

LUC DURRIEU DE MADRON
CIRAD-Forêt

MORTALITÉ DES ARBRES EN FORÊT PRIMAIRE DE GUYANE FRANÇAISE



▲ Blessure, due au débardage, sur un tronc de Wapa (*Eperua* sp.).
*Wound caused by haulage on a Wapa (*Eperua* sp.) stem.*

Trouée créée par un traitement sylvicole, 1991.
Gap created by the silvicultural treatment, 1991. ►





La mortalité des arbres par type (morts sur pied et chablis), en forêt primaire de Guyane française, a été étudiée sur le dispositif d'études sylvicoles de Paracou. Cet article compare les résultats obtenus en parcelles-témoins à ceux provenant de parcelles ayant subi trois traitements différents.

Devant le taux alarmant de déforestation en milieu tropical, évalué actuellement à 15 millions d'hectares par an (F.A.O., 1992), la conservation et la gestion de ces forêts sont devenues l'un des soucis majeurs de cette fin de XX^e siècle. Ces deux objectifs sont souvent rendus difficiles par une méconnaissance de l'écosystème forestier tropical. De nombreuses recherches sont donc actuellement menées pour essayer de comprendre ces milieux. L'étude dont il est question ici s'inscrit dans le cadre de ces programmes de recherche.

Nous pouvons distinguer deux grands types de mortalité :

Mortalité sur pied (MP) : l'arbre meurt en restant debout ; il aura tendance à se désagrégier petit à petit.

Chablis : l'arbre meurt en tombant. Ces chablis peuvent être selon la terminologie utilisée par MUTOJI A KAZADI (1977), FLORENCE (1981) et RIÉRA (1983) :

- des chablis élémentaires (un seul arbre tombe),
- des chablis multiples (plusieurs arbres tombent simultanément),
- des chablis complexes (chutes décalées dans le temps).

Parmi les chablis, nous distinguons également dans cette étude :

- **Les chablis primaires (CI) :** arbres initiateurs de la trouée.
- **Les chablis secondaires (CII) :** arbres mortellement cassés ou déracinés par la chute directe ou indirecte du chablis primaire = mortalité induite.

La mort d'un ou plusieurs arbres crée une trouée dans la voûte de la forêt, amenant de brusques variations microclimatiques : apport de lumière au sol qui autrement n'y arrive que rarement, température moyenne et variations journalières plus élevées, humidité plus faible que sous couvert fermé. Cette trouée

va alors être l'objet d'un processus de cicatrisation : croissance des arbres survivants dans la trouée et des arbres de bordure, installation d'individus appartenant à des essences héliophiles, qui ont besoin d'une trouée pour germer et croître. La part de l'un ou l'autre de ces facteurs dépend de la quantité de lumière disponible, donc de la taille de la trouée et très probablement du type de mortalité.

La mortalité joue ainsi un rôle fondamental dans la sylvigénèse en tant qu'initiatrice des trouées. La caractérisation de ses mécanismes s'avère primordiale pour comprendre la dynamique de l'écosystème forestier tropical et pouvoir expliquer la structure spatiale et la dynamique d'une forêt donnée.

La gestion des forêts passe par la mise au point de méthodes sylvicoles adéquates. L'évaluation de celles-ci peut être faite par la description des dégâts d'exploitation (ou de l'intervention sylvicole) et de la mortalité qui s'ensuit. Cette mortalité détermine directement le stock d'arbres restant dans le peuplement et donc en partie la récolte future.

Les résultats obtenus en forêt primaire non exploitée (mortalité et ses conséquences sur la sylvigénèse) serviront à étudier les modifications qu'entraînent l'exploitation forestière et les traitements sylvicoles sur la mortalité des arbres ainsi que la répercussion de cette mortalité sur le peuplement.

Nous nous proposons, dans cet article, de caractériser la mortalité observée dans le dispositif d'études sylvicoles de Paracou, en Guyane française.

Nous étudierons, dans un premier temps, la mortalité en parcelles-témoins, notamment sa répartition par types (MP, chablis), les dégâts provoqués par la chute des arbres et les trouées créées. Ces trouées et ces taux de mortalité nous permet-



front de calculer un « temps de renouvellement » de la forêt.

Dans un deuxième temps, nous étudierons de la même manière la mortalité sur parcelles traitées, en se penchant entre autres sur l'impact des éclaircies testées sur deux des trois traitements. Nous comparerons, par la suite, ces deux résultats et nous essaierons d'en tirer quelques conséquences pour la sylviculture.

SITES ET MÉTHODES DU DISPOSITIF

SITUATION

Situé dans la concession du CIRAD près de Sinnamary, ce dispositif est installé sur un substrat de terrains métamorphiques anciens appartenant à la série de Bonidoro, composée de schistes et de quartzites (BOULET *et al.*, 1983). Les précipitations sont supérieures à 3 000 mm/an et les températures oscillent entre 20 et 27° (ce sont surtout des variations journalières).

La forêt de Paracou est une forêt primaire caractérisée par un effectif moyen de 618 tiges de plus de 10 cm de diamètre à l'hectare (palmiers compris) et une surface terrière de 31 m²/ha.

La distribution par classe de diamètre a l'allure d'une exponentielle décroissante décrite par ROLLET au Venezuela, 1969 (fig. 1). Les émergents culminent vers 45 m.

ORGANISATION DU DISPOSITIF

Les 108 hectares de forêt primaire du dispositif sont divisés en 12 parcelles de 6,25 ha (250 x 250 m), regroupées en trois blocs dont les sols sont sensiblement homogènes et dont les peuplements possèdent des caractéristiques similaires (densité, diamètre...). Sur ces 12 parcelles, tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre (DBH) sont identifiés, positionnés et mesurés en circonférence.

effectifs

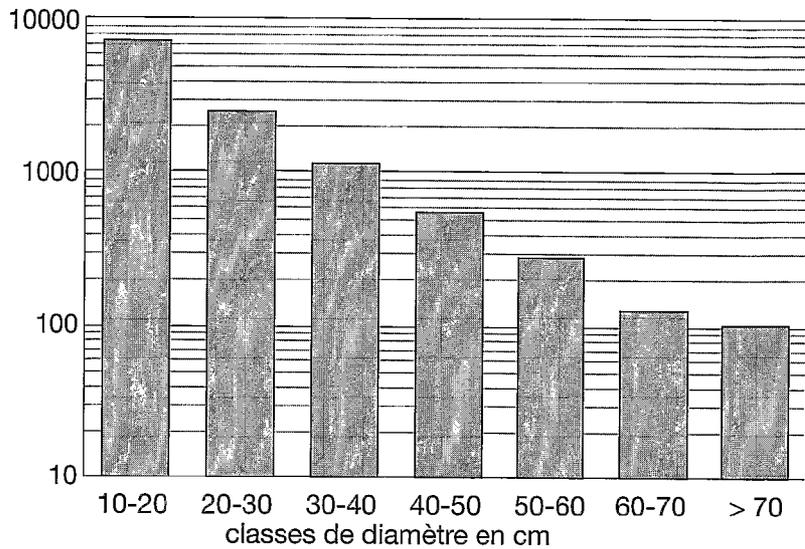


Figure 1. Répartition des logarithmes des effectifs par classe de diamètre à Paracou, toutes essences confondues, sur 75 ha.
Distribution of logarithms of numbers of trees by category of diameter (all species included) at Paracou.

L'identification vernaculaire des arbres porte sur 62 essences dont 58 appelées « principales » sont actuellement commercialisées ou encore peu connues mais technologiquement valables. Les autres essences non commercialisables forment le groupe des essences secondaires (terme à ne pas confondre avec une essence de forêt secondaire). Elles ne peuvent être valorisées que par combustion, carbonisation, gazéification... et produisent de ce fait ce qu'on appellera du « bois énergie ».

