergonzini

► **To cite this version:**

T. Curt, Bernard Prévosto, J.C. Bergonzini. Boisements naturels des terres agricoles en déprise. Cemagref Editions, pp.122, 2004, Ecosystèmes forestiers, 2-85362-632-6. hal-02583334

HAL Id: hal-02583334

<https://hal.inrae.fr/hal-02583334v1>

Submitted on 3 Aug 2023

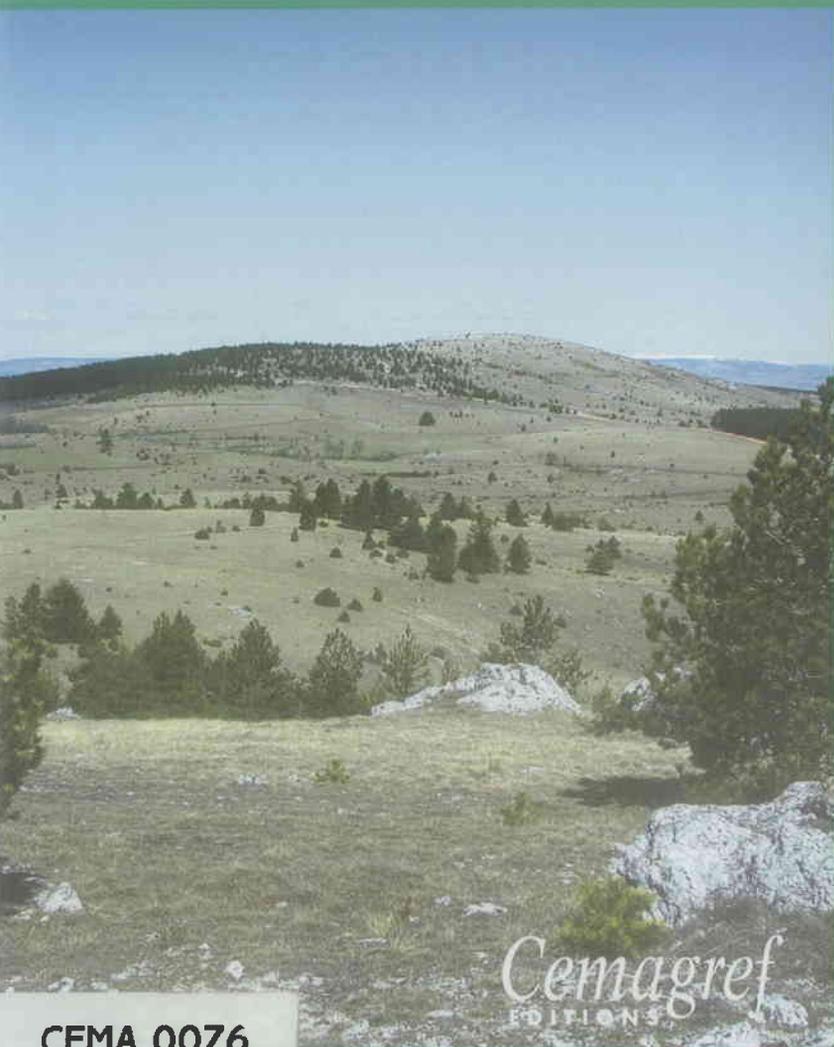
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

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

2

PUB00014729

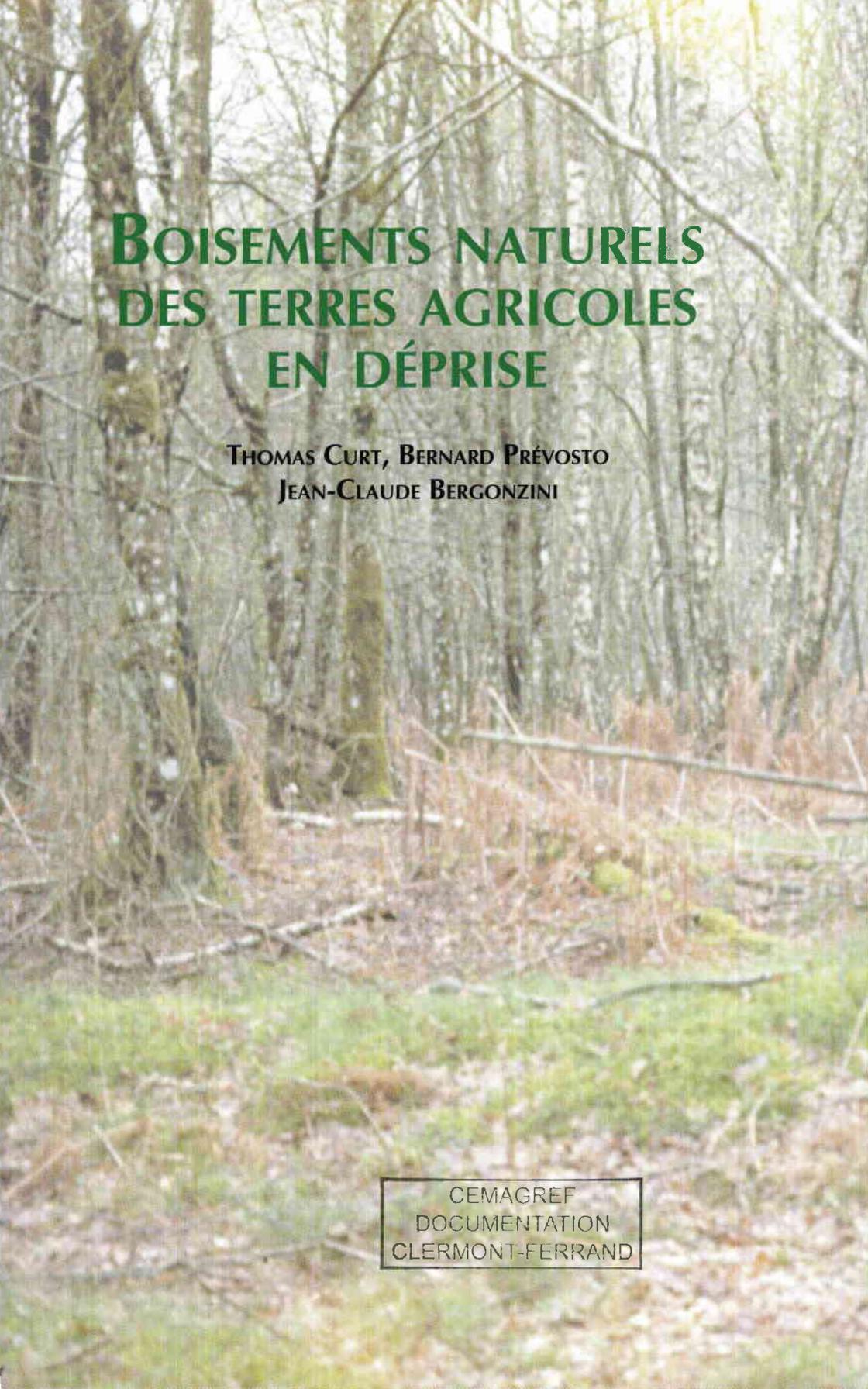
Boisements naturels des terres agricoles en déprise



Cemagref
ÉDITIONS

CEMA 0076

ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS



BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES EN DÉPRISE

THOMAS CURT, BERNARD PRÉVOSTO
JEAN-CLAUDE BERGONZINI

CEMAGREF
DOCUMENTATION
CLERMONT-FERRAND



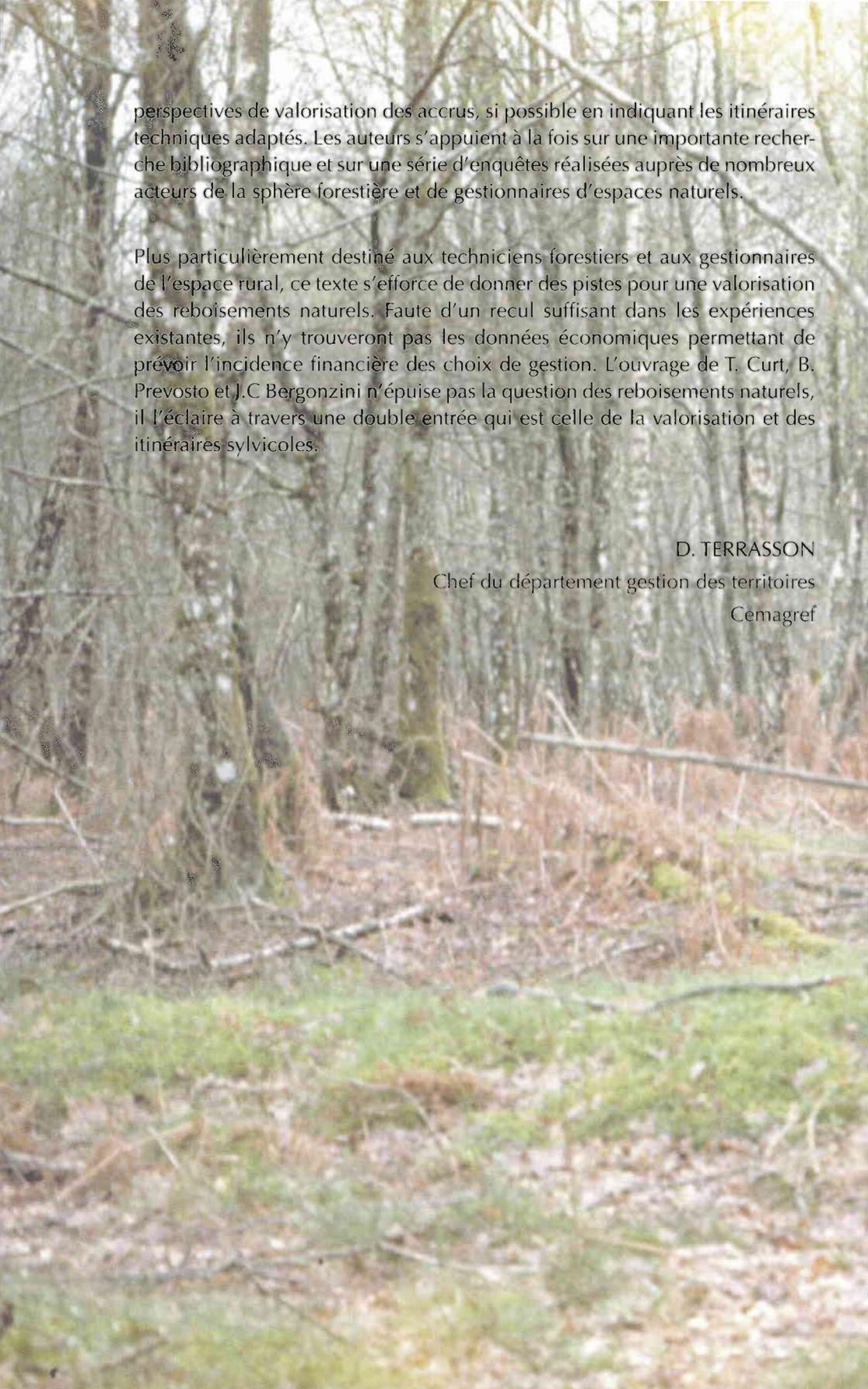
© 2004 Cemagref-Éditions - Collection GIPECOFOR « Écosystèmes forestiers », n° 2 « Boisement naturel des terres agricoles en déprise » Thomas CURT, Bernard PRÉVOSTO et Jean-Claude BERGONZINI. Photographies de couverture : © Goodshoot pour le bandeau vertical. « Paysage d'automne en montagne de Lure » C. Nouals © Cemagref (Nov, 1994), Th. Curt et B. Prévosto (© Cemagref)
Coordination de l'édition : Julienne Baudel - Infographie : Françoise Peynguer - Impression : imprimerie Jouve, 11 bd de Sébastopol, BP 2734 - 75027 Paris cedex 01, ISBN 2-85362-632-6, 1^{re} édition, Dépôt légal : 3^e trimestre 2004. Prix : 32,00 €.
Diffusion : Publi-Trans, ZI Marinière 2, rue Désir Prévost, 91080 Bondoufle, tél. 01 69 10 85 89 - Diffusion aux libraires : Tec et Doc Lavoisier, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex.

| Préface |

Dans les représentations que nous avons de la forêt, celle-ci est vue comme quelque chose d'immuable. Or, les frontières entre l'espace agricole et les espaces boisés n'ont cessé de bouger au gré des évolutions démographiques, techniques et économiques. À de multiples occasions, les travaux d'archéologues, d'historiens, d'écologues nous ont montré que dans les forêts que nous pensions les plus « naturelles », il existait des traces anciennes d'occupation agricole. Et aujourd'hui, nous savons que même dans les grandes périodes de défrichement ou de recolonisation forestière, il pouvait localement exister des évolutions inverses. L'existence d'accrus forestiers n'est donc pas un phénomène nouveau, et pourtant ceux-ci apparaissent comme un entre-deux, un « territoire du vide » pour paraphraser A. Corbin. Abandonnés des agriculteurs, pas encore investis par les forestiers, ils sont aussi négligés par les écologues peu enclins à étudier l'évolution de milieux trop marqués par leur passé culturel. Ni les propriétaires, ni les techniciens, ni les scientifiques ne semblent porteurs de discours ni de savoirs sur ces espaces.

Or, ce désintérêt contraste avec un sentiment qui se répand dans la sphère de l'aménagement du territoire et selon lequel les boisements naturels poseraient aujourd'hui problème. Condamnée au titre de la « fermeture du paysage », cette avancée de la nature fait peur, le recul de l'emprise humaine inquiète. Certes le retour de la nature peut être souhaité, mais quand il est voulu. Or, les accrus ne correspondent pas à une entreprise de requalification d'un espace en tant que milieu naturel, mais à une évolution non maîtrisée et indépendante d'un projet de société. Les accrus sont le signe que le « territoire n'est pas tenu », que des parcelles échappent à l'aménagement, à toute valorisation fut-elle écologique.

Cet ouvrage consacré au boisement naturel des terres agricoles se propose donc de combler une lacune : rassembler des connaissances éparses et faire le point sur des expériences dispersées pour proposer les bases d'un projet. Il constitue l'aboutissement d'un travail de plusieurs années commandé, par le ministère chargé de l'agriculture, au GIP-ECOFOR. Il s'agissait avant tout de préciser les



perspectives de valorisation des accrus, si possible en indiquant les itinéraires techniques adaptés. Les auteurs s'appuient à la fois sur une importante recherche bibliographique et sur une série d'enquêtes réalisées auprès de nombreux acteurs de la sphère forestière et de gestionnaires d'espaces naturels.

Plus particulièrement destiné aux techniciens forestiers et aux gestionnaires de l'espace rural, ce texte s'efforce de donner des pistes pour une valorisation des reboisements naturels. Faut-il un recul suffisant dans les expériences existantes, ils n'y trouveront pas les données économiques permettant de prévoir l'incidence financière des choix de gestion. L'ouvrage de T. Curt, B. Prevosto et J.C Bergonzini n'épuise pas la question des reboisements naturels, il l'éclaire à travers une double entrée qui est celle de la valorisation et des itinéraires sylvicoles.

D. TERRASSON

Chef du département gestion des territoires

Cemagref

SOMMAIRE

INTRODUCTION

7

LES BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES : UN ÉTAT DES LIEUX

10

LES MÉCANISMES DE DÉVELOPPEMENT DES ACCRUS

15

LES ENJEUX ET LES PROBLÈMES POSÉS PAR LES BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES EN DÉPRISE

17

QUELS MODES DE GESTION DES ACCRUS ?

20

Fiche 1 – Les boisements naturels des terres agricoles en déprise :
l’ambiguïté des définitions et des inventaires

29

Fiche 2 – Constitution des boisements spontanés : les facteurs
écologiques

37

Fiche 3 – Gestion des boisements naturels : l’existence d’enjeux
multiples et régionalisés

49

Fiche 4 – Place des boisements spontanés dans les successions végétales

57

Fiche 5 – Conséquences écologiques de la colonisation forestière

67

Fiche 6 – Boisements spontanés et dynamique spatiale
75

Fiche 7 – La gestion des boisements spontanés : objectifs et contraintes
85

Fiche 8 – Quelle gestion sylvicole pour les boisements spontanés ?
91

Fiche 9 – Quelle gestion sylvopastorale pour les boisements spontanés ?
99

Fiche 10 – Les autres modes de gestion : gestion cynégétique, récréative
et paysagère
107



Bien qu'une évaluation précise du phénomène de boisement naturel des terres agricoles soit difficile, il est aujourd'hui admis qu'une part importante de l'augmentation des surfaces forestières au cours des dernières décennies est due à la colonisation naturelle par la forêt d'espaces ruraux libérés après un abandon ou une diminution des activités agricoles ou pastorales¹. On parle de déprise agricole.

Cette colonisation ligneuse spontanée conduit à l'établissement de formations pré-forestières et forestières présentant d'importantes différences de compositions et de structures associées à des dynamiques spatiales et temporelles distinctes. En effet, leur constitution dépend de nombreux facteurs : le contexte écologique (conditions de milieu, aire biogéographique...), la végétation environnante (le paysage), les conditions et les pratiques qui précèdent et accompagnent l'abandon de ces milieux (anthropisation), pour ne citer que les plus remarquables. D'autre part, ces nouveaux espaces forestiers sont mal connus au plan écologique et même géographique : extension et répartition spatiale, dynamique d'évolution, composition forestière, devenir, etc. De même, les conditions socio-économiques (type de propriété, nature et motivation des propriétaires, structure foncière), qui accompagnent leur mise en place et leur développement, n'ont, jusqu'à présent, pas fait l'objet d'études suffisamment nombreuses et approfondies.

Pourtant, la question des accrus² n'est pas nouvelle puisque la surface forestière a presque doublé depuis le début du XIX^e siècle, et que les reboisements volontaires ne représentent que la moitié de cette augmentation de surface pour l'après-guerre et probablement une proportion plus faible pour les périodes antérieures. Il n'en est pas moins vrai que ce n'est que très récemment que cette question est devenue une préoccupation forte pour l'ensemble des acteurs concernés par la gestion des territoires ruraux et la qualité de leur environnement (collectivités locales, administrations chargées de l'agriculture ou de l'environnement, structures associatives). Cet intérêt soudain ne semble pas être dû à une accélération du phénomène de déprise proprement dit. En effet, de nombreux travaux ont montré que les craintes exprimées quant à l'ampleur attendue du phénomène – vu comme une conséquence de la réforme de la politique agricole commune – ne s'étaient pas réalisées ; ce qui n'exclut pas

que l'on n'ait pas atteint, par accumulation de jeunes accrus, un état suffisant pour que le phénomène nécessite une approche globale.

En réalité, les raisons qui peuvent être mises en avant pour expliquer l'actualité de cette préoccupation sont multiples. De nombreux acteurs sociaux s'interrogent de plus en plus sur l'évolution paysagère, socio-économique et environnementale d'espaces ruraux qui apparaissent comme non ou mal gérés. Ils veulent en tirer le meilleur parti. Ces interrogations émanent d'acteurs locaux soucieux de l'évolution des activités économiques et de la qualité de leur cadre de vie, mais également d'une société fondamentalement urbaine qui projette ses aspirations sur l'espace rural ; d'où des approches contradictoires.

Ainsi, pour certains acteurs du milieu rural, les boisements naturels peuvent présenter des aspects négatifs comme la banalisation et la fermeture des paysages, l'augmentation des risques d'incendies ou une éventuelle perte de diversité biologique. Mais, pour d'autres, ils peuvent aussi, avoir un intérêt sylvicole, écologique ou économique. Ils sont alors susceptibles d'être valorisés par différents usages, marchands ou non-marchands : production de bois, usage sylvo-pastoral, récréatif ou cynégétique ou « espaces de nature » riches par leur biodiversité et leurs paysages. En réalité, l'appréciation que l'on peut avoir sur l'avenir de ces espaces dépend pour beaucoup de l'environnement territorial dans lequel ils s'insèrent.

Ces questions, qui s'inscrivent donc dans des perspectives régionales, sont posées avec une acuité particulière, lorsqu'il existe un projet collectif de territoire. Ceci est notamment le cas des parcs naturels et plus généralement de l'ensemble du réseau des espaces protégés. Dès lors émergent des questions très concrètes.

- Que se passera-t-il si on ne fait rien ?
- Peut-on et doit-on gérer tel ou tel boisement naturel ? Dans quel objectif ?
- À quel stade d'évolution faut-il intervenir ? Avec quels outils ?

Par exemple, les forestiers s'interrogent sur les possibilités de gestion extensive des boisements naturels, en alternative aux reboisements artificiels, les chasseurs se préoccupent des modifications du patrimoine cynégétique, d'autres se soucient de trouver les moyens de maintenir une biodiversité nouvellement acquise ou soudainement menacée, etc.

Or, même si l'étude des successions végétales a été un aspect privilégié dans les travaux de l'écologie naissante, force est de reconnaître que ni les connaissances acquises par les disciplines scientifiques, ni le savoir technique développé par les agronomes et les forestiers ne permettent de donner aujourd'hui des réponses opérationnelles à ces interrogations. En effet, dans ce contexte de gestion, il ne s'agit plus seulement de connaître ou de décrire les états successifs de la végétation qui se succèdent naturellement, mais de

comprendre et prévoir une dynamique spatiale et temporelle perturbée par de multiples facteurs anthropiques et de pouvoir si nécessaire l'accompagner et la corriger.

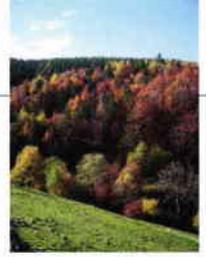
Enfin, envisager une gestion ou une valorisation de ces formations végétales, nécessite une approche régionale et une connaissance approfondie des acteurs susceptibles d'être impliqués, de leurs motivations et des enjeux associés ; autant de travaux en perspective qui n'ont que très rarement été entrepris ou même programmés.

¹ L'IFEN (Institut français de l'environnement) estime ainsi à 6,5 millions d'hectares l'augmentation des surfaces embroussaillées, plus ou moins colonisées par les ligneux, entre 1970 et 1996 (source : IFEN, 1996, *In* « Les données de l'environnement » n° 26)

² Accrus : désignent les formations végétales ligneuses hautes qui se sont développées naturellement après abandon ou diminution des pratiques agricoles. Dans le reste du document les termes « accru », « recru » et « boisement spontané » sont synonymes.



LES BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES : UN ÉTAT DES LIEUX (cf. fiche 1)



L'augmentation des surfaces de boisements hors « forêt » constituée est un phénomène ancien puisque la surface forestière a presque doublé ces 150 dernières années et que les reboisements volontaires ne représentent que la moitié des augmentations de surface pour l'après-guerre. Toutes les études statistiques, quelle que soit leur méthode de calcul (DERF, 2000) confirment l'expansion des surfaces forestières françaises depuis deux siècles. La surface boisée est ainsi passée de 9 millions d'ha en 1820 à plus de 15 millions d'ha en 2002¹ (soit 27,7 % de la surface du territoire métropolitain). Si on ajoute l'ensemble des surfaces portant des arbres (hors vergers et arbres urbains), cette surface est supérieure à 18 millions d'ha. Dans cet ensemble, les landes, garrigues et maquis arborés (couverture arborée < 10 %), bosquets, haies et arbres épars couvrent près de 3,4 millions d'ha (soit 6,2 % de la surface du territoire métropolitain). D'autres boisements spontanés, plus épars, peuvent être comptabilisés dans les friches, pelouses et chemins (un peu moins de 1,7 millions d'ha).

D'après l'IFN, le taux d'accroissement annuel des surfaces boisées était 0,4 % pour la période 1980-1992². D'après l'enquête Teruti il aurait été de 0,6% pour la période 1991/1998 (DERF, 2000) et seulement de 0,2% à 0,3% entre 1998 et 2002. Malgré les incertitudes, associées aux difficultés de comparer de manière précise les différentes sources d'estimations, on peut avancer que ces écarts traduisent une accélération du boisement du territoire lors de la dernière décennie suivie d'un ralentissement récent. Toujours selon l'IFN, l'augmentation brute de surface boisée (avant déduction des défrichements) serait due à près de 87 % au boisement spontané, alors que les boisements volontaires ne représentent que 13 % des nouvelles surfaces forestières (DERF, 2000). L'analyse des données Teruti pour la période 1993/98 confirme ces évaluations. De son côté, Normandin (1994) évalue à 60 % les extensions nouvelles de forêts qui se produisent à partir de friches et de landes, par suite d'un abandon prolongé.

¹ Sauf mention particulière, les données statistiques utilisées sont extraites de l'inventaire Teruti

² Il faut noter que, si la durée entre deux passages d'inventaires est de dix ans en moyenne, les périodes s'échelonnent sur dix ans pour l'ensemble des départements français : l'inventaire permet donc de donner une évolution globale et relative, mais sans retenir de période précise.

Aujourd'hui, lorsque l'on parle de boisements spontanés par opposition à forêts plantées on est en présence de surfaces qui proviennent :

- du développement, au cours des deux derniers siècles, de futaies, donc d'espaces forestiers bien caractérisés, provenant de boisements spontanés sur des terres antérieurement non forestières. Ces futaies représenteraient à elles seules 2,7 millions d'ha. Il faut noter que les boisements « spontanés » ont cependant subi les effets de l'action anthropique, et souvent une certaine sylviculture ;
- de jeunes formations végétales naturelles installées sur des terres encore récemment agricoles, sur des landes et des friches et résultant des effets d'une dynamique de colonisation naturelle par les ligneux ; ce qui conduit à la formation de friches ligneuses (ou friches boisées) et, à terme, à la constitution de véritables boisements.

Définition	Surface estimée (millions d'ha)	% de la surface totale boisée métropolitaine actuelle
Surfaces déjà en futaies d'essences indigènes il y a deux siècles	1,0	
Surfaces en taillis et mélanges de taillis et de futaies il y a deux siècles	7,0	46,0
Futaies plantées au cours des deux derniers siècles	4,5	29,6
Futaies provenant de boisements spontanés sur des terres antérieurement non forestières, au cours des deux derniers siècles	2,7 (surface obtenue par déduction des autres surfaces ci-dessus de la surface boisée totale française)	17,8

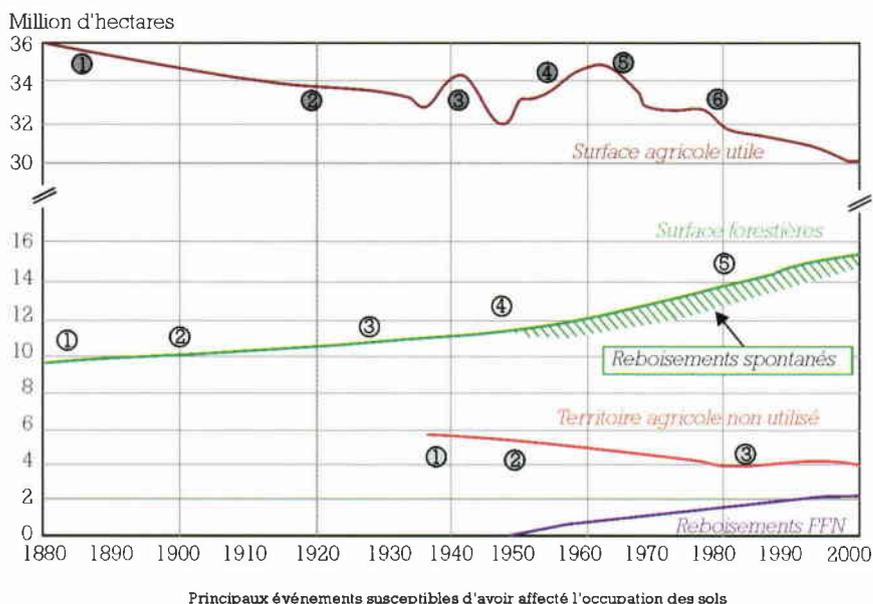
Évolution des surfaces forestières en France (DERF, 2000)

Toutefois, on doit noter que les boisements spontanés ne sont qu'une forme particulière d'occupation des terres abandonnées par l'agriculture. En effet, si la déprise agricole a libéré au cours des dernières décennies un nombre variable de terres anciennement cultivées ou pâturées certaines ont été directement plantées, d'autres ont été urbanisées, un grand nombre reste à l'état de friches ou de garrigues. D'autre part, il faut noter que certains boisements spontanés, parfois de grande ampleur, ont été transformés ou enrichis, notamment avec des aides du Fonds forestier national (FFN).

En conséquence, le phénomène étant ancien, il existe des boisements spontanés de tous âges ayant connu les contrecoups de l'histoire erratique du développement agricole (cf. figure 1). On peut déterminer de grandes générations correspondant aux principaux événements ayant affecté les territoires ruraux et forestiers. Ces événements sont susceptibles d'avoir influé sur l'utilisation du sol (phases d'accentuation de la déprise agricole, guerres, crises sanitaires, etc.) et d'avoir favorisé l'installation de ligneux sur des terres abandonnées ou sous-utilisées par l'agriculture :

- les plus anciens boisements dont l'origine spontanée est connue ont un âge compris entre 100 et 130 ans. Ils correspondent à des accrus liés aux crises de 1870-1900 : crise économique et politique, phylloxéra dans les zones viticoles. Ils sont surtout représentés dans l'arrière-pays méditerranéen et dans les Préalpes du sud, souvent sur les anciens parcours (première phase connue de démantèlement du système agro-sylvopastoral traditionnel), sur les vignobles abandonnés ou sur des espaces situés dans les zones de restauration des terrains en montagne (Alpes du sud, Cévennes, Pyrénées-Orientales, Var) (Barbéro *et al.*, 1992),
- une génération de 80 à 90 ans qui correspond à l'accentuation de la déprise agricole liée à la première guerre mondiale et à la première grande déprise agricole correspondant à un exode rural massif. Ces boisements sont le plus souvent installés sur des terres peu rentables et d'accès difficiles, essentiellement dans les zones de haute et de moyenne montagne, mais aussi les zones humides et les terroirs pauvres des milieux de plaine : Morbihan, Sologne, partie orientale du Bassin parisien (Meuse, Haute-Marne, Aube, Yonne, Côte-d'Or),
- une génération de 50-60 ans correspondant à l'accentuation de la déprise agricole et de l'exode rural lors de la deuxième guerre mondiale et dans l'immédiat après-guerre. La déprise a touché tous les départements, avec un effet plus marqué en montagne et en zone méditerranéenne,
- une génération de 30-40 ans liée notamment à la mise en place de la politique agricole commune. Ces boisements spontanés sont présents en montagne et en zone méditerranéenne, mais aussi dans certains départements bretons (Morbihan, Finistère), sur le piémont aquitain et pyrénéen (Lot-et-Garonne, Tarn-et-Garonne, Ariège),
- la dernière génération (10-20 ans) correspond aux fluctuations socio-économiques récentes (réforme de la PAC). On voit sur la figure 2, p. 14, que tous les départements sont affectés par la déprise, avec bien évidemment des intensités plus ou moins prononcées, et que la répartition qui a prévalu depuis le début du siècle est modifiée. Les départements de zone de montagne et méditerranéenne connaissent toujours un fort développement de boisements spontanés, mais on observe aussi de nouvelles évolutions géographiques. Les

départements de l'arrière-pays provençal et des Alpes internes, qui ont connu un développement important et ancien des boisements spontanés, sont relativement moins concernés aujourd'hui. En revanche, les accrus se développent plus fortement depuis le bas du couloir rhodanien jusqu'à la Bourgogne et à la Franche-Comté, en passant par les départements préalpins. De même, l'évolution est forte dans la région Aquitaine et sur le piémont sud et ouest du Massif central (Lot, Dordogne, Gironde, Corrèze, Tarn). Les régions de plaine de l'Ouest de la France sont, elles aussi, concernées, en Bretagne comme en Normandie.



