

RISQUE, DIVERSITÉ ÉCOLOGIQUE, ET RENTABILITÉ ÉCONOMIQUE DANS LES FORÊTS DU SUD DES ÉTATS-UNIS¹

par Joseph BUONGIORNO² et Mo ZHOU³

RÉSUMÉ

Les futaies mélangées de pin à encens (*Pinus taeda*, ou *Loblolly pine* en anglais) et de feuillus sont une part importante de la ressource forestière du sud des États-Unis. Leur aménagement est sujet à de nombreux risques, biologiques, climatiques, et économiques. Le but de cette étude est de développer pour des décideurs des guides d'aménagement à objectifs multiples. La base de la méthode est un modèle stochastique non linéaire pour la croissance des peuplements, et un modèle économétrique spatio-temporel pour le prix des bois. Lorsqu'il n'y a pas linéarité, les prévisions produites par un modèle déterministe (et donc incomplet) peuvent être très biaisées par rapport à un modèle qui incorpore explicitement les chocs aléatoires. Pour faciliter l'optimisation, ces modèles sont transformés en chaînes de Markov. Bien que rares, les catastrophes telles que les tempêtes ont une influence profonde sur le paysage forestier et sur la composition et structure des peuplements. Il est possible, dans une large mesure, de poursuivre simultanément en forêt des objectifs écologiques et économiques, le conflit ne devenant sérieux que lorsqu'on pousse un objectif particulier à son extrême. La grande disparité entre les revenus qui pourraient être obtenus en poursuivant un objectif purement économique, et ceux qui sont effectivement obtenus, suggère que pour les propriétaires dans cette région, les valeurs non bois sont au moins aussi élevées que les valeurs bois.

Mots clés : *Pinus taeda*, forêt non équienne, économie, Markov, diversité, écologie, aménagement, économétrie, risque, catastrophe.

¹ L'étude dont les résultats sont repris dans cette communication a été financée par le programme fédéral américain CSREES-NRI 2001-25108-10673, et par la Faculté des ressources naturelles de l'Université du Wisconsin (Madison, États-Unis).

² Correspondant étranger de l'Académie d'Agriculture de France - Professeur titulaire des chaires « Class of 1933 Bascom » et « John N. McGovern WARF » du Département d'écologie et de gestion forestière de l'Université du Wisconsin, à Madison (États-Unis) (jbuongio@wisc.edu).

³ Chargée de recherches au même département (mozhou@students.wisc.edu).

L'objectif de cette étude est d'améliorer l'aménagement des forêts mélangées de pin à encens (*Pinus taeda* L., ou *Loblolly pine* en anglais) et de feuillus du Sud des États Unis. Cet aménagement doit tenir compte des objectifs multiples de ces forêts, et des risques biologiques, climatiques, et économiques.

Le *Loblolly pine*, aussi appelé aux États-Unis *Arkansas pine*, ou *North Carolina pine*, est une des espèces les plus importantes dans le sud de ce pays. Il domine dans des peuplements couvrant environ 12 million ha. Il est présent dans 14 États, du New Jersey au nord jusqu'au milieu de la Floride au sud, et au Texas à l'ouest (Figure 1).



Figure 1 : Aire de répartition de *Pinus taeda* aux États-Unis (en gris).

Les forêts actuelles sont très différentes de celles qui prévalaient avant la colonisation, quand ce pin ne constituait qu'un élément mineur des forêts à prédominance de feuillus. Avec l'extension des plantations de tabac, de coton, d'indigo, et de canne à sucre, les forêts originelles ont disparu. Les forêts « naturelles » mixtes de pin à encens et de feuillus dont traite cet article se sont développées en grande partie sur les champs abandonnés après épuisement des sols. D'où le nom de *old field pine* que l'on donne parfois au pin à encens.

Ces forêts naturelles sont très différentes des vastes plantations industrielles équiennes de pin à encens dont l'objectif est essentiellement la production de bois. Les forêts dont nous parlons ici (Figure 2) sont un mélange de résineux (*Pinus taeda*, *P. echinata*, *P. palustris*, etc...), de feuillus tendres (*Liquidambar styraciflua*, *Nyssa sylvatica*, *Liriodendron tulipifera*, etc...), et de feuillus durs (*Quercus falcata*, *Q. nigra*, *Q. stellata*, *Q. alba*, etc...). Leur structure est souvent non équiienne, et leur régénération est naturelle (Langdon 1981).

