

Chasse, exploitation forestière, et conservation des primates guyanais sont-elles compatibles ?



le cas d'étude de la forêt de Counami

Benoît de Thoisy & Bruno Delcourt

Janvier 2004

1 - INTRODUCTION

Les populations humaines exercent une pression grandissante sur les écosystèmes, et la gestion pérenne des ressources naturelles est devenue une nécessité. En Guyane, l'état de conservation de la forêt est encore relativement satisfaisant (Whitmore 1997), mais la pression démographique augmente fortement, la chasse et l'exploitation forestière représentent une part importante des menaces anthropiques (de Thoisy & Vié 1998, de Thoisy *et al.* 2000), sont insuffisamment gérées, et sont ainsi susceptibles de menacer fortement la macrofaune dans de nombreuses régions guyanaises.

En 1998, P.M. Forget et ses collaborateurs posaient cette question: "exploitation, chasse, et régénération naturelle sont-elles compatibles en Guyane française ?" (Forget *et al.* 1998). Ils concluaient, en grande partie sur la base de résultats acquis ailleurs en forêt amazonienne et de données écologiques générales, que ces activités anthropiques pouvaient l'être, à condition de respecter certaines règles et précautions.

L'aménagement de la forêt de Counami, sur la commune d'Iracoubo, s'orientait pour la première fois en Guyane vers cette gestion et cette exploitation durable: exploitation forestière à faible impact et prise en compte de la richesse biologique et de l'utilisation traditionnelle du milieu par les populations locales. L'objectif était donc de mettre en place une méthodologie pluridisciplinaire permettant de concrétiser cette approche. La finalité, à long terme, était de pouvoir remettre en exploitation, avec une rotation de quelques décennies, les zones de forêt ainsi gérées, tout en permettant le maintien de l'utilisation traditionnelle des ressources forestières dites "non ligneuses". L'association Kwata avait eu en charge le suivi de la faune, essentiellement les espèces gibiers, afin d'observer les impacts de la chasse et de l'exploitation forestière sur les communautés animales (de Thoisy 2001a). En parallèle, l'activité de chasse a été étudiée sur la zone, avec la description précise des habitudes et pratiques de chasse, la caractérisation socioéconomique des chasseurs, et la quantification des prises (Renoux *et al.* 2003).

L'objet de ce travail était donc, à la suite de 4 premières années d'inventaire, d'effectuer un retour sur ces sites pour observer ces effets avec un recul supplémentaire de deux ans, cette zone étant toujours à l'heure actuelle la seule en Guyane sur laquelle un tel suivi est réalisé. Sur la base d'inventaires sur de nombreux autres sites de Guyane, et de ce qui avait été préalablement montré en Amazonie, le suivi de la communauté de primates est utilisé comme principal indicateur de l'état de la faune dans son ensemble.

2 - LES SITES D'ETUDE

La zone générale de l'étude est la forêt de COUNAMI, entre les rivières COUNAMAMA et IRACOUBO (N 05°20' – W 53°15') (Figure 1).

Afin de répondre à la problématique et d'essayer d'observer de manière différentielle les impacts la chasse et de l'exploitation forestière, 3 zones faisant face à des pressions différentes avaient préalablement été identifiées et suivies sur ce site. Cependant, l'une des zones sur laquelle l'exploitation forestière n'était pas prévue lors de la première phase du programme (1998-2001) a finalement été exploitée en 2002 et 2003. Les caractéristiques en terme de perturbation et le calendrier de réalisation des inventaires sont présentés dans le tableau 1.

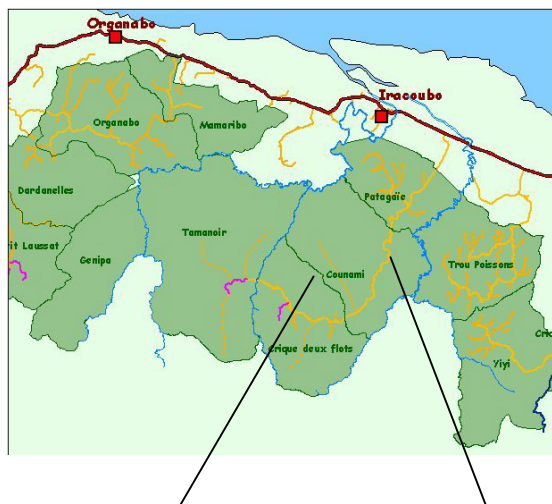


Figure 1. Localisation de la zone d'étude



Tableau 1. Caractéristiques des zones étudiées et calendrier d'exécution des inventaires

Années d'inventaire	zone T	zone A	zone B
1998,	non chassée	chassée	chassée
2000	non chassée	chassée,	chassée
2001	non chassée	exploitation chassée,	chassée
2003	non chassée	exploitée	chassée,
		chassée,	exploitée
		exploitée	exploitée

Caractéristiques générales de la forêt de Counami

La composition floristique des zones et les caractéristiques de l'exploitation forestière ont été présentée dans le premier rapport d'étude (de Thoisy 2001a).