Surface agricole utile : 1- Première révolution agricole et exode rural, phylloxéra 2- Première guerre mondiale, déprise, exode rural 3- Deuxième guerre mondiale, poursuite de l'exode rural 4- Deuxième révolution agricole, <<faim>> de terres 5- modernisation de l'agriculture, PAC 6- Déprise agricole structurelle

Surfaces forestières : 1- Reboisements massifs (Sologne, landes) et RTM (Alpes du sud, Cévennes, Pyrénées)

2- Reboisement résineux en montagne, besoins en bois (mines) 3- Première guerre mondiale, destruction de certaines forêts

4- Création du FFN, reboisements massifs 5- Poursuite des reboisements

Territoire agricole non cultivé (Landes, et friches) : 1- Abandon des terres difficiles (montagne, zone méditerranéenne, terrains humides) 2- Mise en place de la PAC 3- Réforme de la PAC

Figure 1 – Schéma de l'évolution de l'occupation du sol en France depuis un siècle. Relation entre le développement forestier et les principaux événements socio-économiques

Cependant, on notera que cette présentation linéaire masque le caractère inéquienne de nombreux boisements spontanés, qui sont caractérisés par la juxtaposition de peuplements (ou d'arbres au sein d'une même parcelle), d'âges très différents. Par exemple, les accrus de pin sylvestre des hautes Cévennes métamorphiques (Marsteau *et al.*, 1999) présentent des arbres de 20 ans, de 40-50 ans et de 70-80 ans en mélange. Cette hétérogénéité provient de la superposition de différentes phases successives d'abandon ou de sous-

utilisation du territoire avec une progression des accrues et un développement d'arbres en sous-bois, puis de reprise, agricole ou sylvopastorale, avec un arrêt du développement des arbres. En résumé, on observe ainsi deux types de boisements spontanés en fonction de leur âge. D'une part, ceux qui sont issus d'une déprise récente, et qui présentent généralement une végétation en cours d'évolution et de même génération ; ils sont associés à des milieux peu différenciés. D'autre part, ceux qui sont issus de plusieurs générations de colonisation végétale (phases successives d'abandon et de reprise) et qui ont connu généralement une évolution interne de leur « peuplement ». Ils présentent des arbres d'âges différents et soumis à une évolution et une maturation souvent importante. À chaque grande génération de boisements spontanés correspond une écologie et des enjeux de gestion propres.

Carte de l'évolution des boisements spontanés au cours des deux derniers inventaires (source : IFN)

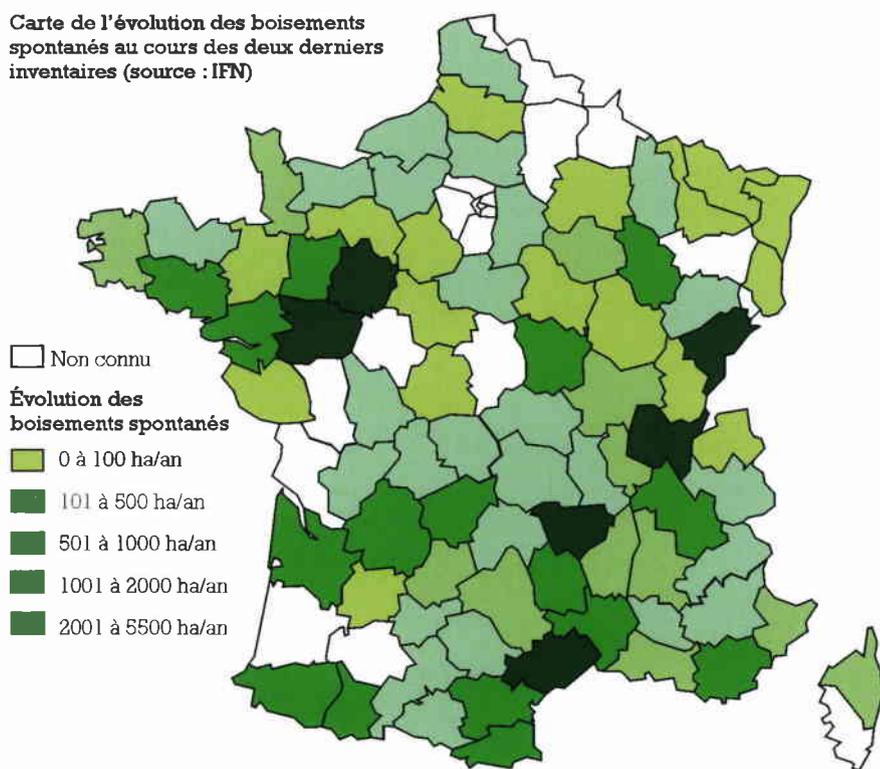
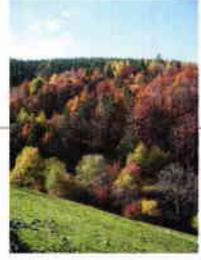


Figure 2 – Répartition départementale des flux vers les boisements spontanés mesurés entre les deux derniers inventaires mis en œuvre par l'IFN (source : IFN)



LES MÉCANISMES DE DÉVELOPPEMENT DES ACCRUS

(cf. fiches 2, 4)



La colonisation forestière après abandon des pratiques agricoles ou pastorales correspond à ce que les écologues appellent une transformation du régime de perturbation des milieux. Cette transformation est particulièrement importante et durable dès que l'on assiste à l'installation de ligneux qui ont, en raison de leur longévité et de leur impact spatial et paysager, des effets plus forts et plus durables que d'autres végétaux sur le milieu. Les processus de colonisation qui accompagnent la recomposition forestière sont particulièrement variés car ils dépendent de nombreux facteurs qui eux-mêmes interviennent sur plusieurs échelles de temps et d'espaces. Sans chercher à faire l'inventaire exhaustif de ces facteurs, on peut citer les principaux :

- les éléments qui conditionnent l'histoire de ces espaces et l'état initial de leur abandon par l'agriculture : antécédents agricoles et pratiques humaines, végétation existante, présence de semenciers et banque de graines, organisation du paysage, etc.,
- les conditions de milieu : station (disponibilité en eau et en nutriments), bioclimat et topoclimat, zone biogéographique, etc. Il faut noter qu'on peut, par simplification, distinguer deux types de milieux : ceux qui évoluent lentement et faiblement comme les milieux pauvres, et ceux qui connaissent une évolution « autogène » importante comme les milieux alluviaux,
- les pratiques qui accompagnent l'évolution de la végétation : intensité et nature des pratiques d'exploitation et de valorisation des terrains en déprise (pâturage, coupes de bois, etc.) et l'occurrence possible d'événements naturels susceptibles de modifier cette évolution (incendies, tempêtes, attaques de ravageurs).
- les processus de structuration interne du peuplement : concurrence et stratégie adaptative des espèces, maturation du peuplement, etc.

Les stades ultimes de l'évolution, même à l'échelle d'une même région écologique, sont donc nécessairement variés et les processus évolutifs qui y conduisent (les grands types de successions végétales et leurs vitesses d'évolution) sont encore plus nombreux et plus diversifiés. Pour schématiser ces processus, les scientifiques prennent pour référence trois modèles, dits de

facilitation, de tolérance et d'inhibition qui sont censés caractériser les dynamiques d'évolution. Le modèle de facilitation est caractéristique des situations où une espèce colonisatrice rend le milieu favorable à l'installation d'espèces tardives qui détermineront l'aspect final du boisement. À l'opposé, le modèle d'inhibition voit les espèces pionnières mobiliser la ressource et s'opposer à l'arrivée d'espèces plus tardives. Entre les deux, le modèle de tolérance semble illustrer le jeu de la compétition qui voit triompher, à terme, les espèces les mieux adaptées ou les plus représentées. Ces modèles sont croisés avec trois systèmes d'installation des ligneux : la colonisation frontale (une reconquête progressive à partir des lisières boisées), la colonisation par nucléation (elle s'opère à partir des arbres isolés qui dispersent leurs graines dans leur voisinage immédiat) et la colonisation par dispersion.

Sur le terrain, dans la majorité des cas, on assiste à une expression conjointe de ces références théoriques avec des particularismes attachés aux conditions de stations et aux choix d'usage et de gestion qui accompagnent la déprise. Autant de facteurs dont les modalités s'inscrivent, pour beaucoup, dans l'espace régional. C'est d'ailleurs sur des bases géographiques que l'on peut, le plus simplement, proposer un début de typologie des accrus. Classiquement on distingue le domaine atlantique et continental, avec ses étages climatiques (plaines et collines, montagne, contreforts sub-alpins), et le domaine méditerranéen (mésoméditerranéen, supraméditerranéen, montagnard et sub-alpin). La différenciation géographique se traduit sur le terrain par une différenciation des principales espèces forestières présentes au stade final de l'évolution. En revanche, la recherche d'une typologie des accrus sur la base d'une description approfondie de la nature des flux qui conditionnent les transferts « terres agricoles-> friches -> landes -> bois et forêts » est sans doute une opération beaucoup plus délicate et actuellement hors de portée.



LES ENJEUX ET LES PROBLÈMES POSÉS PAR LES BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES EN DÉPRISE (cf. fiches 3, 6-8)



Comme nous venons de le voir, la nature des boisements spontanés est conditionnée et façonnée par le contexte physique, écologique et humain dans lequel ces espaces s'insèrent. De même, la perception qu'en ont les parties concernées par leur gestion est-elle très variable. Ce qui signifie que les attentes, les enjeux et les choix de gestion sont multiples, et peuvent se décliner, sur le plan technique, entre le laisser-faire et la valorisation active. Ainsi, pour certains acteurs du milieu rural, les boisements naturels peuvent-ils présenter des aspects négatifs comme la banalisation et la fermeture des paysages, l'augmentation des risques d'incendies ou l'appauvrissement éventuel de la diversité biologique. Pour d'autres, ils peuvent aussi avoir un intérêt sylvicole, écologique ou économique. Ils sont alors susceptibles d'être valorisés par différents usages, marchands ou non-marchands tels que : la production de bois, l'usage agropastoral et agroforestier, l'usage récréatif et cynégétique, la constitution d'espaces de nature et la recomposition de paysages.

Quelles que soient les motivations des uns et des autres, on assiste aujourd'hui à une prise de conscience bien réelle de l'existence de ces nouveaux espaces boisés et de la nécessité de les prendre en compte dans les politiques d'aménagement. C'est une préoccupation reprise par différents gestionnaires d'espaces ruraux (Espaces protégés, DIREN, DRAF, DDAF, ONF, CRPF³) et par certaines collectivités territoriales. Cependant, la colonisation naturelle de terres agricoles par la forêt n'est pas un phénomène nouveau puisqu'elle a suivi les grandes phases historiques des déprises agricoles qui se sont succédées depuis plus d'un siècle. Quelles sont les raisons et les motivations de l'émergence du questionnement actuel ? Pourquoi de nombreux acteurs sociaux s'interrogent-ils, de plus en plus, sur l'évolution paysagère, socio-économique, et environnementale de ces espaces faiblement gérés. Ces questions sont notamment liées au développement des boisements issus des phases récentes de la déprise mais aussi à des changements d'attitude qui touchent tout autant les milieux ruraux que les milieux urbains. Il s'ensuit que ces espaces et leurs écosystèmes font l'objet de demandes parfois contradictoires mais qui toutes aboutissent à un besoin technique : comment gérer et avec quels outils ? Par exemple, les gestionnaires forestiers s'interrogent sur les possibilités de gestion extensive des boisements

³ Ces sigles sont définis dans la fiche 3 « Les boisements naturels des terres agricoles en déprise : l'existence d'enjeux multiples et régionalisés ».

naturels, en alternative au reboisement artificiel traditionnellement utilisé. Les écologues s'inquiètent des méthodes à mettre en œuvre pour conserver une biodiversité attachée à des milieux en évolution. Les spécialistes du paysage veulent contrôler les conséquences des changements d'occupation du sol que la déprise induit. Comment opérer ?

Les gestionnaires de l'espace rural se tournent alors vers les scientifiques et les techniciens pour établir des bilans de connaissances sur les boisements naturels, définir leurs potentialités et les possibilités de valorisation. Les connaissances et les savoir-faire à mobiliser sont, hélas, rares et difficiles à mettre en œuvre car ils relèvent de disciplines très diverses, tels que l'écologie végétale, l'écologie des paysages, la géographie, l'histoire, la foresterie, le pastoralisme, l'économie et les sciences sociales et parce que les expériences sont encore peu nombreuses.

Une enquête menée au printemps 1999 auprès des principaux organismes de gestion (cf. fiche 3) a montré que l'expression des enjeux varie fortement en fonction des régions françaises. Sur la base de cette enquête on peut avancer que, si l'on exclut la lutte contre les risques d'incendies, localisée dans les zones méditerranéennes, et le sylvopastoralisme, localisé dans les zones méditerranéennes et de montagne (Massif central, Alpes et Pyrénées), les quatre enjeux qui dominent et qui sont relativement bien répartis sur l'ensemble du territoire national sont par ordre d'importance : les enjeux paysager, écologique (biodiversité), forestier (production de bois) et cynégétique (cf. figure 3).

Si on analyse les motivations des acteurs, on constate que :

- l'enjeu paysager est essentiellement de nature socio-économique. Il est justifié par la volonté de maintenir, dans de bonnes conditions, des activités en milieu rural et d'assurer la qualité du cadre de vie des habitants ou des touristes,
- l'enjeu écologique concerne des sites à forte diversité biologique et souvent de faible superficie. Il conduit à rechercher les moyens de préserver les activités traditionnelles,
- l'enjeu forestier est associé à la production de bois, soit à des fins énergétiques, soit dans un but de valorisation de bois d'œuvre et dans ce cas il est souvent couplé avec des politiques de plantation,
- enfin l'enjeu cynégétique est particulièrement présent dans les régions où la chasse a toujours été une activité importante.

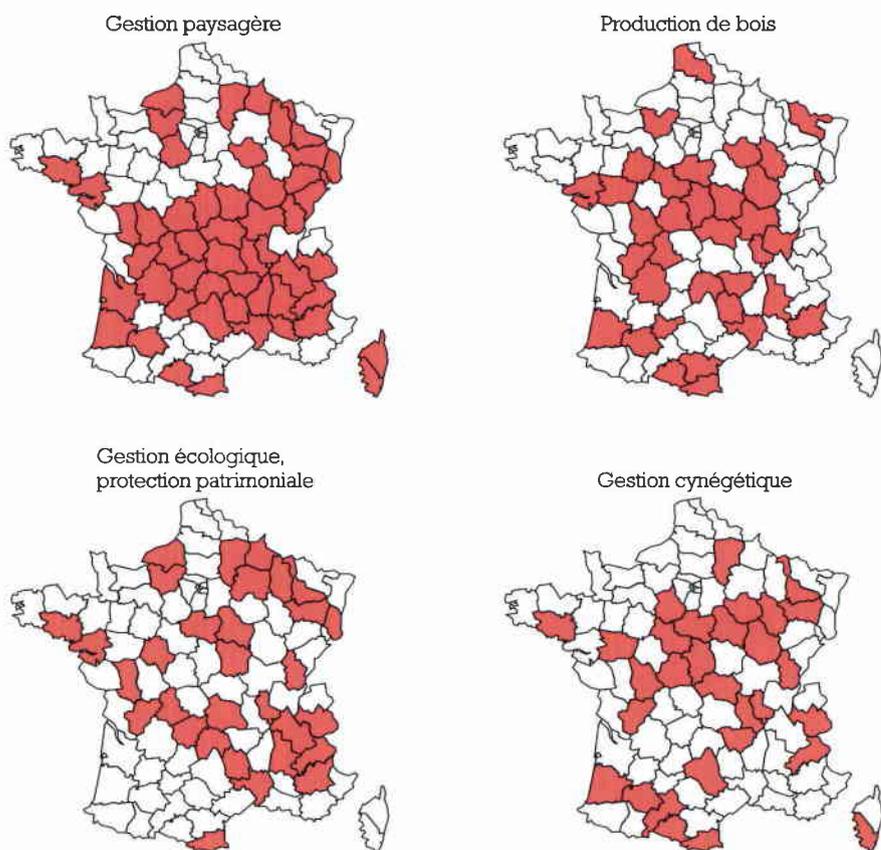
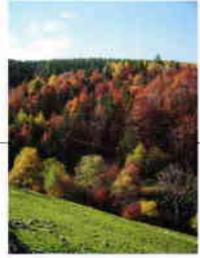


Figure 3 – Carte des enjeux obtenue par les enquêtes auprès des services gestionnaires et des administrations



QUELS MODES DE GESTION DES ACCRUS ?

(cf. fiches 7-10)



La gestion des boisements naturels des terres agricoles en déprise se heurte à des contraintes qui peuvent être fortes et même limitantes. Citons :

- la variété des types d'accrus et la disparité de leurs potentiels qui conditionnent les possibilités et les coûts de valorisation,
- la difficulté d'effectuer un bilan technico-économique précis afin d'évaluer l'intérêt des modes de gestion possibles,
- l'absence fréquente de motivation des propriétaires et les contraintes foncières,
- le morcellement de la propriété, plus important dans certaines régions que dans d'autres, et souvent associé à la faible tradition de gestion de ce type d'espace,
- l'absence de politique nationale suffisamment flexible et adaptable à la multiplicité des enjeux et la difficulté, dans certaines régions, à définir des objectifs prioritaires.



Figure 4 – Colonisation forestière par les pins (pin sylvestre et pin noir) sur le Causse Méjan (Lozère).

Comme nous venons de le voir au paragraphe précédent, les principaux objectifs de gestion qui intéressent les décideurs publics et les gestionnaires sont, en allant, cette fois, des plus classiques aux plus récents :

- la production de bois,
- la gestion sylvopastorale,
- la gestion cynégétique,
- la conservation de la diversité biologique, les gestions à objectifs paysager, touristique et récréatif, la lutte contre les risques (incendies en milieu méditerranéen, protection des sols en zones de montagne).

Certains de ces objectifs, comme la lutte contre les incendies ou la protection des sols, s'imposent au gestionnaire sans qu'il lui soit possible de s'y soustraire ; ce qui ne signifie pas pour autant que leur gestion soit maîtrisée. D'autres objectifs demandent à être évalués en fonction des potentialités du milieu, des conflits d'intérêt, des intentions du propriétaire et bien évidemment des coûts et des possibilités de valorisation économique qui leurs sont associés. Tous s'insèrent dans une politique plus globale d'aménagement du territoire.

La production de bois, sauf si elle se limite au bois énergie, suppose d'avoir tranché entre deux options : plantation et maintien du peuplement naturel ; sachant qu'il peut y avoir des méthodes par enrichissement qui accompagnent le boisement naturel. Pour que la gestion du boisement spontané soit recevable, en dehors de toute autre considération sur la valeur paysagère ou sur la conservation de la biodiversité, il faut que l'on puisse envisager une production suffisante de bois de forte valeur (feuillus précieux, tels que le frêne, l'érable, le merisier, et arbres de bonne conformation). La production à faible coût de bois de moindre qualité n'est envisageable que dans la mesure où l'on est en présence d'accrus de grande taille et que l'on a dégagé les moyens de leur valorisation industrielle (par exemple : le bois de trituration). Dans tous les cas, une gestion sylvicole active et précoce est indispensable et il est utopique de croire qu'il suffirait de laisser faire pour obtenir des bois de bonne qualité. Des exemples de réussite existent. Pour qu'ils se multiplient, il est nécessaire de dresser, région par région, l'inventaire des situations favorables et des protocoles de gestion adaptés à ces situations. On peut d'ailleurs tenir pour acquis l'existence de certaines bases sylvicoles qu'il faut principalement ajuster et perfectionner.

La valorisation sylvopastorale des accrus forestiers suppose une tradition d'élevage extensif qui limite son extension à de nouvelles régions. Actuellement, elle est pour l'essentiel concentrée en région méditerranéenne et en zones

de montagne (Massif central, Alpes et Pyrénées). C'est une forme de gestion multifonctionnelle parmi les plus remarquables puisqu'elle conjugue élevage, production de bois, lutte contre les risques d'incendie et d'érosion et maintien du paysage. L'existence de revenus permanents associés aux pratiques d'élevage constitue, pour le propriétaire, une motivation appréciable. D'autre part, le sylvopastoralisme a su dégager de son expérience des formes de gestion généralement très adaptées dont les associations foncières pastorales ou les autres formes de regroupement d'usagers sont des témoins actifs. Mais, le sylvopastoralisme connaît aussi des obstacles. C'est une forme d'élevage qui régresse dans certaines régions et qui s'intensifie dans d'autres, accompagnant par endroits la déprise agricole, conduisant, ailleurs, à une surexploitation du milieu.

La gestion à but cynégétique peut constituer une source importante de revenus mais est souvent tributaire d'une évolution des modes de chasse. L'accroissement des surfaces d'accrus, semble dans un premier temps favoriser l'installation du sanglier, puis très rapidement d'espèces animales telles que le chevreuil et autres cervidés. Ces modifications semblent s'accompagner, au fur et à mesure que les ligneux s'installent, d'une régression des populations de petit gibier. En réalité, seul un bon équilibre entre terres agricoles, jeunes accrus et boisements anciens peut permettre d'harmoniser la répartition de la ressource cynégétique. Mais les potentialités d'accueil de ces différents écosystèmes et le rôle de leurs lisières sont mal connus (sujets insuffisamment étudiés) et délicats à gérer (manque de structures de concertation). Ces carences sont d'autant plus regrettables que ces problèmes sont à l'origine de sources de conflits bien connus entre forestiers et chasseurs, chasseurs et agriculteurs et, ce qui est moins visible, entre chasseurs eux-mêmes, chacun défendant les habitats de son gibier de prédilection.

La préservation ou la reconstruction du paysage constitue un objectif prioritaire pour les régions connaissant un fort exode rural. En effet, l'apparition d'accrus sur de grandes surfaces transforme profondément le paysage : elle modifie la perception que les habitants et les touristes ont du patrimoine naturel, elle limite l'organisation générale des échanges humains, physiques (gestion des eaux de surface) et biologiques (faune, flore).. Le traitement de ce problème dépasse largement le cadre forestier et illustre parfaitement la nécessité d'une approche territoriale. Elle éclaire la pertinence du débat sur les nouvelles fonctionnalités de l'agriculture. Attaché, directement ou indirectement, à cette problématique paysagère, la valorisation de certains de ces espaces au profit d'un usage récréatif constitue un autre sujet de réflexion.

Enfin, la gestion dans le but de conservation de la biodiversité est un thème transversal parmi les plus difficiles à maîtriser. D'une part, la prolifération de friches, de landes puis de boisements spontanés se fait au détriment d'une diversité biologique existante et souvent de valeur, d'autre part la dynamique de ces milieux crée des écosystèmes qui sont transitoires mais qui sont à certains stades particulièrement intéressants. Actuellement, personne ne paraît être en mesure de dire comment procéder pour les conserver.

La simple énumération des objectifs de gestion que nous venons d'ébaucher ne fait pas de ces espaces des cas particuliers, distincts d'autres espaces forestiers. C'est la nature de ces écosystèmes qui donne à ces questions une certaine originalité. En effet, les accrus sont de nouveaux espaces forestiers en évolution⁴. Ils sont susceptibles de changements, plus ou moins rapides, de composition, de physionomie, de répartition spatiale, etc. L'évaluation des possibilités de gestion doit prendre en compte cette dynamique et viser, dans la mesure du possible, à la guider. Mais, nos connaissances sont encore fragmentaires. C'est la première difficulté. Pour ce qui concerne les jeunes accrus, ce sont des espaces « délaissés », on pourrait dire « économiquement en échec » et qu'il faut revaloriser. Cela ne peut se faire qu'au moindre coût. Il faut donc proposer des modes de gestion peu onéreux mais individualisés. C'est la seconde difficulté. Enfin, troisième difficulté, il s'agit d'espaces en grande partie morcelés, relevant de la propriété privée et qu'il faut intégrer dans une gestion régionale prenant en compte l'ensemble des fonctionnalités et des potentialités du territoire. Or, les outils favorables à une telle approche ne sont pas encore opérationnels.

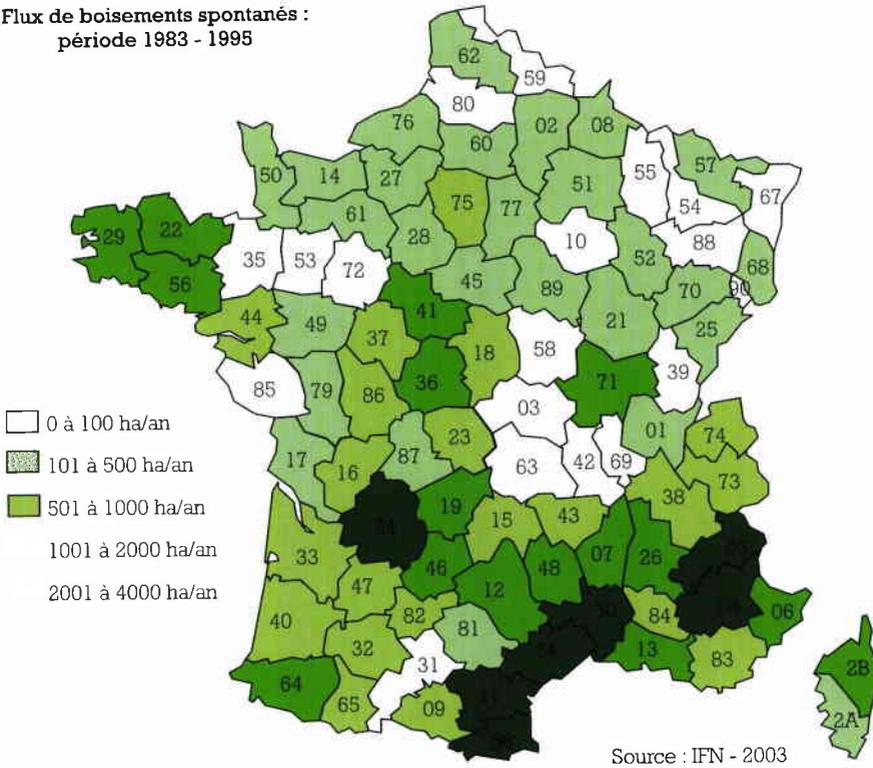
Pour conclure disons que nos insuffisances sont tout à la fois scientifiques, techniques et organisationnelles. À chacun sa tâche. Aujourd'hui, il est important que les écologues se concentrent sur l'analyse de la dynamique des boisements spontanés les plus fréquents et fournissent des indicateurs et des méthodes d'évaluation de leurs potentialités tant forestière qu'écologique. Il appartient aux forestiers de mettre en œuvre des itinéraires techniques relatifs à la sylviculture, mais aussi à la conservation et à la gestion de la faune, adaptés à ces milieux hétérogènes. Enfin, il est de la compétence des gestionnaires du territoire, et donc des pouvoirs publics, de préciser, région par région, les objectifs prioritaires et de mettre en place les outils de concertation qui permettront de dégager des consensus entre les parties prenantes de l'usage de ces espaces.

⁴ On peut noter que certains types de boisements spontanés à faible couverture arborée sont souvent perçus comme des espaces non forestiers pour les forestiers, et comme des espaces non agricoles pour les agriculteurs. Ceci explique que parfois ces espaces ne sont pas pris en compte dans la gestion des territoires. Leur perception est souvent négative (fermeture des paysages, risques d'incendies, etc.) et leur statut de ressource potentielle souvent négligé.

POUR EN SAVOIR PLUS...

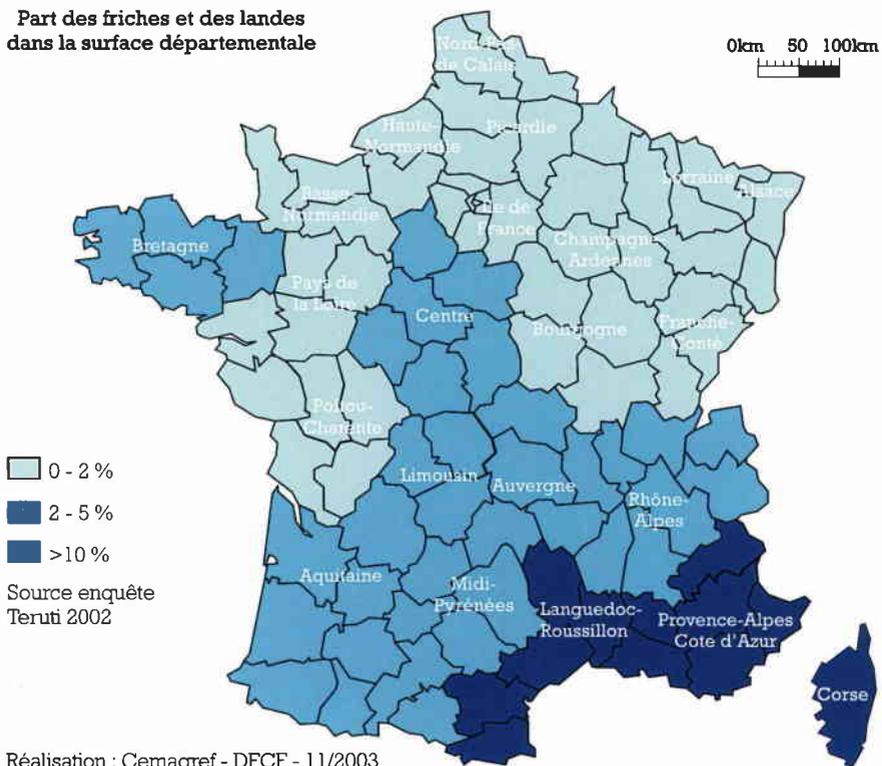
- Agreste chiffres et données, 2003, Statistiques forestières 2001*, n° 147, 86 p.
- Barbero M., Bonin M., Loisel R., Quezel P., 1992, La dynamique du couvert végétal en région méditerranéenne. Séquences secondaires et matorralisation. In « *Montagnes et forêts méditerranéennes, agriculture et transformation des terres dans le bassin méditerranéen* », pp. 115-128, Centre international pour l'environnement alpin.
- Curt T., Laroussinie O., Terrasson D. (ed.) 1999, Boissements naturels des terres agricoles en déprise. *Ingénieries-EAT, n° spécial*, 176 p.
- Curt T., Prévosto B., Brochiéro F. 1999, *Les boissements naturels des terres agricoles en déprise : écologie, enjeux et modes de gestion, apports de la recherche*. Rapport Cemagref, 50 p.
- Direction de l'espace rural et de la forêt (DERF), 2000, *Les indicateurs de gestion durables des forêts françaises*. 132 p.
- Marsteau C., Curt T., Loubier K., 1999, *Stratégie de gestion des boissements spontanés*. Rapport de l'année 1999. Rapport Cemagref-Ministère chargé de l'Environnement (DNP), 66p.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction de l'espace rural et de la forêt, 2000. *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*. 2^e éd., 129 p.
- Normandin D., 1994. *Déprise agricole et extension forestière : aspects régionaux et incidences de la réforme de la PAC*, Document INRA/ESR.

Flux de boisements spontanés :
période 1983 - 1995



Flux de boisements spontanés pour la période 1983-19895

Part des friches et des landes dans la surface départementale



Part des friches et des landes dans la surface départementale

FICHES TECHNIQUES

SOMMAIRE

1	Boisements naturels des terres agricoles en déprise : l'ambiguïté des définitions et des inventaires	p. 29
2	Constitution des boisements spontanés : les facteurs écologiques	p. 37
3	Gestion des boisements naturels : l'existence d'enjeux multiples régionalisés	p. 49
4	Place des boisements spontanés dans les successions végétales	p. 57
5	Conséquences écologiques de la colonisation forestière	p. 67
6	Boisements spontanés et dynamique spatiale	p. 75
7	La gestion des boisements spontanés : objectifs et contraintes	p. 85
8	Quelle gestion sylvicole pour les boisements spontanés ?	p. 91
9	Quelle gestion sylvopastorale pour les boisements spontanés ?	p. 99
10	Les autres modes de gestion : gestion cynégétique, récréative et paysagère	p. 107



FICHE 1



BOISEMENTS NATURELS DES TERRES AGRICOLES EN DÉPRISE : L'AMBIGUÏTÉ DES DÉFINITIONS ET DES INVENTAIRES



Les définitions

Les formations boisées qui se sont développées suite à l'abandon des anciennes terres agricoles, font l'objet de multiples appellations : accrus ou accrues, boisements spontanés ou boisements naturels, friches ligneuses ou friches arborées, formations pré-forestières ou pré-bois... Cette multiplicité de dénominations résulte, d'une part de la grande diversité écologique des formations en cause et d'autre part, de l'intérêt relativement récent porté aux boisements spontanés.