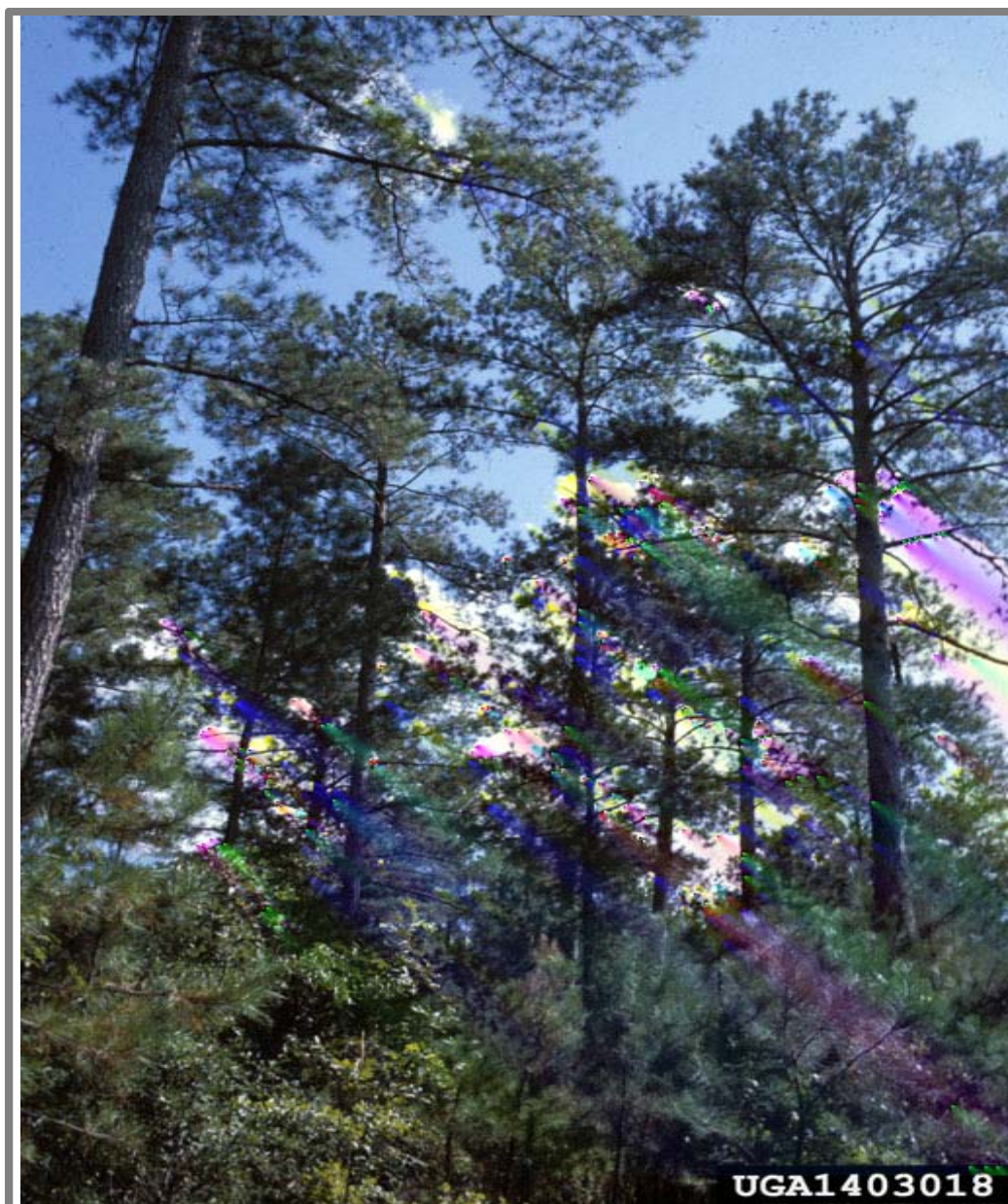


Figure 2 : Forêt mélangée irrégulière de *Pinus taeda* et de feuillus.

A cause de leur diversité d'espèces et de structures, ces forêts ont de grands avantages écologiques. Elles abritent de nombreuses espèces végétales et animales, dont certaines sont en danger de disparition, tel que *Picoles borealis*. En même temps, ces forêts sont économiquement importantes. Plus de 60% de la récolte nationale de résineux, et près de 60% de la récolte de feuillus viennent du Sud. Cette importance devrait augmenter avec les restrictions imposées par le gouvernement fédéral sur la production des vastes forêts nationales de l'Ouest des États-Unis.

Ces rentes économiques et écologiques ne sont pas sans risque. Les perturbations naturelles, telles que la glace, les insectes, les maladies et le feu, influencent la forme et la composition des peuplements forestiers. Un aménagement optimal, même purement

écologique, doit tenir compte de ces chocs naturels dont la majorité sont très fréquents mais de faible amplitude. Cependant, il y a aussi des risques de faible fréquence, mais de forte amplitude, tels que les cyclones qui affectent irrégulièrement, mais fortement la région qui nous intéresse. Une autre source de risque pour la rentabilité de la forêt est la fluctuation des prix. De 1977 à 2000, les prix des bois n'ont guère augmenté en valeur réelle, net d'inflation, mais leur variation a été considérable, surtout pour les bois de sciage (Figure 3).

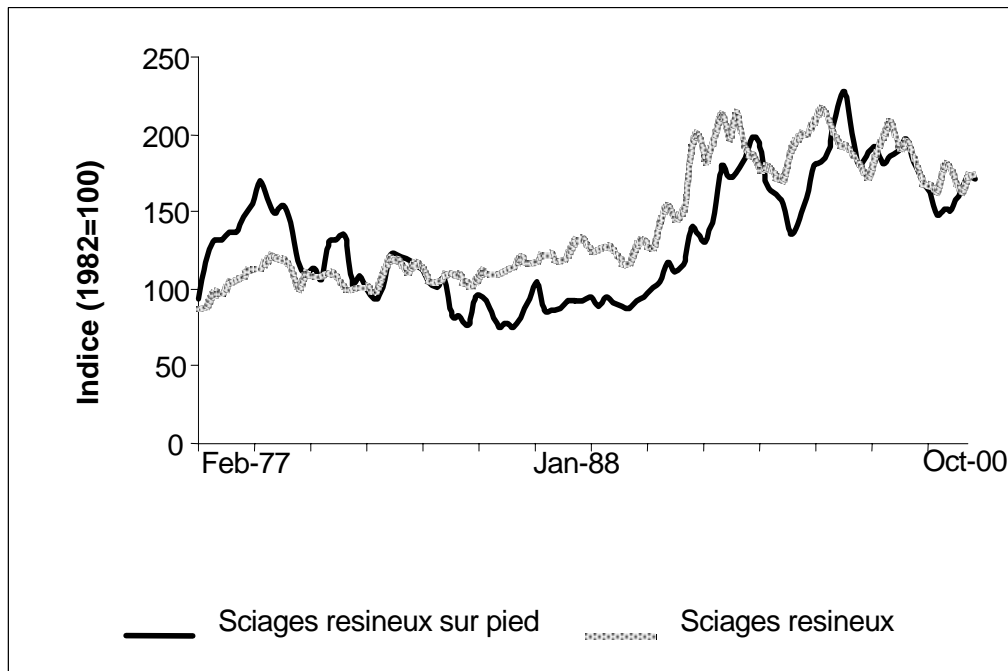


Figure 3 : Évolution des prix moyens mensuels des sciages résineux et des bois de sciage sur pied dans le sud des États-Unis.

Dans ce contexte, notre étude a deux objectifs principaux :

- prévoir les conséquences économiques et écologiques de divers aménagements ;
- déterminer, parmi tous les aménagements possibles, l'aménagement optimal.

Ces objectifs devaient être réalisés en tenant compte des risques biologiques, climatiques, et économiques auxquels font face les décideurs, et les résultats de l'étude devaient être d'utilisation pratique pour eux.

Critères d'aménagement

Les critères utilisés pour comparer divers aménagements sont économiques ou écologiques. Tous les critères sont des espérances mathématiques (valeurs moyennes d'une variable aléatoire sur un horizon infini). Les critères économiques sont le bénéfice net actualisé, et la production annuelle par hectare. Les critères écologiques comprennent la

diversité d'espèces d'arbres, la diversité de dimensions des arbres (pour mesurer la diversité de structure des peuplements), et la diversité du paysage forestier.

La diversité est exprimée par l'indice d'entropie de Shannon :

$$H = -\sum_i p_i \ln(p_i)$$

Par exemple, dans le cas du paysage, p_i est la fraction du paysage dans l'état i (défini plus loin). H est maximum quand cette fraction est la même pour tous les états (quelque soit i). H est minimum quand tout le paysage est dans le même état. Pour la diversité d'espèces, p_i est la probabilité qu'un arbre soit d'espèce i .

L'espérance mathématique de la surface terrière par hectare est aussi utilisée comme critère écologique et indice sylvicole. Un autre critère écologique est la fraction de l'état « vieille forêt » dans le paysage.