Depuis 1984, tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre sont mesurés chaque année. Le recrutement des tiges (tiges arrivant à un diamètre de 10 cm entre deux campagnes de mesure) et la mortalité sont notés chaque année sur les 75 ha (12 x 6,25 ha).

Trois traitements ont été testés (SCHMITT et BARITEAU, 1990) :

Traitement 1 : exploitation pour le

bois d'œuvre des essences principales de diamètre supérieur à 50 ou 60 cm.

Traitement 2 : exploitation pour le bois d'œuvre des essences principales de diamètre supérieur à 50 ou 60 cm ; dévitalisation des arbres des essences secondaires de diamètre supérieur à 40 cm.

Traitement 3 : exploitation pour le bois d'œuvre des essences principales de diamètre supérieur à 50 ou 60 cm ; exploitation pour le bois énergie des essences secondaires de diamètre compris entre 40 et 50 cm ; dévitalisation des arbres des essences secondaires de diamètre supérieur à 50 cm.

Témoin : aucune intervention.

L'exploitation a été faite en 1987, la dévitalisation en 1988. Nous disposons donc de trois campagnes de mesures avant exploitation. Chaque traitement a été répété trois fois : 3 x 4 = 12 parcelles.

TABLEAU I

EFFECTIFS ET TAUX DE MORTALITÉ PAR CLASSE DE DIAMÈTRE

Ces taux sont exprimés par an, en moyenne sur 7 ans.

Ces valeurs ont été recueillies sur 18,75 ha

Diamètre (cm)	Effectifs initiaux (1984)	N/ha/an toute mortalité	Taux (%)	Ecart-type (%)
10 à 20	7 102	4,35	1,06	0,12
20 à 30	2 454	1,61	1,22	0,22
30 à 40	1 136	0,71	1,22	0,32
40 à 50	547	0,30	1,10	0,45
50 à 60	264	0,12	0,76	0,53
60 à 70	127	0,10	1,57	1,10
> 70	98	0,10	2,04	0,45

tous diamètres confondus, a été de 1,09 %.

Par classe de diamètre, le taux de mortalité tous types confondus concerne de 0,7 à 2 % du peuplement (tableau I). Il augmente avec le diamètre de manière irrégulière.

Tous diamètres confondus, la répartition par type de mortalité se fait selon le tableau II.

Par année, le taux de MP varie de 0,38 à 0,65 (fig.2). Le taux de CI varie de 0,28 à 0,55 et le taux de CII varie de 0,13 à 0,47. Ces taux peuvent varier très rapidement et de manière importante (le passage de 0,38 à 0,65 pour les MP se fait en un an). Le taux de mortalité globale peut varier du simple au double, d'une année à l'autre. Ces variations importantes sont probablement dues en grande partie à la taille réduite de la parcelle observée.

A Paracou, les MP (morts sur pied), CI (chablis primaires) et CII (chablis secondaires) sont différenciés chaque année dans les inventaires. Au début de l'année 1987 (année de l'exploitation), la mortalité directement liée à l'abattage et au débardage a été notée.

MORTALITÉ DANS LES PARCELLES-TÉMOINS

Le taux annuel moyen de mortalité à Paracou, entre 1984 et 1991, sur les 18,75 ha des parcelles-témoins,

DÉRACINEMENT OU CASSE DES ARBRES

Parmi les CI, 75,2 % des arbres sont déracinés et 24,8 % sont cas-

TABLEAU II

EFFECTIFS ET TAUX DE MORTALITÉ

TOUS DIAMÈTRES CONFONDUS

Ces taux sont exprimés par an, en moyenne sur 7 ans, sur 18,75 ha

	MP	CI	CII	Total
N/ha/an	3,33	2	1,65	7
% du peuplement vivant	0,52	0,32	0,25	1,09
% des différents types de mortalité	47,6	28,7	23,7	100

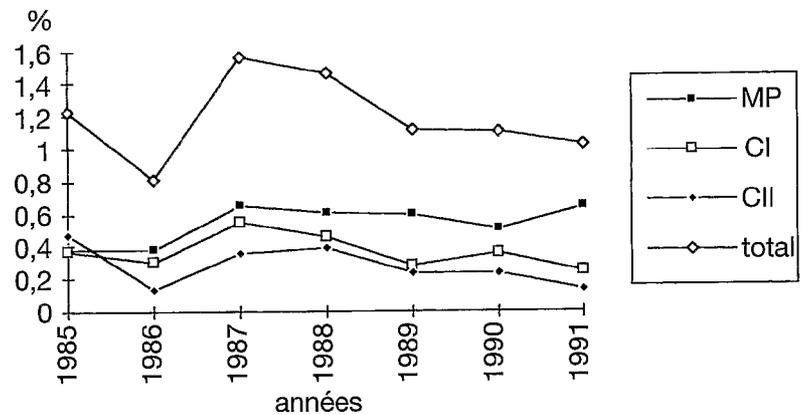


Figure 2. Evolution des taux de mortalité globale, puis par type et par année, sur les 18,75 ha des parcelles-témoins.
Evolution of overall mortality rates by type and by year, on the 18.75 ha of control plots.

sés à des hauteurs diverses inférieures à 10 m. La topographie a une influence sur le déracinement : en zone de bas-fond 90 % des CI sont déracinés, 65 % en méplat et 75 % en pente. Ce taux élevé de déracinement en bas-fond est lié aux sols hydromorphes avec gleys et pseudogleys dans ces zones (BOULET *et al.*, 1979), d'où un enracinement peu profond et une faible cohésion des sols en saison des pluies (sols saturés en eau en permanence).

TAUX DE DESTRUCTION

Le taux de dégâts est proportionnel au diamètre du CI initiateur.

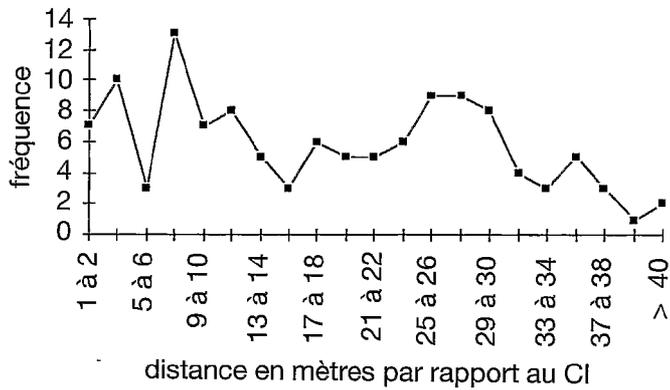


Figure 3. Distance des arbres cassés, par rapport au chablis primaire, sur les 18,75 ha des parcelles-témoins.
Distance of broken trees from primary blowdowns, on the 18.75 ha of control plots.

TABLEAU III
RÉPARTITION
DES TAUX DE DÉGÂTS
en fonction du diamètre
des chablis primaires

Classes de diamètre des CI	Nombre de CI	Nombre de CII associés	Nombre de CII par CI
10 à 20	92	7	0,076
20 à 30	60	7	0,116
30 à 40	35	10	0,286
40 à 50	9	25	2,78
50 à 60	6	22	3,67
60 à 70	6	20	3,33
>70	7	34	4,86

Le taux de destruction correspond au nombre d'arbres que détruit un CI de la classe de diamètre considérée.

Tous diamètres confondus, un CI détruit en moyenne 0,58 arbres. Un CI de plus de 40 cm de diamètre détruit en moyenne 3,6 arbres. Le taux de destruction est lié au diamètre par la relation :

$$\text{Taux de destruction} = 0,054 D(\text{CI})$$

avec un coefficient de détermination R^2 de 0,75

[D(CI) = diamètre du chablis primaire].

Distance chablis secondaires / chablis primaires : la distribution de la distance des CII par rapport aux CI est bimodale (fig. 3) avec deux maxima : l'un situé entre 7 et 9 m et l'autre entre 26 et 29 m. Le premier maximum correspond aux voisins immédiats entraînés ou cassés par le tronc de l'arbre qui tombe (zone proximale de RIÉRA, 1983). Le second maximum correspond à la chute du houppier, souvent très destructrice à cause de l'espace « fouetté » par les branches (zone distale).