La quantification des dommages directs causés par l'exploitation forestière est toujours sujette à controverses. Une étude sur le site proche de la piste de Saint Elie a conclu à une destruction, en terme de surface, de l'ordre de 40% pour les strates basses et le sol, et 60% pour les strates supérieures (Thiollay 1997). Selon l'Office National des Forêts en revanche, les dégâts significatifs n'excèdent pas 10% de la surface de la zone (O. Bruneau, O.N.F., comm. pers.).



piste de débardage



trouée dans la canopée après extraction d'un arbre de gros diamètre

Après une première caractérisation très sommaire de l'activité de chasse sur la zone (Emeraude 1998), les pratiques sur le site d'étude ont été bien détaillées, à partir de 8 mois d'enquête auprès de 28 chasseurs. Plusieurs communautés partagent la zone: Hmongs, créoles, amérindiens, Noirs marrons, métropolitains; la principale vocation de la chasse sur ce site est de répondre à un besoin de subsistance, seule une partie très faible étant destinée à la vente. Les différentes communautés se répartissent, avec parfois quelques conflits dans le partage de l'espace, près de 600 km², qui comprennent notamment les forêts de Counami, de Patagaï plus au nord, et de Crique Deux Flots au sud (Renoux *et al.* 2003).

3 - MÉTHODES D'INVESTIGATION

Les inventaires ont été réalisés par la méthode des *transects linéaires*, utilisée en forêts néotropicales pour l'étude des grandes espèces (Voss & Emmons 1996), et désormais couramment en Guyane (de Thoisy 2000a, Renoux *et al.* 2003, Richard-Hansen & de Thoisy 2003).

Sur chaque zone et à chaque période, un total cumulé de 90 à 100 km est parcouru, en répétant quotidiennement un tracé sur un layon préétabli. Les layons ont été parcourus en saison sèche, afin de limiter les biais d'échantillonnage qui seraient liés à une utilisation différentielle des habitats en fonction de la variabilité de la distribution des ressources alimentaires (voir par exemple Zhang 1994 pour les variations saisonnières de l'utilisation du domaine vital chez les capucins).

Hormis un intérêt qualitatif (nombre d'espèces observées), cette méthode permet d'apprécier une abondance, exprimé par un *indice kilométrique*: nombre d'individus ou de groupes observés pour 1, ou 10 km, de transect.

4 - RÉSULTATS

PÉRIODE PRÉCÉDANT L'EXPLOITATION FORESTIÈRE

La pression anthropique sur la forêt de Counami était limitée à la chasse. Les zones A et B étaient fréquentées par les chasseurs; la zone T, plus éloignée, n'était pas, ou tout au moins peu, utilisée.

Sur ces 3 zones, la diversité observée était pratiquement équivalente, avec au total 16 à 18 espèces de mammifères observés, dont 10 espèces considérées comme gibiers potentiels, et 6 primates: le singe hurleur, l'atèle, les deux capucins, le saki et le tamarin. Ces chiffres étaient comparables à ceux observés sur d'autres sites forestiers peu ou pas perturbés, comme sur l'axe Régina-Saint Georges en 1999 (de Thoisy 2000b).

En revanche, les abondances de plusieurs espèces montraient des variations assez importantes. Les plus grandes espèces de primates, qui sont les plus sensibles à la chasse, étaient moins abondantes dans les 2 zones situées à proximité de la piste, bien que la pression de chasse ait été assez récente sur la zone (de Thoisy *et al.* 2000).

SUIVI APRÈS EXPLOITATION

* Diversité

Sur toutes les zones, après un délai variable qui semble lié à la mise en exploitation de la zone, le nombre d'espèces observées a diminué :

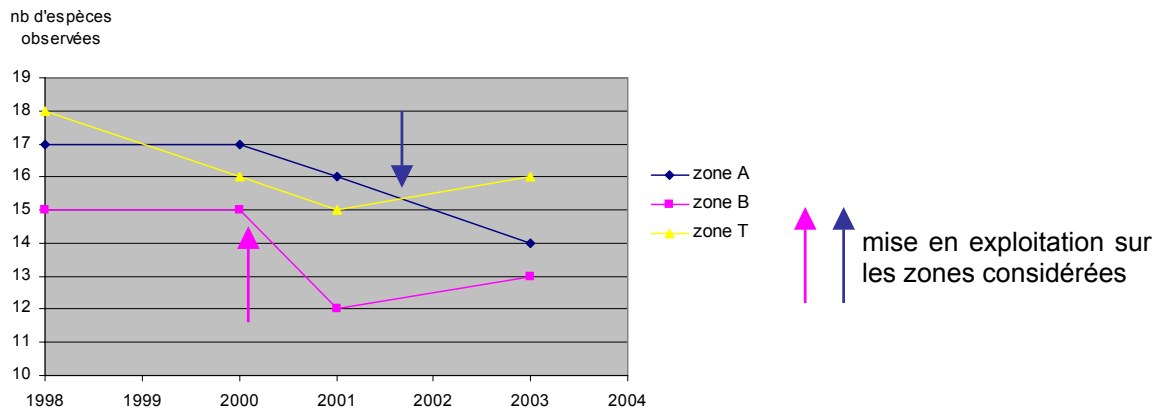


Figure 2. Suivi de la diversité des espèces observées lors des inventaires par la méthode des transects linéaires.