Modèle de croissance stochastique

Le modèle de croissance d'un peuplement décrit l'état du peuplement à l'instant t , $\mathbf{y}_t = [y_{ijt}]$ par le nombre d'arbres dans trois catégories d'espèces d'arbres i (résineux, feuillus durs, feuillus tendres), et dans 19 catégories de diamètres des arbres j . Le modèle prédit l'état du peuplement à $(t+1)$ années en fonction de son état à t années par le système d'équations stochastiques (Lin et al., 1998):

$$\mathbf{y}_{t+1} = \mathbf{G}_t \mathbf{y}_t + \mathbf{c} + \mathbf{u}_t \quad (1)$$

La matrice \mathbf{G} dépend de l'état du peuplement, et donc le modèle est non linéaire. Le vecteur \mathbf{u} représente les chocs aléatoires qui peuvent intervenir de t à $t+1$.

Les données utiles pour estimer les paramètres du modèle viennent de 991 placettes permanentes dans sept États du Sud des États-Unis (Figure 4). Les placettes ont été mesurées au moins deux fois de 1980 à 1990, à un intervalle moyen de sept ans entre les mesures. 65% des placettes sont dans des forêts privées. La surface moyenne d'une propriété privée est de 24 ha. 23% des placettes sont dans des forêts dites « industrielles » (c'est-à-dire appartenant à des compagnies forestières), et 12% dans des forêts publiques. 63% du volume sur pied dans les placettes est en résineux, 27% en feuillus tendres et 10% en feuillus durs. Toutes les placettes sont dans des forêts naturelles, c'est-à-dire sans évidence de régénération artificielle.

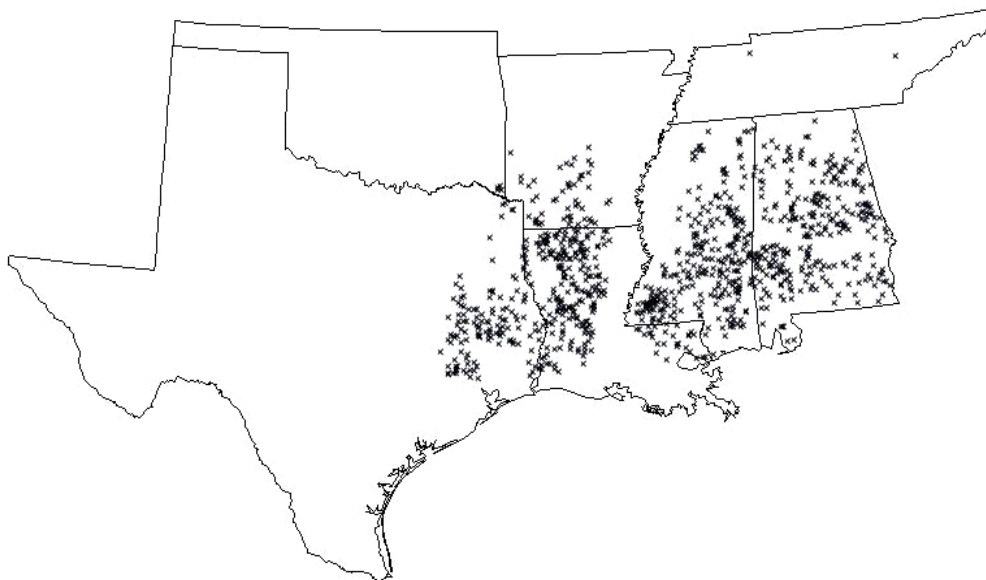


Figure 4 : Location des 991 placettes permanentes utilisées pour calibrer le modèle de croissance des peuplements.

Le modèle de croissance est un système de 19×3 équations différentielles stochastiques qui ne peut pas être résolu analytiquement. Mais on peut le simuler, c'est-à-dire prédire numériquement l'état du peuplement à n'importe quel moment dans le futur, étant donné sa condition initiale.

La présence de l'élément aléatoire u_t dans ce modèle non linéaire peut changer radicalement les prévisions par rapport à un modèle déterministe. Par exemple, la Figure 5 montre que le modèle déterministe prédit la disparition totale des pins à long terme, alors que le modèle stochastique prédit que la surface terrière des résineux continuera à se maintenir à peu près au niveau courant (Zhou et Buongiorno, 2004). Effectivement, il est bien connu que les perturbations qui ouvrent la couverture forestière permettent la reproduction d'essences de lumière telles que les pins.