La définition des boisements spontanés dépend étroitement de la perception qu'en ont les différents observateurs. Pour un gestionnaire de l'espace il s'agit d'espaces naturels soustraits à la pression humaine et caractéristiques d'une étape transitoire entre un espace agricole ouvert et une forêt. Le forestier y voit le plus souvent des peuplements diversifiés de par leur composition et leur structure mais de faible valeur économique en raison de l'absence de gestion

sylvicole. Le phytoécologue parlera de formations forestières constituées par des essences pionnières colonisatrices. L'agriculteur pourra les tenir pour des réserves foncières et le promeneur s'inquiéter ou se réjouir du désordre que ces friches créent dans le paysage.

Les ambiguïtés des terminologies précédentes résultent donc des difficultés à définir des formations :

- qui sont à la fois un état dans l'espace mais aussi une étape d'un processus de colonisation forestière qui s'inscrit dans la durée,
- et qui se présentent sous une grande variété de formes et de compositions (cf. tableau 1), pour des raisons qui ne sont pas uniquement liées aux différences induites par des écarts d'évolution.

Pour notre part, nous retiendrons que les boisements spontanés sont des formations constituées par des ligneux qui se sont installés sur des terrains non forestiers suite à l'arrêt ou à la diminution de l'activité agricole ou pastorale.

Zone biogéographique	Étages climatiques	Principales essences forestières
Domaine atlantique et continental	Plaines et collines	Chêne pédonculé Merisier Érable sycomore et plane Tilleul Frêne commun Saules
	Montagnard	Pin sylvestre Bouleau Merisier Érable sycomore Frêne Épicéa commun
	Étage sub-alpin	Pin à crochet Mélèze d'Europe Épicéa commun Aulne vert
Domaine méditerranéen	Méso-méditerranéen	Pin d'Alep Chêne pubescent Chêne vert
	Supra-méditerranéen	Pin sylvestre
	Montagnard et sub-alpin	Mélèze d'Europe

Tableau 1 – Principales essences forestières présentes dans les boisements spontanés.



Les sources d'information

Les boisements spontanés n'apparaissent dans aucun poste d'aucune source statistique. En effet, ils se répartissent au sein de trois catégories :

- les terres à usage cultural ou pastoral,
- les terrains classés en landes ou friches et catégories apparentées
- les forêts qui se déclinent elles-mêmes en plusieurs postes.

La quantification des boisements spontanés dépend donc de l'interprétation des transferts de surface que l'on peut trouver dans les sources statistiques. Celles-ci se répartissent entre deux grands types : les sources issues d'investigations directes [exemples : TERUTI : Scees, IFN (Inventaire forestier national)] et celles issues de comptages indirects [exemples : SAA (Statistique agricole annuelle), RGA (Recensement général de l'agriculture), cf. tableau 2].

Le cadastre

Ce document, de nature juridique et fiscale, ne distingue pas spécifiquement les boisements spontanés qu'il classe généralement dans les catégories « bois » ou dans la plupart des cas dans la catégorie « landes ». Le cadastre, à cause de son inertie et son utilisation pour fixer l'impôt foncier, est généralement peu fiable, il sous-estime d'ailleurs les surfaces forestières de presque 1,5 millions d'hectares. En revanche, de part son ancienneté et sa précision lors de sa levée initiale (cadastre napoléonien entre 1808 et 1850), le cadastre permet de connaître avec précision l'origine des terres aujourd'hui boisées.

TERUTI (Enquête annuelle sur l'utilisation du territoire, Scees)

Cette enquête annuelle se fonde sur un échantillonnage fixe et systématique du territoire (550 000 points observés). Chaque point d'enquête est décrit par un code physique (mais la rubrique boisement spontané n'existe pas) et son utilisation par un code fonctionnel. Sa périodicité annuelle permet d'apprécier la quantité de surface passant vers la forêt à partir d'un poste non forestier. Il faut noter que les espaces boisés ayant subi une coupe rase et n'ayant pas été replantés dans les deux ans sont classés dans la catégorie « friches ». Ce choix peut induire une mauvaise appréhension des accrus dans certaines régions (par exemple : l'Aquitaine). D'autre part, TERUTI souffre d'un renouvellement de son échantillon en 80-81 et en 91-92 et n'est utilisable de manière fiable qu'au niveau agrégé de la région.



L'IFN

L'Inventaire forestier national travaille également à partir de points enquêtés sur le terrain (un point pour 35 ha environ). Au contraire de TERUTI, seuls les terrains boisés sont concernés et le travail est effectué dans un cadre départemental à un intervalle de 10-12 ans. Cette procédure rend plus difficile l'estimation globale, à un instant donné, des objets recensés. Les estimations annuelles sont, en réalité, des compilations de données relevées sur dix voire sur douze ans.

Corine Land Cover : programme européen ayant pour maître d'ouvrage, en France, l'Institut français de l'environnement

Il représente, à l'échelle européenne et méditerranéenne, une source cartographique au 1/100 000^e établie sur la base d'images satellitaires mise à jour partiellement et périodiquement tous les dix ans (les estimations annuelles présentent les mêmes biais que dans le cas de l'IFN). Les unités cartographiées ont une taille minimale de 25 ha, soit un seuil trop peu précis pour étudier les dynamiques de colonisation, et le poste « forêts et végétation arbustive en mutation » regroupe boisements spontanés et forêts traditionnelles en cours de régénération. La prochaine mise à jour globale est attendue pour 2004.

Le RGA

est un inventaire périodique qui ne s'attache qu'aux seuls territoires gérés par les exploitations agricoles. En conséquence, il ne rend compte que d'une partie des surfaces boisées, lesquelles tendent d'ailleurs à s'amoinrir avec le temps. Pour cette raison, les boisement spontanés, non identifiés en tant que tels, plutôt localisés sur les terroirs les moins productifs pour l'agriculture échappent largement à ce type d'investigation.

La Statistique agricole annuelle

Elle collecte des informations à partir de diverses sources. Elle offre l'avantage d'un recul historique mais néglige les postes forestiers qui permettraient d'identifier les boisements spontanés.



Source statistique	Date	Catégories apparentées aux landes et friches	Catégories forestières (hors peupleraies)
Cadastre	1998	Landes : 5 227 424	Bois et forêts : 13 310 988
RGA	2000	Landes non productives et friches : 516 676	Taillis, bois et forêts : 1 281 797 Peupleraies : 21 618
SAA	2002	Territoire agricole non cultivé : 2 813 423	Superficies boisées des petites exploitations : 15 163 898 Peupleraies : 239 443
IFN	2003	Landes : 2 704 365	Forêts et petits massifs : 14 833 578 Peupleraies : 219 730
TERUTI	2001	Friches et landes : 2 299 000 Superficies boisées hors forêt : 931 000	Bois et forêts : 15 092 000 Peupleraies : 240 000
Corine Land Cover	1994	Landes, végétation sclérophylle, pelouses et pâturages naturels : 2 787 458	Forêts, forêts et végétation arbustive en mutation : 14 406 258

Tableau 2 – Surfaces (en hectares) des postes forestiers et des postes apparentés aux landes et friches pour les différentes sources statistiques

Une quantification difficile

Compte tenu de problèmes de définition et d'inventaire, il n'existe aucune évaluation précise du phénomène de boisement naturel des terres. Toutefois, une estimation peut être fournie à partir de l'analyse des flux alimentant le poste forêt, dans l'enquête TERUTI.

Au cours de la période 1992-2002, 35 700 ha/an de nouvelles forêts se sont développées directement au détriment de la surface agricole utile et 56 000 ha/an de forêts sont apparues à partir de landes ou de friches (cf. figure 1). Parallèlement, les augmentations de la superficie forestière ayant bénéficié du FFN (Fonds forestier national, principale source d'aide financière en matière de reboisement) étaient de l'ordre de 7500 ha/an. Même en considérant que le FFN n'est pas la seule source de financement pour les boisements artificiels (possibilité d'autres aides publiques et aussi recours à l'autofinancement) un tel écart ne peut s'expliquer que par une dynamique naturelle de colonisation forestière des terres initialement non boisées.

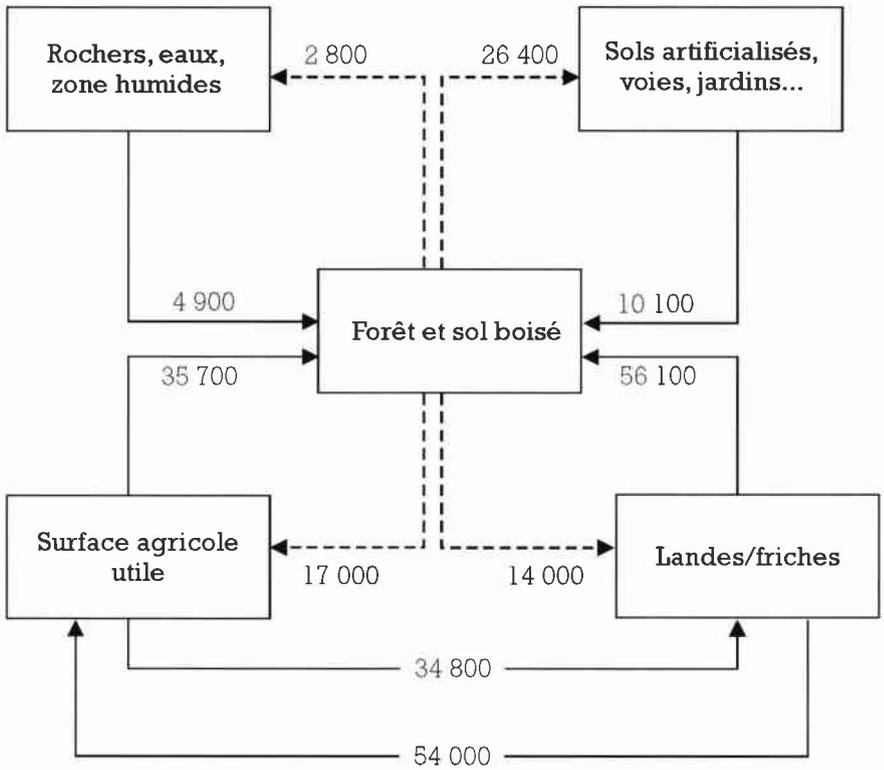


Figure 1 – Évolution des surfaces forestières entre 1992 et 2002 d'après l'enquête TERUTI (les chiffres correspondent à des surfaces en hectares et par an).

Cavaillès et Normandin (1993) arrivent à cette même constatation pour la période 1982-1990. En conclusion, pour la période récente, l'extension forestière brute s'est faite principalement par les boisements spontanés pour une surface qui pourrait s'estimer à plusieurs dizaines de milliers d'hectares par an. Cependant, il faut souligner d'une part, que les études précédemment citées font ressortir de fortes fluctuations dans le temps et que, d'autre part, le gain net en surface forestière (tenant compte des transferts du poste forêt vers les catégories non forestières) se situe en moyenne entre 10 000 et 40 000 ha/an selon les sources d'inventaire.

Les dernières statistiques extraites de l'enquête TERRUTI montrent un ralentissement des transferts entre les catégories « landes/friches et forêt » et entre les catégories « SAU et landes friches » (cf. tableau 3). Sans remettre en question la tendance à l'augmentation des superficies forestières par la voie des boisements spontanés, ces données illustrent bien le caractère opportuniste de ces transferts très dépendants des conjonctures politique et économique.



Gains nets	De 1992 à 1997	De 1997 à 2002
Landes/friches vers forêt	63 600	26 500
SAU vers landes/friches	32 700	13 734

Tableau 3 – Gains nets des transferts en ha/an

Enfin, on retiendra que le phénomène est loin de toucher de manière uniforme l'ensemble des régions françaises. La figure 3 illustre l'hétérogénéité des situations régionales et laisse entendre que les réponses régionales sont loin d'être identiques.

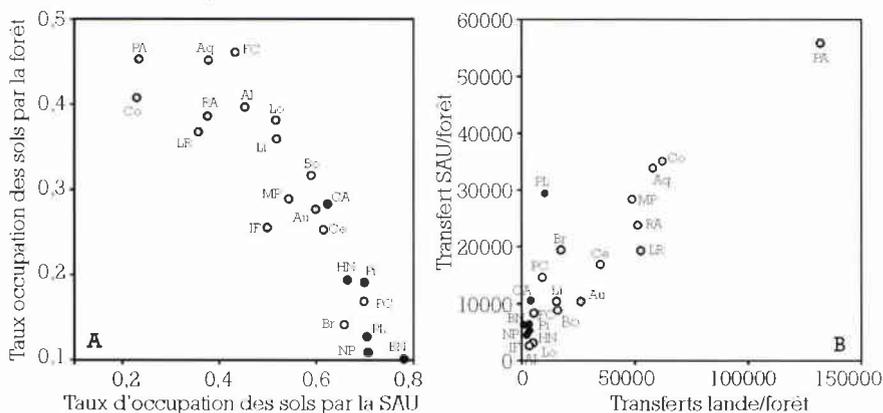


Figure 2 – Représentation des régions en fonction

A – du taux d'occupation des sols par la SAU et les forêts en 2002 (le taux est calculé comme le rapport de la surface concernée à la surface de la région)

B – de l'importance des transferts de 1992 à 2002 des landes vers la forêt et des SAU vers la forêt.

IF : Ile-de-France, CA : Champagne-Ardenne, Pi : Picardie, HN : Haute-Normandie, Ce : Centre, BN : Basse-Normandie, Bo : Bourgogne, NP : Nord-Pas-de-Calais, Lo : Lorraine, Al : Alsace, FC : Franche-Comté, PL : Pays de Loire, Br : Bretagne, PC : Poitou-Charentes, Aq : Aquitaine, MP : Midi-Pyrénées, Li : Limousin, RA : Rhone-Alpes, Au : Auvergne, LR : Languedoc-Roussillon, PA : Provence-Alpes-Côte d'Azur, Co : Corse

Sur les figures : en gris les sept régions où les taux de transferts landes/forêts sont les plus importants et en noir les sept régions où ces taux sont les plus faibles.



En conclusion

Les boisements spontanés, encore dénommés accrus ou accrues, sont des formations ligneuses qui se constituent naturellement sur des terres antérieurement non forestières après l'arrêt ou la diminution de leurs usages. Ils présentent une grande diversité d'essences forestières, de structure et d'âge. Bien que leur surface reste difficile à estimer, les boisements spontanés constituent la composante majeure de la progression forestière sur le territoire national.



POUR EN SAVOIR PLUS

Agreste chiffres et données, 2003, Statistiques forestières 2001, N°147, 86 p.

Cavaillès J., Normandin D., 1993, Déprise agricole et boisement : état des lieux, enjeux et perspectives dans le cadre de la réforme de la PAC, *Revue forestière française*, XLV, N° 4, 465-482.

Cinotti B., 1996, Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIX^e siècle, *Revue forestière française*, XLVIII, N° 6, 547-562.

Curt T. (Ed), 1999, Boisement naturel des terres agricoles en déprise, *N° spécial Ingénieries EAT*, Cemagref, 1999, 176p.

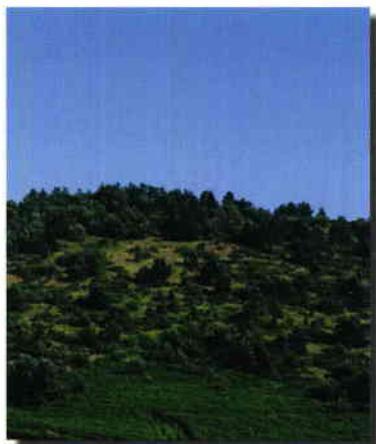
DERF, 2000, Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 132 p.

Dérior P., 1999, Comment quantifier le phénomène du boisement spontané : inventaire des inventaires à l'échelle nationale. *Ingénieries EAT, N° spécial*, 11-23.

FICHE 2



CONSTITUTION DES BOISEMENTS SPONTANÉS : LES FACTEURS ÉCOLOGIQUES



Introduction

L'abandon des terres se traduit par une dynamique de la végétation qui conduit par étapes successives, ou parfois directement, à la constitution de boisements spontanés. Les modalités du processus de colonisation par les arbres et les autres végétaux comprennent : le nombre et la durée des stades intermédiaires avant le stade forestier, la vitesse d'installation des peuplements et la constitution d'une nouvelle diversité biologique. Ils dépendent de nombreux facteurs écologiques, physico-chimiques, climatiques et historiques. Plus concrètement et sans recherche d'exhaustivité, on peut citer parmi les facteurs les plus manifestes :

- les conditions du milieu dont les modalités d'approvisionnement en eau et en nutriments en liaison avec la nature des sols, les conditions de topographie et de climat,
- l'utilisation antérieure de la parcelle et ses antécédents cultureaux,
- les conditions d'abandon et l'état de la végétation en place,

- l'environnement végétal de la parcelle abandonnée qui constitue un réservoir de graines et dont la structure et la composition vont orienter la dispersion et la répartition des espèces,
- la faune sauvage qui peut jouer un rôle important en limitant ou en favorisant l'installation et le développement de certaines espèces.

Ces contraintes sont si fortes que deux accrus situés dans une même zone géographique peuvent relever d'évolutions sensiblement différentes pour peu que les conditions générales de leur installation se révèlent très contrastées. Il s'en suit que si chaque situation doit être examinée dans son cadre régional elle doit aussi être regardée par rapport à son environnement local (cf. figure 1).

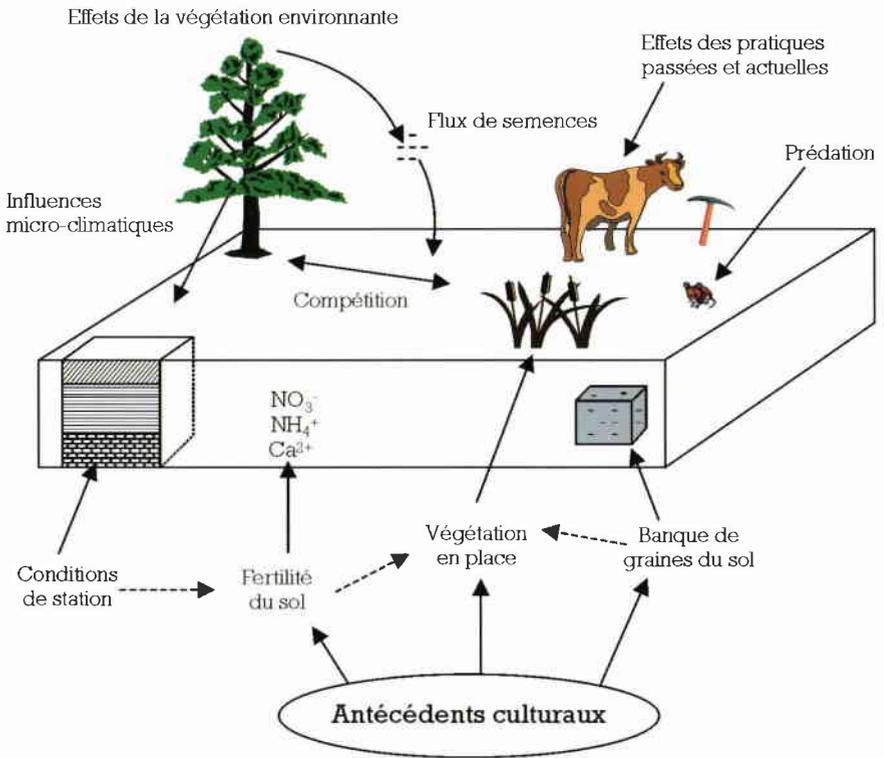


Figure 1 – Les facteurs écologiques et physico-chimiques de la colonisation forestière d'une parcelle abandonnée



Les conditions du milieu

Comme pour tout type de végétation, la constitution des boisements spontanés dépend du milieu dans lequel ils se développent. Cependant, les relations

entre le milieu et les caractéristiques écologiques et structurales du boisement spontané sont moins nettes que celles que l'on observe dans le cas des forêts constituées et anciennes. En effet, comme nous le verrons plus loin, elles sont fortement influencées par les antécédents cultureux et les conditions d'abandon dont la mémoire peut perdurer très longtemps.

Parmi l'ensemble des facteurs qui déterminent la fertilité du milieu, les conditions d'approvisionnement en eau et en azote semblent être les plus importantes en zones de plaine ou de moyenne montagne. Ainsi, dans les vallées des Vosges du Nord, l'évolution forestière conduit à (Baudry et Acx, 1993) :

- une aulnaie (Aulne glutineux) sur les sols très humides,
- une chênaie (Chêne rouvre) sur les sols à bonne alimentation en eau,
- une chênaie-pineraie sur les sols plus secs,
- et une pinède (Pin sylvestre) sur sols tourbeux.

En région méditerranéenne, l'alimentation et la réserve en eau des sols sont, avec le taux de calcaire actif et le bioclimat, des facteurs essentiels qui conditionnent la colonisation ligneuse. Ainsi, sur les sols calcaires assez secs de l'étage méso-méditerranéen, on observe de nombreux accrus constitués de pin d'Alep mêlé de chêne. Sur ces mêmes sols de l'étage supra-méditerranéen on rencontre, plus fréquemment, des accrus de pin sylvestre tandis que sur les sols plus frais on trouve des accrus de peupliers blancs et de frênes (Amandier L., 1999).

D'une façon générale, si les sols les plus pauvres ou situés dans des conditions extrêmes (zones de crêtes, sols très superficiels, sols engorgés) sont défavorables à une colonisation ligneuse, il faut souligner que le niveau élevé de fertilité des sols n'est pas nécessairement un indicateur favorable à une colonisation forestière rapide. En effet, les milieux riches peuvent aussi conduire à un développement très important d'une strate herbacée ou arbustive dense dont la présence freine l'installation des jeunes arbres pionniers. Ainsi, le genêt à balai est une espèce colonisatrice fréquente sur les terrains d'anciennes cultures du Massif central car autrefois utilisée pour restaurer la fertilité lors des périodes de jachère et fournir du bois de feu pour les fours. Grâce à son abondante et persistante banque de graines dans le sol le genêt peut s'établir de manière massive sur les terres abandonnées, monopoliser les ressources et bloquer pendant plusieurs années (huit à dix ans) toute évolution de la végétation. Les ptéridaies (fougère aigle) fournissent un autre exemple de végétation monopoliste sur des terrains dont la fertilité peut être élevée.





L'utilisation antérieure de la parcelle

La nature et l'intensité de l'usage passé de la parcelle vont déterminer à la fois la fertilité des sols, la nature de la végétation en place ainsi que la composition et l'abondance de la banque de graines stockées dans le sol. Par ailleurs, l'usage de la parcelle est insérée dans des systèmes d'utilisation des terres qui structurent de manière particulière le paysage, donc l'environnement de la parcelle. Ainsi, directement ou indirectement, on est en présence de facteurs qui agissent sur le démarrage de la succession végétale et sur les premiers stades du processus de colonisation forestière.

Impact sur la fertilité des sols et la végétation

Des études sur la composition de la végétation et l'analyse des sols dans différents écosystèmes forestiers français (Vosges, Massif central, Jura), aussi bien naturels qu'artificiels, ont montré que la fertilité des sols et la composition actuelle de la végétation étaient, pour une large partie, déterminées par l'usage passé de la parcelle (Moares *et al.*, 2001, Jussy *et al.*, 2001, Prévosto *et al.*, 2002, *cf.* figure 2). Ainsi, les anciennes terres de cultures ou les anciens jardins ont généralement bénéficié d'apports d'engrais organiques plus abondants que les anciennes pâtures ou les anciennes landes. Plusieurs décennies après leur abandon et leur afforestation naturelle ou artificielle, les sols des anciennes cultures présentent une fertilité plus grande que les sols ayant connu des usages anciens moins intensifs, et ceci pour des conditions de climat et des caractéristiques pédologiques identiques : pH plus élevés, ratio C/N¹ plus bas, minéralisation de l'azote et production potentielle de nitrates plus fortes. De manière similaire, la végétation du sous-bois est composée d'espèces plus exigeantes en azote dans les forêts issues d'anciennes cultures alors que dans les forêts issues d'anciennes landes ou pâtures les espèces de sous-bois sont caractéristiques de milieux plus pauvres. L'écosystème forestier qui se met en place après abandon est donc profondément influencé par l'histoire agraire de la parcelle et cet effet peut être encore décelable sur des périodes dépassant le millénaire (Dupouey *et al.*, 2002).

Impact de l'utilisation passée sur la ressource en graines

Les plantes présentes sur la parcelle avant son abandon ou à sa proximité ont fourni des graines qui ont été dispersées par le vent (anémochorie) ou par les animaux (zoochorie). Certaines graines qui ne trouvent pas des conditions favorables à leur germination (éclairage, humidité) peuvent rester dormantes et constituent alors dans le sol une « banque de graines » d'importance très

variable et de répartition très hétérogène. Au moment de l'abandon ce réservoir à graines va influencer sur la nature et l'abondance des premières espèces qui vont apparaître. Ainsi, le genêt à balai est une espèce fréquente des terrains de parcours des zones de moyenne montagne. Il produit des graines précocement et en abondance (plus de 5000 graines/plant). Celles-ci peuvent survivre plus de 20 ans dans le sol tout en conservant un bon pouvoir germinatif. Dans ces conditions, un abandon brutal du pastoralisme favorise alors l'émergence et la survie des genêts qui peuvent constituer très rapidement des fourrés denses et bloquer pendant plusieurs années la possibilité de colonisation forestière.

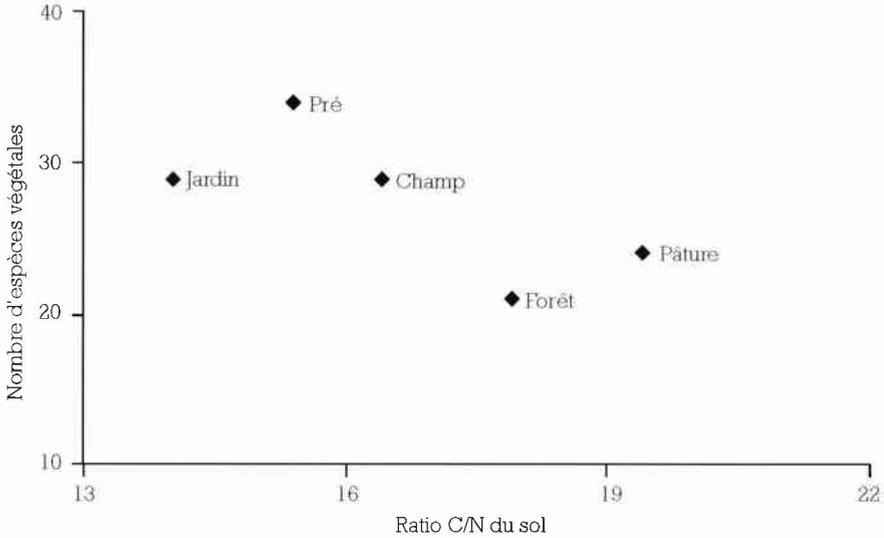


Figure 2 – Variation du nombre moyen d'espèces rencontrées par relevé de végétation sur 400 m² en fonction du ratio C/N dans les sols et pour différents usages passés dans des forêts du massif des Vosges. Les terres cultivées ont généralement connus des apports (directs et indirects) en azote dont les rémanences abaissent le rapport C/N. (d'après Jussy *et al.*, 2001).



Les conditions d'abandon et l'état de la végétation en place

L'abandon de la parcelle s'accompagne d'un arrêt ou d'un ralentissement des perturbations anthropiques. L'abandon peut être brutal dans le cas d'une culture qui n'est pas renouvelée ou progressif dans le cas d'un pâturage qui s'extensifie peu à peu. Après abandon et colonisation ligneuse, certaines pratiques peuvent persister avec plus ou moins d'intensité ou de régularité. À titre d'exemple on peut citer le sylvopastoralisme, la récolte de bois d'œuvre ou de bois de feu et le débroussaillage. Ce ralentissement des interventions humaines est d'autant plus fréquent que le renoncement à l'usage agricole

n'est pas toujours considéré par l'acteur principal comme définitif. De fait, une telle attitude conduit à une forme non intentionnelle de gestion forestière des premières phases de colonisation. Dans chacun des cas énumérés, il y a une incidence sur la dynamique de colonisation forestière qui peut se trouver favorisée ou, au contraire, ralentie.

Les feux, occasionnels ou répétés, jouent un grand rôle, particulièrement en milieu méditerranéen, dans l'évolution végétale en conditionnant sa vitesse et sa nature. Ils peuvent ainsi provoquer le blocage des écosystèmes qui sont alors maintenus dans un état dit « pyroclimax » souvent caractérisé par une grande diversité de la mosaïque végétale.

La période d'abandon et l'état physique de la parcelle lors de cet événement constituent des conditions initiales qui vont peser sur les premiers stades de la colonisation. Ainsi, pour un sol nu ou faiblement recouvert par de la végétation, si l'abandon coïncide avec des événements favorables, soit une année de forte fructification et une bonne dispersion des semences des arbres présents dans l'environnement de la parcelle, on aura rassemblé autant de conditions qui vont favoriser une colonisation rapide de la parcelle.

L'état de la végétation en place, sa composition, sa structure et son abondance sont d'autres éléments essentiels pour expliquer la colonisation par les arbres. Une végétation au sol composée de plantes annuelles dicotylédones peu recouvrantes permettra une installation rapide des arbres alors qu'un tapis dense de graminées ou de plantes pérennes offrira une résistance forte à la colonisation ligneuse. Certaines végétations souvent mono-spécifiques peuvent coloniser très rapidement et uniformément l'espace abandonné et bloquer durablement toute possibilité d'évolution vers un stade forestier. Il peut s'agir d'arbustes (aubépines, prunelliers), de végétation ligneuse basse (genêts, callune), de fougères (fougère aigle) et/ou de graminées (brachypode, molinie). La connaissance de la dynamique de ces formations est un élément clé pour comprendre dans quelles conditions la colonisation forestière peut s'opérer. Par exemple, les callunaies denses sont très résistantes à l'invasion par les arbres sauf après une perturbation ou lorsqu'elles sont sénescentes. Dans ces derniers cas la présence de trouées dans la canopée permet une installation des ligneux à partir des semenciers déjà présents (cf. figure 3).

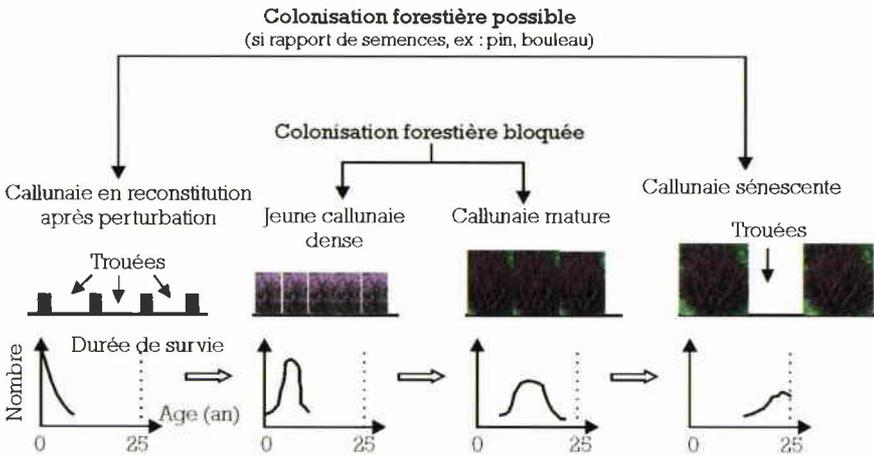


Figure 3 – Colonisation d’une callunaie (*Calluna vulgaris*) en fonction de différents stades. Les graphes du bas schématisent une répartition démographique (nombre d’individus en fonction de l’âge, la ligne en pointillés indique une durée de survie).