Il n'y a aucune corrélation linéaire entre le diamètre des CII et la distance au CI ($R^2 = 0,02$).

LES TROUÉES CRÉÉES

Ces trouées sont une conséquence de la mortalité. Datant au plus de 1984, à un an près, elles se répartissent d'après la surface effectuée annuellement (fig. 4) :

- Parcelle 1 : 1,5 %.
- Parcelle 6 : 1,53 %.
- Parcelle 11 : 0,96 %.

Sur les trois parcelles-témoins, chaque année, 1,33 % de la surface devient une trouée.

La taille moyenne d'une trouée est de 141 m² (écart-type de 219 m², sur 117 trouées). La taille varie de quelques m² à 1 688 m² (fig. 5).

La taille des ouvertures augmente assez régulièrement pour les deux types de chablis, en fonction des diamètres (tableau IV et fig. 6).

Nous avons pu ajuster aux données, pour les chablis multiples, un modèle du type :

$$T = aD - b \quad (D \text{ en cm})$$

avec T = taille des trouées, a = 3,87 et b = -28,82 et avec un coefficient de détermination R^2 de 0,93.



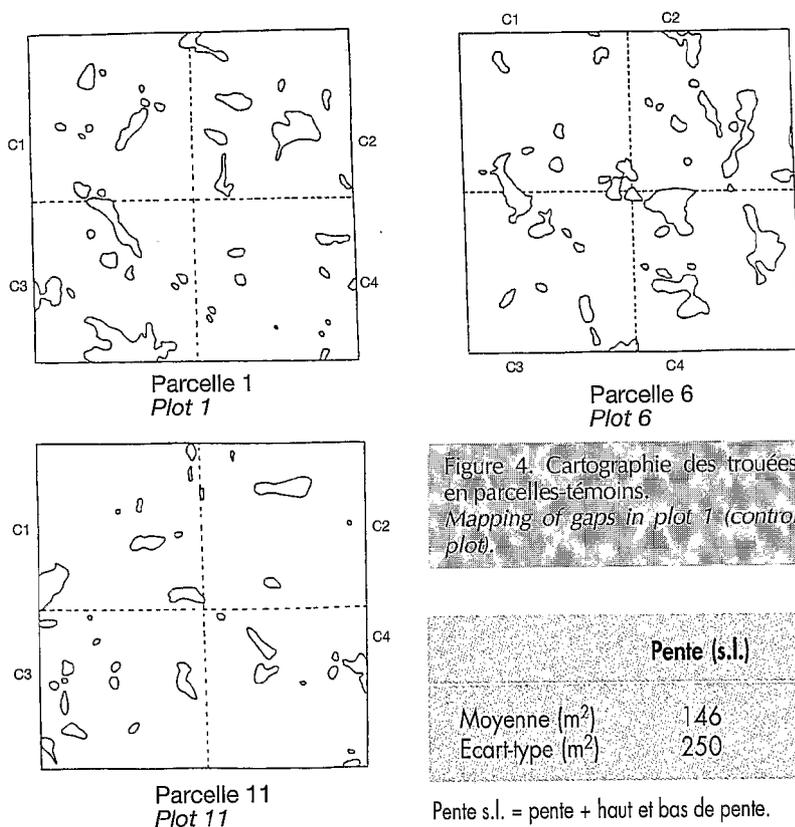


Figure 4. Cartographie des trouées en parcelles-témoins.
Mapping of gaps in plot 1 (control plot).

La taille moyenne des trouées à Paracou est plus faible avec les MP et volis qu'avec les chablis :

	CI	MP ET VOLIS
Moyenne	171 m ²	39,5 m ²
Ecart-type	243 m ²	51 m ²

D'après les données de terrain, seuls les MP supérieurs à 30 cm de diamètre sont susceptibles de créer des trouées. Les CI de moins de 20 cm de diamètre créent en moyenne des trouées de quelques m².

La taille des trouées ne varie pas en fonction de la topographie (différences non significatives).

	Pente (s.l.)	Pente (s.s.)	Méplat	Bas-fond
Moyenne (m ²)	146	158	130	170
Ecart-type (m ²)	250	272	135	212

Pente s.l. = pente + haut et bas de pente.

Seuls les écarts-types varient de manière importante en fonction de la topographie ; la taille des trouées est plus variable en pente ou en bas-fond qu'en méplat.

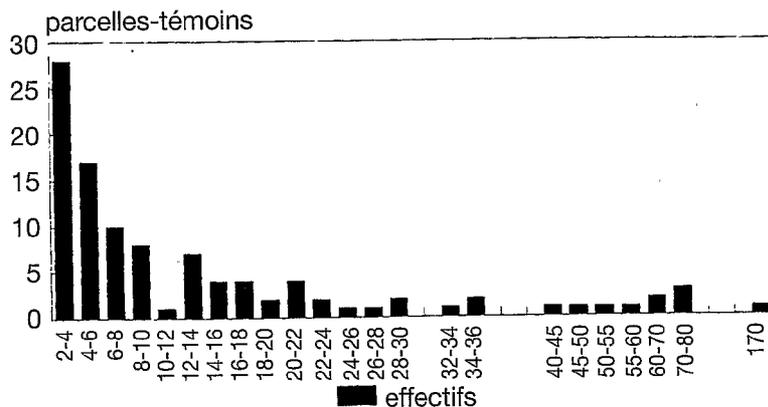


Figure 5. Répartition de la taille des trouées à Paracou, sur parcelles-témoins. Les classes sont exprimées en dizaines de m².
Distribution of gap size on control plots at Paracou. The categories are in tens of square metres.

Diamètre de l'arbre	10 à 20	20 à 30	30 à 40	40 à 50	50 à 60	60 à 70	70 à 80	> 80	cm
Type de chablis :									
Élémentaire	2,6	21,5	31,6	36					m ²
Multiple	5,3	51,1	150,5	132	220	233	239	288	m ²

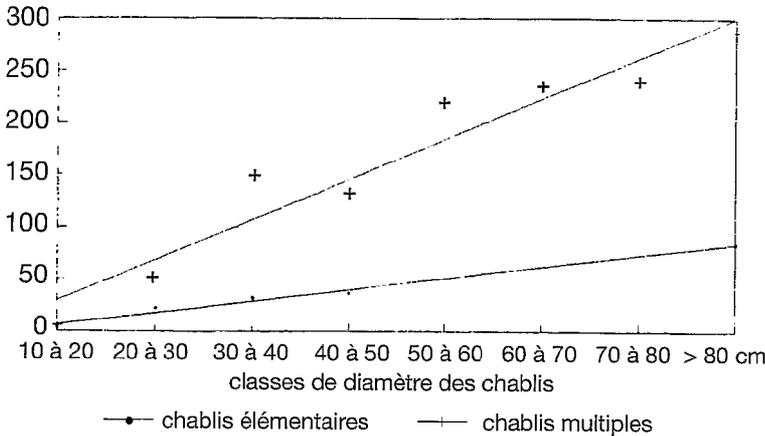


Figure 6. Parcelles-témoins : surface moyenne des trouées en m² en fonction du diamètre du chablis primaire pour les chablis élémentaires et multiples.
Average area of gaps in square metres in function of the diameter of the initiating blowdown for elementary and multiple blowdowns, on control plots.

ESTIMATION DU TEMPS DE RENOUVELLEMENT DE LA FORÊT

Les nouveaux chablis recouvrent parfois les anciens. Cela nous amène à utiliser, pour modéliser la dynamique de la forêt (RIÉRA et ALEXANDRE, 1988), un modèle qui définit une demi-vie basée sur le fait que la surface touchée par les chablis, pendant un temps donné, est en moyenne proportionnelle à la surface totale de la forêt considérée, indépendamment de l'état de la végétation et de l'occurrence antérieure plus ou moins lointaine d'autres chablis. Le modèle s'exprime ainsi :

$$\log (S/S_0) = - at,$$

avec S = surface de la forêt « intacte » au temps t, S₀ = surface initiale de la forêt et a = surface annuelle des chablis.