Même si toutes les espèces n'ont pas de bonne valeur "d'indicateurs" de l'état de perturbation ou des pressions subies, il ressort du recul obtenu après que plus de 15 zones différentes aient été inventoriées en Guyane que la diversité globale reflète tout de même de manière solide, quoique insuffisante, l'état global de l'habitat, au sein d'un même grand type de milieu (Brosse *et al.* soumis):

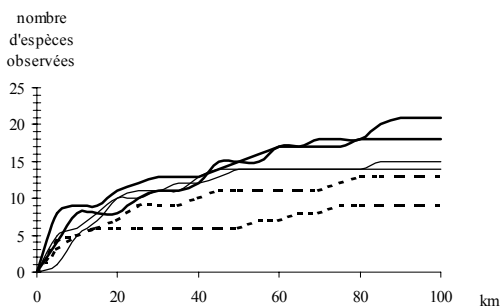


Figure 3. Diversité d'espèces observée en Guyane sur des zones soumises à différents niveaux de perturbation (pointillés légers: forte pression; pointillés appuyés: pression intermédiaire; lignes pleines: milieux intacts).

En ne considérant que les primates, sur la zone A, sur les 6 espèces observées lors des premiers inventaires, seules 2 sont encore présentes après 5 années: le saki et le tamarin. La zone B présentait une diversité identique en 1998, trois espèces sont encore observées en 2003: le singe hurleur, le tamarin et le capucin brun. Cette dernière espèce n'a cependant été revue que très furtivement et ne semble plus être résidente sur la zone. En revanche, la diversité des primates est maintenue sur la zone la moins exposée aux perturbations, bien que le capucin à tête blanche n'ait également été revu qu'à une seule occasion, et semble aussi avoir déserté la zone.

* Abondances

L'évolution des abondances de primates est présentée sur les figures 4 à 6. Il apparaît des profils variables selon les espèces, et dans certains cas aucune réelle tendance décelable.