L’environnement végétal : les sources de graines

Il n’y a pas de colonisation forestière sans source de graines, d’où l’importance du paysage situé à proximité des terres abandonnées. N’oublions pas que dans l’environnement immédiat de la parcelle se trouvent des semenciers potentiels (ligneux et non-ligneux) dont la présence est elle-même le résultat des systèmes d’utilisation des terres dans lesquels s’intégraient les usages passés de la parcelle. Les semences des essences forestières constituant les boisements spontanés ont généralement été dispersées par le vent ou par les animaux. Elles proviennent d’arbres présents, soit directement sur la parcelle, soit d’arbres situés en lisière ou plus loin. La vitesse de la colonisation forestière et sa répartition spatiale vont dépendre étroitement du nombre et de la géométrie des sources de semences. Celles-ci sont représentées par des massifs forestiers (rôle prépondérant des lisières), des haies, des bosquets ou encore des arbres isolés. L’abondance de l’apport de graines dépend de la distance à la source, des caractéristiques des graines (forme, poids en particulier) et des conditions de propagation. Bien évidemment, la quantité de graines disséminées est élevée à proximité immédiate du semencier puis elle décroît fortement avec la distance (cf. figure 4). Au-delà de quelques dizaines de mètres il y a très peu de graines. Cependant, certaines peuvent être disséminées à de très fortes distances (de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres) soit par des animaux pour les espèces zoochores, soit par des événements climatiques inhabituels (fort coup de vent, turbulence) pour les espèces anémochores. Des arbres pionniers peuvent ainsi s’établir très en avant du front principal de



colonisation (cf. figure5). Ces événements rares ont un poids très fort dans la compréhension de la vitesse de colonisation forestière et de la migration des espèces (Clark, 1998).

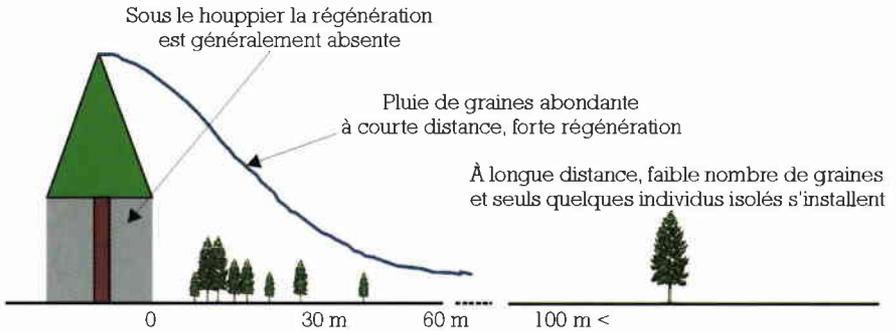


Figure 4 – Dissémination des graines et installation de jeunes arbres pour une espèce anémochore (exemple du pin ; S. Debain, 2003).



Figure 5 – Exemple de dissémination par le pin sylvestre et le pin noir sur le Causse Méjan (T. Curt, Cemagref Clermont-Ferrand.)



Influence de la prédation

La prédation par les animaux intervient en limitant la ressource de graines (avant et après leur dissémination) et en augmentant la mortalité des arbres jeunes qui s'installent dans la parcelle abandonnée. Ces prélèvements sur les semences peuvent être extrêmement élevés et limiter les possibilités d'installation d'une espèce. Ainsi, sur le pin sylvestre en Espagne du Sud, Castro et *al.* (1999) notent que la prédation par le bec-croisé peut atteindre 80 % des graines arrivées à maturité avant leur dispersion. Les oiseaux et les rongeurs peuvent consommer ensuite jusqu'à 96 % des graines au sol. Smit (1996) étudiant la colonisation de terres agricoles en Hollande observe une prédation plus forte par les rongeurs sur les graines dispersées par les animaux que sur les graines dispersées par le vent. Cependant, il constate que, au-delà

d'un impact négatif sur la dynamique ligneuse, les rongeurs, en redistribuant les semences au sol, peuvent aussi jouer de manière positive sur la dissémination.

Une fois les semis installés, la prédation animale intervient en réduisant le taux de survie des plants. Comme en foresterie classique, la grande faune sauvage peut avoir un impact considérable sur le contrôle de l'installation et de la croissance des ligneux. Ce dernier aspect sera réexaminé dans la fiche consacrée à la gestion de la faune sauvage.



En conclusion

La colonisation forestière qui conduit à la formation du boisement spontané dépend de nombreux facteurs : état physique de la parcelle abandonnée, influence des pratiques passées et actuelles, disponibilité interne et externe en semences, structure et diversité du paysage végétal, etc. La connaissance de l'ensemble des conditions initiales est souvent difficile à obtenir. Celle-ci est toutefois indispensable pour développer des outils de prédiction de la dynamique forestière (modélisation), pour analyser les conséquences de la colonisation ligneuse sur le biotope et pour aider à la gestion des boisements spontanés.

POUR EN SAVOIR PLUS

Amandier L., 1999, Maîtrise de la dynamique forestière naturelle sur d'anciens terroirs agricoles et pastoraux en région méditerranéenne. *Ingénieries EAT, n° spécial*, 67-71.

Baudry J., Ackx A.-S., 1993, *Écologie et friches dans les paysages agricoles*. Ministère de l'Environnement, Comité EGPN. 46 p.

Castro J., Gomez M., García D., Zamora R., Hódar J., 1999, Seed predation and dispersal in relict Scots Pine forests in Southern Spain. *Plant Ecology*, 145 :115-123.

Clark, J.S. 1998. Why trees migrate so fast: confronting theory with dispersal biology and paleorecord, *American Naturalist*, 152, 204–224.

Debain S., 2003, *L'expansion de Pinus sylvestris et Pinus nigra sur le Causse Méjean : paramètres démographiques et interactions abiotiques*, Thèse université de Montpellier II, 142 p.

Debussche M., Escarré J., Lepart J., 1993, La friche, un champ de recherche fertile pour les biologistes, *Pour la Science*, n° 188, 12-13.

Dupouey J.L., Dambrine E., Lafitte J.D., Moares C., 2002, Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*, 83(11) : 2978-2984.

Jussy, J.H., Koerner W., Moares C., Dambrine E., Dupouey J.-L., Zeller B., Benoît M., 2001, Influence de l'usage ancien des sols sur le cycle de l'azote dans les forêts vosgiennes. *Étude et gestion des sols*, 2, p. 91-102.

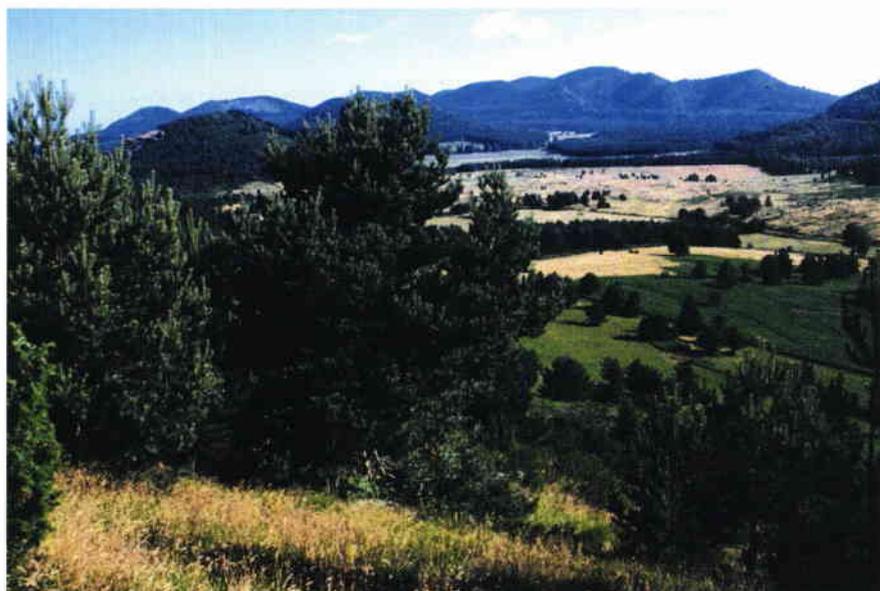
Koerner W., Dupouey J.L., Dambrine E., Benoît M., 1997, Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *J. Ecol.*, 85, p. 351-358.

Moares Domínguez C., Sciamia D., Dambrine E., Dupouey J.-L., Gégout J.C., Brechet C. 2001, Évolution des stocks de carbone et de la disponibilité de l'azote lors de la dynamique de recolonisation des prairies abandonnées du Jura. *Étude et gestion des sols*, 2, p. 119-134.

Prévosto B., Curt T., Moares Domínguez C., Dambrine E., Poutier F., Pollier B., 2002, Les sols sous boisements spontanés de bouleau et de pin sylvestre dans la Chaîne des Puys. Influence du substrat et de l'utilisation ancienne, conséquences sur la végétation. *Étude et gestion des sols*, 4, p. 250-267.

Smit R., 1996, *The colonization of woody species in old-field succession in the Netherlands*, Agriculture University Wageningen, 44p.

Rameau J.-C., 1991, *Phytodynamique forestière : l'approche du phytoécologue forestier. Objectifs, concepts, méthodes, problèmes rencontrés*, XX^e Colloques phytosociologiques, Bailleul, pp 28-71.



Fermeture du paysage sous l'effet de la dynamique ligneuse, (B. Prévosto, Cemagref).



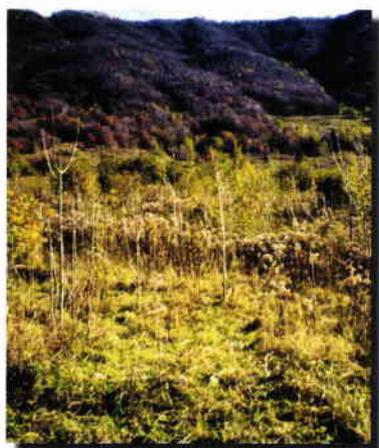
Installation du pin sylvestre dans une lande sous-exploitée du Massif central, (B. Prévosto, Cemagref).



Colonisation spontanée de pelouses calcaires des Causses par le pin sylvestre et le pin noir (Photo Thomas Curt, Cemagref)

FICHE 3

GESTION DES BOISEMENTS NATURELS: L'EXISTENCE D'ENJEUX MULTIPLES ET RÉGIONALISÉS



Introduction

La première question pour les acteurs publics et privés est de savoir dans quelles conditions il faut gérer les espaces en reboisement naturel, et pour quels objectifs. Des enquêtes auprès des gestionnaires ont mis en évidence que les objectifs de gestion sont variés. Schématiquement, on peut distinguer des gestions à objectif économique (production de bois par exemple) et des gestions à objectif non directement économique (externalités), qu'elles soient préventives (contre des risques naturels) ou liées à la recherche d'aménités (paysage, patrimoine végétal, champignons, etc.). Les types de gestions les plus fréquemment pratiquées ou envisagées sont la gestion sylvicole (production de bois, plus rarement le reboisement), la gestion paysagère (notamment le maintien d'espaces ouverts), le sylvopastoralisme, l'usage récréatif, la lutte contre les risques d'incendies et la gestion cynégétique.



De multiples enjeux pour des réalités variées...

Les choix de gestion que l'on peut formuler à l'endroit des boisements naturels des terres agricoles en déprise relèvent d'objectifs multiples qui ne sont réalisables que lorsque de nombreuses conditions, relevant de multiples champs de compétences, sont remplies. Il faut les examiner en tenant compte des potentialités écologiques des espaces concernés et des contraintes socio-économiques qui accompagnent la déprise mais aussi des incidences de ces choix sur la politique d'aménagement du territoire dans laquelle ils s'insèrent. Dans ces conditions, lors de la prise de décision se trouvent confrontés des facteurs aussi divers que :

- les caractéristiques écologiques et géographiques locales et régionales : surfaces et essences représentées, potentialités forestières, sylvopastorales, etc.,
- la nature des pratiques passées et actuelles sur les terrains colonisés par les ligneux et sur leur environnement : tradition sylvopastorale, abandon total des pratiques, etc.,
- les particularités des différents types d'acteurs impliqués dans la gestion avec une attention particulière pour les propriétaires du foncier : âge et groupes sociaux, acteurs privés et publics, gestionnaires et promeneurs, etc.,
- la perception par les différents acteurs publics et privés de la place des accrus dans l'aménagement du territoire et leur motivation pour différents types de projets individuels ou collectifs,
- l'importance des aides techniques et des incitations financières pour la mise en place des projets de gestion,
- les conditions foncières et réglementaires : localisation en zone protégée, sur terrains privés ou communaux, etc.,
- enfin, le contexte économique et social dans lequel s'insère la politique forestière.

La multiplicité des situations locales et régionales qui accompagne ce réseau de complexité et d'intérêts explique les difficultés pour les gestionnaires de faire des choix rationnels et consensuels. Elle explique notamment, selon les situations, la diversité de perception de ces espaces par les différents acteurs et que celle-ci puisse être négative (fermeture des paysages et perte de l'originalité et de l'identité locale, risques accrus d'incendies, disparition possible d'espèces des milieux ouverts) neutre ou positive (amélioration de la ressource en bois, création d'espaces boisés favorables à la faune ou à la flore). Cependant, des exemples, développés dans les fiches suivantes, montrent qu'il est possible de gérer efficacement des boisements spontanés avec des objectifs variés :

- dans une vallée du Cantal, des boisements naturels à feuillus précieux font l'objet d'une valorisation sylvicole ;
- de nombreux boisements naturels de moyenne montagne péri-méditerranéenne sont gérés par des pratiques sylvopastorales ;
- en région Centre, des accrus forestiers permettent d'obtenir des zones de chasse intéressante, ou des secteurs prisés pour la cueillette de champignons ;
- des boisements naturels en pré-bois permettent en France-Comté de concilier la production de bois, l'élevage bovin et la préservation de paysages semi-ouverts valorisants pour le tourisme.

Encadré 1. L'importance primordiale du statut foncier : l'exemple de la propriété individuelle morcelée

Des études menées sur la propriété foncière des accrus dans la chaîne des Puys et dans les Causses (Loiseau et Michalland, 1999) montrent qu'une majorité des propriétaires de terrains en accrus forestiers ont une faible connaissance de la valeur de leurs boisements naturels, de leur évolution possible, et des possibilités techniques et financières pour leur valorisation. Plusieurs scénarios de gestion leur sont proposés : valorisation sylvicole, sylvopastorale, touristique, amélioration foncière, et non-gestion. Dans la chaîne des Puys, du fait des contraintes mentionnées ci-dessus et d'une forte sensibilité patrimoniale et paysagère, la plupart des propriétaires préfèrent une gestion conservatoire de leurs accrus sur lesquels pèse une forte pression foncière du fait de leur situation périurbaine. La gestion sylvopastorale recueille plus d'adhésion sur le Causse car beaucoup de propriétaires sont aussi exploitants agricoles.



Un bilan à partir des enquêtes et analyses

Afin de mieux connaître les enjeux associés aux choix de gestion, nous avons mené une analyse statistique régionalisée de l'évolution des accrus, puis une enquête au niveau national auprès des principales administrations et principaux gestionnaires publics¹ (cf. figure 1). Ces travaux ont été complétés par l'analyse bibliographique d'études portant sur la motivation des acteurs privés pour les principaux types de gestion des accrus : gestion sylvicole, sylvopastorale, patrimoniale. Nous présentons ci-dessous une synthèse des principaux résultats. Les accrus ou boisements spontanés se caractérisent par leur situation géographique et physique et par les conditions associées à leur prise en compte.

¹Cette enquête a été menée au printemps 1999 auprès de directions régionales et départementales de l'agriculture et de la forêt (DRAF, DDAF), des chambres d'agriculture, de l'Office national des forêts (ONF), des centres régionaux de la propriété forestière (CRPF), de divers espaces protégés concernés par les accrus (Parcs et autres espaces protégés) et des directions régionales de l'environnement naturel (DIREN). Un rapport plus complet présente la méthodologie d'enquête et des résultats détaillés (Curt *et al.*, 1999).

Leurs situations

– un fort développement dans les zones en déprise agricole en moyenne et haute montagne, mais aussi dans l'arrière-pays méditerranéen : dans ces régions, les accrus sont à la fois abondants et de grandes dimensions. Ils posent de véritables problèmes de gestion qui ne peuvent être abordés que globalement. De manière symétrique, des accrus se développent par plus petites surfaces dans des zones à forte activité agricole où s'opèrent des restructurations. Dans ce dernier cas, ils sont généralement faiblement perçus et peu pris en compte par les acteurs publics,

– une extension à tous les types de milieux naturels et agricoles : si les plus anciens et les plus vastes accrus sont surtout développés sur les terrains difficiles d'accès et peu mécanisables (donc abandonnés plus tôt par l'agriculture) comme les fortes pentes, les coteaux ou les zones humides, ils se développent aussi, depuis une vingtaine d'années, sur des terrains peu contraignants en liaison avec des conditions d'exploitation particulières (parcelles éloignées, morcellement foncier, problèmes de succession),

Les conditions de leur prise en compte

– trois causes principales expliquent l'abandon des pratiques et constituent les principaux obstacles actuels à la gestion des boisements naturels : le manque de motivation des propriétaires, les blocages fonciers et les difficultés économiques (cf. figure 2). On remarque que ces causes sont complexes et interdépendantes : le manque de motivation des propriétaires peut provenir à la fois de difficultés financières, d'un manque de conseils techniques et de contraintes réglementaires. D'autres raisons comme le manque de références technico-économiques ou les contraintes réglementaires sont minoritaires :

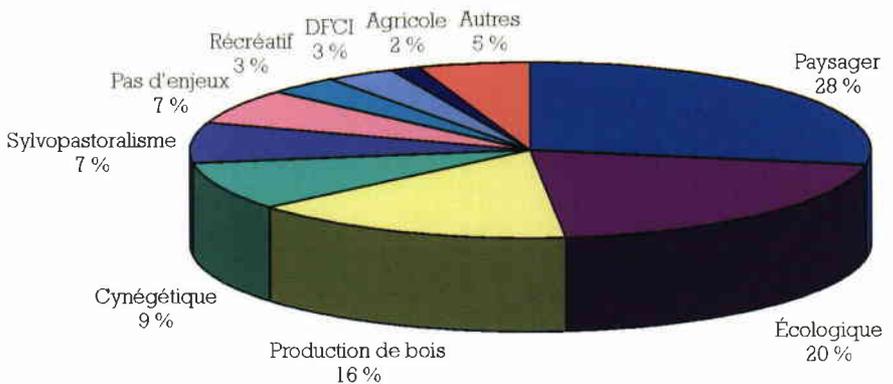


Figure 1 – Enjeux de gestion des accrus forestiers au niveau national (tous organismes confondus)

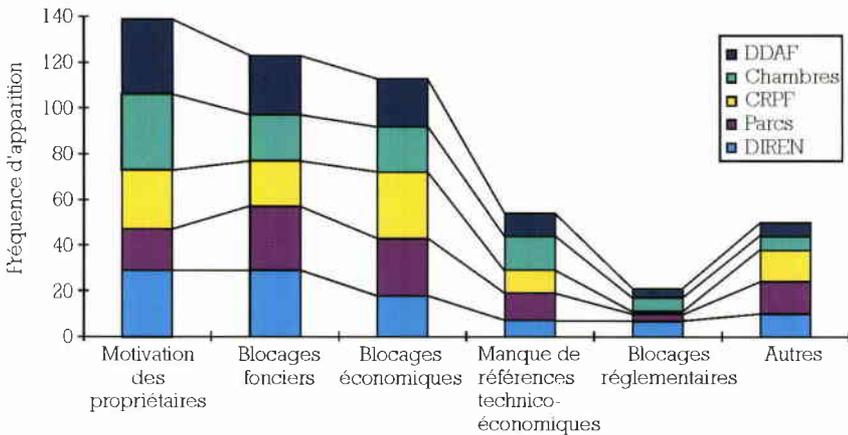


Figure 2 – Répartition des obstacles s'opposant à la gestion des boisements spontanés d'après les réponses des organismes consultés

– un développement qui n'est perçu, au niveau régional, qu'à travers de quatre enjeux principaux :

un enjeu paysager (maintenir le paysage ouvert ou contrôler le niveau de fermeture),

un enjeu écologique (conserver la diversité des espèces végétales et animales des milieux ouverts),

un enjeu forestier et donc sylvicole (utiliser les accrus pour la production de bois) et un enjeu cynégétique (utiliser les accrus comme réserve pour la faune sauvage),

– un nombre restreint d'actions concrètes qui sont entreprises dans les différentes régions pour gérer les accrus et donc un manque d'expériences à valeur démonstrative.

Le tableau 2, page suivante, indique les principaux projets et les principales actions menées par les différents acteurs publics interrogés. Les modes de gestion les plus fréquents seront développés dans les fiches suivantes.



Des enjeux régionalisés...

On remarque aussi que les enjeux varient en fonction des régions. La gestion paysagère est perçue comme le principal enjeu dans la plupart des régions de montagne (Massif central, Alpes, Pyrénées, Vosges, Jura) qui sont fortement concernées par le développement des accrus, et peu ou pas perçue dans les régions où les accrus sont moins abondants. La gestion à objectif de conservation écologique ou patrimoniale concerne pour une large part des départements alpins et préalpins et du nord-est.



Expériences	Modes de gestion, de valorisation des espaces	Objectifs	Commentaires
Organismes			
DDAF	Laisser faire	· aucun	– absence de motivation des propriétaires, faible qualité des bois, obstacles économiques
	Sylviculture classique	· production de bois d'oeuvre	– surtout pour accrus à feuillus précieux
	Accueil du public	· tourisme de proximité, projet récréatif	– périphérie des grandes agglomérations
	Remembrement foncier	· gestion forestière	– groupements fonciers, associations syndicales
CRPF	Valorisation sylvicole	· production de bois d'oeuvre	– gestion individuelle des tiges d'avenir
		· production de bois de chauffe	– passage en taillis
	Laisser faire	· aucun	– absence de motivation des propriétaires, faible qualité des bois, obstacles économiques
	Placettes de démonstration, de référence	· suivi de différents traitements sylvicoles	– vulgarisation auprès des propriétaires
	Sylvopastoralisme	· production de bois et pastoralisme	– maintien d'une activité pastorale
Parcs	-Débroussaillage, restauration	· maintien du milieu ouvert pour la conservation de la biodiversité ²	– enjeu écologique prioritaire, gestion ponctuelle sur de faibles surfaces
	Laisser faire	· aucun	– absence de motivation des propriétaires, faible qualité des bois
	Sylviculture	· production de bois	– surtout bois de chauffage
	- valorisation sylvopastorale	· production de bois et pastoralisme	– maintien d'une activité pastorale
Chambres d'agriculture	Laisser faire	· aucun	– absence de motivation des propriétaires, faible qualité des bois, obstacles économiques
	Sylviculture, valorisation sylvicole ³	· production de bois d'oeuvre	– sylviculture d'arbres d'avenir
	Sylvopastoralisme	· production de bois, DFCI, biodiversité, pastoralisme	– enjeux multiples (arrière pays méditerranéen et moyenne montagne)
	Remembrement foncier	· gestion forestière	– groupements fonciers, associations syndicales
DIREN	Débroussaillage, restauration	· maintien du milieu ouvert pour la conservation de la biodiversité	– enjeu écologique prioritaire, gestion ponctuelle sur de faibles surfaces
	Laisser faire	· aucun	– absence de motivation des propriétaires

Tableau 1 – Objectifs et modes de gestion des boisements spontanés selon les divers organismes enquêtés. (NB : les réponses sont indiquées par ordre décroissant de fréquence.)

² Volonté de freiner la fermeture des milieux, mais seulement quelques expériences ponctuelles recensées.

³ Il s'agit d'une gestion sylvicole au coup par coup chez des gestionnaires entrepreneurs.

Elle est plus diffuse ailleurs où elle semble liée à la présence d'espaces protégés ou de parcs naturels. La production de bois est présentée comme un enjeu important dans sud du Bassin parisien, le nord du Massif central et le piémont pyrénéen, ce qui semble correspondre à la présence de grandes surfaces d'accrus fortement productifs. La gestion sylvopastorale est surtout développée dans les départements de moyenne montagne (surtout méditerranéenne) et plus ponctuellement dans les régions de pastoralisme d'altitude. La gestion cynégétique est mentionnée surtout dans le centre et le nord-est de la France, dans les Pyrénées et quelques départements alpins, où elle coïncide avec un fort développement de la faune sauvage. L'usage récréatif est signalé ponctuellement et de façon assez dispersée, souvent dans des départements possédant des parcs naturels, ou dans des zones d'accrus situés à proximité de métropoles régionales. La défense contre l'incendie apparaît fort logiquement comme un enjeu important dans la zone méditerranéenne, surtout provençale.



Enfin, il faut noter, depuis peu, le souci d'associer à la gestion des accrus un enjeu à échelle planétaire. Les accrus sont alors présentés comme des fixateurs de carbone bien que la quantification de ce « puits » de carbone soit encore loin d'être connue avec précision !



En conclusion

Il existe une divergence d'appréciation assez marquée pour les enjeux dont font l'objet les boisements spontanés. Cette divergence s'explique par la diversité des formations qui sont en cause tant sur un plan géographique qu'écologique. Il en ressort cependant une régionalisation assez forte des enjeux ainsi qu'un déphasage fréquent entre l'appréciation de l'acteur privé et de l'acteur institutionnel. On note également que la perception des accrus peut évoluer assez rapidement mettant en évidence un équilibre souvent instable entre les « avantages » et les « contraintes » liés à ces formations végétales.

POUR EN SAVOIR PLUS...

Curt T., Brochiéro F. Prévosto B., 1999, *Les boisements naturels des terres agricoles en déprise : écologie, enjeux et modes de gestion, apports de la recherche*, Rapport Cemagref/GIP Ecofor, 75 p.

Loiseau B., Michalland B., 1999, Les propriétaires privés de boisements spontanés : le cas de la chaîne des Puys, Ingénieries-EAT n° spécial « Boisements naturels des terres agricoles en déprise », pp. 117-128.



Frênaie spontanée adulte dans les Alpes (B. Prévosto)

FICHE 4

PLACE DES BOISEMENTS SPONTANÉS DANS LES SUCCESSIONS VÉGÉTALES



Les caractéristiques des espèces et des écosystèmes dans la dynamique ligneuse

Certaines espèces forestières présentent des traits biologiques leur permettant d'adopter des stratégies de développement qui leur assurent une place dans les dynamiques de colonisation. De manière schématique et à l'instar de ce qui a été initialement développé pour les populations animales, on peut opposer deux catégories de ligneux : ceux qui se définissent selon une stratégie démographique dite de type r et ceux qui suivent une stratégie démographique de type K (cf. tableau 1). Il est évident que de nombreuses populations peuvent présenter des comportements intermédiaires. Les caractéristiques des espèces de type r (comportement héliophile, forte production de graines, dissémination anémochore, plasticité édaphique) leur confèrent une forte aptitude à coloniser les milieux perturbés (l'arrêt de l'utilisation culturale étant une perturbation). On trouve donc ces ligneux dans les premiers stades forestiers après l'abandon. La forte compétitivité qui accompagne leur mise en place s'accorde avec des systèmes à diversité biologique restreinte. À l'opposé de ce premier groupe, les espèces relevant de la stratégie K (espèces à fort développement aérien et

souterrain, longévité importante, production de graines limitée, tolérance à l'ombrage dans leur jeune âge...) se rencontrent en fin de succession, dans les stades forestiers les plus mûrs et les plus évolués. Ces espèces occupent souvent des niches spécialisées et concourent à l'accroissement de la diversité génétique, au moins du point de vue systémique. Enfin, comme nous l'avons rappelé, certaines espèces présentent des traits mixtes, qui leur permettent de participer à une colonisation directe des espaces ouverts non forestiers ou d'intervenir plus tard dans la succession végétale (on qualifie parfois ces espèces d'opportunistes, exemple : le chêne pédonculé).



Stratégie r, espèces et écosystèmes de début de succession	Stratégie K, espèces et écosystèmes de fin de succession
<p>Maturité sexuelle précoce Reproduction abondante Dissémination des semences à longue distance surtout par le vent (anémochorie)</p> <p>Capacité à coloniser les milieux ouverts ou les milieux après perturbation Nécessite de la lumière au cours de son développement (héliophilie) Durée de survie faible</p> <p>Exemple de genres : <i>Betula, Salix, Pinus</i></p>	<p>Maturité sexuelle tardive Reproduction moins abondante Dissémination à plus faible distance (graines plus lourdes, rarement anémochores)</p> <p>Ne s'installe pas dans les milieux ouverts ou après une perturbation Tolérance à l'ombrage pour les jeunes individus Appareil végétatif plus développé Durée de vie importante</p> <p>Exemple de genres : <i>Abies, Fagus, Taxus</i></p>
<p>Renouvellement rapide de la biomasse, apport production/biomasse élevé, taux de recyclage de la matière faible</p> <p>Interactions entre les espèces dominantes surtout fondées sur la compétition</p> <p>Espèces souvent peu spécialisées à l'intérieur du biotope colonisé, peu de niches écologiques</p> <p>Réseaux trophiques plus simples et linéaires. Biomasses et flux contrôlés de l'extérieur Reconstitution rapide de l'écosystème après perturbation.</p> <p>Exemple d'écosystèmes : les dynamiques à bouleau verruqueux, saule marsault, pin sylvestre dans l'étage montagnard ; les dynamiques à frêne commun dans les zones à bonne alimentation en eau de l'étage collinéen à montagnard, la dynamique à pin d'Alep en zone méditerranéenne.</p>	<p>Renouvellement lent de la biomasse, rapport production/biomasse faible, recyclage important de la matière</p> <p>Réseau plus complexe d'interactions positives ou négatives (compétition, facilitation...)</p> <p>Espèces spécialisées dans l'écosystème, diversité des niches écologiques</p> <p>Réseaux complexes, haut de degré de spécificité Contrôle interne, stabilité et résilience Reconstitution de l'écosystème plus aléatoire, bifurcations possibles</p> <p>Exemple d'écosystèmes : les grandes hêtraies de l'étage collinéen, les sapinières et hêtraies-sapinières de l'étage montagnard, les chênaies-hêtraies de moyenne montagne.</p>

Tableau 1 : Comparaison des stratégies r et K au niveau des espèces et des écosystèmes.



Les grands modèles de dynamique

Trois grands types de modèles dynamiques, dits de *facilitation*, de *tolérance* et d'*inhibition*, ont été proposés par Connell et Slatyer (1977) et peuvent s'appliquer aux boisements spontanés (cf. figure 1).

- Dans le modèle de *facilitation*, l'installation et la croissance des espèces d'un stade donné sont dépendantes des modifications du milieu qui ont été induites par les espèces du stade précédent. Les premières espèces colonisatrices rendent le milieu plus favorable et facilitent ainsi l'arrivée des espèces plus tardives.

Exemple : les peuplements spontanés de pin sylvestre que l'on rencontre dans les landes du Massif central constituent des stades de transition vers les hêtraies climaciques (Curt *et al.*, 2003).

- Dans le modèle de *tolérance*, les espèces qui vont s'exprimer avec le plus de vigueur au début de colonisation et les espèces qui domineront plus tardivement peuvent coexister et croître ensemble.

Exemple : les accrues de chênes mêlés de bouleaux clairs et de saules du Bois-chaut Nord de la région Centre (Gauberville et Michel, 1999).

- Enfin dans le modèle d'*inhibition*, les premières espèces colonisatrices monopolisent les ressources du milieu et empêchent le développement d'autres espèces. La succession ne peut alors se dérouler qu'une fois les premiers colonisateurs éliminés (sénescence naturelle ou destruction par une perturbation).

Exemple : les callunaies de l'Aubrac (Doche, 1986).

Ces modèles ont fait l'objet de discussions et d'améliorations. On retiendra notamment que :

- les trois modèles ne sont pas exclusifs les uns des autres mais peuvent agir conjointement dans un même processus de succession ;
- ces modèles ne constituent pas des scénarios figés et des situations intermédiaires peuvent être observées (Mac Cook, 1994, Bazzaz, 1996) ;
- les recherches actuelles portent sur l'identification des mécanismes qui interviennent au cours de la succession. Elles ont montré que les interactions aussi bien positives que négatives sont nombreuses entre les espèces et que le cadre conceptuel précédent est souvent exagérément simplifié.