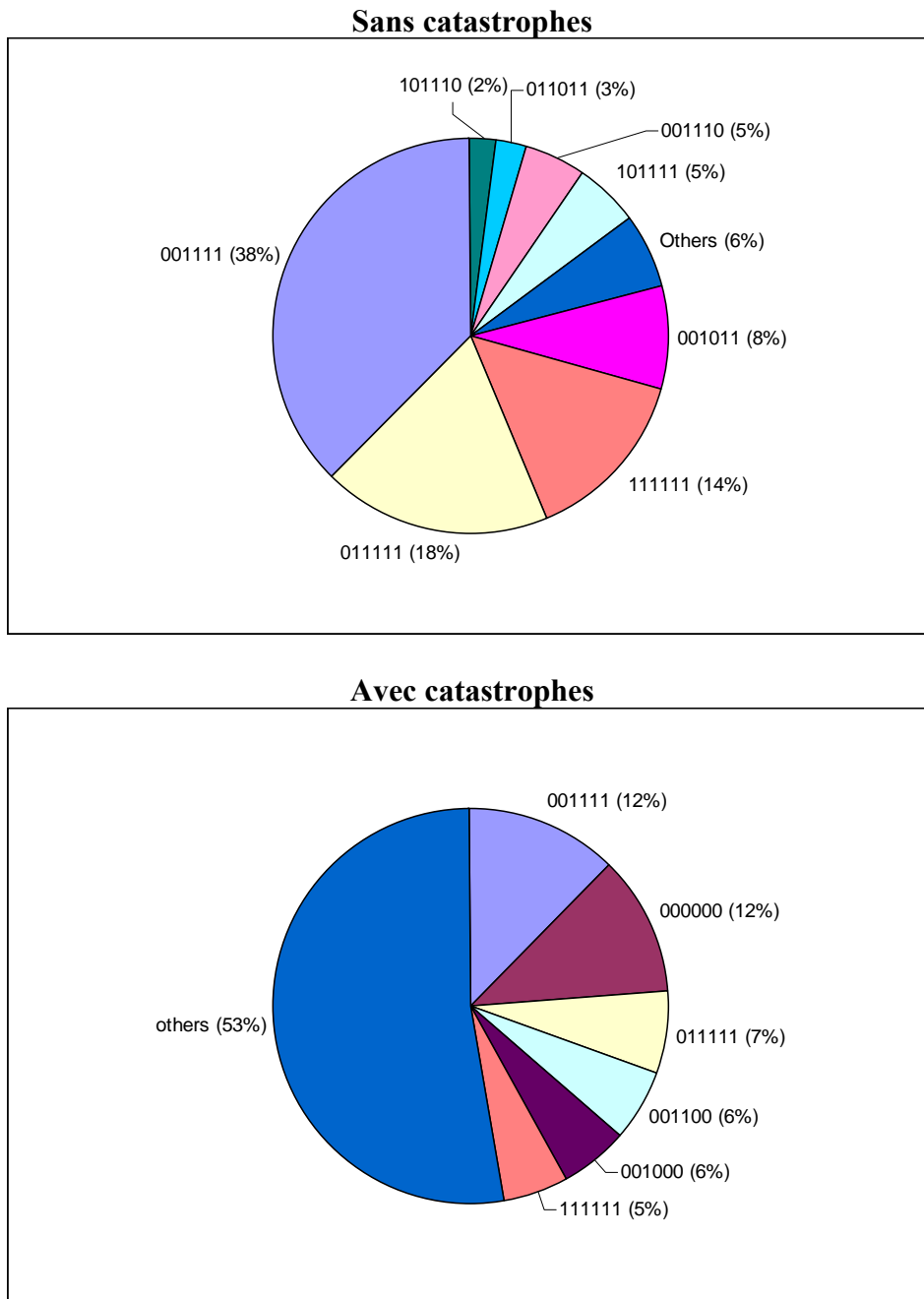


Figure 5 : Distribution de différents états de peuplement, sans intervention humaine, sans ou avec catastrophes.

États des peuplements et probabilités de transition

Le modèle présenté ci dessus est une représentation détaillée de l'évolution d'un peuplement forestier. Toutefois, il est très difficile à utiliser directement pour l'optimisation. On le simplifie en le transformant en une chaîne de Markov : une matrice des probabilités de passage d'un état à l'autre, de t à $t+1$ (Holling et al. 1986).

Pour ce faire, les états possibles des peuplements sont classifiés suivant le système du Tableau 1. On mesure la surface terrière par ha des arbres de pins et de feuillus, subdivisés en arbres petits, moyens, et gros. La surface terrière est faible, indiquée par 0, si elle est au-dessous de la moyenne courante sur les parcelles observées. Elle est élevée, indiquée par 1, si

la surface terrière est au-dessus de la moyenne. Avec deux catégories d'espèces (pins et feuillus) et trois catégories de dimensions, il y a $2^6=64$ états de peuplement possibles. Par exemple, l'état (011,001) veut dire que les petits pins ont une surface terrière faible et les pins moyens et gros ont une surface terrière élevée, les feuillus petits et moyens ont une surface terrière faible, et les feuillus gros ont une surface terrière élevée (plus de 1,7 m²/ha).

Tableau 1 : L'état d'un peuplement est défini par la surface terrière dans chaque catégorie d'arbres.

| Surface terrière | Pins | | | Feuillus | | |
|------------------|-------------|-------------|-----------|-------------|-------------|-----------|
| | Petits bois | Bois moyens | Gros bois | Petits bois | Bois moyens | Gros bois |
| Faible | ≤2,5 | ≤4,3 | ≤3,6 | ≤2,9 | ≤1,2 | ≤1,7 |
| Elevée | >2,5 | >4,3 | >3,6 | >2,9 | >1,2 | >1,7 |

Le modèle de croissance stochastique (1) est ensuite utilisé pour calculer, par simulation, la probabilité de passage d'un état à l'autre (Tableau 2). Par exemple, la probabilité qu'un peuplement à l'état (000,000) (surface terrière faible dans toutes les catégories d'arbres) reste dans le même état de l'année t à l'année $t+1$ est de 0,797. La probabilité que le même peuplement passe à l'état (000,001) (avec surface terrière élevée dans les gros feuillus) est de 0,027. La probabilité de 0,025 dans la première colonne est la probabilité qu'un peuplement soit détruit par un cyclone. On suppose qu'un cyclone cause un passage immédiat à l'état (000,000), quelque soit l'état initial du peuplement.

Tableau 2 : Probabilités de transition entre états de peuplement.

| Etat à $t+1$ \ Etat à t | 000,000 | 000,001 | 000,010 | ... | 111,101 | 111,110 | 111,111 |
|---------------------------|---------|---------|---------|-----|---------|---------|---------|
| 000,000 | 0,797 | 0,027 | 0,011 | ... | 0 | 0 | 0 |
| 000,001 | 0,025 | 0,782 | 0 | ... | 0 | 0 | 0 |
| 000,010 | 0,025 | 0 | 0,780 | ... | 0 | 0 | 0 |
| ... | ... | ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| 111,101 | 0,025 | 0 | 0 | ... | 0,842 | 0 | 0,034 |
| 111,110 | 0,025 | 0 | 0 | ... | 0 | 0,847 | 0,050 |
| 111,111 | 0,025 | 0 | 0 | ... | 0 | 0 | 0,890 |

Prévisions écologiques

La matrice de probabilités $[p(j|i)]$ du Tableau 2 est un modèle de Markov dont chaque élément est la probabilité de passage de l'état i à l'état j en l'espace d'une année, sans intervention. L'intervention peut aussi être représentée par une matrice de probabilités $[d(i,k)]$ dont chaque élément est la probabilité de la décision k quand le peuplement est à l'état i . La décision k est le choix d'un autre état, obtenu typiquement par une coupe qui diminue la surface terrière dans une catégorie d'espèces et de dimensions des arbres. Donc, les probabilités de transition de l'état i à l'état k avec intervention est représentée par la matrice :

$$[p(j|i,k)] = [p(j|i)][d(i,k)] \quad (2)$$

où $p(j|i,k)$ est la probabilité de passage de l'état i à l'état j avec les règles de décision définies par la matrice $[d(i,k)]$.

La matrice $[p(j|i,k)]$ peut servir à de nombreuses prévisions. On peut en particulier prévoir l'état constant de la forêt (la probabilité d'être dans chaque état dans le long terme), l'espérance mathématique de la durée de maintien dans un état (combien d'années en moyenne un peuplement reste dans cet état), et de la période de retour dans chaque état (combien d'années en moyenne il faut à un peuplement pour revenir dans un état quand il vient d'en sortir) (Hillier et Lieberman, 1990).