On en arrive à la définition de la demi-vie :

$$t_{0,5} = - \log (0,5)/a \text{ (cf. encadré).}$$

Le résultat, toutes parcelles témoins confondues, est le suivant :

Demi-vie de la surface de la forêt de 52 ans : c'est-à-dire un lieu donné de

la forêt a une chance sur deux d'être dans un chablis avant 52 ans.

De la même manière (LIEBERMAN et al., 1985), la demi-vie du peuplement (*stand half life*) se calcule à l'aide du taux de mortalité annuel en %. Toutes parcelles-témoins confondues, nous obtenons :

Une demi-vie du peuplement de 64 ans : c'est-à-dire le temps pour que la moitié du peuplement soit mort.

Les demi-vies basées sur la mortalité sont plus longues que celles calculées d'après la surface des trouées créées par an.

La chance de survie d'un arbre pendant une durée n donnée peut se calculer ainsi :

$$P_n = \exp^{-a \cdot n} \text{ (RIÉRA et ALEXANDRE, op. cit.)}$$

avec a = taux de mortalité annuel.

$$P_{100} = \exp^{-0,011 \times 100} = 33,3 \%$$

$$P_{200} = 11,1 \%$$

$$P_{300} = 3,7 \%$$

(P_n = probabilité de survie pendant n ans).

CALCUL DE LA DEMI-VIE

RIÉRA et ALEXANDRE (1988) ont proposé un modèle stochastique basé sur le fait que la surface touchée par les chablis, pendant un temps donné, est en moyenne proportionnelle à la surface de la forêt considérée, indépendamment de l'état de la végétation et de l'occurrence antérieure plus ou moins lointaine d'autres chablis ; ils mentionnent, cependant, que ce dernier point n'est pas tout à fait vrai.

Soit S, la surface de la forêt « intacte » (il y a une référence à une origine non définie où toute la surface est boisée) et t, le temps.

Ils partent de la formule $dS/dt = - a S$.

Le signe - exprime la diminution dans le temps de la surface non touchée par les chablis. C'est l'équation d'une exponentielle décroissante.

Vient alors $dS/S = - a dt$

et $\log S = - at + Cste$.

En posant que

pour $t = 0 : S = S_0$, ils obtiennent :

$$\log S/S_0 = - at.$$

Pour $t = 1, S = S_1, \log (S_1/S_0) = - a$.

Si $S_1 \approx S_0, \log S_1/S_0 \approx -(S_1 - S_0)/S_0$,

$(S_0 - S_1)/S_0 = a$ ou surface annuelle de chablis.

On obtient, en vertu des approximations ci-dessus :

$$\log (S/S_0) = - at.$$

On en arrive à la définition de :

- La demi-vie $t_{0,5} = - \log(0,5)/a$ avec a = surface annuelle de chablis.

- La surface des chablis de la n^{ième} année : $(S/S_0) = - a + e^{-at} + dt$.

- La chance de survie pendant une période donnée (n) :

$P_n = e^{-an}$ en admettant l'assimilation de l'arbre à un point.

Nous utiliserons également la notion de demi-vie du peuplement émise par certains auteurs (LIEBERMAN et al., 1985 ; LIEBERMAN et al., 1991 ; SWAINE et al., 1987). Cette demi-vie définit le temps qu'il faudrait pour que la moitié du peuplement soit mort, (*stand half life*) et sera alors définie par la formule :

$$t_{0,5} = - \log (0,5)/T$$

avec T = taux de mortalité annuel.





Les temps de renouvellement de la moitié de la forêt sont relativement courts mais ces valeurs n'excluent pas la présence de vieux arbres.

Voyons maintenant quelles sont les conséquences de différents traitements sylvicoles et, notamment, celles de la mortalité induite par l'exploitation.

EFFET DES TRAITEMENTS SYLVICOLES

On distingue, dans les traitements sylvicoles, l'exploitation des arbres (abattage et débardage) et les éclaircies (par dévitalisation).

Les dégâts directs de l'exploitation au niveau du peuplement se résument ainsi (SCHMITT, 1989) :

	SURFACE TERRIÈRE		
	Arbres blessés (%)	Arbres intacts (%)	Arbres exploités (%)
Traitement 1 :	9	75	16
Traitement 2 :	7	52	41
Traitement 3 :	11	42	47

Le taux de mortalité par année augmente nettement après exploitation (tableau V et fig. 7). Il peut être multiplié par 6 (Traitement 2 en 1989), trois ans après exploitation.

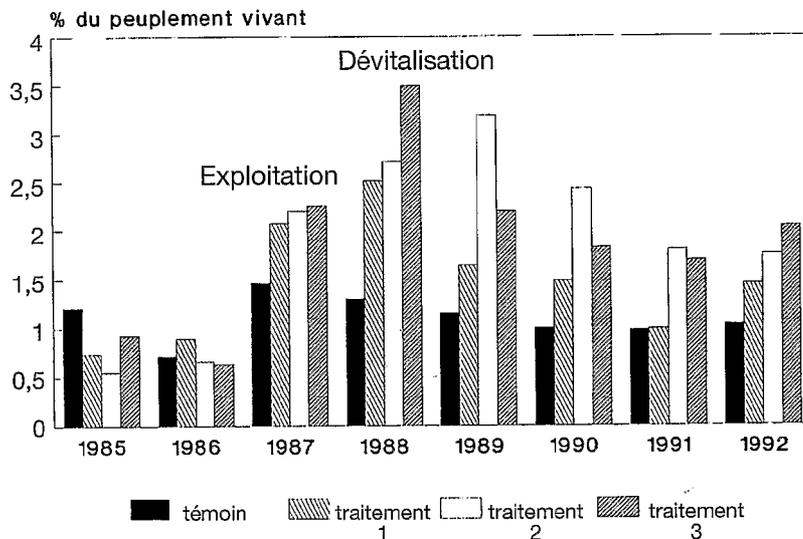


Figure 7. Evolution du taux de mortalité (en % du peuplement vivant) par traitement et par années.
Evolution of the mortality rate (in % of live stand) by treatment and by year.

Le taux est maximal pendant les deux années qui suivent l'exploitation.

Les différents traitements n'ont pas le même résultat : le taux de mortalité obtenu en traitement 3 est maximal, ce qui est logique vu l'intensité de l'exploitation.

Les maxima pour les traitements 1 et 3 se situent en 1988, tandis que celui du traitement 2 se situe en 1989. Cela peut s'expliquer par le fait que

l'empoisonnement a été effectué en 1988, les arbres mettant au minimum quelques mois à mourir ; l'effet du traitement 2 sur la mortalité ne se distinguera du traitement 1 qu'en 1989. Le traitement 3 comporte moins d'arbres empoisonnés, l'exploitation de 1987 ayant enlevé les arbres de 40 à 50 cm de diamètre qui sont dévitalisés dans le traitement 2. Cela explique le taux de mortalité maximal décalé, l'année suivante (1988), de ce traitement 3.

Le taux de mortalité de 1988-89 à 1991 réaugmente en 1992, tandis que le traitement-témoin reste stable cette année-là. Cette augmentation peut être causée soit par la mort de pionniers à courte durée de vie, par exemple ceux du genre *Cecropia*, soit par une sensibilité plus forte à des facteurs de mortalité (pluie, vent...).

On peut penser que, malgré l'augmentation des taux en 1991, ces derniers redeviendront probablement équivalents à ceux du traitement-témoin d'ici une dizaine d'années.

TABLEAU V

ÉVOLUTION DES TAUX DE MORTALITÉ PAR ANNÉE

	1985	1986	1987*	1988**	1989	1990	1991
T 1	0,74	0,9	2,08	2,53	1,67	1,48	1,18
T 2	0,55	0,67	2,2	2,78	3,36	2,61	1,94
T 3	0,94	0,63	2,26	3,63	2,33	2,03	1,91

* Exploitation.