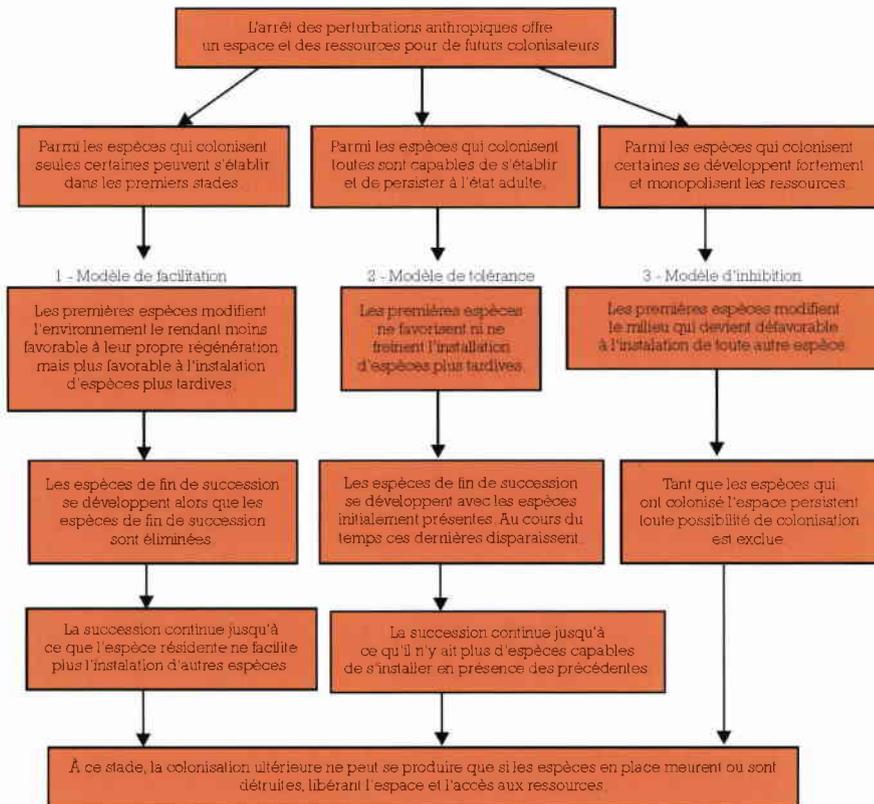


Figure 1 – Les modèles de succession (d'après Connell et Slatyer, 1977 modifié)



Les différents stades de la succession

La colonisation par les arbres des espaces abandonnés peut être, soit directe, soit précédée dans le temps par des formations herbacées et/ou arbustives. Une fois le boisement établi sur la base de quelques espèces pionnières, celui-ci évolue encore avec l'apparition d'autres essences forestières plus adaptées aux nouvelles conditions du milieu. On parle de succession pour décrire l'ensemble de ce processus dynamique qui fait se succéder dans le temps différents stades de végétation.

Dans le cas des boisements spontanés on parle de succession secondaire car l'état initial dérive d'activités anthropiques qui ont profondément façonné le milieu. Comme l'ancien usage était agricole on utilise aussi le terme de succession post-culturale. Le stade terminal de l'évolution est une forêt. Certains auteurs soulignent l'existence d'un stade ultime, baptisé « climax », où l'écosystème s'établit en équilibre avec les conditions de climat et de sol.

Rameau (1991) parle de dynamique linéaire externe pour décrire la succession des terres abandonnées jusqu'à un stade forestier terminal. Cette dynamique se caractérise par le passage d'un stade à un autre (leur nombre et leur durée sont variables) selon une dynamique « progressive » (cf. figure 2). Des blocages à un stade ou des retours vers le stade précédent sont possibles à la suite de perturbations (pâturage, incendie, tempête) ; dans ce cas il s'agit de dynamique « régressive ». En l'absence d'intervention anthropique brutale du type exploitation, le stade forestier terminal se caractérise par une dynamique cyclique, les petites trouées provoquées par les arbres morts et les chablis permettent la régénération de la forêt qui se maintient ainsi hors perturbation majeure.

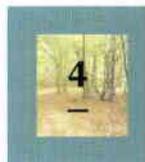
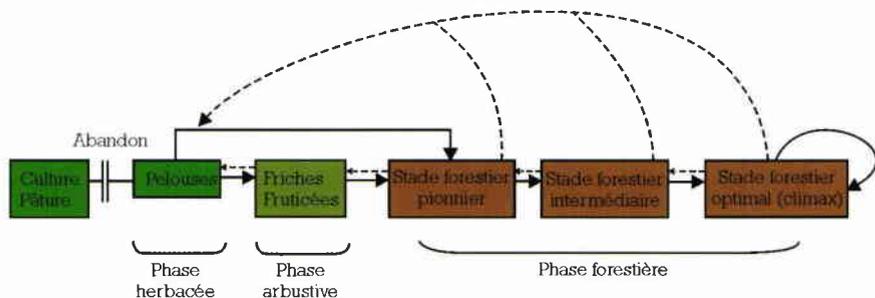


Figure 2 – Dynamique forestière après abandon. Les flèches pleines indiquent les principaux sens d'évolution (dynamique progressive) et les flèches en pointillés les possibilités de régression suite à une perturbation (dynamique régressive). Les boisements spontanés se rencontrent dans les premiers stades de la phase forestière (d'après Rameau, 1991, modifié).

Dans ce schéma théorique de succession, une question clé est souvent le temps nécessaire pour passer d'un stade à l'autre. Dans la plupart des études réalisées l'approche retenue est synchronique et l'estimation des vitesses d'évolution est délicate en raison de l'amplitude restreinte des stades de végétation dont on dispose pour un milieu et une période donnés. La déprise est en effet souvent un phénomène discontinu avec des « pics » observables uniquement pendant les périodes de mutation des systèmes agraires. Enfin, l'estimation des vitesses se heurte à une réelle difficulté méthodologique : comment la mesurer et sur quels critères ? Dans le tableau 2, des éléments quantitatifs sont présentés à partir d'informations collectées dans différentes régions et pour des essences forestières variées.

Auteur(s)	Date	Zone d'étude	Temps de passage	Essences concernées	Changement d'usage du sol	Conditions de milieu
REY	1960	Régions tempérées	échelle du siècle	non précisées	sol nu ⇒ forêt	non précisées
GODRON et POISSONNET	1973	Centre de la France	50 à 200 ans	non précisées	terrain défriché ⇒ stade forestier	variables
DOCHE	1983	Massif Central	100 ans	hêtre et pin	callunaie ⇒ hêtraie-pinède	étage montagnard granitique
GOUZE	1986	Plateau de Langres	60 ans et plus	non précisé	pâtures et cultures ⇒ véritable forêt	non précisées
MULLER	1986	Est de la France	dizaine d'années	non précisées	végétation ligneuse de 2 à 3 m à couvert fermé	reconquête post-incendie
BRUN <i>et al.</i>	1989	Moyenne Maurienne	40 ans, gaulis dense à 20 ans ; plus de 50 ans (sol sec)	feuillus précieux (frêne, érable, merisier)	prairie de fauche ⇒ forêt prairie de fauche ⇒ forêt	sols profonds gorgés d'eau sols secs
HOUZARD et LECOINTE	1991	Pays d'Auge (Normandie)	centaines d'années	chêne et hêtre	friche ⇒ chênaie-hêtraie	milieu bien drainé ou faiblement hydromorphe
BAUDRY et ACX	1993	France	20 à 50 ans	non précisées	friche herbacée ⇒ accrue (bois)	non précisé
DEBUSSCHE <i>et al.</i>	1993	France : région méditerranéenne	50 ans et plus	pin d'Alep, chêne vert, chêne pubescent	culture abandonnée ⇒ couvert forestier	anciennes vignes, terrasses abandonnées
GUIDI et PIUSSI	1993	Préalpes italiennes orientales (Frioul)	40 à 50 ans (30 à 32 m) 40 à 50 ans (14 à 16 m) 40 à 50 ans (10 à 12 m) 40 à 50 ans (20 à 25 m)	frêne et érable sycomore frêne-charme-houblon chêne pubescent-charme frêne et érable	champs abandonnés ⇒ forêt champs abandonnés ⇒ forêt champs abandonnés ⇒ forêt châtaigneraie à fruits abîmée	zones à forte pluviométrie annuelle
PAUTOU et GRUFFAZ	1993	Marais de Lavours (Ain)	dizaine d'années (fourré de 5 à 7 m)	aulne glutineux	prairie de fauche ⇒ fourré	tourbes à matrice limono-argileuse

DERIOZ	1994	Arrière-pays languedocien	60 ans et plus	chêne vert et chêne pubescent	vigne ⇒ forêt	substrat siliceux, ralentissement par couvert ligneux bas
GAUBERVILLE	1997	Boischaux Nord (région Centre)	16 ans (gaulis de 5 à 7 m) 25 ans (gaulis de 7 à 15 m)	chêne pédonculé	terres cultivées ⇒ gaulis	sol limoneux lessivé dégradé et sol sablo-limoneux avec cailloux
PREVOSTO	1997	Chaîne des Puys (Auvergne)	30 à 40 ans (15 à 20 m)	pin sylvestre et bouleau	pelouses et landes ⇒ forêt	moyenne montagne volcanique
PINTO et JEGOUT	1997	Haute-Marne (région de Chaumont)	30 ans (grès) ;40 ans (marne)	frêne, érable champêtre, robinier, merisier, chêne pédonculé	terres cultivées ⇒ stade forestier pionnier (> 5 m, et couvert ligneux >50%)	grès du Rhétien marnes

Tableau 2. Exemples de boisements spontanés et vitesse de constitution



Quelques grands modèles dynamiques régionaux

Les modèles de dynamique s'organisent en fonction des zones bioclimatiques et il n'est pas possible ici d'en décrire la diversité de manière exhaustive. Nous ne présenterons donc que quelques caractéristiques générales et une illustration par deux modèles dynamiques fréquents en région de moyenne montagne et en zone méditerranéenne (cf. figure 3).

Dans le domaine atlantique et continental

Dans l'étage collinéen, les espèces forestières susceptibles d'intervenir sont nombreuses et conduisent à des situations très diverses. Cependant, il faut souligner que le chêne pédonculé y joue très fréquemment un rôle de pionnier. Les chênaies ainsi constituées à base de chêne pédonculé peuvent évoluer vers des chênaies sessiliflores puis vers des hêtraies si les précipitations sont suffisantes. Dans les zones où le caractère continental est marqué le pin sylvestre pénètre largement dans les phases pionnières.

Le pin sylvestre tient aussi une grande place dans les dynamiques de colonisation forestière de l'étage montagnard, surtout dans les zones à influence océanique. Il forme souvent des peuplements transitoires mais les formations peuvent être stables quand les contraintes environnementales sont fortes : sols acides et secs des Vosges, sols calcaires superficiels du Jura, climat continental marqué des Alpes internes.



D'autres espèces jouent également des rôles de pionniers, en particulier on peut citer le bouleau verruqueux (Massif Central et Pyrénées) qui peut envahir rapidement les anciens terrains de parcours et les feuillus précieux (frêne commun, érable sycomore, érable plane en mélange) qui colonisent les anciennes cultures et champs dans les Alpes. Les stades forestiers pionniers sont remplacés par des forêts dominées le plus souvent par le hêtre et le sapin qui forment des peuplements purs ou mélangés.

À l'étage subalpin, l'épicéa commun, l'érable sycomore, le hêtre se rencontrent fréquemment dans la partie basse. Plus en altitude, on peut assister à des reconquêtes importantes par le pin à crochets comme dans les Pyrénées. Le mélèze est aussi un colonisateur très efficace des pelouses et des terrains de parcours d'altitude. Dans les Alpes, il s'associe fréquemment avec le pin cembro.

Il faut souligner que les essences pionnières présentent une plasticité forte aux conditions du milieu et que leur distribution se caractérise par une large amplitude altitudinale (exemple : saules, bouleau, pin sylvestre).



Dans le domaine méditerranéen

Suite à la déprise agricole, le domaine méditerranéen se caractérise surtout par l'explosion de deux conifères expansionnistes qui sont le pin d'Alep et le pin sylvestre. Ces essences, qui ne représentaient que 75 000 ha à la fin du XIX^e, couvraient en 1990 plus de 450 000 ha (Tatoni et al, 1999). Le pin d'Alep se rencontre surtout dans les zones de plaines et de collines moyennes (étage méso-méditerranéen), le pin sylvestre est plus abondant dans l'étage supérieur (supra-méditerranéen).

Concernant les feuillus à feuilles caduques, il faut souligner la forte progression du chêne pubescent qui s'installe surtout en fin de succession. Le chêne vert est aussi impliqué dans les dynamiques ligneuses dans l'étage méso-méditerranéen même si son importance actuelle tend à décroître.

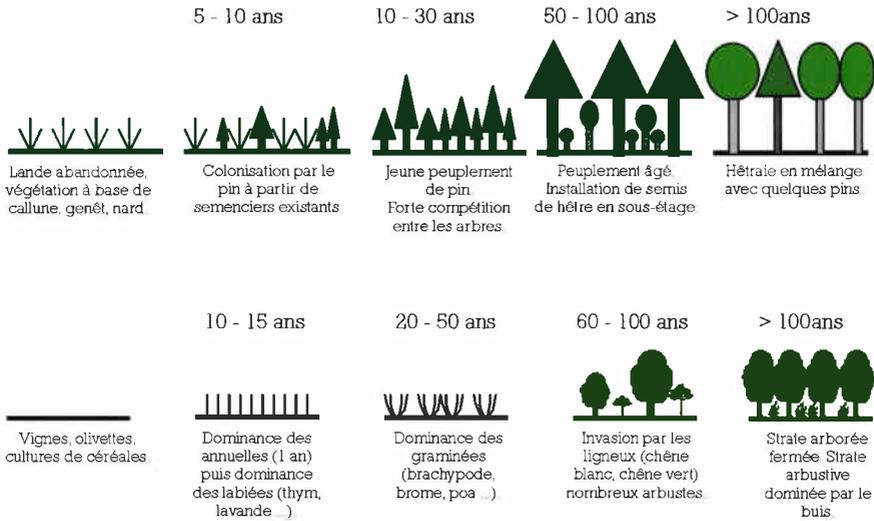


Figure 3 – Deux exemples fréquents de dynamique de colonisation : colonisation des landes par le pin sylvestre en zone de moyenne montagne et colonisation des terres agricoles par le chêne pubescent en zone méditerranéenne (d'après Doche, 1986 et Escarré *et al.*, 1983, modifiés).



POUR EN SAVOIR PLUS

Bazzaz FA, 1998, *Plants in changing environment, Linking physiological, population and community ecology*. Cambridge Univ. Press.

Curt T., Prévosto B., Kleszczewski M., Lepart J., 2003, *Post-grazing scots pine colonization of mid-elevation heathlands : population structure, impact on vegetation composition and diversity*, *Annals of Forest Science*, 60: 711-724.

Connell J.H., Slatyer, R.O., 1977, Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, *American Naturalist*, 111 : 1119-1144.

Doche B., 1986, Déterminisme et expression cartographique des successions végétales : exemple de l'Aubrac montagnard (Massif central français), Thèse université de Grenoble, 252 p.

Escarré J., Houssard C., Debussche M., Lepart J., 1983, Évolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne : étude de succession dans les garrigues du Montpellierais (France), *Oecologia Plantarum*, 18 : 221-239.

Gauberville C., Michel C., 1999, Typologie des accrus en Sologne et Boischaud Nord (région Centre), *Ingénieries EAT, N° spécial*, 133-139.

McCook L.J., 1994, Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review, *Vegetatio*, 110: 115-147.

Rameau J.-C., 1991, *Les grands modèles de dynamique linéaire forestière observable en France. Liens avec les phénomènes cycliques*, XX^e Colloques phytosociologiques, Bailleul, pp. 241-271.

Rameau J.-C., 1999, *Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière*, *Ingénieries EAT*, N^o spécial : 33-48.

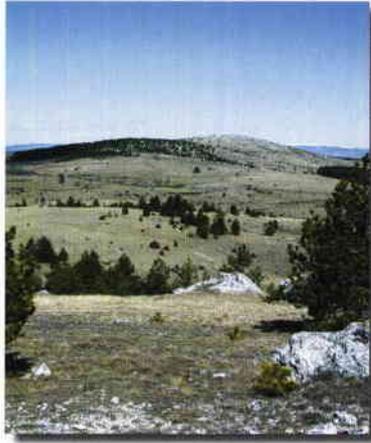
Tatoni T., Barbero M., Gachet-Boudemaghe S., 1999, *Dynamique des boisements naturels en Provence*, *Ingénieries EAT*, N^o spécial : 49-66.



Colonisation forestière dans les Pyrénées ariégeoises vers 1910 et 1990
(Collection Jean-Paul Metaillie). (In « Friche, garrigue ou forêt ? Les changements du paysage dans la vallée de l'Hérault au cours du 20^e siècle ». Dervieux A., Vakhnovsky, N., 1995, 45 p.).

FICHE 5

CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES DE LA COLONISATION FORESTIÈRE



Impact sur l'avifaune et l'entomofaune

Le bilan écologique de la fermeture des milieux ouverts par les ligneux est difficile à établir, en particulier les conséquences de l'afforestation sur l'avifaune et l'entomofaune sont complexes et encore peu étudiées. D'une part, elles dépendent de nombreux facteurs (modalités de la succession, structure paysagère, distribution initiale des espèces) et, d'autre part, elles doivent être raisonnées à différentes échelles de temps (pérennité et développement des espèces au cours de la succession) et à différents niveaux d'organisation spatiale (parcelle, paysage, région naturelle). Enfin, ces deux grands systèmes, l'avifaune et entomofaune, voient leurs évolutions interférer étroitement.

Dans les Vosges du Nord, Baudry et Ackx (1993) notent que l'augmentation de la complexité de la végétation et la diversification des structures végétales favorisent l'avifaune et l'entomofaune dans leur globalité mais ils observent aussi la régression de certains groupes zoologiques à certains stades de la succession. Ces mêmes auteurs notent en effet que l'abondance moyenne (nombre

d'individus par espèce) de l'avifaune triple du stade herbacé au stade arboré, alors que le nombre d'espèces est le plus élevé au stade buissonnant puis décroît dans les stades plus avancés. On peut dire que le développement vertical de l'écosystème s'accompagne d'une diminution de la richesse spécifique mais d'une amélioration de la représentation de chacune de ses composantes.

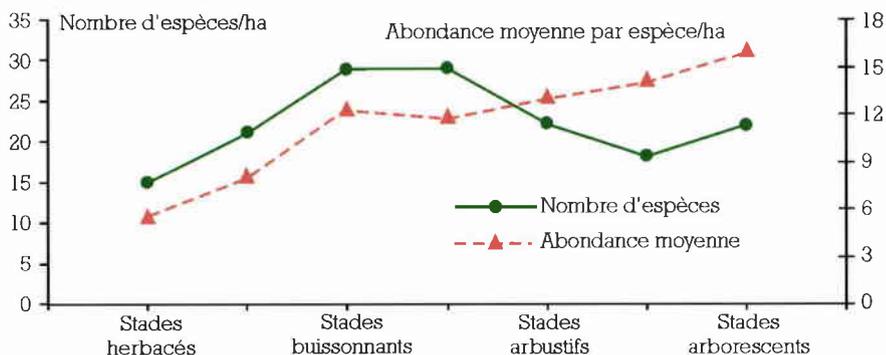


Figure 1 – Évolution de la richesse et de l'abondance des oiseaux nicheurs en fonction de la colonisation ligneuse dans les terres en déprise du Diois (Drôme) (Baudry et Acx, 1993).

Comme pour les oiseaux, la structure et la composition du paysage végétal influent fortement sur la diversité des populations d'insectes. Ings et Hartley (1999) qui ont analysé la répartition des populations d'insectes (*Coleoptera*, *Carabidae*) dans des landes d'Écosse boisées par le pin sylvestre et le bouleau observent que la richesse en espèces, qui est la plus forte dans les milieux ouverts, diminue lorsque le couvert forestier s'est installé.



Les changements de flore

Modifications de la diversité

Harmer *et al.* (2001) étudiant, à l'aide d'anciens relevés de végétation, la composition floristique d'anciennes terres de culture abandonnées sur plus d'un siècle, notent (cf. figure 2) :

- ① une colonisation forestière relativement lente (20-40 ans) par des feuillus pionniers (chênes, érables sycomore et plane, frêne commun...);
- ② un nombre d'espèces maximal avant la fermeture par les ligneux;
- ③ un renouvellement¹ très fort des espèces, si bien que seul un faible nombre de plantes initiales sont présentes au stade boisé final. Cette faible durabilité de la composition spécifique est attribuée, pour l'essentiel, aux variations de l'éclaircement;

¹ Il existe divers indices pour apprécier le renouvellement et les modifications de la flore. Par exemple l'indice de Sorensen = $2c/(a+b)$ où c est le nombre d'espèces communes aux deux relevés, a et b le nombre d'espèces pour chacun des relevés. Si cet indice est proche de 1 cela signifie que le renouvellement est faible, a contrario une valeur de l'ordre de zéro signifie que l'on a observé d'importantes modifications dans la composition floristique.

④ l'absence dans le stade boisé de certaines espèces forestières représentées dans l'environnement immédiat, ce qui montre une reconquête parfois difficile par des espèces pourtant typiques des milieux forestiers matures.

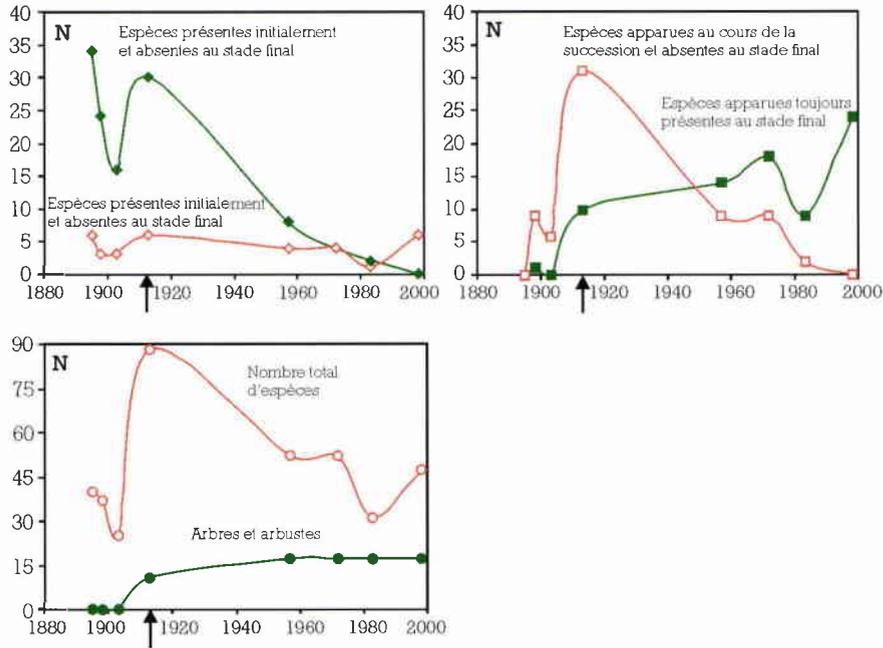


Figure 2 – Évolution des cortèges floristiques (nombre d'espèces N) d'une terre abandonnée par l'agriculture sur un siècle (d'après Harmer *et al.*, 2001). La flèche indique le début de la colonisation ligneuse par les feuillus (chêne, frêne, érable...)

La richesse spécifique (nombre d'espèces présentes) est souvent maximale dans les stades intermédiaires entre milieux ouverts et milieux forestiers. Cependant, des études montrent que certains milieux ouverts d'origine anthropique recèlent une très forte diversité. Ainsi, Vanpeene-Bruhier *et al.* (1998) étudiant la déprise des espaces montagnards dans les Alpes observent que, dans la séquence de succession pré de fauche/déprise/friche/bois, la richesse spécifique est maximale dans les prés de fauche alors que les zones en déprise et les zones forestières sont les plus pauvres. Ces mêmes auteurs notent que l'abondance d'une espèce monopoliste très colonisatrice (*Brachypode penné*) provoque localement une forte altération de la diversité floristique.

Modification de la composition

Debussche *et al.* (1996), se sont intéressés aux changements de flore dans le cadre d'une étude sur la succession post-culturelle (vignes, céréales) en région Méditerranéenne. Ils concluent qu'au cours de la succession la richesse en espèces et le renouvellement (indice de Sorensen) décroissent avec l'âge.

L'évolution des cortèges floristiques au cours de la succession s'accompagne de profondes modifications dans les formes² et les traits biologiques des espèces. Ainsi Sciama (1999) étudiant la colonisation des pelouses dans le Jura note *cf.* figure 3 :

- une baisse des hémicryptophytes et une augmentation des phanérophytes,
- une baisse des anémochores et une augmentation des endozoochores³

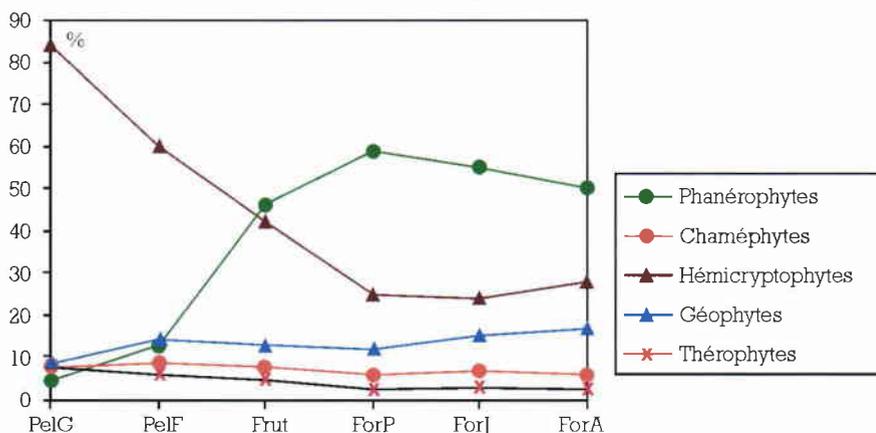


Figure 3 – Évolution des espèces selon leur forme biologique au cours de la colonisation forestière de pelouses dans la petite montagne jurassienne. On observe que les hémicryptophytes cèdent la place aux phanérophytes au fur et à mesure que l'on progresse vers les écosystèmes forestiers constitués. Les stades identifiés sont les suivants : pelouses gérées (PelG), pelouses préforestières (PelF), fruticées (Frut), forêts pionnières (ForP), forêts jeunes (ForJ), forêts anciennes (ForA). (Sciama, 1999, modifié).

Ces modifications de la flore sont bien sûr très liées aux changements du milieu. Elles en sont d'ailleurs l'expression la plus visible, les arbustes et les arbres venant se substituer aux herbacées et aux plantes à rosettes. En tenant compte de l'évolution édaphique qui accompagne ces modifications, on peut dire, qu'au cours de la succession, il est fréquent d'observer :

- ① une baisse des espèces exigeantes en lumière au profit d'espèces tolérantes à l'ombrage quand le milieu se ferme ;
- ② une augmentation des espèces indiquant une meilleure disponibilité en eau (les milieux forestiers présentent des sols moins compacts et subissent moins de dessiccations en surface) ;
- ③ une augmentation des espèces nitrophiles liée à une meilleure disponibilité en azote dans les sols.

Sur ces bases, Tilman (1990) conclut que la succession est souvent orientée selon un double gradient, l'un négatif pour la lumière et l'autre positif pour

² Raunkiaer, 1934 distingue : les Phanérophytes : arbres, arbustes, lianes (bourgeon terminal est à plus de 50 cm du sol), les Chaméphytes : arbrisseaux (bourgeon à moins de 50 cm), les Hémicryptophytes : plantes à rosettes (bourgeon à la surface du sol), les Géophytes : plantes à bulbe, à rhizome ou tubercule (bourgeon dans le sol) et les Thérophytes : plantes annuelles.

³ Endozoochore : graine ingérée par l'animal (oiseaux) et restituée sans altération de sa capacité germinative, épizoochore : graine s'accrochant au pelage de l'animal, anémochore : graines dispersées par le vent, myrmécochore : dispersion par les fourmis, barochore : dispersion par effet de la gravité.

les nutriments (pour l'azote en particulier, cf. figure 4). Les espèces de début de succession peu exigeantes en nutriments, héliophiles et très aptes à la colonisation sont progressivement remplacées par des espèces plus sciaphiles, plus exigeantes en nutriments mais peu adaptées à la colonisation.

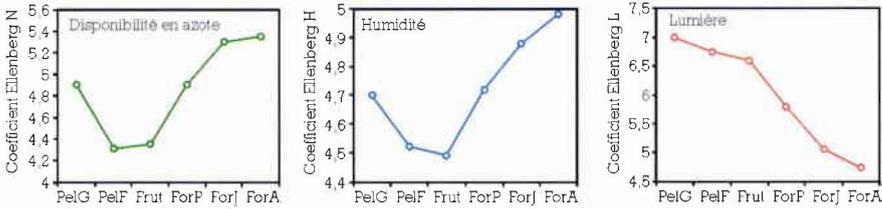


Figure 4 – Variation des coefficients d'Ellenberg⁴ au cours de la succession dans le Jura (figure 3) pour l'azote, l'humidité et la lumière (Sciama, 1999). On retrouve sur ces graphiques l'illustration du double gradient mis en évidence par Tilman.

L'étude simultanée de forêts anciennes et de boisements spontanés post-culturaux sur des sites comparables montrent que la diversité et la composition de la flore sont liées, pour les boisements récents, à leur forme, à leur âge, au passé culturel et à la distance aux sources de diaspores. Les écotones de voisinage entre forêts anciennes et forêts récentes sont souvent des points de départ pour la colonisation des espèces typiquement forestières, même si la vitesse de progression de ces espèces est souvent lente, inférieure à environ 1 m/an (Brunet et von Oheim, 1998 ; Bossuy *et al.*, 1999). Cette progression est d'ailleurs fortement dépendante du mode de dissémination des espèces suivant l'ordre endozoochore > épizoochore > anémochore > myrmecochore > barochore. Cependant des espèces forestières (*Stachys sylvatica*, *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea*...), bénéficiant de conditions édaphiques plus favorables dans certains boisements spontanés, sont capables de s'installer rapidement et même d'atteindre une abondance plus forte dans les boisements récents que dans les forêts anciennes (Bossuyt *et al.*, 1999).



Autres conséquences écologiques

Les conséquences écologiques de l'afforestation naturelle ne se limitent pas à la flore et à la faune. Les implications sont nombreuses sur l'évolution des sols, la modification de la grande faune sauvage et la sensibilité aux perturbations :

- Les sols, qui héritent en partie de la fertilité déterminée par les anciens usages, évoluent avec la fermeture ligneuse : structuration des horizons, apparition d'un véritable humus, développement de la faune du sol. Nous avons déjà remarqué que la fertilité des sols est fortement dépendante de l'utilisation ancienne, elle

⁴ Le système d'Ellenberg permet, sur un site donné, de quantifier les conditions environnementales en utilisant la valeur indicatrice de la flore (Ellenberg *et al.*, 1992). Chaque espèce végétale est affectée d'un coefficient (variant de 1 à 9 en général) reflétant ses préférences en termes de conditions d'humidité, de nutrition azotée du milieu, de lumière, d'acidité (valeur pH) et de température. Une moyenne est calculée ensuite pour l'ensemble du relevé floristique, une valeur élevée reflétant une affinité forte pour la variable environnementale considérée et *vice versa*.

évolue également au cours du processus de colonisation. Sur les sols calcaires du Jura, Moares *et al.* (2001) notent une plus forte disponibilité en azote, des conditions d'alimentation hydriques plus favorables et une diminution de la compacité des sols lorsque la succession évolue des stades ouverts initiaux vers les stades forestiers terminaux.

- L'évolution du gibier est sensible : les milieux favorables au petit gibier sont désertés progressivement par ce dernier qui est remplacé par le grand gibier (cervidés, sanglier) notamment en relation avec la disparition des sources de nourriture d'origine agricole et des refuges traditionnels.
- La sensibilité à l'incendie est bien sûr fortement accrue par le développement des ligneux, en particulier, en zone méditerranéenne. La répétition des feux constitue un facteur de blocage de la succession (apparition d'une végétation sclérophylle persistante) et conduit à une érosion et à une banalisation de la biodiversité.
- Enfin, il faut signaler le rôle des boisements spontanés dans la lutte contre l'érosion des sols, les glissements de terrain, la fixation du manteau neigeux et la prévention des avalanches.

5



En conclusion

Les modifications de la diversité biologique provoquées par la dynamique d'afforestation sont extrêmement variées et doivent être analysées à plusieurs échelles et par différentes approches. D'une part, les critères écologiques utilisés doivent être multiples et pertinents, l'utilisation seule d'indices de diversité (tel le nombre d'espèces) peut masquer des modifications très importantes dans la composition des espèces et de leur intérêt patrimonial. D'autre part, l'apparition ou la disparition d'espèces peut avoir des conséquences qui se déclinent différemment selon l'échelle d'observation spatiale.