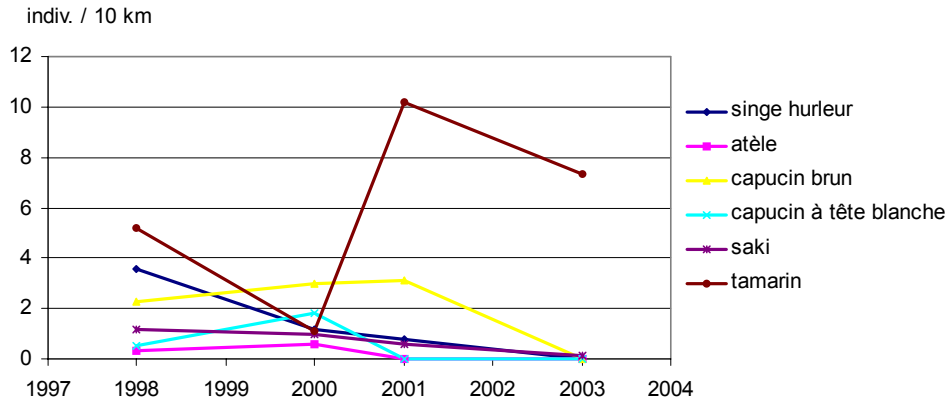


Figure 4. Suivi des abondances de primates sur la zone A

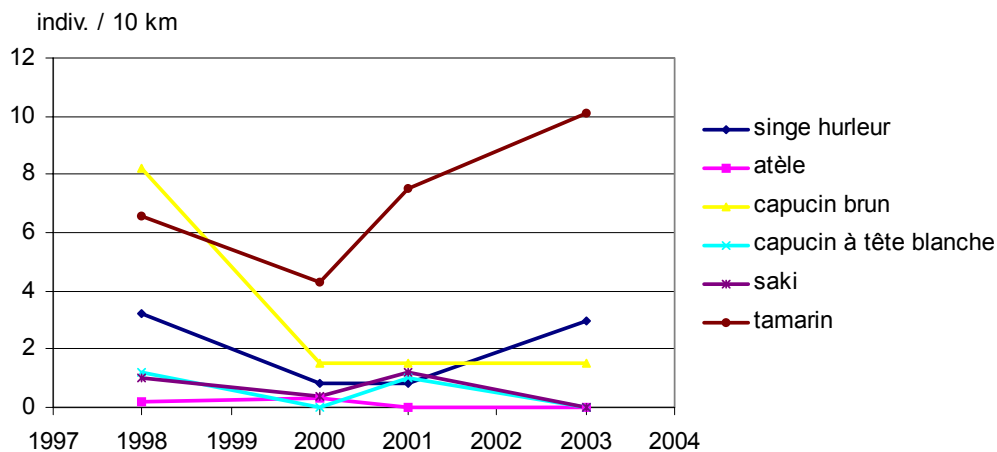


Figure 5. Suivi des abondances de primates sur la zone B

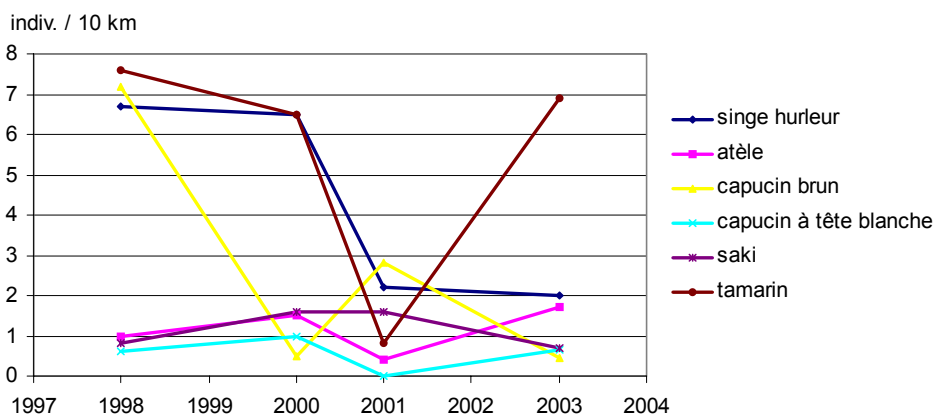


Figure 6. Suivi des abondances de primates sur la zone T

Les atèles sont particulièrement sensibles à toutes perturbations d'origine anthropique, leur comportement peu discret en fait notamment des proies faciles (Sussman & Phillips-Conroy 1995, Bodmer *et al.* 1997). Ils ont tôt disparu des zones de bord de piste. Le nombre assez important d'observations en 2003, après qu'aucun contact n'ait été fait en 2000 et 2001, pourrait être lié à la forte pression d'exploitation forestière en cours sur les zones plus au sud, et au déplacement d'un petit groupe vers la zone intacte de Counami.

Les singes hurleurs sont moins sensibles à la chasse, mais une forte pression de prélèvement peut tout de même affecter, localement mais de manière très significative, les populations. Les abondances ont baissé sur deux zones, mais ont réaugmenté sur la troisième après avoir atteint un niveau très bas en 2000 et 2001. Là aussi, il est possible d'évoquer le retour sur ces zones de certains groupes qui se seraient déplacés pendant la période d'exploitation.

L'évolution difficile à décrire des abondances du capucin brun sur la zone T peut suggérer une utilisation non homogène dans le temps des différentes zones des domaines vitaux, en fonction de la phénologie, variant selon des cycles pluriannuels (Zhang 1994). Mais comme pour les deux espèces précédentes, l'impact de la chasse est certainement prédominant sur ces paramètres écologiques (Peres 2000).

Pour ces deux dernières espèces, la diminution globale des abondances est liée à (i) un nombre de groupes moins important sur la zone, et donc une probabilité de rencontre moindre, et à (ii) des groupes de taille moins importante. Ainsi chez le capucin, les groupes étaient d'une taille moyenne de 10 individus en 1998, et de 5 à 7 en 2000 et 2003. Chez les singes hurleurs, les tailles de groupe sont passées selon les zones de 5 ou 6 individus en 1998, à 3 ou 4 individus en fin d'étude. Cette diminution peut avoir des conséquences sur le succès de la recherche alimentaire, déjà rendue plus difficile du fait de l'exploitation forestière, sur le succès reproducteur, et sur l'accroissement de la mortalité des jeunes (Johns 1985a). Par ailleurs, bien que difficile à quantifier, une craintivité grandissante des animaux a été observée lors des différentes périodes d'inventaire, phénomène classiquement relevé en milieu perturbé (Johns 1985b).

L'écologie des capucins à tête blanche est peu connue (Zhang 1994). De nombreux inventaires sur la moitié nord de la Guyane montrent que cette espèce présente des densités très variables, et peut même être totalement absente de grandes zones de forêt. Les différents facteurs testés pour expliquer ces variations: abondance des autres espèces, pression de chasse, gradient Est-Ouest, n'entrent pas en compte de manière significative (de Thoisy *et al.* en prep.), bien que sur la zone T on observe malgré une évolution globale à la baisse que l'évolution annuelle des abondances est inverse de celle des capucins bruns. D'autres facteurs, comme la composition floristique précise, sont à l'étude.

Les densités des sakis à face pâle sont faibles, et restent assez constantes. Cette espèce est capable de persister dans des milieux forestiers assez perturbés, en forêts secondaires, mais les groupes ont cependant des exigences assez importantes en terme de surface, les domaines vitaux étant de plusieurs dizaines d'hectares, voire 150 à 200 hectares (Vié *et al.* 2001).