Par exemple, les graphiques de la figure 5 montrent l'état constant prédit par le modèle de Markov dans l'état naturel (aucune intervention humaine), sans et avec catastrophes (cyclones). Les probabilités de chaque état à l'état constant sont interprétées comme la proportion du paysage forestier qui est dans cet état dans le long terme. Sans catastrophes, l'état dominant dans la forêt est (001,111) avec une surface terrière élevée en résineux dans les gros bois seulement, et une surface terrière élevée de feuillus dans les trois classes de diamètres. En présence de catastrophes, la proportion de forêt dans cet état (001,111) n'est plus que de 12%, et 53% de la forêt est occupée par des peuplements dans de nombreux autres états, tous de faible fréquence. Il en résulte un paysage beaucoup plus divers avec catastrophes que sans catastrophes, mais aussi un paysage avec une fréquence beaucoup plus faible de « vieille forêt ». La « vieille forêt » est définie par l'ensemble des états de peuplement qui ont une probabilité de plus de 5% à l'état constant sans catastrophe : 001,111 (38%), 011,111 (18%), 111,111 (14%), 001,011 (8%), autres (5%+) incluant 001,011, 101,111 et 001,110. La « vieille forêt » est donc dominée par des feuillus, avec toutefois des gros bois de pins, ce qui correspond bien au climax de ce type de forêt (Oliver et Larson, 1990 ; Bragg 2004).

Modèle des prix

Les variations de revenus sont dues principalement au prix des bois de sciage sur pied. Il y a très peu de variation dans les prix des bois à pâte, et on le suppose constant. Le modèle des prix des bois de sciage sur pied est spatio-temporel et stochastique (Zhou et Buongiorno 2005):

$$\begin{aligned} \mathbf{z}_t = & \quad (0,40 \mathbf{W}^1 - 0,30 \mathbf{W}^2 - 0,40 \mathbf{W}^3) \mathbf{z}_{t-1} \\ & - (0,05 + 0,10 \mathbf{W}^1 - 0,04 \mathbf{W}^2 - 0,30 \mathbf{W}^3) \mathbf{z}_{t-2} \\ & - (0,50 + 0,03 \mathbf{W}^1 + 0,05 \mathbf{W}^2 - 0,05 \mathbf{W}^3) \boldsymbol{\varepsilon}_{t-1} \\ & - (0,13 - 0,04 \mathbf{W}^1 - 0,13 \mathbf{W}^2 + 0,40 \mathbf{W}^3) \boldsymbol{\varepsilon}_{t-2} \end{aligned} \quad (3)$$

Les éléments du vecteur \mathbf{z}_t sont les prix dans diverses régions du Sud des États-Unis durant le trimestre t . Le prix dans une région dépend des prix passés (\mathbf{z}_{t-1} et \mathbf{z}_{t-2}) dans la même région et dans les régions avoisinantes. Les corrélations des prix entre régions sont représentées par les matrices \mathbf{W} . Les prix \mathbf{z}_t dépendent aussi des mouvements aléatoires des prix dans la même région et dans les régions voisines, représentés par le vecteur $\boldsymbol{\varepsilon}_t$.

Comme pour le modèle de croissance des peuplements (1), le modèle économétrique des prix (3) est transformé en une matrice de Markov. Trois états de prix sont reconnus, faible, moyen, et élevé. Le niveau du prix est défini par des intervalles de probabilité égale. A long terme, la probabilité qu'un prix soit faible est égale à la probabilité qu'il soit moyen ou élevé.

La matrice de Markov contient les probabilités de passage d'un prix à l'autre, de t à $t+1$. Les probabilités de passage ont été obtenues par simulation basée sur le modèle économétrique. Par exemple, le Tableau 3 montre que si le prix est faible à t , la probabilité est de 0,82 qu'il soit faible à $t+1$, de 0,10 qu'il soit moyen et de 0,08 qu'il soit élevé.

Tableau 3 : Probabilités de transition entre états de prix des sciages des bois sur pied résineux.

| <i>Prix à t</i> \ <i>Prix à t+1</i> | <i>Faible</i> | <i>Moyen</i> | <i>Elevé</i> |
|-------------------------------------|---------------|--------------|--------------|
| <i>Faible</i> | 0,82 | 0,10 | 0,08 |
| <i>Moyen</i> | 0,11 | 0,78 | 0,11 |
| <i>Elevé</i> | 0,07 | 0,12 | 0,81 |

Avec 64 états possibles pour les peuplements, et trois états possibles pour le marché, on aboutit à 192 états peuplement-marché, et une matrice de 192x192 probabilités de transition entre chaque état peuplement-marché.

Effets de l'aménagement courant

Ce modèle de Markov pour le système peuplement-marché a été appliqué pour prédire les conséquences de l'aménagement courant, révélé par les parcelles permanentes, s'il était poursuivi en perpétuité. Le Tableau 4 compare ces résultats avec les prédictions de l'évolution naturelle de la forêt, sans intervention humaine.

Tableau 4 : Effets à long terme de l'aménagement courant, comparé à l'état naturel obtenu sans intervention.

| Effets | Unités | Aménagement courant | Forêt naturelle |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|-----------------|
| Bénéfices actualisés | \$/ha | 1872 | -- |
| Prod. de bois de sciage | m ³ /ha/an | 1,5 | -- |
| Prod. de bois de trituration | m ³ /ha/an | 0,4 | -- |
| Surface terrière | m ² /ha | 20 | 22 |
| Diversité d'espèces | % | 100 | 100 |
| Diversité de dimensions | % | 98 | 100 |
| Diversité de paysages | % | 104 | 100 |
| « Vieille forêt » | % | 20 | 29 |
| Rotation | années | 9,1 | -- |

Suivant les prévisions du modèle, l'aménagement courant conduirait à long terme à l'état « vieille forêt » sur 20% du territoire forestier considéré, alors qu'il serait de 29% dans la forêt naturelle obtenue sans intervention. La diversité de paysages serait 4% plus élevée avec l'aménagement courant que dans la forêt naturelle. La diversité d'espèces serait la

même, mais la diversité de dimensions serait 2% plus basse. Le bénéfice net actualisé des revenus de 1872 \$/ha mesure la valeur moyenne du fonds plus celle des arbres qui le recouvrent habituellement, quand on ne considère que les valeurs bois.

Optimisation économique

Au delà de la prédiction des effets d'un aménagement donné, le modèle de Markov peut être étendu pour obtenir la stratégie optimale pour un objectif donné. Une stratégie lie la décision à l'état peuplement-marché. Dans le cas où l'objectif est de maximiser le bénéfice actualisé net, la stratégie optimale peut être obtenue par programmation linéaire (d'Epenoux 1963):

$$\begin{aligned} \max_{y_{ik}} BAN &= \sum_i \sum_k R_{ik} y_{ik} \\ \sum_k y_{jk} - \frac{1}{1+r} \sum_i \sum_k y_{ik} p(j|i,k) &= \pi_j \quad \forall j \end{aligned} \quad (4)$$

- où :
- BAN est le bénéfice actualisé des revenus ;
 - R_{ik} est le revenu immédiat quand l'état (peuplement-marché) est i et que la décision est k (une décision consiste à passer par la coupe d'un état à un autre du peuplement) ;
 - y_{ik} est le temps (actualisé) de résidence dans l'état i avec décision k ;
 - $p(j|i,k)$ est la probabilité de passage de l'état i à l'état j avec la décision k ;
 - r est le taux d'intérêt annuel ;
 - π_j est la probabilité initiale de l'état j .