** Dévitalisation.

Ces valeurs sont obtenues, tous diamètres confondus, en pourcentage du peuplement vivant, précédant l'année considérée.

MORTALITÉ PAR TYPE ET PAR TRAITEMENTS

Par année, les variations peuvent être importantes, dans un type donné. Pour deux traitements sur trois, de 1988 à 1991, la proportion de MP diminue. La proportion de CI reste plus stable (tableau VI).

Ce comportement ne varie pas beaucoup selon les répartitions des types de mortalité par classe de diamètre.

Cette variation interannuelle se retrouve dans les parcelles-témoins, pendant la même période, tous diamètres confondus.

TABLEAU VI
ÉVOLUTION DU TYPE DE MORTALITÉ APRES EXPLOITATION en % de la mortalité globale par traitement

Traitement	Type de mortalité	1988	1991
Témoïn	MP	0,47	0,62
	CI	0,23	0,25
	CII	0,30	0,13
Traitement 1	MP	0,42	0,50
	CI	0,26	0,33
	CII	0,32	0,17
Traitement 2	MP	0,54	0,43
	CI	0,27	0,28
	CII	0,19	0,29
Traitement 3	MP	0,47	0,34
	CI	0,32	0,26
	CII	0,21	0,40

EFFET DE L'ÉCLAIRCIE

Quel est, en 1991, le nombre réel d'arbres dévitalisés qui sont vivants, morts sur pied ou tombés et quel est le taux de dégâts provoqué par la mort de ces arbres ?

TABLEAU VII
DÉGÂTS OCCASIONNÉS PAR LES ARBRES EMPOISONNÉS

Nombre d'arbres dévitalisés tombés	Nombre d'arbres détruits par chacun des arbres dévitalisés
62	0
26	1
8	2
8	3
1	4
2	5
1	8

Un relevé a été effectué, en 1991, sur 371 arbres de trois parcelles des traitements 2 et 3.

Seulement 11 % des arbres dévitalisés sont encore vivants en 1991. La majorité sont des *Sapotaceae*, notamment les *Pradosia cochlearia* (Lecomte) Pennington, qui résistent très bien si l'annélation n'est pas parfaite (il suffit de quelques centimètres « oubliés » sur le diamètre lors de la double annélation).

Plus de 70 % des arbres non encore tombés ont un houppier réduit, ce qui diminue considérablement les risques de dégâts au moment de leur chute.

Pour les traitement 2 et 3, 73 et 35 arbres empoisonnés ont détruit respectivement 69 et 19 arbres, soit 0,94 et 0,54 arbres détruits par arbre empoisonné tombé. Ainsi, pour les deux traitements, 0,81 arbre de l'entourage d'un arbre empoisonné est-il détruit en moyenne par celui-ci.

La densité du peuplement chute après exploitation. Une correction a été effectuée selon le traitement en multipliant les dégâts dans les différents traitements par le rapport densité dans les parcelles témoins/densité après exploitation.

- Traitement 2 : $0,94 \times 1,27 = 1,19$ arbre détruit par arbre empoisonné.

- Traitement 3 : $0,54 \times 1,465 = 0,795$.

La valeur corrigée est de 1,07 CII par arbre empoisonné. En parcelle-témoïn, la moyenne était de 3,6 CII par chablis de plus de 40 cm de diamètre. Donc, pour un arbre empoisonné qui tombe, il y a environ trois fois moins de dégâts que pour un arbre de même diamètre non empoisonné. Cela confirme qu'il est préférable de dévitaliser les arbres d'essences secondaires gênantes plutôt que de les éliminer par tronçonnage. La moitié des arbres du peuplement environnant détruits ou blessés le sont à une distance de moins de 10 m.

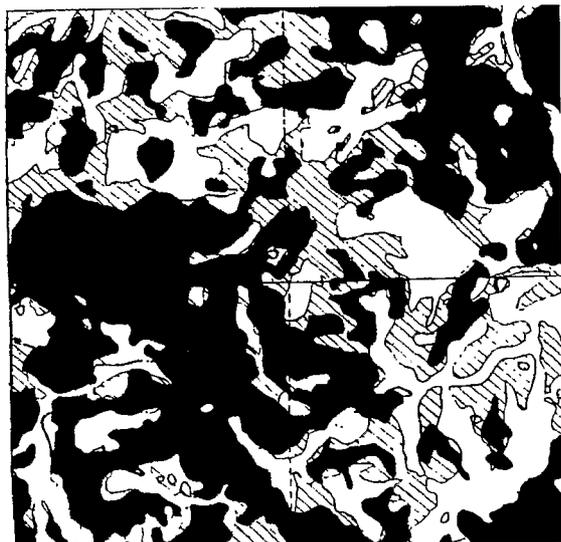
CONSÉQUENCES DE LA MORTALITÉ POST-TRAITEMENT SYLVICOLE

Au niveau de l'ouverture du peuplement : nous avons cartographié, en 1990, des trouées selon le taux de lumière arrivant au sol en incorporant les zones où le recrû depuis 1987 atteignait déjà 5 m de hauteur. Cette cartographie effectuée sur trois parcelles (9, 5 et 4), prises par ordre croissant d'intensité d'exploitation et appartenant chacune à un traitement différent, donne les résultats suivants (fig. 8) :

- Parcelle 9 : 50,35 % ouverts
- Parcelle 5 : 63,8 % ouverts
- Parcelle 4 : 83 % ouverts.

Au niveau de la modification de la composition floristique : actuellement, certaines zones des parcelles exploitées sont envahies par des essences pionnières ; cet effet de l'ouverture sur la composition floristique a été étudié. La proportion d'individus héliophiles, parmi les arbres recrutés de 1990 et 1991, a été calculée sur les trois parcelles-témoins ainsi que sur les trois par-

Parcelle 9
(traitement 1)

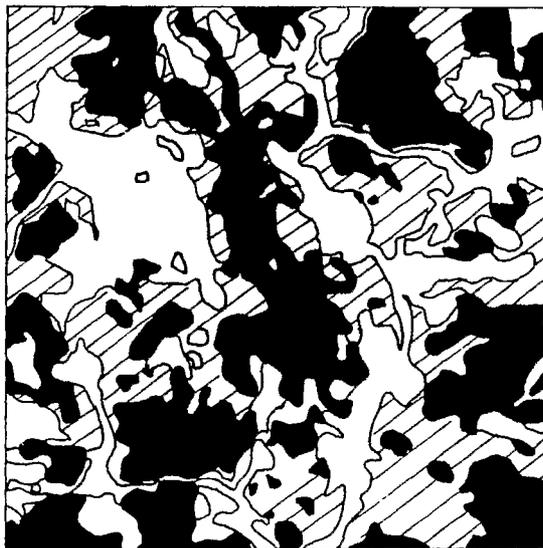


Plot 9
(treatment 1)

Zones ouvertes par exploitation
(abattage et débardage)

Zones opened by felling
and logging

Parcelle 5
(traitement 2)

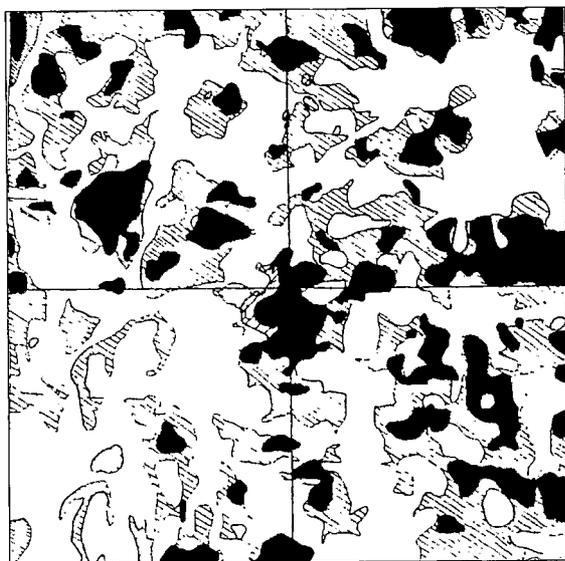


Plot 5
(treatment 2)

Forêt intacte en 1987 Intact forest in 1987

Forêt "hors-trouées" 1990 "Gap-spared" forest in 1990

Parcelle 4
(traitement 3)



Plot 4
(treatment 3)

Figure 8. Evolution de la surface de la forêt « intacte », après exploitation entre 1987 et 1990 sur trois parcelles de trois traitements différents.