Les densités de tamarins montrent tout au long du suivi de fortes variations, mais une tendance globale à l'augmentation sur les zones exploitées. Pour cette espèce, les perturbations engendrées par l'exploitation forestière: ouvertures dans le massif forestier, développement de plantes pionnières à croissance rapide, modification de l'humidité et de l'ensoleillement, augmentation des populations d'insectes dont se nourrissent en grande partie les tamarins, auraient en effet plutôt des conséquences positives sur les effectifs des populations (Johns 1985a, Johns 1986).

Peu d'études se sont focalisées sur les impacts directs de l'exploitation forestière sur les primates néotropicaux (voir Johns 1986, avec trois cas d'étude au Brésil, dans les états de Paragominas et d'Amazonas, et à Mamirauá). Les conséquences sur la faune ont été explicitées par cet auteur en relation avec les régimes alimentaires, et rejoignent en grande partie les observations faites à Counami:

- dans les forêts récemment exploitées, les productions de fruits deviennent très irrégulières, du fait de la modification des paramètres microclimatiques. Les espèces *frugivores*, comme l'atèle, qui ne consomment pas les fruits des espèces pionnières, sont quasiment absentes.
- les espèces *frugivores-folivores*, comme les singes hurleurs, peuvent persister, en modifiant la composition de leur régime, grâce à une certaine plasticité alimentaire (de Thoisy et Richard-Hansen 1997).
- les espèces à régime *insectivore-frugivore*, comme les tamarins, peuvent quantitativement se maintenir ou même augmenter, avec une part d'insectivorie croissante dans le régime alimentaire. Ce type de régime est aussi celui des capucins, mais dans ce cas la pression de chasse indissociable de l'exploitation forestière sur Counami fait que cette stabilisation attendue des effectifs n'est pas observée. Mais lors d'autres inventaires en forêts exploitées, sur lesquelles la chasse était moindre ou tout au moins moins focalisée sur les primates, des densités assez fortes de capucins avaient été relevées (de Thoisy 2001b).

D'une manière générale, si l'on considère ensemble les plus grandes espèces, qui se trouvent être aussi toutes celles sur lesquelles se focalise l'effort de chasse (hurleurs, atèles, capucins), l'abondance a fortement diminué depuis 5 ans:

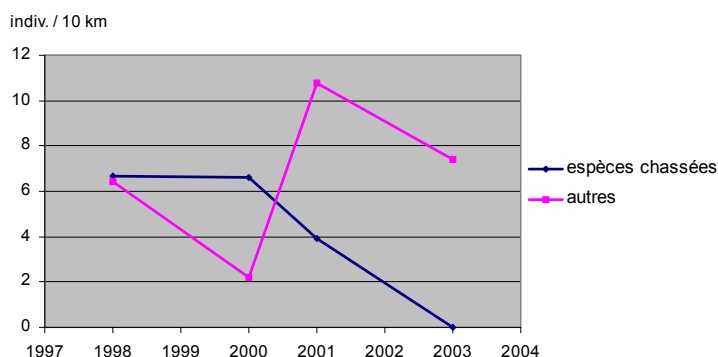


Figure 7. Suivi de l'abondance des espèces de primates chassées, sur la zone A

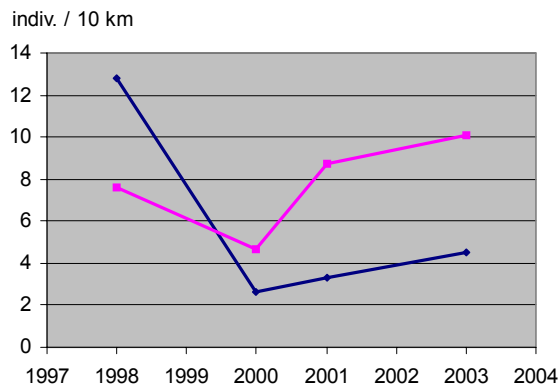


Figure 8. Suivi de l'abondance des espèces de primates chassées, sur la zone B

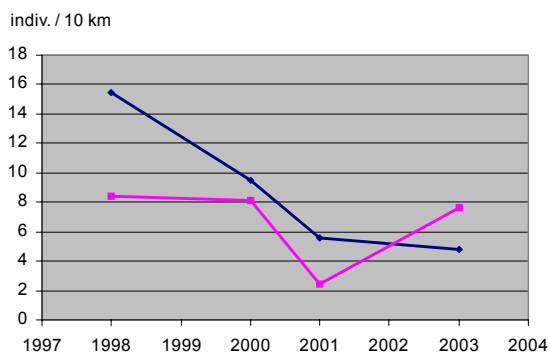
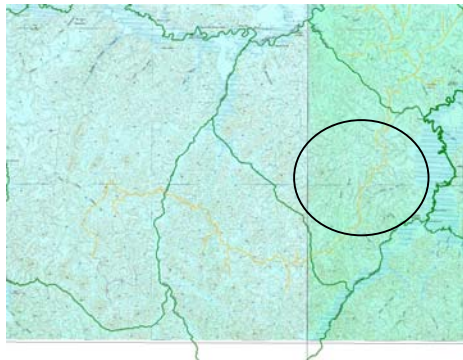
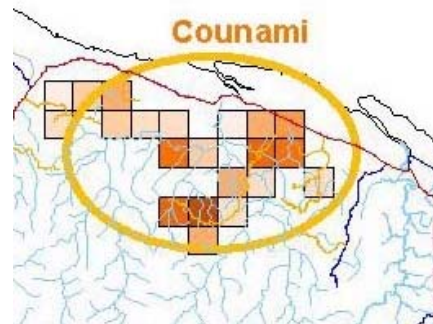