Après résolution du système (4), la décision optimale est obtenue par :

$$X_{ik} = \frac{y_{ik}}{\sum_k y_{ik}} \quad (5)$$

$X_{ik}=1$ si la décision optimale est k quand l'état est i , $X_{ik}=0$ autrement. La décision optimale ne dépend que de l'état peuplement-marché, elle est indépendante de l'état initial, et elle est toujours déterministe (0,1).

Les effets à long terme des décisions qui maximisent le bénéfice actualisé net sont résumés dans le Tableau 5. Les résultats sont comparés avec les effets de l'aménagement courant. Le BAN maximum est quatre fois plus grand, correspondant à une production annuelle beaucoup plus élevée de sciages et de bois de trituration. Ceci est obtenu en maintenant une surface terrière plus faible. La diversité d'espèces n'est pas très différente, mais la diversité de dimensions des arbres est plus faible (les arbres de gros diamètre étant souvent coupés). La diversité de paysages est réduite de plus de la moitié quand on maximise

les revenus, et il ne reste presque plus de « vieille forêt ». La fréquence des coupes est presque double dans l'aménagement courant.

Tableau 5 : Effets de l'aménagement économique optimal comparé à l'aménagement courant.

| Effets | Unités | Aménagement courant | Aménagement économique |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|------------------------|
| Bénéfices actualisés | \$/ha | 1872 | 7758 |
| Prod. de bois de sciage | m ³ /ha/an | 1,5 | 5,3 |
| Prod. de bois de trituration | m ³ /ha/an | 0,4 | 2,5 |
| Surface terrière | m ² /ha | 20 | 13 |
| Diversité d'espèces | % | 100 | 99 |
| Diversité de dimensions | % | 98 | 91 |
| Diversité de paysages | % | 104 | 42 |
| « Vieille forêt » | % | 20 | 0 |
| Rotation | années | 9,1 | 5,2 |

La solution du modèle peut être utilisée de façon pratique par un tableau de décisions dont le Tableau 6 montre une partie. Par exemple, dans l'état de peuplement 3 la décision optimale pour maximiser les revenus est de ne rien faire, quelque soit le prix. Dans l'état 4, on devrait passer à l'état 3 en réduisant la surface terrière des gros feuillus, quelque soit le prix. Dans l'état 64, si le prix est bas, il convient de passer à l'état 52 en réduisant la surface terrière des gros résineux et des petits feuillus. Si le prix est moyen, on doit réduire en plus la surface terrière des résineux moyens. Si le prix est élevé, il faudrait aussi réduire la surface terrière des petits résineux et des gros feuillus.

Tableau 6 : Décisions optimales pour l'objectif économique.

| État du peuplement | Prix | Décision | | |
|--------------------|----------------|----------|-------|-------|
| | | Faible | Moyen | Elevé |
| ... | | | | |
| 3 | 000,010 | - | - | - |
| ... | | | | |
| 4 | 000,011 | 3 | 3 | 3 |
| ... | | | | |
| 36 | 100,011 | - | - | 3 |
| ... | | | | |
| 52 | 110,011 | - | 36 | 3 |
| ... | | | | |
| 64 | 111,111 | 52 | 36 | 3 |

Optimisation écologique

Des stratégies optimales peuvent être obtenues à partir du modèle pour divers objectifs écologiques. Par exemple, la formulation suivante due à Manne (1960) permet d'obtenir, par programmation linéaire, la stratégie qui maximise l'espérance mathématique de la diversité H (d'espèces, ou de dimensions des arbres), sur un horizon infini :

$$\begin{aligned} \max_{z_{ik}} H &= \sum_i \sum_k H_k z_{ik} \\ \sum_k z_{jk} - \sum_i \sum_k z_{ik} p(j|i, k) &= 0 \quad \forall j \end{aligned} \quad (6)$$

où : - H_k est la diversité du peuplement résiduel quand la décision k est prise : à la différence de la formulation (4), la diversité future a le même poids que la diversité présente ;
- z_{ik} est la probabilité d'être dans l'état i et de prendre la décision k .

Les contraintes se réfèrent à l'état constant dans un environnement stochastique: à long terme, la probabilité d'être dans chacun des états j doit demeurer constante.

Après résolution du système (6), l'ensemble des décisions optimales est obtenu par :

$$X_{ik} = \frac{z_{ik}}{\sum_k z_{ik}} \quad (7)$$

où X_{ik} est la probabilité que la décision optimale soit k quand le peuplement est à l'état i . Comme dans le cas de la maximisation des revenus, la décision optimale est déterministe ($X_{ik}=0$ ou 1) et ne dépend que de l'état du peuplement au moment de la décision, et est donc indépendante de la condition initiale.

Le Tableau 7 montre les effets à long terme de stratégies qui maximisent la diversité d'espèces, ou la diversité des dimensions, comparés aux effets de l'aménagement courant. L'aménagement visant la diversité d'espèces maximale aboutit à ce que celle-ci soit 9% plus élevée que celle obtenue par l'aménagement courant ; il implique des coupes beaucoup plus fortes que l'aménagement courant, aboutissant à des bénéfices actualisés trois fois plus élevés ; mais la diversité de paysages correspondante est beaucoup plus faible, et la « vieille forêt » est pratiquement absente. L'aménagement visant la diversité de dimensions maximale aboutit à ce que celle-ci soit très légèrement plus élevée que dans l'aménagement courant, mais implique que l'on ne coupe pratiquement rien, avec des bénéfices environ six fois plus faibles (323 contre 1872 \$/ha) ; on obtient ainsi presque 30% du territoire en « vieille forêt », pratiquement autant que dans la forêt naturelle (Tableau 4).