Malgré la multiplicité des situations, les boisements spontanés font certainement peser un risque sur la diversité biologique des milieux ouverts fortement anthropisés (landes, pelouses, zones humides) qui se caractérisent par une faune et une flore très spécialisées étroitement inféodées à un biotope spatialement limité. La colonisation de tels milieux risque le plus souvent d'entraîner la disparition d'espèces à forte valeur écologique au profit d'un cortège d'espèces plus opportunistes et dont l'intérêt patrimonial est plus limité.

POUR EN SAVOIR PLUS

Baudry J., Ackx A.-S., 1993, *Écologie et friches dans les paysages agricoles*, ministère de l'Environnement, Comité EGPN, 46 p.

Bossuyt B., Hermy M., Deckers J., 1999, Migration of herbaceous plant species across ancient-recent ecotones in central Belgium, *Journal of Ecology*, 87 :628-638.

Brunet J., von Oheimb G., 1998, Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden, *Journal of Ecology*, 86 :429-438.

Debussche M., Escarré J., Lepar J., Houssard C., Lavorel S., 1996, Changes in Mediterranean plant succession : old-fields revisited, *Journal of Vegetation Science* 7 : 519-526.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. 1992, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica*, 18, p. 1-258.

Harmer R., Peterken G., Kerr G., Poulton P., 2001, Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land, *Biological Conservation*, 101 :291-304.

Ings T.C., Hartley S.E., 1999, The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest, *Forest Ecology and Management*, 119 :123-136.

Moares Domínguez C., Sciama D., Dambrine E., Dupouey J.-L., Gégout J.C., Brechet C. 2001, Évolution des stocks de carbone et de la disponibilité de l'azote lors de la dynamique de recolonisation des prairies abandonnées du Jura *Étude et gestion des sols*, 2, p. 119-134.

Raunkiaer C., 1934, *The life forms of plants and statistical plant geography*, Oxford Univ. Press, Oxford, 632 p.

Sciama D., 1999, Dynamique de la végétation forestière dans les terrains en déprise agricole en petite montagne jurassienne, Thèse ENGREF, 269 p.

Tilman, D., 1990, Constraints and tradeoffs : toward a predictive theory of competition and succession, *Oikos*, 58: 3-15.

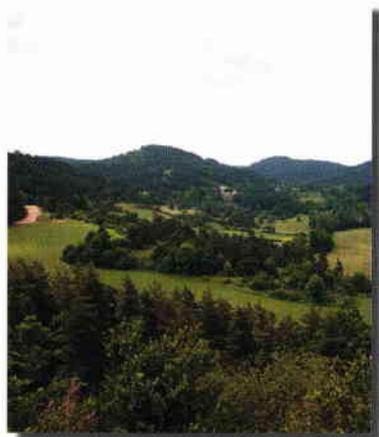
Vanpeene-Bruhier S., Moyne M.L., Brun J.J., 1998, La richesse spécifique : un outil pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion de l'espace. Application en Haute Maurienne (Aussois, Savoie), *Ingénieries EAT*, 15 :47-58.





FICHE 6

BOISEMENTS SPONTANÉS ET DYNAMIQUE SPATIALE



Les modalités de la dynamique spatiale



Les boisements spontanés se mettent en place dans l'espace selon des modalités variées qui concernent la vitesse d'installation, la composition spécifique et la structuration spatiale. L'étude simultanée de cette dynamique et plus particulièrement l'étude de ses aspects spatio-temporels fait appel aux méthodes et aux outils de l'écologie du paysage.

La colonisation forestière des espaces ouverts à usage agricole ou pastoral s'opère à partir des structures forestières existantes et susceptibles d'abriter des semenciers : massifs forestiers constitués, haies ou boisements linéaires, bosquets, arbres isolés. Les modalités de reconquête varient selon l'état et l'histoire du paysage (occupation du sol, structure paysagère, antécédents et leurs conséquences) mais aussi selon le comportement des espèces colonisatrices et les pratiques en cours.



Les processus de colonisation

Différents auteurs (Gouze, 1987 ; Rameau, 1987, 1991 ; Rousset, 1995) ont décrit les principales modalités de la colonisation qui accompagnent la mise en place des peuplements et qui ne sont pas exclusifs les uns des autres : les colonisations frontales, par nucléation, par dispersion (cf. figure 1).

■ La colonisation frontale se produit à partir de terres présentant un couvert forestier suffisamment important pour que puisse se développer une occupation qui avance à partir des lisières jusqu'à conquérir, de proximité en proximité, les espaces qui viennent d'être abandonnés. Le manteau arboré et arbustif progresse alors sous la forme d'enveloppes qui se développent de manière frontale par rapport aux milieux ouverts. On voit apparaître des gradients d'âge entre le couvert forestier initial et les extrémités les plus éloignées des parcelles réoccupées.

■ La colonisation par nucléation s'opère à partir d'arbres isolés qui forment des noyaux devenant peu à peu coalescents. C'est un processus commun facile à observer, par exemple, dans le cas des anciennes vignes et oliveraies des garrigues nord-montpelliéraines (Escarré *et al.*, 1993) ou des Cévennes (Debussche *et al.*, 1992). Dans ce processus, on observe la juxtaposition de plusieurs stades dynamiques entremêlés.

■ La colonisation par dispersion est décrite comme l'installation directe sur les milieux ouverts d'arbres héliophiles répartis à proximité des semenciers. Les espèces concernées sont des pionnières qui s'installent suivant un modèle de facilitation ou de tolérance. L'aspect général peut apparaître plus homogène que dans les modèles de colonisation frontale ou par nucléation.

Bien évidemment, le mode de colonisation, qui est rarement unique, influe sur la composition (biodiversité) et sur la structure (hétérogénéité) des accrus ainsi que sur la vitesse d'installation de la couverture arborée.

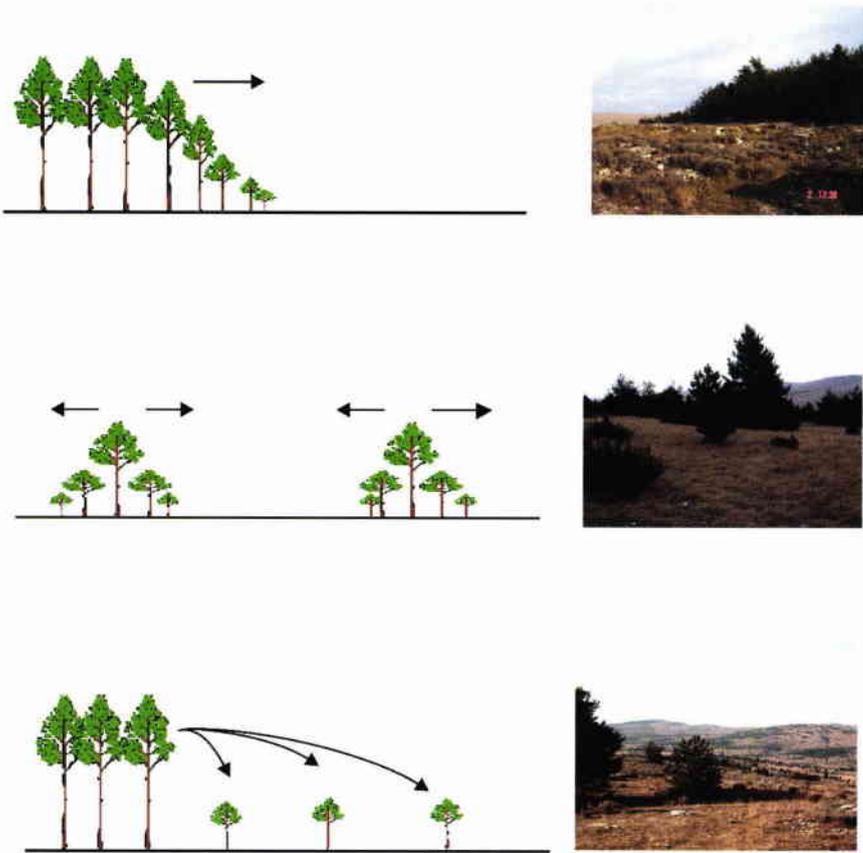
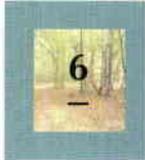


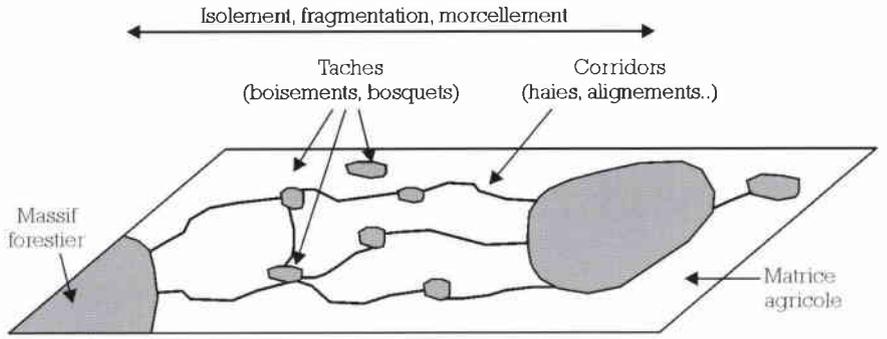
Figure 1 – Les modèles de dynamique spatiale : colonisation frontale, par nucléation et par dispersion.



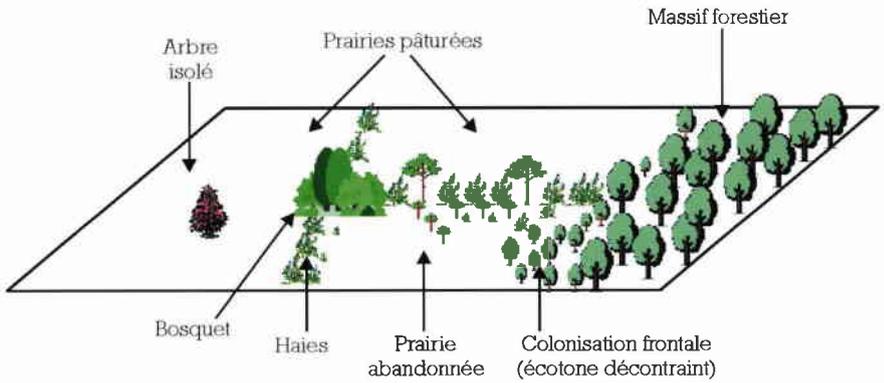
Les différentes échelles d'étude

La structure spatiale peut-être décrite et analyser à différentes échelles caractérisées par leurs dimensions et la nature des objets décrits. Ces différentes échelles conduisent à des actes de gestion et d'aménagement particuliers qui n'impliquent pas nécessairement les mêmes acteurs et ni les mêmes opérateurs.

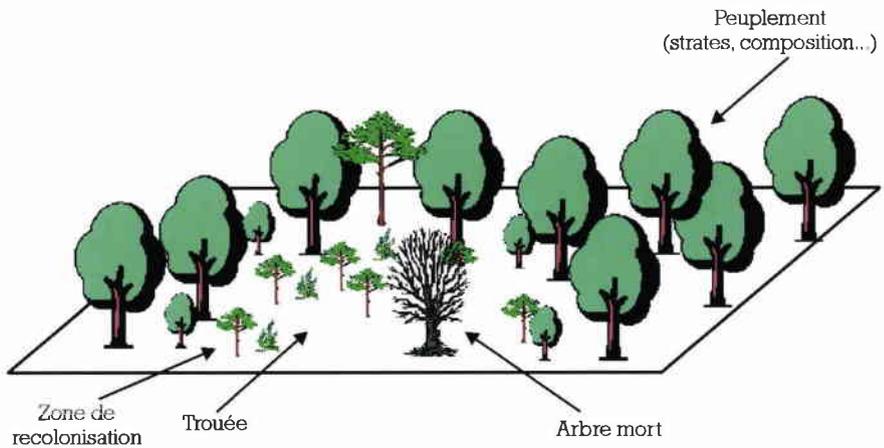
L'analyse de la dynamique spatiale des boisements s'étudie à différentes échelles : globale, locale et interne (cf. figure 2).



Échelle globale (petite région)



Échelle locale (paysage)



Échelle interne (massif forestier)

Figure 2 – Les trois échelles d'étude de la structure spatiale des boisements spontanés.

À l'échelle globale (par exemple, au niveau d'une petite région) l'espace est analysé en décomposant ces principales caractéristiques structurantes (grands massifs forestiers, espaces agricoles, zones urbaines ...), les éléments dispersés (taches) et les éléments de communications (corridors). On doit tenir compte des données géographiques générales comme le relief, l'hydrologie, le climat, etc. Cette analyse permet, pour les boisements, de déterminer non seulement leur nombre, leur position et leur environnement mais surtout de définir leur isolement, leur morcellement et leur fragmentation et donc d'apporter des informations sur la dissémination potentielle et observée des espèces (Deconchat et Balent, 1996 ; van der Maarel, 1988) et sur les grands enjeux de gestion (remembrement, allocation de certains espaces à certaines fonctions, gestion de l'eau, communications, etc).

À l'échelle locale (exemple : le paysage), la possibilité de comprendre le fonctionnement dynamique des écosystèmes et de prédire les dynamiques de succession s'affinent. En effet, il est possible à cette échelle de définir la nature de la matrice agricole (types d'utilisation agricole et intensité), des taches (bois, bosquets, végétation particulière), des corridors (haies, alignements boisés) et des écotones (zones de transition entre les écosystèmes). Les écotones méritent une attention particulière. Ils constituent des milieux très particuliers en ce qui concerne la diversité biologique ; ils sont l'un des moteurs essentiels de la réorganisation de l'espace et traduisent, à un moment donné, la dynamique et la structure du paysage (Bruhier-Vanpeene, 1999 ; Rameau, 1999 ; Delcros, 1993). En particulier, les écotones contraints (là où subsistent une activité anthropique forte) évoluent vers des écotones décontraints, lors de l'abandon (Bruhier-Vanpeene, 1999). Il est alors possible de mettre en évidence des processus de colonisation qui s'opèrent suivant les modèles de succession et de dynamique spatiale définis précédemment.

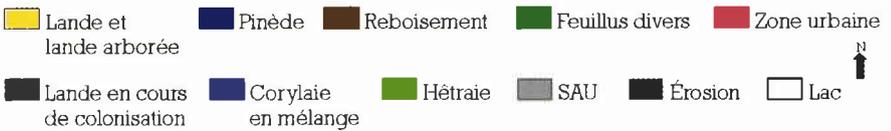
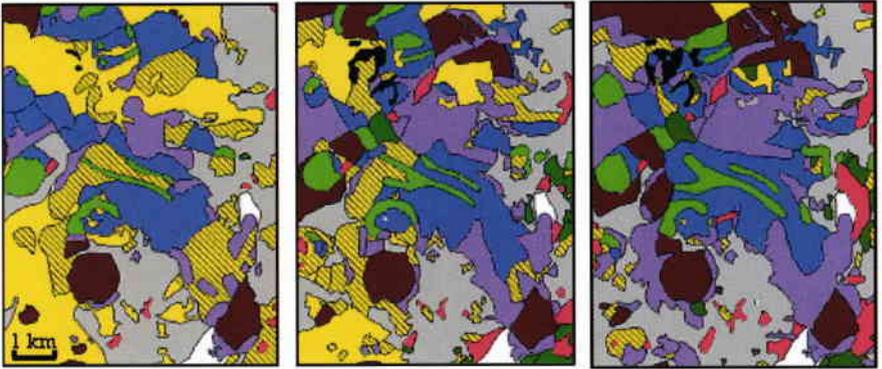


L'échelle interne (exemple : le massif, la parcelle) est le niveau pertinent pour analyser l'hétérogénéité de zones qui apparaissent homogènes aux échelles supérieures. Ce niveau d'étude permet de prendre en compte, dans les boisements, les perturbations fines (trouées accidentelles, mortalité), d'étudier les structures (nature, distribution, composition des strates de végétation), les zones de transition (lisières) et les processus dynamiques qui vont déterminer la composition et l'organisation d'entités qui nécessitent une approche sylvicole particulière.



Les outils

Les outils de l'écologie du paysage sont utilisés fréquemment pour aborder les problèmes de l'étude de la dynamique spatiale. Les approches diachroniques sont réalisées à partir de clichés aériens de différentes époques. Ils sont interprétés manuellement ou de façon automatisée. Le recours aux images satellites est encore peu fréquent mais se généralisera sans doute dans l'avenir avec les progrès en résolution spatiale. La digitalisation puis le traitement par SIG (Système d'information géographique) permet une étude quantitative des changements d'occupation des sols, de l'évolution de l'hétérogénéité spatiale, des transferts de surface (cf. figure 3)...



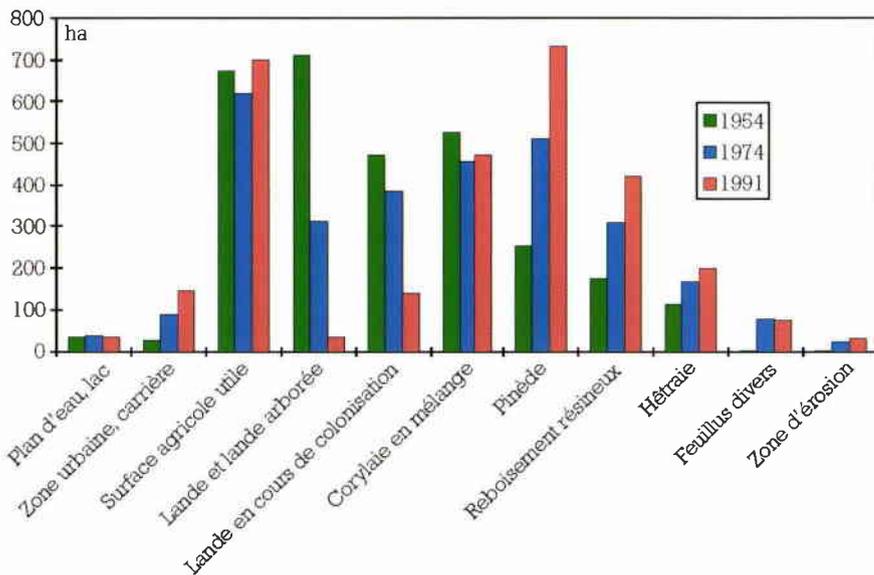


Figure 3 – Transformation du paysage sous l'effet de la dynamique d'afforestation par le pin sylvestre et des reboisements artificiels en 1954, 1974 et 1994 (Chaîne des Puys, Prévosto, 1999).

Dans le cas de la déprise agricole et de la colonisation forestière, il est fréquent de noter (Baudry et Acx, 1993 ; Léouffre et Leclerc, 1996) :

- une augmentation de l'hétérogénéité spatiale, au moins au début du processus de colonisation,
- une progression du nombre de contacts entre parcelles non colonisées et parcelles en friches ou en bois, suivie d'une baisse au fur et à mesure que la progression forestière se généralise au niveau du paysage,
- une colonisation forestière qui progresse surtout à partir des lisières des espaces boisés existants,
- une forte sensibilité des espaces à la colonisation qui est fonction des communautés végétales en place et des pratiques.



En conclusion

Les dynamiques spatiales s'appréhendent à diverses échelles qui sont dépendantes les unes des autres. La compréhension d'un paysage et de son évolution nécessite une approche hiérarchique pour chaque niveau d'organisation qui selon Brun (1994) peut se décliner en :

- niveau d'organisation socio-écologique (de la commune à la parcelle, par exemple) afin de connaître les pratiques et leurs modalités,



- niveau d'organisation écologique, des systèmes écologiques les plus vastes aux unités les plus élémentaires (exemple des systèmes géopédologiques aux éco-unités),
- niveau d'organisation spatiale pluri-scalaire (des images satellites à la description d'une placette, d'un profil de sol).

POUR EN SAVOIR PLUS

Baudry J., Ackx A.-S., 1993, Écologie et friches dans les paysages agricoles, ministère de l'Environnement, Comité EGPN. 46 p.

Brun J.J., 1994, Boisements spontanés feuillus en montagne. Dynamique et gestion. *In* 'Séminaires Agriculteurs, agriculture et forêt'. Paris 12-13 Déc.

Deconchat M., Balent G., 1996, Biodiversité et forêt dans un paysage agricole. Étude bibliographique, *Et. Syst. Agraire Dév.*, 29 :15-36.

Delcros P., 1993, Écologie du paysage et dynamique végétale post-culturale en zone de montagne, Thèse univ. Grenoble I, Cemagref, 263 p.

Gouze B., 1987, Le développement de la forêt par reforestation naturelle. *Les cahiers haut-marnais, journées haut-marnaises d'art et d'histoire*, 169-170 : 27-41.

Léouffre M.C., Leclerc B., 1996, Dynamique des formations forestières d'une vallée des Préalpes entre 1956 et 1991. *In* Études des phénomènes spatiaux en agriculture, INRA Editions, Paris, 6-8 Déc, pp. 277-285.

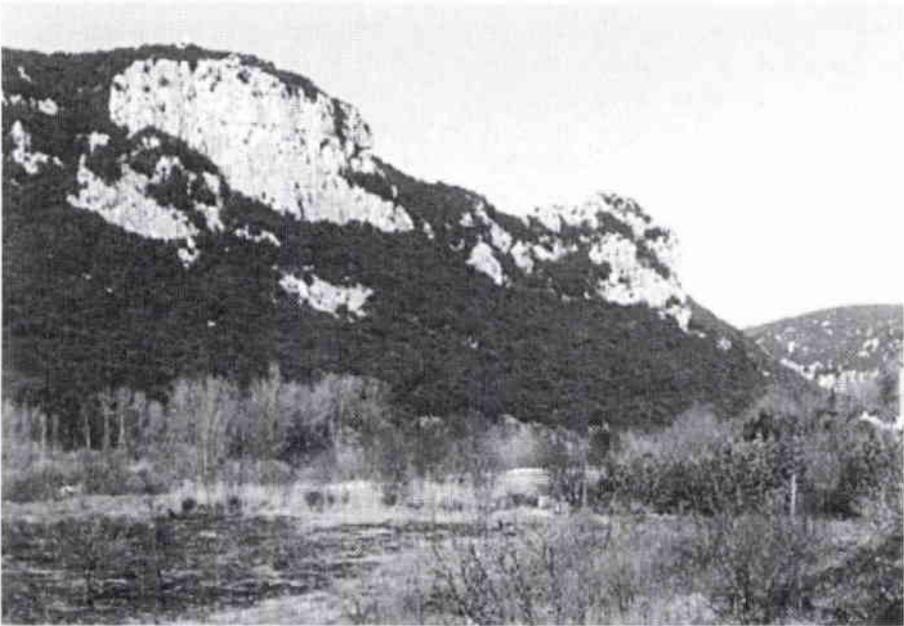
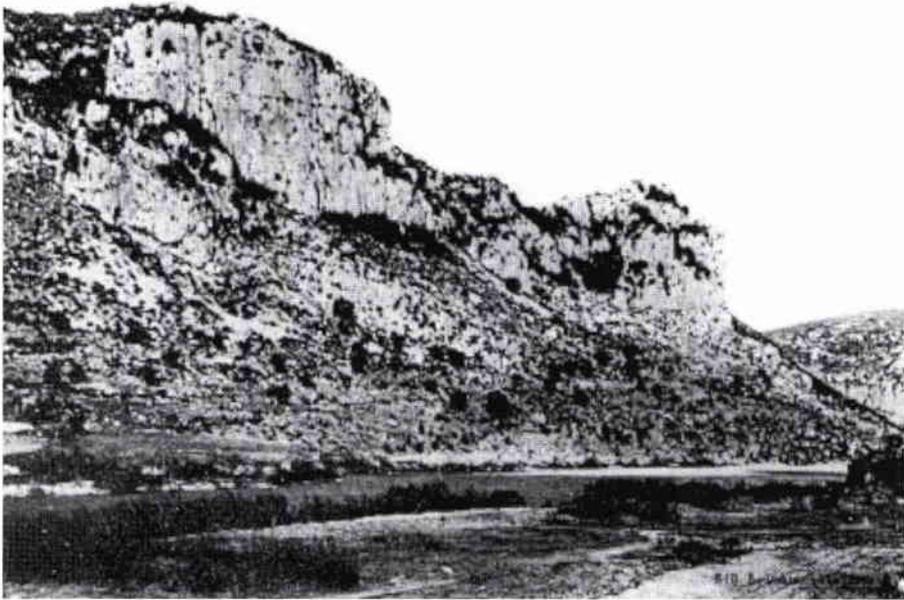
Prévosto B., 1999, *Analyse fonctionnelle des boisements spontanés et modélisation de leur développement. Application aux peuplements de Betula pendula (Roth.) et Pinus sylvestris (L.) en moyenne montagne volcanique (la Chaîne des Puys, Massif Central)*, Thèse univ. Aix-Marseille, 198 p.

Rameau J.C., 1987, Contribution phytoécologique et dynamique à l'étude des écosystèmes forestiers, applications aux forêts du Nord-Est de la France, Thèse univ. Besançon, 344 p.

Rameau J.-C., 1999, Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière, *Ingénieries EAT, N° spécial*, 33-48.

Van der Maarel E., 1988, Vegetation dynamics : patterns in time and space. *Vegetatio*, 77 :7-19

Vanpeene-Bruhier S., 1998, *Transformation des paysages et dynamiques de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie)*, Doctorat Sciences de l'environnement, ENGREF Paris, 276 p.



Changement de paysages dans la Vallée de l'Hérault : 1910 et 1991.
(en haut, collection Geneviève Debussche ; en bas, collection Alain Dervieux).
(in « Friche, garrigue ou forêt ? Les changements du paysage dans la vallée de l'Hérault au
cours du 20^e siècle » Dervieux A., Vakhnovsky, N., 1995, 45 p.)



FICHE 7

LA GESTION DES BOISEMENTS SPONTANÉS : OBJECTIFS ET CONTRAINTES



La variété des objectifs de gestion pour des espaces multifonctionnels

Trois alternatives principales s'offrent aux gestionnaires publics et privés en matière de gestion des boisements naturels : la non-gestion, la coupe et la plantation de boisements artificiels selon les normes classiques de sylviculture, ou la gestion des boisements avec un objectif donné (par exemple production de bois) qui nécessite une bonne connaissance de la dynamique, de la valeur du boisement et des référentiels techniques. Les choix de gestion résultent souvent du poids des différents acteurs locaux : poids prépondérant des propriétaires privés, objectifs de gestion écologique dans des espaces protégés, projets d'aménagement sylvopastoral à l'initiative des organismes agricoles locaux, etc.

Ainsi observe-t-on fréquemment une dichotomie entre les régions à forte tradition sylvicole dans lesquelles la gestion des accrus forestiers est intégrée dans l'exploitation agricole ou dans les plans de gestion (par exemple, Fran-



che-Comté, Lozère ou Cantal), et les régions sans tradition forestière, dans lesquelles les accrus forestiers sont généralement délaissés, ou remplacés par des plantations à objectif de rentabilité économique (par exemple, Bretagne ou Picardie).

Les boisements spontanés, comme les forêts constituées, sont susceptibles de **plusieurs objectifs de gestion** destinés à leur permettre de remplir plusieurs « fonctions ». Les principaux objectifs de gestion qui intéressent les décideurs publics et les gestionnaires sont : la production de bois (bois d'œuvre et bois d'énergie), la gestion sylvopastorale, la conservation de la diversité biologique, la gestion cynégétique, la gestion à objectif paysager, touristique et/ou récréatif, la lutte contre les risques d'incendies et la protection des sols. On remarquera que ces objectifs de gestion sont de deux types : ceux qui visent la **production de biens marchands** comme la production de bois, et ceux qui concernent les **biens non marchands**, comme les aménités paysagères ou de cueillette¹. D'apparence simple, ce besoin d'évaluation des potentialités se heurte à deux difficultés principales :

■ les accrus sont par nature des espaces en évolution². Ils sont susceptibles de **changements** plus ou moins rapides de composition, de physionomie, de répartition spatiale, etc. L'évaluation des possibilités de gestion doit prendre en compte cette dynamique et viser à la guider dans la mesure du possible. Les objectifs de **gestion peuvent se situer à très court terme**, comme par exemple la lutte contre la fermeture des accrus par des coupes mais il est possible d'envisager des gestions à long terme. Ceux-ci s'accordent avec des objectifs de reconstitution de peuplements stables et « climaciques » présentant des garanties de **gestion durable** (régénération, diversité biologique, santé et vitalité de l'écosystème). Cela suppose une bonne connaissance de la dynamique de la végétation, des blocages possibles, des stades transitoires et terminaux

■ il n'existe pas de méthode générale et universelle de traitement de ces espaces mais de nombreuses voies de recherche qui sont liées à **la diversité des modes de gestion ou de valorisation possibles** et à **la variété des indicateurs à prendre en compte** en fonction de ces objectifs. En effet, pour un type de boisement spontané donné (par exemple, un accru de pin sylvestre presque pur) les indicateurs et les méthodes à mettre en œuvre seront probablement différents s'il s'agit de le gérer dans un objectif de production de bois, de gestion cynégétique, ou de maintien de l'ouverture du paysage. Pour certains modes de gestion comme la production de bois, il existe des outils robustes et couramment utilisés en foresterie. Dans ce cas, il s'agit surtout de tester leur robustesse et leur applicabilité aux boisements spontanés. Mais pour d'autres

¹ On rappellera pour mémoire l'utilisation d'accrus à robinier pour l'apiculture en région méditerranéenne (Rameau, communication orale)

² On peut noter que certains types de boisements spontanés à faible couverture arborée sont souvent perçus comme des espaces non forestiers pour les forestiers, et comme des espaces non agricoles pour les agriculteurs. Ceci explique que parfois ces espaces ne sont pas pris en compte dans la gestion des territoires. Leur perception est souvent négative (fermeture des paysages, risques d'incendies, etc.) et leur statut de ressource potentielle souvent négligé.

modes de gestion, comme les aménités paysagères ou récréatives, les méthodes d'évaluation et les outils sont moins connus et plus rarement utilisés (évaluation contingente, approche hédoniste, etc.). Rappelons aussi qu'il existe des conflits réels ou potentiels entre certains enjeux de valorisation. Par exemple, pour les boisements spontanés en milieu méditerranéen, les risques d'incendies sont maximaux à proximité des villages. Les objectifs de défense contre les incendies peuvent entrer en conflit avec la valorisation de ces espaces pour le tourisme (Dervieux *et al.*, 1998).

Une fois acquise la connaissance des différents types de boisements spontanés existants, et en particulier de leur dynamique spatiale et temporelle, et avant d'envisager des possibilités de gestion de ces nouveaux espaces, il est nécessaire d'analyser leur insertion dans la politique d'ensemble du territoire. Plus précisément d'évaluer leur place au regard du potentiel agricole et forestier déjà en place. C'est seulement ensuite que peuvent se faire des choix en tenant compte des contraintes générales qui conditionnent **les potentialités de gestion** de ces espaces (*cf.* figure 1). À ce stade, la première préoccupation est de proposer des **indicateurs et des méthodes d'évaluation** de l'intérêt d'un type d'accru pour tel ou tel mode de gestion en fonction de ses caractéristiques (écologie, surface, composition, etc.), des enjeux territoriaux, des différents acteurs susceptibles d'intervenir dans la gestion et des coûts. Les gestionnaires et des acteurs publics ont alors pour tâche de mettre au point des méthodes d'insertion, d'accompagnement et de gestion des accrus et de proposer des itinéraires technico-économiques adaptés. Ces itinéraires techniques doivent permettre de valoriser au mieux les potentialités des boisements spontanés, généralement à moindre coût en raison de la faible valeur ajoutée potentielle de nombreux accrus. On peut admettre, qu'en raison de cette faible valeur ajoutée, la décision de non gestion, ou de gestion minimale, n'est pas exclue.