Figure 9. Suivi de l'abondance des espèces de primates chassées, sur la zone T

Au regard des résultats de Counami, il semble ainsi que les impacts de la chasse soient ici encore prédominants sur les impacts découlant de l'exploitation forestière proprement dite (Johns 1986, Wilkie *et al.* 1992). Quatre espèces représentent classiquement le plus gros du volume de bois extrait: l'angélique, le grignon, le wacapou, et le gonfalo. Ces espèces ne dépendent que peu des primates pour leur dissémination (Hammond *et al.* 1996), et si les impacts directs de l'exploitation sont difficiles à mettre en évidence, l'activité de chasse se trouve en revanche systématiquement favorisée par les aménagements forestiers. En effet, les axes ouverts pour l'exploitation sont autant d'accès faciles. La localisation des territoires de chasse des différents communautés de Counami montre que les zones les plus fréquentées sont situées le long de ces accès forestiers:



pistes principales (en orange) sur les forêt de Counami et Crique Deux Flots, et, encadrée, la zone de l'étude



zones chassées par les différentes communautés; les densités de couleur augmentent avec la quantité de gibier extraite sur chaque unité de surface (25 km²)

Des modèles d'estimation de la durabilité de l'activité de chasse sur une zone donnée ont été proposés (Robinson 2000). Ils se fondent sur la comparaison entre le prélèvement observé et un seuil maximal, calculé en fonction de la croissance des espèces et de leurs caractéristiques biologique. Dans le cas des primates, il est admis qu'un taux de prélèvement annuel supérieur à 3% de la population a toutes les chances de ne pas être durable, et donc d'entraîner une baisse progressive des effectifs, et éventuellement à terme, si cette pression se maintient, l'extinction locale.

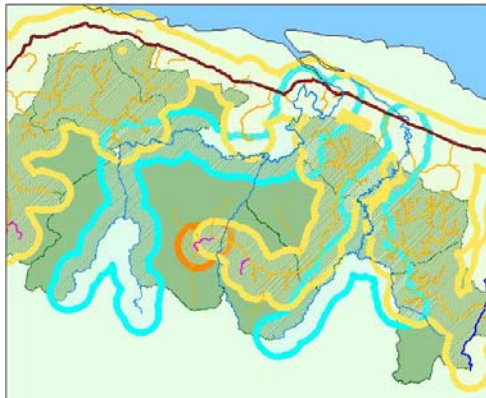
Sur le site de Counami, sur la base des données ethnologiques recueillies dans le cadre du programme "*La chasse en Guyane, vers une gestion durable ?*" (Grenand 2003), la pression de chasse exercée sur deux espèces de primates, le singe hurleur et le capucin, semble dépasser les seuils acceptables (tableau 2):

Tableau 2. Prélèvements constatés sur deux espèces de primates à Counami, et estimation de la pérennité de ces prélèvements (d'après Renoux et al. 2003)

Surface de l'aire de chasse	225 km ²
Densités moyennes sur les zones chassées [95%CI], individus / km ²	singes hurleurs: 2.6 [1.3 – 5.1] capucins 2.1 [0.7 – 6.4]
Prélèvement observés, sur 1 an	10 singes hurleurs 5 capucins
Prélèvement maximal * (nombre d'individus / an, sur la surface de l'aire de chasse)	9 à 34 singes hurleurs 5 à 43 capucins

* 3% de [densité moyenne de l'espèce X surface de chasse] (d'après Robinson 2000). Ce seuil est exprimé par un intervalle, qui correspond à l'intervalle nécessairement associé aux densités calculés par la méthode statistique recommandée (Peres 1999).

Sur le site de COUNAMI, la pression de chasse telle qu'elle a pu être quantifiée risque donc, selon ce modèle, de ne pas être durable et donc d'affecter les populations. De plus, les zones intactes, ni chassées ni exploitées, sont de taille peu importante, d'autant plus que les forêts plus au sud sont désormais exploitées, et également chassées (voir figure précédente). Aucune zone de taille suffisante ne peut jouer le rôle de "refuge" pour la grande faune, et les connections écologiques (maintien de zones larges et intactes) avec les forêts du sud n'ont pas été envisagées dans les aménagements (voir carte suivante): **la conjonction de tous ces paramètres ne peut que résulter en une diminution des populations.**



Zones chassées et zones préservées. En bleu: zones potentiellement chassées, situées à moins de 2 km des accès possibles par bateau. En jaune: zones chassées à partir de la piste de COUNAMI. En orange: prologement des zones chassées vers le sud, consécutivement à la mise en exploitation en 2002 et 2003 de la forêt de Tamanoir.