Evolution of the area of « intact » forest after felling and logging between 1987 and 1990 on 3 plots subjected to 3 different treatments.

La zone en blanc correspond aux surfaces affectées par les dégâts d'exploitation (chutes d'arbres et pistes de débardage et de débusquage) de 1987. Cette cartographie a été effectuée par SCHMITT. La zone hâchurée correspond à la surface intacte en 1987 qui est passée en « forêt ouverte » entre cette date et 1990. La zone en noir correspond aux zones de forêt « fermée » en 1990. Cette dernière cartographie ne repose pas sur les mêmes méthodes que celles utilisées en 1987 ; il s'agit d'une cartographie des trouées, basée sur le taux de lumière arrivant au sol. Les arbres dévitalisés et morts peuvent donc contribuer à agrandir la surface de la forêt affectée. A noter que la surface de la forêt intacte actuelle mord quelquefois sur les limites des zones perturbées par l'exploitation de 1987, ce qui est dû à la différence de méthode.



celles exploitées dont les trouées ont été cartographiées.

Le graphe (fig. 9) montre que les trouées provoquent une très nette augmentation du nombre d'individus des essences héliophiles dans le recrutement. Ce taux est déjà important pour le traitement 1.

Stock d'arbres actuel : combien reste-t-il de tiges capables de former des grumes exploitables dans le futur ? Par traitements et par classe de diamètre, les effectifs intacts de ces essences en 1991 sont figurés dans le tableau VIII. Le traitement 1 et le traitement 2 sont équivalents de ce point de vue.

Le nombre d'arbres blessés par traitement est reporté dans le tableau IX. Il reste très important pour le traitement 3. Nous n'avons que peu d'idées sur l'évolution future de ces arbres blessés, mais il est probable que beaucoup mourront (un tiers des arbres morts en parcelle-témoin était blessé parmi un échantillonnage d'arbres morts récemment) et l'effet des blessures sur la qualité future des grumes est inconnue.

Le nombre d'arbres blessés et la mortalité (tableau IX) augmentent avec l'intensité du traitement. Le « décrochement » se fait pour le traitement 3 : hausse brutale du taux d'ouverture et baisse du nombre de tiges des essences commerciales restantes, par rapport au traitement 2.

Le recrutement n'est pas pris en compte dans ce tableau. Son évolution à long terme est encore inconnu, d'où la nécessité de poursuivre les mesures sur ce dispositif.

DISCUSSION

RÉSULTATS

DANS LES PARCELLES-TÉMOINS

Le taux de mortalité globale à Paracou est comparable aux différents taux de mortalité en forêts tropicales obtenus de par le monde (DURRIEU DE MADRON, 1993).

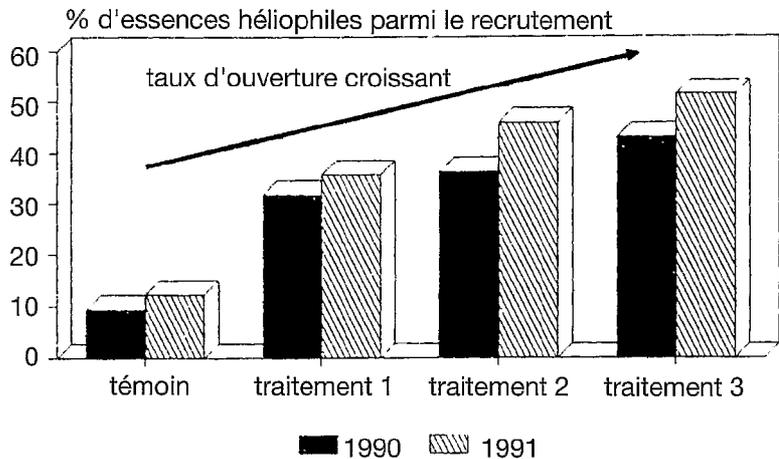


Figure 9. Taux d'essences héliophiles dans le recrutement en 1990-91 par traitements à Paracou.
Percentages of pioneer species in the 1990-1991 recruitment at Paracou, by treatment.

TABLEAU VIII

NOMBRE D'ARBRES INTACTS EN 1991 PAR CLASSE DE DIAMÈTRE en fonction des traitements

	Traitement 1	Traitement 2	Traitement 3
Classe 10 à 20	242	249	175
Classe 20 à 30	139	158	121
Classe 30 à 40	122	121	75
Classe 40 à 50	58	54	27
Tous diamètres	561	582	398

TABLEAU IX

ESSAI D'ÉVALUATION DES TRAITEMENTS SYLVICOLES à l'aide de différents paramètres

Traitement	Traitement 1	Traitement 2	Traitement 3
Taux de trouée d'une parcelle de ce traitement (%)	50	64	83
Taux de mortalité/an (%) de 1988 à 1991, tous diamètres	1,95	2,87	2,63
Nombre d'arbres blessés 1991	846	763	1 228
Nombre de tiges des essences commerciales intacts	561	582	398

En ce qui concerne les types de mortalité tous diamètres confondus, il existe une grande variation du taux de mortalité sur pied et du taux de chablis entre les différents sites d'Amérique tropicale, même proches (variation de 26 à 51 % du taux de MP). Certains MP observés à Paracou sont tombés par la suite (dans un intervalle de temps de un à six ans). Un observateur parcourant la forêt à un moment donné aurait classé ces arbres comme chablis et ainsi sous-estimé la proportion de MP du site d'étude. Tous les sites où les types de mortalité sont évalués entre deux périodes excédant deux ans sous-estiment donc systématiquement le taux de MP dans la mortalité globale.

La principale conséquence de la mortalité est la création de trouées de taille plus ou moins grande. Cette taille dépend du type de mortalité et du diamètre de l'arbre mort. Les grandes trouées amènent une installation et une croissance importante d'individus appartenant à des essences héliophiles, notamment au centre des trouées, là où l'apport de lumière est le plus important. Plus la trouée sera de taille réduite, plus la lumière disponible sera faible et moins les essences héliophiles pourront s'installer et survivre. La cicatrization de la trouée sera alors essentiellement le fait de la croissance des arbres de bordure et de ceux qui survivent dans la trouée elle-même. Ainsi, les petites trouées amènent-elles une sylvigénèse par substitution (un arbre d'avenir prend la place d'un arbre de la voûte qui meurt) plutôt que par passage par un stade héliophile avec cicatrization par succession d'essences de plus en plus sciaphiles. Pour les trouées de taille très réduite, nous avons un effet « diaphragme », c'est-à-dire une fermeture par croissance latérale des branches.

Le rôle des MP s'avère très important, une bonne partie des arbres à

tempérament plus ou moins sciaphile pouvant atteindre la voûte grâce à des trouées de taille réduite, sans chute d'arbres, ni variation dans la composition floristique. Ainsi, seulement 12 % des arbres recrutés chaque année en parcelles-témoins, appartiennent-ils à des essences héliophiles.

ÉVOLUTION DES TAUX DE MORTALITÉ APRÈS TRAITEMENT SYLVICOLE

Il existe un effet « feu de paille » de la mortalité post-exploitation pendant une dizaine d'années : augmentation brutale mais temporaire par rapport aux parcelles-témoins. Ces résultats sont conformes à de nombreuses études menées sur les taux de mortalité après exploitation (ARRIAGA, 1988 ; DE GRAAF, 1986 ; TANG, 1976, 1981).