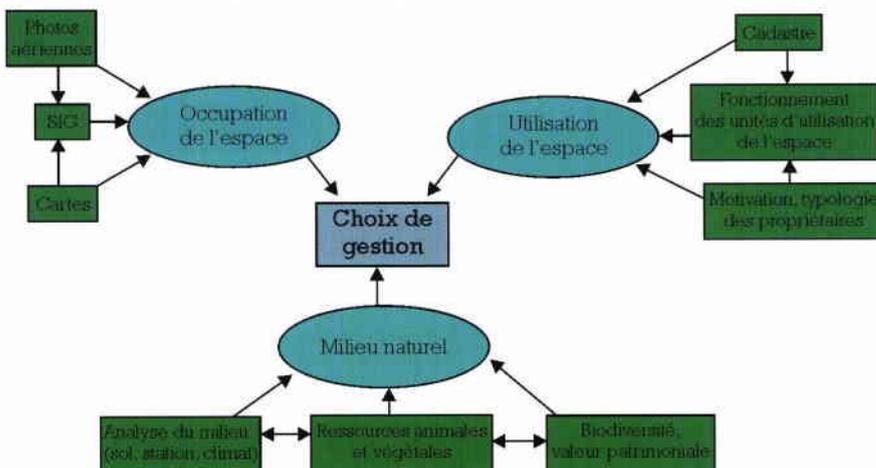


Figure 1 – Les choix de gestion qui conditionnent les itinéraires techniques résultent de l'analyse des différentes composantes du système.



De fortes contraintes pour la gestion

Les boisements spontanés se sont développés sur des terrains pour lesquels les contraintes de gestion peuvent se révéler très variées ce qui se traduit par une grande hétérogénéité. Face à ce constat de complexité il est cependant possible de rappeler les contraintes les plus courantes :

■ la **faible productivité des terres, l'éloignement, le manque de desserte** sont des constats souvent fait pour expliquer l'abandon des terres. La libéralisation des échanges dans le domaine agricole, la recherche croissante de la compétitivité, conduisant les agriculteurs à rechercher des coûts de production les plus bas possibles, sont autant de facteurs qui amènent l'exploitant à délaisser les terres dont la productivité est naturellement la plus faible ou qui nécessiteraient des investissements trop importants pour les améliorer de façon rentable. Cependant, ces seuls repères conduisent à une schématisation excessive car le choix de gestion ou de non gestion ne s'appréhende pas uniquement au niveau de la parcelle mais aussi au niveau de l'exploitation (avec un poids fort du facteur travail) et du ménage agricole (Chassagny, 1999). Il faut souligner également que contrairement à ce que laisse présager la seule recherche de la productivité, il n'y a pas eu d'abandons aussi massifs que prévus. En effet, les terres marginales sur le plan de leur potentiel agricole trouvent leur place dans des systèmes secondaires qui ne négligent pas la compétitivité mais qui, d'une part, cherchent à diversifier leurs productions et qui, d'autre part, tendent à utiliser plus largement les territoires ruraux.

■ le **morcellement foncier** est lui aussi une contrainte récurrente. Une enquête réalisée dans la chaîne des Puys (Massif central) sur les propriétaires des boisements spontanés montre que ceux-ci détiennent en moyenne 9,5 ha de terrains non bâtis et ne possèdent que 0,62 ha de boisements spontanés répartis en moyenne sur trois parcelles (Loiseau et Michalland, 1999). Ainsi, sur un espace de 335 ha boisés les auteurs ont recensé 135 propriétaires dont plus de la moitié n'habitent pas dans la commune dans laquelle se situe leur propriété. Les boisements spontanés ont été acquis le plus souvent par héritage avec d'autres biens fonciers. Le morcellement foncier est à la fois un facteur d'abandon des terres et un verrou puissant pour la mise en valeur des boisements spontanés. Mais la généralisation de cette situation serait sans doute abusive. Ainsi Trie et Maillé (1996) dans un canton des Alpes de Haute-Provence notent que les propriétés les plus sujettes à la déprise sont plutôt de grande taille et appartiennent à un seul habitant de la commune mais âgé et avec des problèmes de succession. Ils notent par ailleurs que l'éloignement du propriétaire entraînant son « absentéisme » n'est pas un facteur important de déprise sur la commune. La décision de gérer ou non est en effet étroitement



dépendante du système d'exploitation. Ainsi dans une utilisation agro-sylvo-pastorale un certain pourcentage de terres en bois et friches peut apporter une certaine souplesse en permettant d'alimenter une des composantes du système lorsque le besoin s'en fait sentir.

Enfin, retenons que la **motivation** des propriétaires est aussi un facteur clé pour la gestion des accrus. Dans leur enquête Loiseau et Michalland (1999) notent que trois-quart des propriétaires de boisements spontanés ne veulent ni vendre ni entreprendre un quelconque projet de gestion. Les causes invoquées sont multiples : faible valeur attribuée aux boisements, morcellement foncier et méconnaissance des limites de parcelle, âge des propriétaires, manque de référentiels techniques, etc. Pourtant la proposition d'un scénario de gestion forestière (hors plantation) est souvent positivement perçue par les propriétaires lorsqu'elle intègre également des préoccupations environnementales. Dans ce dernier cas, donner un statut forestier à ces terres anciennement agricoles suppose l'intervention aux côtés des propriétaires des acteurs institutionnels forestiers (SERFOB, CRPF) et agricoles (chambres d'agriculture, DDAF).



En conclusion

Les objectifs de gestion des boisements spontanés sont variés et reflètent l'hétérogénéité des peuplements et la diversité des préoccupations agricoles, forestières ou environnementales. Ils ne peuvent s'étudier qu'à diverses échelles spatiales (de la parcelle au territoire) et selon différents niveaux d'organisation sociale (du propriétaire privé à l'institution publique). Les verrous à la gestion sont nombreux mais la faible productivité des milieux et des peuplements, les conditions foncières et l'attitude des propriétaires sont parmi les plus fréquemment évoqués. Proposer des outils de gestion, des itinéraires techniques et des processus de négociation sont autant d'éléments qui peuvent permettre une valorisation des accrus. Dans ce cas, l'apparition d'un consensus local sur des objectifs de gestion et l'intervention des acteurs institutionnels sont nécessaires au regard des fortes contraintes inhérentes aux boisements spontanés et aux terres agricoles abandonnées. La décision de non-gestion ou l'absence de gestion n'est pas un facteur alarmant en soi si les enjeux collectifs tels que les risques d'incendie, la qualité des paysages, l'intérêt patrimonial ont été correctement évalués .



POUR EN SAVOIR PLUS...

Chassany, J.P., 1999, Processus de déprise agricole et enjeux socio-économiques, *Ingénieries EAT, n° spécial*, 81-89.

Loiseau, B., Michalland, B., 1999, Les propriétaires privés de boisements spontanés. Le cas de la Chaîne des Puys, *Ingénieries EAT*, 117-127.

Trie, G., Maillé, E., 1996, Déprise agricole et stratégies d'acteurs sur un canton de haute Provence, *Ingénieries EAT*, 8 : 41-51.

Quelques exemples



Colonisation de terrasses agricoles dans les Alpes, (Cemagref, B. Prévosto)



Ferme abandonnée dans les Alpes (Cemagref, B. Prévosto)

FICHE 8

QUELLE GESTION SYLVICOLE POUR LES BOISEMENTS SPONTANÉS ?



Introduction

La valorisation sylvicole est l'un des premiers enjeux de valorisation des boisements spontanés cité par les gestionnaires. Mais les expériences de terrain, les recherches et les publications sur ce sujet restent assez rares, comme en témoigne l'absence de traitement de ces questions dans les manuels de sylviculture. Les boisements spontanés peuvent-ils fournir une alternative aux reboisements des terres agricoles, notamment en essences exotiques ? C'est bien une question centrale pour les gestionnaires dès que l'objectif de production est envisageable. En effet, l'utilisation des recrues ligneux pour la production de bois peut présenter plusieurs avantages par rapport au reboisement artificiel. Nous présenterons dans cette fiche quelques exemples montrant l'intérêt de ce mode de gestion et les principales conditions de réussite.





Avantages et inconvénients des recrus naturels

L'utilisation des recrus ligneux pour la production de bois présente plusieurs avantages par rapport au reboisement artificiel : l'abri offert par la végétation existante à d'éventuelles plantations complémentaires, l'existence d'essences spontanées *a priori* bien adaptées aux conditions de station, la composition souvent hétérogène et incluant des essences autochtones dont certaines à forte valeur ajoutée, l'aspect souvent irrégulier qui peut être perçu positivement par rapport aux reboisements réguliers. Ce choix peut ainsi constituer une possibilité de substitution aux reboisements en essences résineuses fréquents sur terres agricoles (cf. Guyon, 1996). Une question essentielle est celle du coût de gestion. Pour certains sylviculteurs, ce mode de valorisation des recrus est envisageable et même souhaitable mais on manque encore de références technico-économiques sur l'intérêt de ces boisements spontanés et sur les possibilités de leur valorisation pour la production de bois (cf. travaux du CRPF Franche-Comté, 1998). Le tableau ci-dessous compare les bénéfices et les contraintes des reboisements et des boisements naturels sur des terres agricoles en déprise.

	Reboisements des terres agricoles	Boisements naturels des terres agricoles
Adaptation des essences à la station	– Adaptation à vérifier (études stationnelles et autécologiques, expérimentation)	– Essences <i>a priori</i> adaptées à la station (en croissance libre) – Possibilité à terme de substitution des essences colonisatrices par des essences de fin de succession
Composition	– Généralement homogène	– Souvent hétérogène mais parfois homogène en présence d'une dynamique de colonisation très puissante
Croissance	– Facile à estimer par des tables de production	– Très variable
Qualité des bois	– Souvent mal connu	– Très mal connu
Pérennité, état sanitaire	– Très variable	– Mortalité généralement assez forte dans les peuplements âgés (> 30 ans)
Biodiversité	– Souvent faible (dans les stades jeunes et fermés comme dans les peuplements matures)	– Souvent élevée dans les stades jeunes et ouverts, tendant à diminuer avec la fermeture
Aspect paysager	– Peuplements généralement purs et réguliers, d'aspect uniforme	– Peuplements souvent hétérogènes et d'aspect parfois désordonné
Sylviculture	– Nécessité d'une sylviculture active dès le départ afin de choisir les tiges d'avenir, dans un objectif de production – Nécessité de protection des plantations (abri latéral, protection contre le gibier)	– Nécessité d'une sylviculture active dès le départ afin de choisir les tiges d'avenir, dans un objectif de production – Possibilité d'utiliser la dynamique naturelle (attendre, accélérer)

Tableau 1 – Avantages et contraintes entre reboisement artificiel et boisement spontané sur anciennes terres agricoles.



Les principales utilisations actuelles des recrues ligneux

De nombreux accrues sont utilisés comme réserve de bois de chauffage, et, dans ce cas, les efforts de gestion restent faibles. Cependant, l'utilisation judicieuse des ressources de ces espaces et une bonne exploitation de leur dynamique naturelle offrent d'autres possibilités.

La production de bois de forte valeur . C'est ce qui se passe, ou peut se passer, quand les accrues contiennent des feuillus précieux de bonne qualité et que leur commercialisation est possible. Cette situation est fréquente dans les bonnes stations et assez fréquentes en zone de plaine ou piémont, elle est plus rare et ponctuelle en montagne. En zone méditerranéenne, la priorité n'est pas la production de bois de qualité qui ne peut être espérée que dans de très bonnes conditions stationnelles et au prix d'une sylviculture très active. Dans une région à forte tradition de gestion de bois privés, Guyon (1996) propose une typologie des accrues à feuillus précieux (frêne, érable, merisier) de la vallée de la Cère (Mont du Cantal) et des schémas de conduite sylvicole destinés à valoriser les bois de bonne qualité technologique et les essences à forte valeur ajoutée. Notons que la plupart des observateurs réfutent l'idée qu'il suffirait de laisser faire pour obtenir des bois de bonne valeur économique.

La production à moindre coût de bois de qualité moyenne, voire médiocre. C'est l'objectif retenu sur les accrues constitués d'essences à faible valeur ajoutée et de qualité très variable voire mauvaise. Ces accrues sont les plus fréquents : accrues à bouleaux, à pins, accrues de feuillus divers de mauvaise conformation. Des travaux récents de l'AFOCEL sud sur les accrues de bouleaux pyrénéens montrent qu'ils peuvent être utilisés comme bois de trituration pour la pâte à papier. En Auvergne, les accrues de bouleaux et de pins sylvestres dans la chaîne des Puys (Auvergne) peuvent être valorisés en améliorant la qualité des peuplements jeunes par éclaircies successives, et en anticipant l'évolution dynamique par une conduite très progressive des peuplements les plus âgés vers une régénération mélangée de feuillus.

L'introduction d'autres essences dans des accrues en fonction des caractères stationnels et des impératifs paysagers et patrimoniaux, ou l'utilisation de la dynamique naturelle pour favoriser l'apparition d'une essence particulière. Rameau (1992) propose dans l'étagage montagnard des Alpes du sud, de profiter de la colonisation par le pin sylvestre qui permet de constituer des conditions de milieu très favorables pour l'installation du hêtre, de l'épicéa puis du sapin pectiné. Les boisements spontanés de pin sylvestre peuvent être valorisés et conservés sur matériaux siliceux quand ils présentent une bonne



rectitude, alors que le hêtre est de qualité médiocre et le pin laricio peu valorisant. Inversement, il apparaît possible d'anticiper sur la dynamique naturelle en introduisant le sapin sous couvert de pin dans les conditions stationnelles les plus favorables (pineraies mésophiles et hygrosclaphiles).



Des exemples régionaux

■ Un exemple de valorisation sylvicole de recrues ligneux, effectué dans le respect de normes paysagères spécifiques, peut être observé en vallée de la Loue (CRPF Franche-Comté, 1998). Le tableau 2 résume schématiquement les types d'accrus et les objectifs de gestion associés :

Type de recru ligneux	Objectifs de gestion
Jeune recru à feuillus précieux en trouée	<ul style="list-style-type: none"> – Tirer profit des grumes d'avenir (production de bois d'œuvre de qualité) – Favoriser d'autres feuillus que le frêne (souvent envahissant) – Privilégier l'installation d'un peuplement feuillu irrégulier
Recru riche en feuillus précieux	<ul style="list-style-type: none"> – Constituer un peuplement pérenne et naturellement divers – Production de bois d'œuvre de qualité – S'orienter vers une futaie claire (ambiance traditionnelle des vergers)
Recru dense mais pauvre en feuillus précieux	<ul style="list-style-type: none"> – Provoquer l'installation de semis naturels de feuillus dans les zones pauvres – Intégration paysagère – Éviter les coupes rases
Taillis à baliveaux (souvent sur anciens vergers abandonnés)	<ul style="list-style-type: none"> – Valoriser à moindre frais un peuplement riche et éduqué naturellement – Production de bois d'œuvre de qualité par une sylviculture active – Façonner rapidement une futaie claire

Tableau 2 – Les objectifs de gestion en fonction du type de recru ligneux dans la vallée de la Loue

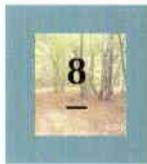
■ En région Centre, Bachevillier et Colinot (1997) proposent une mise en valeur des boisements naturels du Loir-et-Cher, de qualité variable, en fonction des essences, des antécédents et des conditions de milieu. Gauberville (1997) a effectué un travail similaire en Boischaud Nord. Les objectifs étaient de comprendre les mécanismes de boisement spontané des terres abandonnées et d'apprécier la valeur forestière des végétaux ligneux qui s'y développent. L'analyse des peuplements existants, d'âge compris entre 20 et 40 ans, montre qu'ils subissent une forte évolution dynamique. Dans les peuplements de 30 à 40 ans, on observe un apport continu de nouvelles tiges, en même temps

qu'une diversification de la composante spécifique. Très souvent, la forme des arbres les plus vieux n'est pas satisfaisante à cause notamment de la présence de grosses branches basses. En revanche, les plus jeunes arbres, ayant bénéficié d'un gainage, présentent une forme forestière très acceptable. Gauberville estime donc qu'en région Centre ces boisements sont très souvent intéressants au plan économique et permettent de produire des bois de qualité « à moindre coût ». Pour les accrues présentant la meilleure conformation et la meilleure qualité de bois, des utilisations en charpente ou menuiserie sont parfaitement envisageables. Durant les vingt premières années, les interventions sont limitées à de l'élagage et à l'élimination de brins frotteurs. L'évolution du peuplement permet la création d'une ambiance forestière favorable à l'éducation d'arbres de valeur, contrairement à ce qui est souvent observé pour les plantations non protégées en prairie (1).

En moyenne et haute montagne, les principales essences colonisatrices sont des pins, des bouleaux, des feuillus à croissance rapide (par exemple, les saules), accompagnés par des feuillus « précieux » (frêne, érables, merisier) disséminés. Les accrues forestiers de pins et les bouleaux ont souvent une qualité moyenne, voire médiocre, du fait de l'absence de sylviculture raisonnée et de la gestion passée (abroutissement par le gibier, coupes désordonnées, etc.). Dans ces régions, la rentabilité économique des reboisements classiques (épicéa, douglas, sapin, etc.) est généralement supérieure à celle obtenue par l'exploitation des recrues. Les deux voies principales pour valoriser ces recrues pourraient être :

- ① une valorisation pour la production de bois associée à une valorisation écologique ou paysagère (par exemple, des accrues de hêtres associés à des feuillus précieux qui permettent d'espérer une ressource en bois d'œuvre de qualité, la préservation de paysages variés et d'écosystèmes feuillus) ;
- ② la mise en œuvre d'une sylviculture active dès le jeune âge des peuplements, afin de maîtriser leur évolution et de tirer partie des tiges d'avenir

En région méditerranéenne, la plupart des essences colonisatrices sont des pins et des chênes de faible valeur économique. Mais les reboisements de terres agricoles sont souvent effectués avec les mêmes types d'essences, et avec plus de difficulté. Il paraît donc intéressant de valoriser les accrues, tout en contrôlant leur extension et en limitant ainsi les risques de fermeture paysagère et d'incendie. La gestion sylvopastorale est souvent un bon compromis.



¹ Cemagref, groupement de Clermont-Ferrand (équipe agro-foresterie), communication orale.



Sur quelles bases s'appuyer pour guider les choix de gestion ?

La valorisation des accrus par la production de bois et la mise au point d'itinéraires techniques adaptés aux objectifs du gestionnaire implique la mise en œuvre :

- de méthodes de typologie des boisements spontanés destinés à connaître la ressource et sa dynamique. Ces méthodes sont généralement basées sur une analyse dendrométrique (volumes, qualité des bois, croissance en hauteur ou en diamètre), sur l'étude de la composition des peuplements (nature des essences, répartition en pourcentage, etc.) et de leurs caractéristiques écologiques (structure spatiale du peuplement, nombre de strates, caractérisations dendrométriques des strates, taux de couverture, gainage des tiges d'avenir, etc.), cf. figure 1.

- d'outils de gestion destinés à privilégier le développement des tiges d'avenir.

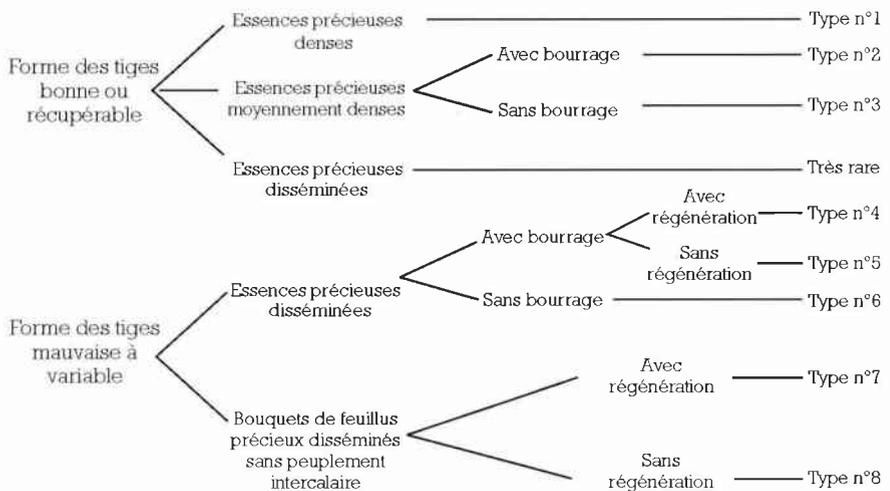


Figure 1 – Un exemple : la clé de détermination des accrus à feuillus précieux en vallée de la Cère (Cantal) (d'après CRPF du Cantal, Guyon, 1995)

8



En conclusion

Les expériences de gestion existent et sont la preuve que les boisements spontanés peuvent représenter une ressource ligneuse intéressante ne nécessitant qu'un investissement financier réduit par rapport à des opérations classiques de renouvellement de peuplement. Pour cela, une condition souvent indispensable

est d'intervenir dans les stades jeunes, afin d'orienter favorablement la dynamique végétale, et de programmer des interventions sylvicoles peu nombreuses mais vigoureuses. Cependant, les référentiels techniques font souvent défaut car les situations sont d'une part, très hétérogènes et, d'autre part, certaines techniques fondées sur une sylviculture plus extensive sont encore à préciser car peu utilisées en foresterie classique.

POUR EN SAVOIR PLUS...

Bachevillier, Y., Colinot, A., 1997, La mise en valeur des boisements naturels. De la terre cultivée à la forêt gérée, chambre d'Agriculture du Loir et Cher, Groupe de développement forestier du Loir-et-Cher, Blois.

Gauberville G., 1997, Les accrus : des boisements spontanés mélangés à faible coût, *Forêt Entreprise* 118 : 34-36.

Gauberville G., 1999, Typologie des accrus en Sologne et Boischaux Nord (Région Centre), *Ingénieries EAT, n° spécial*, 133-138.

Guyon, A., 1996, Gestion des accrus à feuillus précieux où la nécessité impérieuse de bien connaître son peuplement, *Ingénieries EAT, n° spécial*, 163-167.

Prévosto B., Curt T., Agrech G., Bourhis O., 1997, *Typologie et dynamique des boisements spontanés en moyenne montagne volcanique : la chaîne des Puys*, Cemagref, 99 p. + annexes.

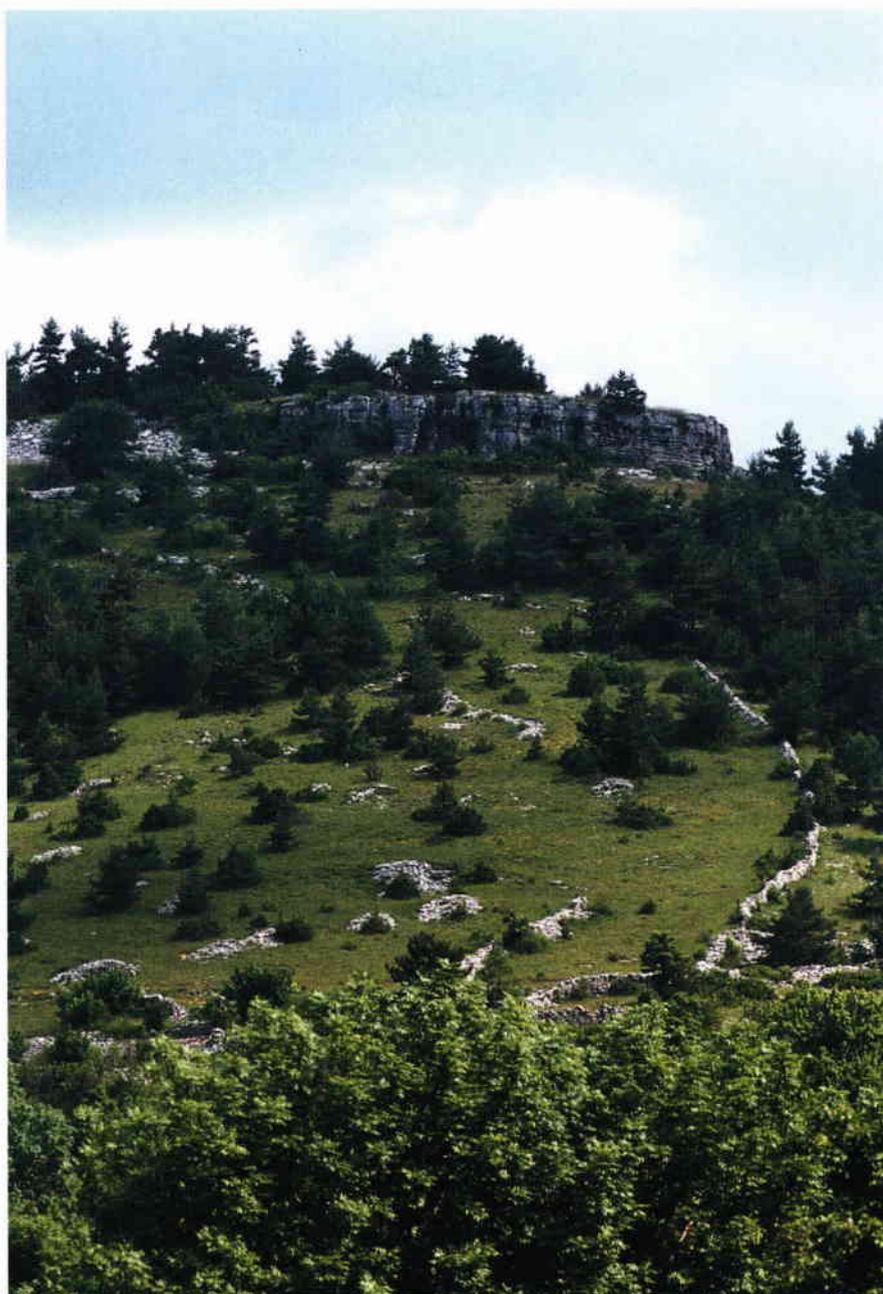
Rameau, J.C., 1992, Dynamique de la végétation à l'étage montagnard des Alpes du Sud : première approche d'une typologie des hêtraies et hêtraies sapinières. Les applications possibles au niveau de la gestion, *Revue forestière française*, XLIV, 5 : 393-414.

Van Peteghem, 1994, *Contribution à une meilleure connaissance de la dynamique naturelle des accrus en Lorraine. Formation des ingénieurs forestiers*. Mémoire 3^e année, 2^e promotion 1991-94., 109



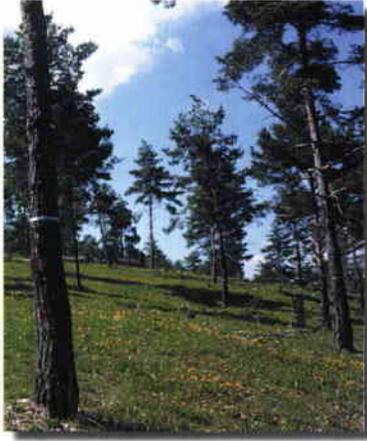
Gestion d'un boisement spontané de pin sylvestre : plantation de jeunes hêtres (R. Jouvie, Cemagref)





FICHE 9

QUELLE GESTION SYLVOPASTORALE POUR LES BOISEMENTS SPONTANÉS ?



Qu'est ce que le sylvopastoralisme ?

Le sylvopastoralisme est un système d'utilisation du territoire qui associe, sur une même unité de surface, production forestière et parcours d'animaux. Il est l'une des composantes d'un ensemble plus large qui est l'agroforesterie où sont associées productions animales et/ou végétales, et ligneuses (Guitton, 1994). Cependant à la différence de l'agroforesterie qui se concentre souvent sur les territoires les plus productifs, le sylvopastoralisme s'exerce principalement sur des territoires non ou peu cultivables (Baldy *et al.*, 1993). Le sylvopastoralisme constitue donc un mode d'exploitation traditionnel dans de nombreuses régions où les conditions du milieu naturel limitent l'intensification des cultures. Ces régions sont particulièrement concernées par la déprise agricole et par la colonisation ligneuse naturelle, en particulier dans le domaine méditerranéen et alpin. Leur contexte, passé et présent, incite parfois forestiers et agriculteurs à rechercher de nouvelles formes de sylvopastoralisme.

L'utilisation sylvopastorale de l'espace se caractérise par la recherche permanente d'un équilibre entre les strates arborée, arbustive et herbacée afin de



préservent les ressources fourragères indispensables au troupeau. Les boisements spontanés sont les formations forestières les plus utilisées par le sylvopastoralisme, d'une part, parce qu'elles sont répandues largement dans les zones où s'exerce cette activité et, d'autre part, parce que les essences forestières concernées (pin sylvestre, chêne blanc, chêne vert, mélèze pour les plus fréquentes) permettent d'envisager une production fourragère pour les troupeaux essentiellement ovins. Ce mode de gestion est aussi de mieux en mieux perçu comme permettant d'entretenir et de valoriser les nouveaux espaces forestiers et d'y maintenir une activité agricole. De nombreux travaux portent sur les modalités pratiques de ces associations d'arbres et d'herbe.



Avantages et contraintes de la gestion sylvopastorale

Le sylvopastoralisme permet d'associer un revenu régulier par l'élevage et un revenu sur le long terme par la récolte de bois. Cette diversification des productions animales et forestières n'est possible que parce qu'il y a des interactions positives dans l'association arbres et élevage qui sont maintenant bien identifiées (voir notamment Balandier *et al.*, 2002 et Etienne, 1996) cf. figure 1.

En premier lieu, la production animale bénéficie du couvert des arbres qui offre une protection contre les aléas climatiques (vent, pluie, neige), en particulier en montagne, mais aussi un abri contre un trop fort ensoleillement. Cette protection profite aussi à la strate herbacée en lui apportant un rayonnement lumineux réduit mais suffisant lorsque le couvert des arbres est léger car constitué d'essences pionnières (pin sylvestre, mélèze, bouleau) ou lorsque la densité des arbres est faible pour les essences produisant un ombrage plus accentué. Mais surtout elle permet de limiter la transpiration de l'herbe et d'améliorer sa croissance quand l'eau est rare ce qui est fréquent en zone méditerranéenne et plus généralement dans les autres régions en période estivale. Cela autorise donc une gestion plus souple du calendrier de pâturage en profitant d'une ressource fourragère abondante tôt au printemps ou tard en automne et lors des sécheresses d'été.

Coté forestier, des arbres sont récoltés lors des éclaircies qui sont indispensables au maintien du système arbre-herbe. Ces éclaircies permettent aussi d'améliorer la qualité du peuplement, en augmentant sa croissance grâce à une réduction de la compétition entre les arbres, et entre les arbres et l'herbe, ainsi qu'en sélectionnant les individus les mieux conformés. La stabilité des peuplements est aussi renforcée car les arbres restants sont plus trapus.

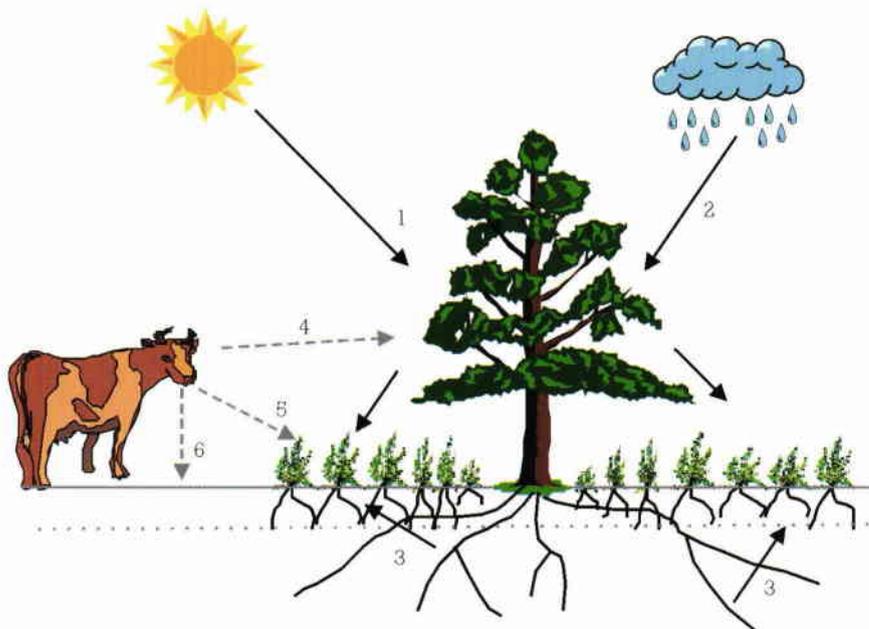


Figure 1 – Interactions entre les différentes composantes du système sylvopastoral.