Les zones intactes, au centre (en vert), représentent une surface de moins de 5 000 hectares, ce qui est grandement insuffisant pour la survie des populations (Novaro *et al.* 2000).

5 - CONCLUSIONS

A la suite de ce travail, et d'autres inventaires menés dans plusieurs forêts aménagées ou en cours d'aménagement, les recommandations pour une meilleure prise en compte de la composante faunistique, et notamment des primates, dans les forêts exploitées, seraient de 4 ordres:

(i) La prise en compte et la gestion de la **chasse** est nécessaire. La situation des forêts dans le nord de la Guyane, la pression démographique, la multiplicité des accès, la diversité ethnique des chasseurs et de leurs motivations (chasse de subsistance, chasse d'appoint, chasse commerciale), fait qu'une gestion fondée uniquement sur une réglementation de l'activité de chasse serait certainement insuffisante. La gestion des habitats, dans le sens d'une meilleure protection, s'impose. Il s'agirait, tout d'abord, de réduire la surface rendue accessible par la mise en exploitation de la forêt, par un tracé plus rationnel des pistes et leur fermeture après exploitation. Un autre point doit concerner un meilleur agencement des zones "intactes", avec notamment le maintien de corridors, et de surfaces "refuges" pour la faune. Enfin, la réduction de la surface d'exploitation (donc rendue accessible) peut aussi passer par une exploitation plus intense, l'extraction d'autres essences, ..., le tout en contrôlant mieux les dégâts mécaniques occasionnés par les forestiers: l'exploitation à faible impact ne doit pas signifier la diminution des rendements, mais bien au contraire se conjuguer, à terme, avec activité plus rentable et plus écologique.

(ii) pour tous ces points, il semble que l'**échelle géographique** généralement adoptée dans les aménagements forestiers (taille des massifs forestiers de 12 000 à 16 000 hectares) ne permette pas d'envisager efficacement la protection des grandes espèces animales, et plus précisément des espèces gibiers. Pour un réseau de pistes économiquement et écologiquement plus rationnel, pour envisager le maintien de surfaces intactes jouant un rôle actif en conservation de la faune (corridors, sources, refuges), le travail à une échelle nettement plus large semble nécessaire.

(iii) plus généralement, dans le cas des primates, un **changement du statut légal** de protection s'impose, avec la nécessité de protection intégrale de toutes les espèces, seuls l'atèle et les deux sakis bénéficiant à l'heure actuelle de ce statut. La Guyane est ainsi le seul pays sud-américain pour lequel la chasse reste autorisée pour certaines espèces. Les taux maximaux de prélèvements durables sont très faibles, et sont en raison de l'augmentation de la pression démographique difficilement compatibles avec le maintien d'une chasse autorisée, légale, même si elle est uniquement pour des besoins de subsistance.

(iv) enfin, une meilleure compréhension des paramètres écologiques susceptibles d'influencer les abondances est nécessaire, certaines zones pouvant ou pas influencer favorablement l'abondance de telle ou telle espèce de primates. Deux approches sont envisagées et en cours d'analyse:

- étude des relations entre les communautés de primates et l'abondance des espèces botaniques connues pour être des ressources "clés" (voir par exemple Julliot 1992 pour le singe hurleur, Vié 1998 pour le saki, Zhang 1994 pour les capucins, Roosmalen 1988 pour l'atèle, Pack *et al.* 1999 pour les tamarins). Le problème de cette approche est qu'il est probable, au moins pour les espèces les plus opportunistes, que ces espèces clés soient en fait elles-mêmes fonction du milieu, et que les ressources préférentiellement utilisés sur une zone ne soient pas celles utilisées sur une autre.
- étude des relations entre les communautés de primates et la composition floristique globale, par exemple en considérant les abondances de chaque famille. Dans ce cas, l'idée sous-jacente sera de tenter de montrer que certains milieux sont favorables, mais en prenant la composition floristique familiale plutôt comme "indicatrice" reflétant un habitat globalement favorable, et comprenant des ressources clés pas toujours connues ni recensées. Par exemple, les sakis consomment beaucoup de fruits de lianes ou de petits arbres, très peu pris en compte dans les inventaires forestiers: la recherche de ces espèces "clés" n'est pas envisageable. En revanche, il est possible que ces lianes soient davantage présentes dans tel ou tel type de forêt, lequel pourrait être caractérisé pour l'abondance de certains arbres indicateurs.

6 - BIBLIOGRAPHIE

Bodmer RE, Eisenberg JF & Redford KH (1997) Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology*, 11, 460-466.

Brosse S, de Thoisy B & Dubois M. Optimizing species richness assessment using line-transect: a predictive method to optimize sampling effort. *Journal of Tropical Ecology*, soumis à publication.

Emeraude, société (1998) Enquêtes sur les pratiques de chasse sur la forêt de Counami. *Rapport Cirad Guyane*.

Hammond DS, Gourlet-Fleury S, van der Hout P, ter Steege V & Brown VK (1996). A compilation of known guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size, and taxonomic affinity to tropical rain forest management. *Forest Ecology and Management*, 83, 99-116.