Tableau 7 : Effets à long terme de l'aménagement qui maximise la diversité d'espèces ou de dimensions des arbres, comparé aux effets de l'aménagement courant.

| Effets | Unités | Aménagement courant | Maximum diversité espèces | Maximum diversité dimensions |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|---------------------------|------------------------------|
| Bénéfices actualisés | \$/ha | 1872 | 5560 | 323 |
| Prod. de bois de sciage | m ³ /ha/an | 1,5 | 4,9 | 0 |
| Prod. de bois de trituration | m ³ /ha/an | 0,4 | 1,2 | 0,2 |
| Surface terrière | m ² /ha | 20 | 16 | 21 |
| Diversité d'espèces | % | 100 | 109 | 101 |
| Diversité de dimensions | % | 98 | 96 | 101 |
| Diversité de paysages | % | 104 | 65 | 98 |
| « Vieille forêt » | % | 20 | 2 | 29 |
| Rotation | années | 9,1 | 9 | 177 |

Objectifs multiples

Des solutions de compromis entre l'objectif économique et les objectifs écologiques sont obtenues en introduisant des contraintes dans les formulations précédentes. Par exemple, on peut contraindre la diversité d'espèces ou de dimensions, ou les deux, à être au dessus d'un plancher H^* , tout en maximisant l'espérance mathématique de la valeur des revenus. Ou bien, on peut maximiser la diversité d'espèces, de dimensions, de paysages ou leur combinaison, tout en maintenant l'espérance mathématique de la valeur des revenus actualisés au dessus d'un plancher BAN^* . La formulation de ces problèmes avec des contraintes liées aux critères escomptés, comme le BAN, ou non comme la diversité, conduisent à de nombreuses non linéarités, mais on peut néanmoins leur apporter des solutions quantifiées (Rollin et al., 2005).

Ainsi, la Figure 6 montre l'évolution du maximum de la diversité d'espèces, et de la diversité de paysages correspondante, quand on varie les bénéfices actualisés nets entre 10% et 99% de leur valeur maximum ($BAN=7756\$/ha$ obtenu sans contrainte écologique). Jusqu'à 90% du maximum du BAN, il existe des stratégies qui accroissent la diversité d'espèces tout en augmentant les revenus. Mais, au delà de ce seuil, la diversité d'espèces tend vers zéro rapidement. La diversité de paysages décroît progressivement dans tout l'intervalle considéré.

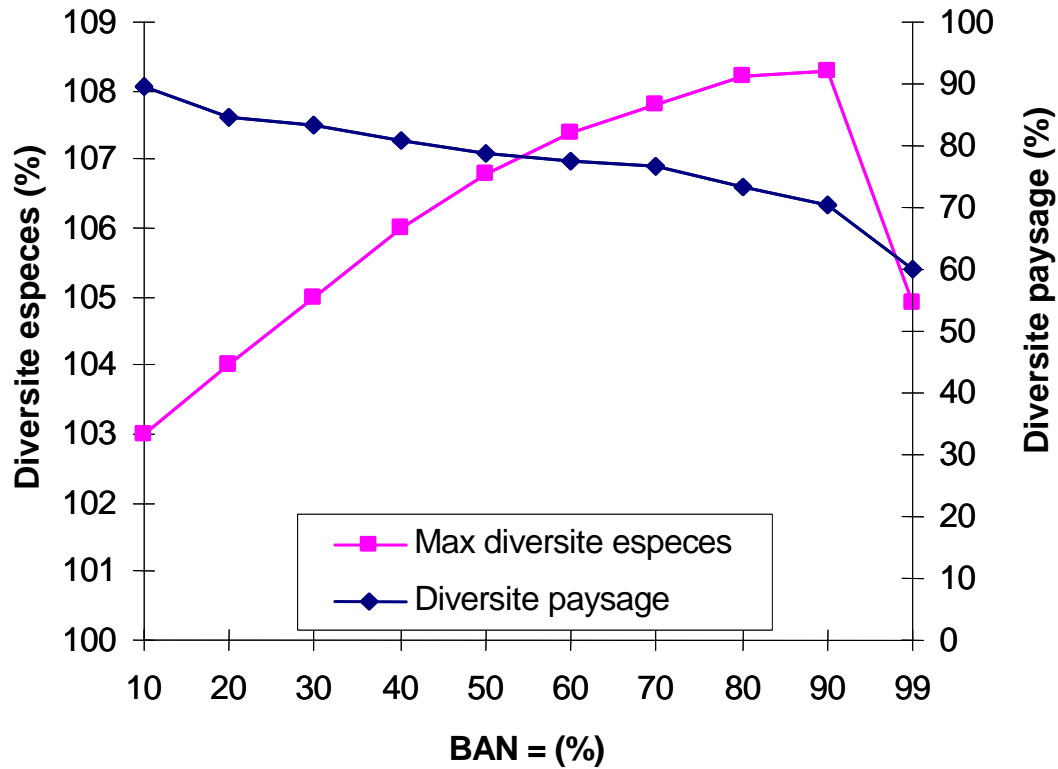


Figure 6 : Effets de la maximisation de la diversité d’espèces d’arbres sur la diversité de paysage, quand le bénéfice actualisé net est contraint à un pourcentage de son maximum.

Comme dans toute optimisation, la fonction objective doit être unique. On peut soit maximiser l’objectif économique ou un objectif écologique, mais pas les deux à la fois. Il est toutefois possible de formuler la fonction objective de manière à poursuivre tous les objectifs simultanément. Dans ce cas, la fonction objective est la somme pondérée des divers objectifs. Le poids de chaque objectif doit refléter sa valeur pour le décideur par rapport aux autres.

Par exemple, la formulation suivante suppose que la déviation relative de chaque objectif par rapport à sa valeur maximum a le même poids pour le décideur (Zhou, 2005):

$$\begin{aligned} \max_{y_{ik}} & \frac{1}{7758} \sum_{i,k} R_{ik} y_{ik} + \frac{1}{1.97} \sum_{i,k} H_k z_{ik} + \frac{1}{0.96} \sum_{i,k} H'_k z_{ik} \\ & + \frac{1}{0.34} \sum_{i \in \Omega, k} z_{ik} - \frac{1}{3.89} \sum_i (\sum_k z_{ik}) \ln(\sum_k z_{ik}) \end{aligned} \quad (8)$$

$$\sum_k y_{ik} - \frac{1}{1+r} \sum_{i,k} y_{ik} p(j|i,k) = \pi_j \quad \forall j$$

$$z_{ik} = \frac{y_{ik}}{\sum_{i,k} y_{ik}}$$

Le premier terme de la fonction objective est la déviation des bénéfices actualisés nets par rapport à leur valeur maximale (7758 \$/ha). Le deuxième terme est la déviation de la diversité de dimensions par rapport à son maximum de 1,97. Le troisième terme est la déviation de la diversité d'espèces par rapport à son maximum de 0,34. Le quatrième terme est la déviation de la probabilité de la « vieille forêt » par rapport à son maximum de 0,34 (Ω est l'ensemble des états « vieille forêt »). Les autres variables sont définies comme dans les formulations (4) et (6). La fonction objective et le deuxième groupe de contraintes sont non linéaires. On peut néanmoins apporter une solution quantifiée.