En ce qui concerne l'évolution à long terme de la mortalité, il est possible qu'elle ait par la suite un taux inférieur à celui des parcelles-témoins. Cela correspond aux observations d'ADLER (1983) en Asie. Cette chute serait due notamment à l'extraction des gros arbres lors de l'exploitation (nous avons vu que les dégâts sont proportionnels au diamètre de l'arbre qui tombe ; ainsi les CI de plus de 50 cm de diamètre provoquent-ils 61 % des CII, soit 14 % de la mortalité).

CONSÉQUENCES DE LA MORTALITÉ POST-TRAITEMENT SYLVICOLE

Il existe des blocs de forêt intacte, isolés par des grandes trouées souvent reliées entre elles, aux limites complexes. On peut noter l'importance du taux d'ouverture en parcelle 4 (supérieur à 80 %). Cette forte ouverture du peuplement, proportionnelle à l'intensité de l'intervention humaine, amène, par endroits, un phénomène d'*auto-alimentation* de la mortalité, comme on peut sou-

vent le voir à une moindre échelle dans les grandes trouées de parcelle-témoin. Le phénomène de déstabilisation devient très important impliquant la chute d'arbres, d'où une trouée plus importante et donc une déstabilisation accrue... Cela est visible à travers la proportion croissante de chablis (I et II) vers les traitements forts.

Cette forte ouverture du peuplement pose également le problème de la hauteur des futures grumes (risques de descente de cime).

La nette augmentation du nombre d'individus d'essences héliophiles en fonction du taux d'ouverture du peuplement montre qu'il suffit d'une simple exploitation pour influencer sérieusement, au moins momentanément, sur la composition floristique du recrutement. Cela se retrouve au niveau de la régénération, étudiée par l'INRA* sur ce même dispositif, à l'aide d'un échantillonnage à 1 % pour les « petits semis » de moins de 1,5 m de haut et à 2,3 % pour les « grands semis » (> 1,5 m de haut). Après exploitation, deux grands cas se dessinent :

- Pour les pionniers, il y a une véritable explosion démographique immédiatement après exploitation. Deux ans après exploitation, cette explosion se retrouve au niveau des effectifs des grands semis. Après cette explosion liée à la mise en lumière, les effectifs diminuent.
- En ce qui concerne les essences de forêt primaire, il n'y a aucune influence majeure, positive ou négative (MONTPIED, comm. pers).

L'hétérogénéité du peuplement après exploitation est très importante ; certaines zones très ouvertes sont complètement envahies par des pionnières de courte durée de vie et ne représentent plus qu'un recru touffu de quelques mètres de haut.

* Institut National de la Recherche Agronomique.

D'autres zones sont représentées par de la forêt quasiment intacte, où la composition floristique a peu ou pas varié.

En conclusion, propositions pour la sylviculture :

- Dévitaliser les arbres des essences secondaires plutôt que les abattre, les dégâts occasionnés étant ainsi beaucoup plus réduits. De plus, la dévitalisation des arbres, par la mort lente qu'elle entraîne dans la plupart des cas, évite l'accumulation

brutale de matière organique et de branches au point de chute du houpier et donc ne retarde pas la mise en place ou la croissance de la régénération (RIÉRA, 1983).

- Eviter de créer de grandes trouées (de plusieurs centaines de m²) à cause de leur effet sur la prolifération des essences pionnières, la déstabilisation des arbres et la hauteur des futures grumes, c'est-à-dire éviter d'exploiter des arbres proches les uns des autres. C'est actuellement ce qui se passe le plus souvent en Guyane,

où seulement quelques m³ sont extraits à l'hectare. Les essais de Paracou représentent des intensités d'exploitation élevées par rapport à ce qui est actuellement pratiqué. Le traitement 3, avec l'exploitation de « bois énergie », semble provoquer des dégâts trop considérables au niveau du peuplement pour être une solution à retenir. □

▷ Luc DURRIEU DE MADRON

CIRAD-Forêt
45 bis, avenue de la Belle-Gabrielle
94736 NOGENT-SUR-MARNE CEDEX (France)

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADLER (D.), 1983.
Growth and yield of mixed tropical forests. Part 1. Current knowledge 5. Mortality, consultancy report prepared for the FAO.
- ARRIAGA (L.), 1988.
Gap dynamics of a tropical cloud forest in north-eastern Mexico. *Biotropica* 20(3) : 178-184.
- BOULET (R.), FRITSCH (E.), HUMBEL (F. X.), 1979.
Les sols des terres hautes et de la plaine côtière ancienne en Guyane française septentrionale : organisation en systèmes et dynamique actuelle de l'eau. ORSTOM, Cayenne, 160 p.
- BOULET (R.), BRUNET (D.), 1983.
Prospection pédologique en vue de l'implantation des blocs de l'opération C.T.F.T. « forêt naturelle », ORSTOM, 7 p.
- BROKAW (N.), 1982.
Treefalls : frequency, timing and consequences in the ecology of tropical forests. Smithsonian institution press, Leigh & Rands eds, pp. 101-108.
- DE GRAAF (N.), 1986.
A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Agricultural university, Wageningen, 250 p.
- DURRIEU DE MADRON (L.), 1993.
Mortalité, chablis et rôle des trouées dans la sylvigénèse avant et après exploitation sur le dispositif d'étude sylvicole de Paracou, Guyane française. Thèse de doctorat de l'ENGREF Nancy, 203 p. + annexes.
- F.A.O., 1992.
Forest resource assesment, 1990. 2 Tropical countries : FAO forestry paper, Rome.
- FLORENCE (J.), 1981.
Chablis et sylvigénèse dans une forêt dense humide sempervirente du Gabon. Thèse de 3e cycle, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- LIEBERMAN (D.), LIEBERMAN (M.), HARTSHORN (G.), PERALTA (R.), 1985.
Growth rates and age size relationships of tropical forest trees in Costa Rica. *J. Trop. Ecol.* 1 : 97-109.
- LIEBERMAN (D.), HARTSHORN (G.), LIEBERMAN (M.), PERALTA (R.), 1991.
Forest dynamics at La selva biological station 1969-1985 in Four neotropical rain forests. Gentry A. H. ed.
- MUTOJI A KAZADI, 1977.
Notes de sylvigénèse pour la Guyane : transects et photographies aériennes. D.E.A. U.S.T.L., Montpellier, 35 p.
- RIÉRA (B.), 1983.
Chablis et cicatrization en forêt guyanaise, thèse université Paul Sabatier, Toulouse, 164 p.
- RIÉRA (B.), ALEXANDRE (D.), 1988.
Surface des chablis et temps de renouvellement en forêt dense tropicale. *Acta Oecologica* 9(2) : 211-220.
- ROLLET (B.), 1969.
Etudes quantitatives d'une forêt dense sempervirente de la Guyane vénézuélienne. Thèse de doctorat d'Etat, Faculté des sciences de Toulouse, 619 p.
- SCHMITT (L.), 1989.
Etude des peuplements naturels en forêt dense guyanaise : compte-rendu de mise en application des traitements sylvicoles sur le dispositif de Paracou. C.T.F.T. Guyane, 51 p.
- SCHMITT (L.), BARITEAU (M.), 1990.
Gestion de l'écosystème forestier guyanais. Etude de la croissance et de la régénération naturelle. Dispositif de Paracou. Bois et Forêts des Tropiques 220 : 3-23.
- SWAINE (M.), LIEBERMAN (D.), PUTZ (F.), 1987.
The dynamics of tree populations in tropical forests : a review. *Jal. of trop. Ecol. special issue* 3 : 359-366.
- TANG (H. T.), 1976.
Studies on the stocking and growth of some mixed dipterocarp forests after logging in Peninsular Malaysia. M. Sc. Thesis, Jesus college, Oxford university, Angleterre.
- TANG (H. T.), WAN RAZALI (M.), 1981.
Report on growth and yield studies in inland mixed indigenous forests in Peninsular Malaysia. Article présenté comme partie de « FAO compilation and critical review on existing knowledge on growth and yield studies on mixed tropical forests ». Département forestier, Malaisie péninsulaire.