Forget PM, Gourlet-Fleury S & Vannièrè B (1998) Exploitation, chasse et régénération naturelle sont-elles compatibles en Guyane ? *JATBA*, 40, 79-101.

Johns AD (1985a) Selective logging and wildlife conservation in tropical rainforests: problems and recommendations. *Biological Conservation*, 31, 355-375.

Johns AD (1985b) Differential detectability of primates between primary and selectively logged habitats, and implications for population surveys. *American Journal of Primatology*, 8, 31-36.

Johns AD (1986) Effects of habitat disturbance on rainforest wildlife in Brazilian Amazonia. Rapport WWF US.

Julliot C (1992) Utilisation des ressources alimentaires par le singe hurleur roux, *Alouatta seniculus* (Atelidae, Primates), en Guyane: impact de la dissémination des graines sur la régénération forestière. *Thèse de doctorat, Université de Tours*.

Novaro AJ, Redford KH & Bodmer RE (2000) Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14, 713-721.

Pack KS, Henry O & Sabatier D (1999) The insectivorous-frugivorous diet of the golden handed tamarins (*Saguinus midas midas*). *Folia primatologica*, 69, 1-7.

Peres CA (1999) General guidelines for standardizing line-transects surveys of tropical rainforest primates. *Neotropical Primates*, 7, 11-16.

Peres CA (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrates community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14, 240-253.

Renoux F, Richard-Hansen C, Niel C, de Thoisy B, Catzeflis F & Thiollay JM (2003) Pratiques de la chasse et état de la faune dans le nord de la Guyane. Dans "La

chasse en Guyane aujourd'hui: vers une gestion durable ?" Rapport scientifique final, Programme Ecosystèmes Tropicaux 1999-2002, Silvolab Guyane

Richard-Hansen C & de Thoisy B (2003) Comparaison d'abondance de grande faune chassée en Guyane française - résultats préliminaires. *Rapport scientifique 2002 Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage*

Robinson JG (2000) Calculating maximum sustainable harvests and percentage offtakes. Dans *Hunting for sustainability in tropical forests* (eds G. Robinson & E. L. Bennett), pp 521-524. Colombia University Press.

Sussman RW & Phillips-Conroy JE (1995) Survey of the distribution and density of primates of Guyana. *International Journal of Primatology*, 16, 561-591.

de Thoisy B & Richard-Hansen C (1997) Diet and social behavior changes in a red howler monkey (*Alouatta seniculus*) troop in a highly degraded rainforest. *Folia Primatologica*, 68, 357-361.

de Thoisy B & Vié JC (1998) Faune sauvage et activités humaines: chasse et exploitation forestière en Guyane Française. *JATBA*, 40, 103-120.

de Thoisy B (2000a) Line-transects: sampling application to a rainforest in French Guiana. *Mammalia*, 64, 101-112.

de Thoisy B (2000b) Evaluation des abondances des espèces gibiers sur l'axe Régina-Saint Georges – éléments sur les impacts de la pression de chasse. *Rapport assoc. Kwata / ONF / DDE Guyane*.

de Thoisy B, Massemin D & Dewynter M (2000) Hunting impact on a neotropical primate community: a preliminary case study in French Guiana. *Neotropical Primates*, 8, 141-144.

de Thoisy B (2001a) Impact de l'exploitation forestière et de la chasse sur la faune néotropicale: un cas d'étude sur la forêt de Counami, Guyane. *Rapport assoc. Kwata / ONF*.

de Thoisy 2001b. Inventaires des espèces gibiers sur les forêts de Balata et Matiti, Macouria. Rapport assoc. Kwata / ONF Guyane / MATE.

Thiollay JM (1997) Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation*, 6, 1155-1173.

van Roosmalen MGM (1985) Habitat preferences, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey (*Ateles paniscus paniscus* Linnaeus 1758) in Surinam. *Acta Amazonica*, 15, 1-238.

Vié JC (1998) Les effets d'une perturbation majeure de l'habitat sur deux espèces de primates en Guyane française: translocation de singes hurleurs roux (*Alouatta seniculus*). et translocation et insularisation de sakis à face pâle (*Pithecia pithecia*). *Thèse de doctorat, Université de Montpellier*.

Vié JC, Richard-Hansen C & Fournier-Chambrillon C (2001) Abundance, use of space and activity patterns of white-faced sakis (*Pithecia pithecia*) in French Guiana. *American Journal of Primatology*, 55, 203-211.

Voss RS & Emmons LH (1996) Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230, 1-115.

Whitmore TC (1997) Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Dans "*Tropical forests remnants: ecology, management, and conservation of fragmented populations*" (WF Laurance & RO Bierregaard eds, University of Chicago Press.

Wilkie DS, Sidle JG & Boundzanga GC (1992) Mechanized logging market hunting and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*, 6, 570-580.

Zhang SY (1994) Utilisation de l'espace, stratégies alimentaires et rôle dans la dissémination des graines du singe capucin *Cebus apella* (Cebidae, primate) en Guyane française. *Thèse de doctorat, Université Paris VI*.