L'arbre intervient 1) en modifiant le climat lumineux par interception d'une partie du rayonnement ; 2) en agissant sur les variables climatiques (interception de la pluie, diminution du vent, régulation des températures) ; 3) en exerçant une compétition souterraine pour l'eau et les nutriments (surtout chez l'arbre jeune, l'arbre adulte s'alimentant plus en profondeur). L'animal peut 4) modifier la croissance de l'arbre par abroustissement ; 5) prélever la végétation au sol et 6) modifier le sol à la fois par compactage et redistribution de la fertilité (prélèvements/déjections) [D'après Balandier *et al.*, 2002, partiel, modifié].

La pratique du sylvopastoralisme permet de créer également des paysages originaux plus variés et plus ouverts que les boisements forestiers stricts. Ils peuvent même contenir une diversité animale ou végétale supérieure à une prairie ou à une forêt seule. Enfin, ce système joue un rôle majeur dans la prévention et la lutte contre les incendies dans les zones méditerranéennes en limitant le développement d'une végétation basse hautement inflammable.

Mais, le sylvopastoralisme connaît aussi des obstacles à son développement sur un plan humain, technique et réglementaire. Les agriculteurs, éleveurs et forestiers sont en effet habitués à une gestion séparant strictement les activités agricoles des activités forestières et la mixité du système est encore mal perçue. La conduite des troupeaux dans les espaces boisés peut entraîner des dommages aux arbres notamment dans les peuplements jeunes. Enfin le gestionnaire, éleveur ou forestier, doit veiller au dosage entre la strate ligneuse haute et la



végétation au sol en pratiquant des éclaircies régulières et énergiques. La pratique des éclaircies peut se heurter à un manque de connaissances sylvicoles et à des difficultés de commercialisation des bois notamment dans le cas des boisements spontanés âgés fournissant des produits de médiocre qualité.



La pratique du sylvopastoralisme

Actuellement, la valorisation sylvopastorale d'accrus forestiers sur terres agricoles en déprise concerne surtout les régions méditerranéennes (littoral et arrière-pays collinéen et montagnard) et les zones de montagne (Massif central, Alpes, Pyrénées). Les usagers agricoles de ces terrains sont rarement les propriétaires du foncier. Pour permettre une convergence d'intérêts et un accord entre les différentes parties prenantes, des associations foncières pastorales, des conventions pluriannuelles de pâturage ou d'autres procédures régissant le pâturage en forêt sont mises en place. De nombreuses expériences sont rapportées dans les travaux du SIME (Service inter-chambres d'agriculture montagne élevage) ou du CERPAM (Centre d'études et de réalisations pastorales Alpes Méditerranée) en région de moyenne montagne méditerranéenne (Diois, Baronnies, Lozère, etc.).

En région méditerranéenne, le sylvopastoralisme est notamment évoqué comme un mode de gestion utile pour entretenir les grandes coupures dans le cadre de la PFCI (Protection de la Forêt Contre l'Incendie). Des expériences de transhumance inverse se développent notamment entre le Var et les Alpes (hivernage des animaux sur les bandes débroussaillées et enherbées). Ces grandes coupures régulièrement nettoyées, grâce à l'abrutissement répété du troupeau, compartimentent l'espace forestier, réduisent les risques de propagation du feu et améliorent l'accès des moyens de lutte aux foyers. En Languedoc-Roussillon, 20 000 ha de coupures ont fait l'objet d'aménagements sylvopastoraux pour des troupeaux majoritairement ovins. La présence du berger permet aussi de renforcer la surveillance de la forêt.

La Lozère est l'un des départements français où le sylvopastoralisme est le plus répandu. Cela tient à une tradition ancienne et relativement durable de parcours et de gardiennage collectifs des troupeaux sur des propriétés sectionnelles ou communales (jusque vers 1970), et à un abandon massif des terres dans la première moitié du XX^e siècle qui a favorisé la colonisation des parcours par le pin sylvestre. À partir des années 1980, des sécheresses estivales et des ré-orientations de la politique agricole ont conduit à une augmentation des demandes de pâturage pour des troupeaux qui connaissent eux aussi une augmentation d'effectifs. Les éleveurs sont dans cette région plus intéressés

par le décalage de la production d'herbe sous forêt que par la quantité produite ; cela permet en effet une plus grande flexibilité de gestion en donnant la possibilité d'un pâturage tôt au printemps ou tardif en automne ou même en été. En revanche, les forestiers sont intéressés par l'étalement des coupes de bois dans le temps et l'amélioration des peuplements à moyen terme sur de grandes étendues. Les produits d'éclaircies trouvent leurs débouchés essentiellement dans la pâte à papier et pour une plus faible partie comme bois de chauffage. En Provence - Alpes - Côte d'Azur et Languedoc-Roussillon, la chênaie pubescente d'origine spontanée ou cultivée comme taillis est aussi un vaste domaine (respectivement 220 000 ha et 95 000 ha) où s'exercent préférentiellement les activités pastorales. La production végétale y est diversifiée (feuillages, herbes et glands) et de bonne qualité en toute saison. Dans les Cévennes ou les Pyrénées Orientales, le sylvopastoralisme est aussi une solution intéressante pour préserver les châtaigneraies ou les suberaies sous-exploitées de la colonisation ligneuse car ce système facilite l'entretien du milieu et la commercialisation des produits.

En moyenne montagne humide, par exemple dans Parc naturel régional des volcans d'Auvergne, le sylvopastoralisme est un moyen de sauvegarder les espaces pastoraux boisés ouverts par des pratiques adaptées et soutenues dans le cadre de la politique agricole (article 19 du règlement FEOGA 797-85) . Dans le Jura, le sylvopastoralisme permet l'entretien des paysages et tente de concilier l'intérêt des éleveurs avec celui des sylviculteurs dans une région à forts enjeux forestiers.

Enfin, dans les Alpes du Sud, les mélézins, qui sont pour une large part d'origine spontanée, représentent un maillon déterminant de l'activité pastorale montagnarde. Le mélèze est en effet l'une des essences les plus favorables au développement d'une strate herbacée dense. Les éleveurs y trouvent une ressource abondante et un réel intérêt pastoral de la fin du printemps jusqu'au début de l'automne grâce à l'effet tampon du couvert forestier. De plus, le bois de mélèze est apprécié et bien valorisé, et les ressources financières dégagées par les coupes peuvent être significatives lorsque l'exploitation n'est pas handicapée par les conditions d'accès.



En conclusion

L'originalité du sylvopastoralisme réside dans le contrôle de la végétation en sous-bois et par l'association arbre-fourrage-animal. Les références techniques sont maintenant assez nombreuses sur ce mode de gestion : des itinéraires sylvopastoraux ont été mis au point en zone de montagne et en zone méditer-



ranéenne. Le sylvopastoralisme représente une solution souvent intéressante pour une mise en valeur des peuplements forestiers issus de la déprise en offrant simultanément sur un même espace des avantages aussi bien économiques qu'écologiques. Une gestion équilibrée du couvert forestier et de la végétation au sol permet de combiner ressources forestière et pastorale. La pratique sylvopastorale peut aussi s'intégrer de façon pertinente dans l'exploitation en offrant une souplesse de gestion à l'exploitant. Sur un plan patrimonial, cette pratique contribue à façonner des paysages souvent très appréciés, à lutter contre le risque incendies et à préserver une biodiversité originale.

POUR EN SAVOIR PLUS...

Balandier, P., Rapey, H., Ruchaud, F., de Montard, F.-X., 2002, Agroforesterie en Europe de l'Ouest et expérimentations sylvopastorales des montagnes de la zone tempérée, *Cahiers Agricultures*, 11 : 103-113.

Baldy, C., Dupraz, C., Schilizzis S., 1993, Vers de nouvelles agroforesteries en climats tempérés et méditerranéens. 1-Aspects agronomiques, *Cahiers Agricultures*, 2 : 375-386.

Guitton, J.L., 1994, L'agroforesterie ? *Revue Forestière française XLVI, n° spécial*, 11-16.

et aussi

« *Western European Silvopastoral Systems* », ouvrage édité par Etienne, M., INRA, Paris, 276 p.

N° spécial de la revue *Fourrages* 1998 « L'animal, les friches et la forêt »

Nombreuses publications du CERPAM : voir notamment *Le guide pastoral des espaces naturels du sud-est de la France*, 2001, 250 p. disponible au CERPAM



Éclaircie forte d'accrus de pin sylvestre dans des terrains de parcours du Diois
(/ H.Rapey – Fonds photographique Cemagref Clermont-Ferrand)



Récolte de bois et parcours dans accrues de pin sylvestre éclaircies en Margeride Lozérienne
(/ F. Ruchaud – Fonds photographique Cemagref Clermont-Ferrand)

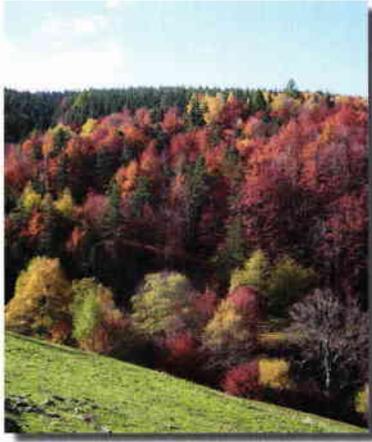




Parcours d'animaux dans accrus de feuillus dans le Cantal
(J.L. Guitton – Fonds photographique Cemagref Clermont-Ferrand)

FICHE 10

LES AUTRES MODES DE GESTION : GESTION CYNÉGÉTIQUE, RÉCRÉATIVE ET PAYSAGÈRE



Recrus ligneux et valeur paysagère

Comme le confirment les réponses des gestionnaires publics et privés à notre enquête (cf. fiche n° 3), la préservation du paysage constitue généralement le premier objectif de la gestion des boisements spontanés. Habituellement, l'enjeu est de maintenir les milieux ouverts, ou du moins de limiter leur fermeture à des degrés compatibles avec les goûts du public ou avec d'autres activités comme le tourisme. Les travaux sont assez nombreux dans ce domaine (voir par exemple Brossard *et al.*, 1993 dans le Haut-Jura, Guidi et Piussi, 1993 dans les Pré-Alpes italiennes orientales). La plupart insistent sur le besoin de maintenir un degré de fermeture compatible avec la préservation des points paysagers remarquables, l'accès du public et la vie quotidienne. Vignerou (1994) étudie ainsi le devenir des paysages forestiers des régions méditerranéennes, avec la disparition de « monuments paysagers », tels les terrasses et les vergers en fond de vallées. La fermeture des paysages isole les villages dans un écrin vert et dissimule les reliefs. On constate la disparition de certains points de vue et une évolution des itinéraires des rivières est à craindre. Sur le massif

de Montdenier (Alpes de Haute-Provence), le paysage va se refermer rapidement, et les simulations prévoient, à l'échéance d'une vingtaine d'années, l'existence d'un massif continu de futaie (forêt publique) et de friches boisées ou embroussaillées (terrains privés) sur 20 ou 30000 hectares d'un seul tenant et sans aucun habitant permanent. La fermeture des peuplements forestiers entraîne ainsi une diminution de la valeur du paysage « vécu ». L'apparition d'accrus de grande surface constitue une rupture complète de l'organisation des paysages traditionnels (Barbéro, 1992, 1995).

Pour Lepart *et al.* (1994), la déprise agricole a engendré de profondes modifications des paysages méditerranéens mais celles-ci sont lentes et continues et, pour ces raisons, elles passent largement inaperçues. Aujourd'hui, on admet la nécessité d'une réflexion différente sur la gestion des paysages. Dans cette redistribution des rôles, les agriculteurs et les ruraux ont un rôle essentiel à jouer dans l'entretien de l'espace (Lecomte et Maillat, 1993), et d'ailleurs ils se positionnent d'eux-mêmes comme les garants du paysage. Ces formes de gestion intégrée sont largement plébiscitées par les différents usagers de ces espaces. *A contrario*, les travaux menés localement pour éclaircir ou couper des accrus forestiers trop envahissants en ayant recours à des moyens mécaniques importants, dont l'usage modifie fortement le paysage, sont le plus souvent mal ressentis par la population.



La fermeture du paysage par certains boisements spontanés denses et non gérés : des accrus généralement perçus négativement par le public et par les gestionnaires d'espaces naturels (exemple d'accrus forestiers de pin sylvestre et de pin noir sur les grands causses du Massif central)



Les boisements spontanés mixtes de pin sylvestre et de hêtre : des peuplements ressentis comme ayant une forte valeur patrimoniale, écologique et paysagère (exemple du Mont Lozère)



Autre exemple de boisements spontanés mixtes de pin sylvestre et de hêtre sur le Mont Lozère



Les-recrus ligneux et la gestion de la faune sauvage

Les potentialités d'accueil des accrus forestiers pour le gibier sont mal connues et très peu étudiées par la recherche française. Le groupe forêt paysanne (1995) estime que, dans le Cantal, les boisements spontanés entretiennent « la prolifération et la sédentarisation d'espèces animales telles que le chevreuil et autres cervidés indésirables ». Pour sa part et de manière complémentaire, Havet (1988) juge que la colonisation ligneuse conduit à la désertion par

le petit gibier et à l'arrivée de grand gibier (cervidés et sangliers). Dans ces conditions, l'objectif à atteindre en matière de gestion cynégétique est la constitution de paysages végétaux hétérogènes associant des milieux ouverts (cultures, landes, pelouses), avec des milieux boisés composés de boisements homogènes, telles les plantations, et de boisements hétérogènes, tels que les accrus. La structure paysagère idéale n'est cependant pas clairement définie et peut varier suivant les espèces que l'on entend favoriser, mais les mosaïques paysagères permettant d'obtenir de grands périmètres de lisières sont sans doute les plus favorables. Deux types de gestion peuvent ainsi être préconisés dans les accrus constitués :

- dans certains cas, on favorise la fermeture par les ligneux (non-gestion et/ou plantation à faible densité) afin de créer des zones de refuge de densité suffisante ;
- au contraire, certains accrus très fermés font l'objet de dépressages et de coupes sélectives afin de créer des trouées dans les massifs forestiers (Soubieux 1999).

La capacité d'accueil pour le gibier dépend aussi fortement des espèces forestières installées : végétation ligneuse et semi-ligneuse pour le chevreuil, herbacée pour le faisan, etc. Les accrus forestiers voient ainsi leur capacité d'accueil et leur rôle varier au cours du temps en fonction de l'évolution de leur structure et de leur composition, de leur extension et de leur degré de fermeture. Pour le cerf, les jeunes accrus servent d'abord de zone de gagnage (consommation d'herbacées et de ligneux bas) puis de refuge après leur fermeture et alors que les espèces ligneuses deviennent moins consommables.

Ainsi, la valorisation cynégétique peut-elle être intéressante dans la mesure où elle permet d'accueillir de la faune sauvage dans des espaces parfois importants en surface qui constituent autant de nouveaux habitats (composition végétale nouvelle et variable dans le temps, structure de peuplement originale, structure paysagère variée). Éventuellement, cette recomposition du paysage permet de diminuer la pression de broutage et de frottage sur les terrains agricoles situés à proximité, dans les forêts constituées ou sur les reboisements à forte valeur ajoutée. Des travaux sont prévus pour vérifier cette hypothèse. Barbéro (1995) souligne qu'une meilleure gestion des populations animales doit être menée, principalement lors des réintroductions pour la grande faune. L'un des objectifs serait de contrôler la banalisation des systèmes forestiers végétaux, banalisation liée aux ruptures d'équilibre que la rareté de la faune créerait en facilitant indirectement le seul jeu des espèces végétales expansionnistes. En pratique, cette gestion peut être assurée dans le cadre de GIC (Groupements d'intérêt cynégétique).



Les recrus ligneux : intérêt récréatif et accueil du public, intérêt patrimonial

L'usage récréatif n'intéresse *a priori* que des espaces à forts enjeux touristiques, comme des accrus situés dans des sites périurbains, des espaces protégés ou des biotopes remarquables. Certains boisements naturels font l'objet d'expériences de gestion en vue d'un usage récréatif comme la pratique de la randonnée, les circuits VTT, les activités équestres, etc. (voir par exemple CRPF PACA, 1994). Ces actions s'inscrivent dans le cadre d'un « sylvo-tourisme » où le propriétaire peut s'impliquer à des niveaux divers : loueur d'espace forestier ou fournisseur de prestations payantes. Ce dernier mode de valorisation, lorsqu'il est possible (accord des propriétaires, aides à l'investissement) et lorsqu'il s'intègre à d'autres formes de loisirs (présence d'un plan d'eau, sites remarquables, etc.), peut permettre d'établir une activité économique viable. En zone méditerranéenne, l'usage récréatif des peuplements, en maintenant un couvert forestier mais en éliminant le sous-bois, s'accorde naturellement avec les politiques de défense des forêts contre les incendies.

La préservation des ressources patrimoniales, comme celle des biotopes remarquables par leur rareté ou leur diversité floristique et faunistique, constitue un objectif de nombreuses actions de gestion. Leur but est généralement de protéger les biotopes de milieux ouverts contre l'envahissement par les ligneux. En effet la fermeture ligneuse conduit régulièrement à une perte de diversité biologique pour un très large spectre de groupe d'espèces (flore et faune). C'est pourquoi, les expériences pour lutter contre l'embroussaillage sont les plus nombreuses (Carrier, 1992, cité par Brun *et al.*, 1994). Barbéro (1995) indique que la situation de non-usage en zone méditerranéenne devient dramatique pour le maintien de certaines espèces herbacées qui se raréfient, voire disparaissent, et pour la production trophique animale qui s'organise à partir de ces milieux riches en plantes à fleurs repérables, notamment, par les insectes. La réduction de ces formations végétales où se concentre la majorité de la malaco-faune et de l'entomofaune a des conséquences considérables non seulement sur la raréfaction de certaines espèces de papillons, mais aussi sur les oiseaux insectivores, les reptiles et les micro-mammifères qui se localisent préférentiellement dans ces milieux. L'homogénéisation de la couverture végétale entraîne aussi fréquemment une banalisation du paysage et un risque accru de très grands feux de forêts.

Cependant, les accrus peuvent constituer, dans certains cas, une ressource biologique et patrimoniale, soit par leur composition (ce qui reste rare et réservé à des accrus très spécifiques), soit par le fait qu'ils offrent de bonnes conditions

de vie pour la faune. D'autre part, on admet couramment que la biodiversité est maximale dans les premiers stades de colonisation (Escarre-Blanch, 1979 ; Taton *et al.*, 1994 ; Gouze, 1986 ; Baudry et Acx, 1993) – si on exclut bien sûr les cas de blocage par des espèces dominantes (brachypode, ronces, fougères etc.) – et diminue quand on s'élève ensuite dans l'échelle de la succession. Aussi un paysage, où la déprise n'est pas généralisée et uniforme dans l'espace et dans le temps, peut présenter une grande diversité de stades dynamiques conduisant à une superposition de cortèges floristiques et faunistiques et donc à une augmentation de la diversité biologique globale.

Une « maturation forestière » a également été notée par Barbéro et Quézel (1990), dans les accrus vieillissants de conifères en zone méditerranéenne, en raison de la progression générale des feuillus caducifoliés dans ces accrus. Cette maturation ainsi que la transformation des formations préforestières en formations forestières peuvent favoriser le développement d'espèces rares liées à l'ombre et aux sols humifères (orchidées, pyroles, bulbeuses diverses) mais éliminent en contrepartie les espèces les plus héliophiles des lisières et des milieux ouverts (Quézel, 1999).



Recrus ligneux et risques d'incendies

Dans le sud de la France, plus particulièrement en région méditerranéenne, le développement de boisements spontanés sur d'anciennes terres à vocation pastorale ou agricole aggrave les risques de gros incendies. Ce phénomène s'explique entre autres par :

- l'extension des surfaces boisées et la disparition du cloisonnement agricole des massifs forestiers (Lecomte et Millo, 1992), qui crée de vastes *continuum*s de végétation hautement combustibles. L'augmentation de la surface de ces grands massifs forestiers d'un seul tenant est responsable de l'accroissement du nombre d'incendies catastrophes les jours à très forts risques. La proportion de feux de plus de 500 ha (représentant moins de 1% des incendies) augmente régulièrement depuis 50 ans. À eux seuls, ils sont responsables de plus de 65% de la superficie brûlée chaque année (Millo et Lecomte, 1994) ;

- le fait que beaucoup de versants méditerranéens étaient, à une époque plus ou moins ancienne, aménagés pour être cultivés (Frapa, 1990). Ces zones cultivées, qui pouvaient jouer jadis un rôle de tampon entre la partie la plus humanisée du territoire et la forêt, se trouvent aujourd'hui envahies par une végétation broussailleuse et ligneuse particulièrement sensible aux incendies. Les terrasses péri-villageoises sont désormais devenues un danger pour les agglomérations qui ne sont plus protégées;

– l’accumulation de matériel ligneux, conséquence de la non-exploitation forestière (Vigneron, 1994), qui nécessite le débroussaillage le long des routes et l’entretien des coupures.

Après le passage du feu, les écosystèmes forestiers tendent à rejoindre un état semblable à celui qui était le leur auparavant. Barbéro et Quézel (1990) montrent que la reforestation naturelle et rapide par des conifères expansionnistes déjà largement présents, comme le pin d’Alep et le pin sylvestre, ainsi que la constitution de structures de végétation associées, très inflammables et très combustibles, risque d’aggraver considérablement les risques dans les années à venir. On mesure ainsi les conséquences logiques mais inattendues d’une PAC, qui n’a pas intégré dans ses évaluations les coûts nouveaux liés aux non-usages traditionnels des espaces méditerranéens qui sont, compte tenu des conditions climatiques d’été et de la forte fréquentation touristique, des zones à très hauts risques pour ce qui est des incendies.

À l’image de ce qui existait par le passé, l’entretien des coupures agricoles et pastorales doit permettre de conserver un certain cloisonnement des massifs, par rupture horizontale et verticale du continuum végétal. Depuis peu, la (ré)introduction de pratiques agricoles ou pastorales dans un but d’entretien de l’espace en zone sensible suscite un vif intérêt (mise en valeur agricole, viticole, pastorale). Les agriculteurs et les éleveurs se voient attribuer un rôle essentiel dans l’entretien de l’espace. Leur activité favorise le maintien et l’adaptation des pratiques traditionnelles qui entretiennent un paysage « jardiné » contre l’extension de la friche et de la broussaille (SIME, 1994 ; Etienne, 1999 ; CERPAM).

POUR EN SAVOIR PLUS...

Baudry J., Acx A.S., 1993, *Écologie et friches dans les paysages agricoles*, ministère de l’Environnement, 46 p.

Barbero, 1995, *Évolution des espaces forestiers et de la faune sauvage en Provence-Côte d’Azur, Quels mode de gestion ? Forêt méditerranéenne*, t XV, n° 3 : 349-360.

CRPF et FOGFOR PACA, 1994, *Propriétaires forestiers : les enjeux et les conditions pour réussir le « sylvo-tourisme », Forêt méditerranéenne*, t XV, n° 2, pp 124-127.

Escarre-Blanch J., 1979, *Étude de successions post-culturelles dans les hautes garrigues du montpelliérain*, Thèse université des Sciences et Techniques du Languedoc, 134 p. + annexes.

Guidi M, Piussi P., 1993, The influence of Old Rural land-Management Practices on the Natural Regeneration of Woodland on Abandoned Farmland in the Prealps of Friuli, Italy, *In Ecological Effects of Afforestation*, 57-67.

Tatoni T., Magnin F., Bonin G., Vaudour J., 1994, *Secondary successions on abandoned cultivation terraces in calcareous Provence*. I. Vegetation and soil. *Acta Oecologica*, 1994; 15(4), 431-447.

Nota : pour l'ensemble des références on pourra se reporter à :

Curt, T., Brochiero, F., Prévosto, B., 1998, *Boisement naturel des terres en déprise. État des lieux et analyse bibliographique*, 2^e édition complétée, Cemagref, 201 p.



Autre exemple de fermeture du paysage par certains boisements spontanés denses et non gérés



Crédit photographique



p. 20 – © Cemagref, T. Curt. Colonisation forestière par les pins (pin sylvestre et pin noir) sur le Causse Méjan (Lozère).

p. 29 – © Cemagref, B. Prévosto. Boisement spontané de bouleau sur une anienne lande à callune (Puy de Dôme).

p. 29 à 115 – © Cemagref (oct. 1990). D. Gauthier. Sous-bois.

p. 37 – © Cemagref, B. Prévosto. Colonisation d'une lande par le pin sylvestre (Puy de Combegrasse, chaîne des Puy).

p. 42 – © Cemagref, T. Curt. Exemple de dissémination par le pin sylvestre et le pin noir sur le Causse Méjan.

p. 47 – © Cemagref, B. Prévosto.

– Fermeture du paysage sous l'effet de la dynamique ligneuse ;

– Installation de pin sylvestre dans une lande sous-exploitée.

p. 48 – © Cemagref, T. Curt. Colonisation spontanée de pelouses calcaires des causses par le pin sylvestre et le pin noir.

p. 49 – © Cemagref, B. Prévosto. Colonisation de champs abandonnés par de jeunes frênes et érables sycomores dans les Alpes.

p. 56 – © Cemagref, B. Prévosto. Frênaie spontanée adulte dans les Alpes.

p. 57 – © Cemagref, T. Curt. Colonisation par le buis, le génévrier et les pins sur pelouses anciennement pâturées.

p. 66 – © Jean-Paul Métaillé.

– Colonisation forestière dans les Pyrénées ariégeoises » vers 1910 et 1990 (collection Jean-Paul Métaillé).

– In « Friche, garrigue ou forêt ? Les changements du paysage dans la vallée de l'Hérault au cours du 20^e siècle ». Dervieux A., Vakhnovsky, N., 1995, 45 p.

p. 67 – © Cemagref, T. Curt. Colonisation par des pins sur des milieux ouverts (pelouses calcaires).

p. 74-75 – © Cemagref, P. Deuffic.

– Recolonisation naturelle par la lande d'une zone forestière incendiée » (1996).

– Enrichissement de terres agricoles sur le causse de Sauveterre » (2000).

p. 83 – Changement de paysages dans la Vallée de l'Hérault : 1910 et 1991; en haut, collection Geneviève Debussche; en bas, collection Alain Dervieux. (In « Friche, garrigue ou forêt ? Les changements du paysage dans la vallée de l'Hérault au cours du 20^e siècle » Dervieux A., Vakhnovsky, N., 1995, 45 p.).

p. 84 – © Cemagref, P. Deuffic. Parcours ovin en Lozère à Laval-du-Tarn.

p. 85 – © Cemagref, P. Deuffic. Boisement de terres agricoles dans le PNR Livradois-Forez.

p. 90 – © Cemagref, B. Prévosto.

– Colonisation de terrasses agricoles dans les Alpes,

– Ferme abandonnée dans les Alpes.

p. 91 – © Cemagref, B. Prévosto. Opération d'éclaircie dans une frênaie spontanée des Alpes.

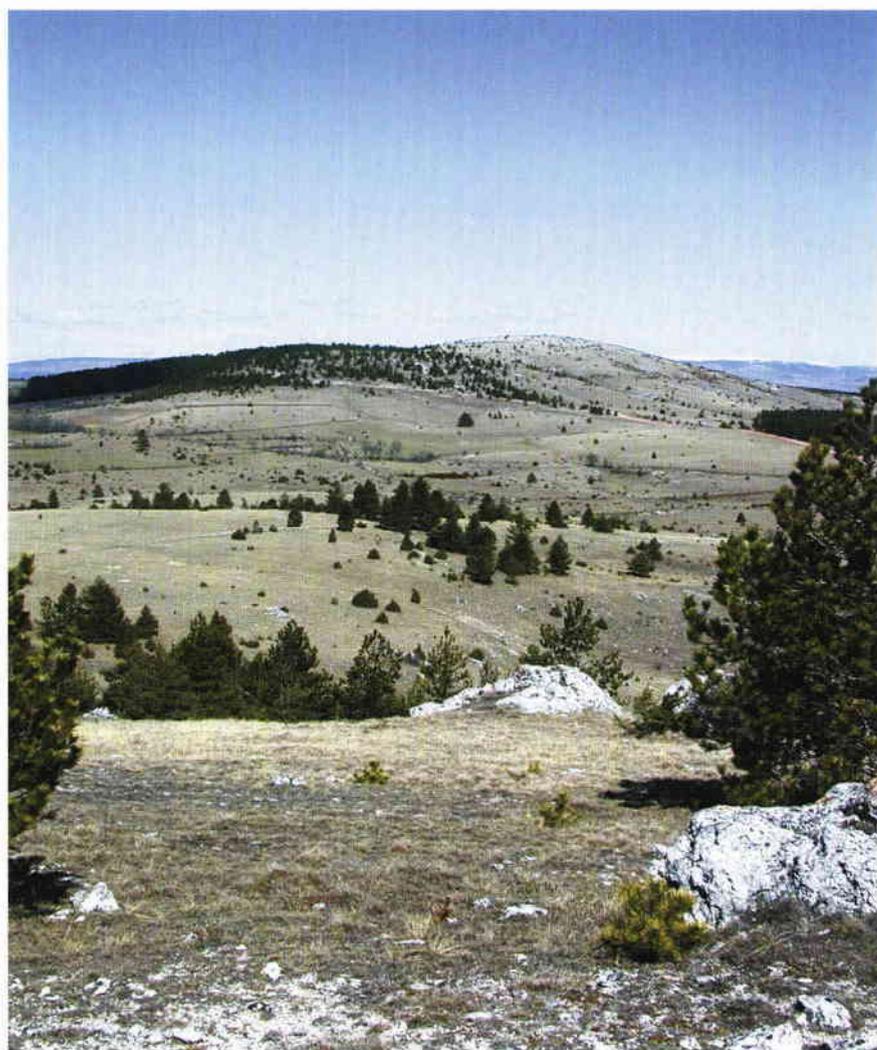
p. 97 – © Cemagref, R. Jouvie. Gestion d'un boisement spontané de pin sylvestre : plantation de jeunes hêtres ».

p. 99 – © Cemagref, F. Ruchaud. Récolte de bois et parcours dans des accrus de pin sylvestre éclaircis en Margeride lozérienne.

p. 103-104 – © Cemagref (Fonds photographique Clermont-Ferrand), H. Rapey. Éclaircie forte d'accrus de pin sylvestre dans des terrains de parcours du Diois; F. Ruchaud. Récolte de bois et parcours dans des accrus de pin sylvestre éclaircis en Margeride lozérienne; et J.-L. Guitton. Parcours d'animaux dans des accrus de feuillus dans le Cantal.

p. 107 à 110 et p. 115 – © Cemagref, Th. Curt et B. Prévosto







es boisements spontanés, conséquence de la diminution ou de l'abandon d'activités agricoles, restent une préoccupation forte pour les acteurs publics et privés chargés de la gestion des territoires ruraux et leur environnement.

Comment ces nouveaux espaces boisés se mettent-ils en place et avec quelles conséquences sur l'écosystème ? Comment peut-on les gérer : avec quels objectifs et quels outils ?

Une première partie propose un état des lieux des boisements spontanés, une approche des mécanismes de développement, ainsi qu'un panorama des multiples enjeux paysagers, écologiques, forestiers, cynégétiques, récréatifs. Ensuite, dix fiches techniques traitent ces thématiques pour mieux appréhender la structure, la dynamique des boisements spontanés et les différentes possibilités de gestion.

Cet ouvrage est destiné aux gestionnaires forestiers, aux gestionnaires d'espaces naturels et décideurs chargés d'aménagement et d'environnement mais aussi aux scientifiques, historiens, sociologues et étudiants intéressés par l'écologie et la gestion de ces nouveaux espaces forestiers.

LES AUTEURS

Thomas Curt est chercheur en écologie forestière au Cemagref. Ses recherches actuelles portent sur la dynamique des ligneux invasifs et ses conséquences écologiques.

Bernard Prévosto est ingénieur du Génie rural des Eaux et Forêts. Il exerce actuellement au Cemagref en tant que chercheur en écologie forestière.

Jean-Claude Bergonzini est biométricien. Il est actuellement chargé de mission auprès de la direction scientifique du Cirad et de la direction d'Ecofor, après avoir été directeur scientifique du Cirad-forêt.

Cemagref
CIRAD
CNRS
ENGREF
INRA
IRD
ONF



9 782853 626323

ISBN 2-85362-632-6

Prix : 32,00 €