L'optimum obtenu avec la formulation (8) est du type Pareto au sens que l'on ne peut augmenter la valeur d'un indice de performance sans en diminuer au moins un autre. Le Tableau 8 montre les effets à long terme de cette stratégie, en comparaison avec l'aménagement courant et l'aménagement qui laisse la nature continuer son cours sans intervention humaine. Le bénéfice actualisé net (4882 \$/ha) est bien supérieur à celui obtenu par l'aménagement courant (1872 \$/ha), bien qu'il soit inférieur à sa valeur maximum sans contrainte (7758 \$/ha). La surface terrière (18 m²/ha) est légèrement plus faible que dans l'aménagement courant (20 m²/ha). Les valeurs des diversités d'espèces, de dimensions et de paysages sont comparables à celles obtenues par l'aménagement courant, et peu différentes des celles obtenues sans intervention. Comme avec l'aménagement courant, il y a nettement moins de territoire en « vieille forêt » que dans la forêt naturelle. Les coupes sont moins fréquentes que dans l'aménagement courant, mais plus intenses.

| Effets | Unités | Aménagement courant | Optimum de Pareto | Forêt naturelle |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|-------------------|-----------------|
| Bénéfice actualisé | \$/ha | 1872 | 4882 | -- |
| Prod. de bois de sciage | m ³ /ha/an | 1,5 | 4,3 | -- |
| Prod. de bois de trituration | m ³ /ha/an | 0,4 | 0,8 | -- |
| Surface terrière | m ² /ha | 20 | 18 | 22 |
| Diversité espèces | % | 100 | 103 | 100 |
| Diversité dimensions | % | 98 | 95 | 100 |
| Diversité paysages | % | 104 | 99 | 100 |
| « Vieille forêt » | % | 20 | 18 | 29 |
| Rotation | années | 8,6 | 11 | -- |

Tableau 8 : Effets de l'optimum du type Pareto comparés à ceux de l'aménagement courant et de la forêt naturelle (sans intervention humaine).

Les décisions optimales avec cette stratégie du type Pareto sont moins simples que celles obtenues précédemment. La présence de contraintes conduit à une solution qui est en partie stochastique (Tableau 9). Ainsi, quand le peuplement est dans l'état 10, la décision optimale est d'aller toujours à l'état 2 (en réduisant la surface terrière des gros feuillus) quand les prix sont moyens ou élevés. Mais, si les prix sont faibles, la décision optimale est de passer à l'état 2 dans 38% des cas, et à l'état 10 (ne rien faire) dans 62% des cas. Il faudrait donc, au moment de décider, tirer un nombre au hasard entre 0 et 1, et choisir l'état 2 si le nombre est $\leq 0,38$, ou choisir de ne rien faire autrement.

Tableau 9. Décisions pour l'optimum du type Pareto.

| Etat du Peuplement | Prix | Décision (probabilité) | | |
|--------------------|----------------|------------------------|-------|------------------|
| | | Faible | Moyen | Elevé |
| 1 | 000,000 | - | - | - |
| 2 | 000,001 | - | - | - |
| 3 | 000,010 | - | - | - |
| ... | | | | |
| 7 | 000,110 | - | - | 3(0,11), 7(0,89) |
| ... | | | | |
| 9 | 001,000 | - | 1 | 1 |
| 10 | 001,001 | 2(0,38), 10(0,62) | 2 | 2 |
| 11 | 001,010 | - | - | 3 |
| ... | 000,000 | | | |

CONCLUSION

Quatre enseignements principaux peuvent être tirés de cette étude:

- les événements aléatoires, même ceux de faible amplitude et de haute fréquence, doivent être pris en compte dans la modélisation de processus biologiques tels que la croissance d'un peuplement. En présence de non linéarité, les prévisions produites par un modèle déterministe (et donc incomplet) peuvent être très différentes de celles obtenues par un modèle qui incorpore explicitement les chocs aléatoires de causes diverses ;
- les catastrophes sont rares, mais elles ont une influence profonde sur le paysage forestier et sur la composition et la structure des peuplements ;
- il est possible, dans une large mesure, de poursuivre simultanément en forêt des objectifs écologiques et économiques, le conflit ne devenant sérieux que lorsqu'on pousse un objectif particulier à son extrême ;
- la grande disparité entre les revenus qui pourraient être obtenus en poursuivant un objectif purement économique, et ceux qui sont effectivement obtenus suggère que pour les propriétaires les valeurs non bois sont au moins aussi élevées que les valeurs bois.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- (1) BRAGG D.C. 2004. – *Composition, structure, and dynamics of pine-hardwood old-growth remnants in southern Arkansas*. Journal of the Torrey Botanical Society, **131**(4), 320-336.
- (2) D'ÉPENOUX F. 1963. – *A probabilistic production and inventory problem*. Management Science, **10**(1), 98-108.
- (3) HILLIER F. S. et LIEBERMAN G.J. 1990. *Introduction to operations research*, 5th Ed., McGraw-Hill. New York. 594 p.
- (4) HOLLING C.S., DANTZIG G.B. et WINKLER C. 1986. – *Determining optimal policies for ecosystems*. p.453-475 *in* Systems Analysis in Forestry and Forest Industries, Kallio M. et al. (Eds.) North Holland, Amsterdam. 487 p.
- (5) LANGDON O.G. 1981. – *Natural regeneration of loblolly pine : a sound strategy for many land owners*. South. J. Appl. For., **5**, 170-176.
- (6) LIN C.R., BUONGIORNO J., PRESTEMON J. et SKOG K. 1998. – *Growth model for uneven-aged loblolly pine stands: simulations and management implications*. FPL-RP-569. USDA For. Serv., For. Prod. Lab., Madison. 13 p.
- (7) MANNE A.S. 1960. – *Linear programming and sequential decisions*. Management Science **6**, 259-267.
- (8) OLIVER C.D. et LARSON B.C. 1990. – *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, New-York. 467 p.
- (9) ROLLIN F., BUONGIORNO J., ZHOU M. et PEYRON J.L. 2005. – *Management of mixed-species, uneven-aged forests in the French Jura : from stochastic growth and price models to decision tables*. Forest Science, **51**(1), 64-75.
- (10) ZHOU M. 2005. – *Managing resources for multiple purposes: Markov models of southern mixed loblolly pine-hardwood forests*. PhD dissertation, University of Wisconsin, Madison. 126 p.
- (11) ZHOU M. et BUONGIORNO J. 2004. – *Nonlinearity and noise interaction in a model of forest growth*. Ecological Modeling, **180**, 291-304.
- (12) ZHOU M. et BUONGIORNO J. 2005. – *Space-time modeling of timber prices*. Journal of Agricultural and Resource Economics (à paraître).