R É S U M É

MORTALITÉ DES ARBRES EN FORÊT PRIMAIRE DE GUYANE FRANÇAISE

La mortalité des arbres dans les parcelles-témoins du dispositif d'étude de Paracou (Guyane française) concerne aux alentours de 1,1 % du peuplement par an. Cette mortalité se divise en morts sur pied, chablis initiateurs et chablis induits. La proportion de ces différents types est respectivement de 0,48, 0,28 et 0,24 %. Cette mortalité crée des trouées dans la voûte de la forêt, affectant 1,33 % de la surface considérée par an.

La mortalité post-exploitation augmente fortement par rapport aux parcelles-témoins. Cet effet reste cependant de courte durée ; les taux de mortalité tendent de nouveau, en quelques années, vers ceux des parcelles témoins. Les dégâts occasionnés par la mort des arbres dévitalisés sont nettement inférieurs aux dégâts provoqués par des chablis de même diamètre.

Le taux d'ouverture créé par l'exploitation, la dévitalisation et la mortalité associée devient très important avec le traitement sylvicole le plus fort (83 %). Nous observons alors une invasion d'essences pionnières dont le bois est très souvent de qualité technologique peu intéressante pour l'industrie guyanaise actuelle. Nous en tirons les deux conseils sylvicoles suivants : préférer la dévitalisation des essences secondaires à leur abattage ; éviter de créer de grandes trouées au cours de l'exploitation, afin de ne pas provoquer une installation massive d'essences pionnières et un phénomène d'auto-alimentation de la mortalité par déstabilisation et blessure des arbres.

Mots-clés : Forêt vierge. Aménagement forestier. Mortalité. Chablis. Trouée. Sylviculture. Guyane.

A B S T R A C T

TREE MORTALITY IN A PRIMARY FOREST IN FRENCH GUIANA

Tree mortality in control plots in the experimental facility of Paracou, French Guiana, affects about 1.1 % of the stand annually. This mortality includes three different types : trees dead on stand, falling trees, and broken trees, whose proportions are respectively 0.48, 0.28 and 0.24. It creates gaps in the forest canopy affecting 1.33 % of the area considered annually.

Post-logging mortality increases markedly by comparison with the control plots. But this phenomenon is of short duration ; after a few years, mortality rates tend to revert to those of the control plots. Damage caused by the death of poisoned trees is markedly less than that resulting from falling trees of the same diameter.

The percentage of canopy opening created by logging and poisoning, and the associated mortality, is very high (83 %) with the most intensive silvicultural treatment. On the basis of these results, the author makes the following silvicultural recommendations : poison lesser known species rather than fell them and avoid creating large gaps during logging, so as not to cause a large-scale invasion of pioneer species and give rise to self-perpetuation of mortality by destabilizing and injuring the trees.

Key words : Virgin forest. Forest management. Mortality. Blowdown. Gap. Silvicultural systems. French Guiana.

R E S U M E N

MORTALIDAD DE LOS ARBOLES EN BOSQUE PRIMARIO DE GUAYANA FRANCESA

La mortalidad de los árboles en las parcelas testigo del dispositivo de estudio de Paracou (Guayana Francesa) alcanza, aproximadamente, un 1,1 % de la población por año. Esta mortalidad se divide en árboles muertos en pie, árboles derrumbados tanto iniciadores como inducidos. La proporción de estos distintos tipos es, respectivamente, de 0,48, 0,28 y 0,24 %. Esta mortalidad crea boquetes en la bóveda del bosque, afectando a un 1,33 % de la superficie considerada por año.

La mortalidad postaprovechamiento aumenta en grandes proporciones en consideración a las parcelas testigo. No obstante, este efecto es de corta duración, ya que el coeficiente de mortalidad tiende de nuevo, en pocos años, a acercarse de aquel de las parcelas testigo. Los daños ocasionados por la muerte de los árboles desvitalizados son resueltamente inferiores por comparación con los daños ocasionados por los árboles del mismo diámetro derrumbados.

El coeficiente de abertura creado por el aprovechamiento, la desvitalización y la mortalidad correspondiente llega a ser muy importante con el tratamiento silvícola más fuerte (83 %). De ello se deriva la posibilidad de impartir los dos consejos silvícolas siguientes : preferir la desvitalización de las especies secundarias a su tala, y evitar la creación de grandes boquetes durante el transcurso del aprovechamiento. El objeto de no provocar es una instalación intensiva de especies pioneras y un fenómeno de autoalimentación de la mortalidad por desestabilización y los desperfectos ocasionados en los árboles.

Palabras clave : Bosques virgenes. Ordenación forestal. Mortalidad. Sistemas silviculturales. Guayana.



ENGLISH SYNOPSIS

TREE MORTALITY IN A PRIMARY FOREST IN FRENCH GUIANA

LUC DURRIEU DE MADRON

A distinction may be made between three types of tree mortality : trees dead on stand, falling trees, and broken trees.

This mortality plays a fundamental role in silvigenesis by creating gaps in the canopy, thereby allowing neighbouring trees to grow and pioneer species to establish themselves.

From this angle, a study of mortality and gaps in a primary forest in French Guiana was carried out, and its results were subsequently used to analyse the effect of silvicultural treatments tested in the same forest.

The study was conducted in the Paracou experimental facility in the tropical moist forest ; three treatments were tested, each covering 18.75 ha, together with 18.75 ha of control plots.

CONTROL PLOTS

In the latter, mortality affected about 1.1 % of the stand annually (average figure from 1984 to 1991). The proportions of different types of mortality were 0.48 % dead on stand, 0.28 % falling, and 0.24 % broken. Per diameter, the mortality rates vary from 0.7 to 2 %, with an irregular increase. The uprooting rate among falling trees amounts to 75.2 %. The rate of uprooting varies depending on the topography ; in the low ground zones, 90 % of

falling trees are uprooted, 65 % in hill top or flat areas and 75 % in slope zones.

These proportions by type of mortality varied considerably, up to 100 % from one year to another. The rate of destruction of a falling tree increases with its diameter. A falling tree, greater than 40 cm DBH, destroys an average of 3.6 trees in the neighbourhood, up to 40 m away. This mortality creates gaps in the canopy affecting 1.33 % of the area in question. The size of the gaps varies depending on the type of mortality ; the average is 171 m² for falling trees and 39.5 m² for broken trees and partly falling trees. The time needed to renew the forest, based on the gap area opened each year (« Forest area half life »), is 52 years. The stand half life based on the annual mortality rate is 64 years.

AFTER SILVICULTURAL TREATMENT

Post-logging mortality increases markedly by comparison with the control plots, but this phenomenon is of short duration ; after a few years (estimated at about ten years in the case of the most intensive treatment), the mortality rate tends to revert to that of the control plots. A reduction of the dead on stand tree proportion can be observed.

The damage caused by the death of poisoned trees is one third of that caused by falling or broken trees. Half the neighbouring trees destroyed are located within 10 m.

CONSEQUENCES AND RECOMMENDATIONS

Four major consequences are observable on the neighbouring stands :

- A canopy gap percentage of up to 83 % for a plot receiving the most intensive treatment.
- An invasion of pioneer species in large canopy gaps (up to 60 % of the trees attaining a diameter of 10 cm in 1991).
- An existing stock of intact trees among marketable species which is markedly less in the case of the most intensive treatment.
- Possibility of self-perpetuation of mortality due to imbalance in large canopy gaps.

Hence the two following recommendations :

- Poison unwanted species rather than fell them.
- Avoid creating large gaps during logging, so as not to give rise to a large-scale invasion of pioneer species and the self-perpetuation of mortality by destabilizing and damaging the trees.

