

Financer la restauration des forêts tropicales

P.H.S. Brancalion, R.A.G. Viani, B.B.N. Strassburg et R.R. Rodrigues

Les partisans de la restauration des forêts doivent relever un défi: faire de celle-ci une activité financièrement viable.

Pedro Brancalion est Professeur au Département de foresterie de l'Université de São Paulo. **Ricardo A.G. Viani** est boursier post-doctorant à l'Université d'État de Campinas. **Bernardo B.N. Strassburg** est Directeur de l'Institut international pour la durabilité, et **Ricardo R. Rodrigues** est Professeur titulaire au Département de biologie de l'Université de São Paulo, tous au Brésil.

Au cours des derniers siècles, de nombreuses forêts tropicales ont été radicalement modifiées par l'activité humaine, donnant ainsi naissance à des paysages dominés par l'agriculture et le développement urbain (Bradshaw, Giam et Sodhi, 2010). Cela pose problème non seulement en raison de la perte de biodiversité que cela a entraîné, mais aussi parce que cela a affecté la fourniture de nombreux produits forestiers et services écosystémiques.

Toutefois, la perte et la dégradation forestières généralisées ont créé de nouvelles opportunités pour la restauration écologique, qui se doit désormais d'aller au-delà d'une logique purement axée sur la conservation. Dans les paysages modifiés

par l'homme des pays en développement, les projets de restauration des forêts tropicales ne doivent pas se limiter à œuvrer pour récupérer les écosystèmes dégradés, endommagés ou détruits (ce qui est la définition la plus courante de la restauration écologique – Société pour la restauration écologique [SER], 2004), ils doivent également apporter une récompense économique aux propriétaires des terres.

Jeune plantation destinée à la restauration de la forêt tropicale, située dans un ancien pâturage utilisé autrefois pour l'élevage extensif, État de Rio de Janeiro, Brésil. Ce projet permettra à l'avenir de relier des zones végétales résiduelles isolées de la forêt atlantique menacée et d'améliorer la qualité de l'approvisionnement en eau, au bénéfice de la population croissante de la région



Cet article traite de la dimension économique de la restauration écologique, en s'appuyant sur des expériences menées dans la forêt atlantique brésilienne, l'un des écosystèmes les plus riches en biodiversité, de même qu'en endémisme, de la planète (Myers *et al.*, 2000).

CRÉER UN ESPACE POUR LA RESTAURATION

D'après les prévisions, la population mondiale devrait s'accroître de 50 pour cent au cours des 40 prochaines années. Cette augmentation, associée à une probable hausse de la consommation par habitant, devrait ainsi mener à devoir doubler ou tripler la production de denrées alimentaires d'ici 2050 (Godfray *et al.*, 2010). Le besoin croissant de combustibles, de fibres et d'abris qui en dérive brosse un tableau dramatique de la future demande de terres (Smith *et al.*, 2010).

La crise imminente en matière de terres reçoit de plus en plus d'attention partout dans le monde. Dans un tel contexte, la restauration des forêts pourrait n'être vue que comme un simple facteur additionnel dans la demande de terres, susceptible de réduire la production alimentaire, d'augmenter le prix des denrées et d'avoir d'autres conséquences indésirables. Par ailleurs, là où la terre est rare, conserver ou restaurer certaines zones dans une région pourrait inciter à déboiser ailleurs. Cet effet, connu sous le nom d'«effet de fuite» (ou *leakage*), a été pris en compte dans les politiques internationales, notamment dans les négociations de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) relatives aux

émissions de gaz à effet de serre causées par le déboisement et la dégradation des forêts (Strassburg *et al.*, 2009).

Diverses études sur la production alimentaire ont toutefois soutenu que, lorsque la terre est rare, la meilleure manière d'équilibrer la production de denrées alimentaires et les besoins environnementaux consiste à améliorer l'utilisation des terrains non boisés existants (Tilman *et al.*, 2002; Herrero *et al.*, 2010; Phalan *et al.*, 2011). Améliorer l'efficacité de la gestion des pâturages semble être tout particulièrement prometteur à cet égard, surtout dans la mesure où la superficie mondiale de ces terres est le double de celle des terres agricoles (Licker *et al.*, 2010). Ce raisonnement peut aussi éclairer autrement le débat qui oppose production alimentaire et restauration des forêts, cette dernière pouvant alors être considérée, non comme une rivale, mais au contraire comme une manière d'accroître la production alimentaire et d'améliorer les moyens d'existence des populations, et comme un moyen d'apporter un bénéfice économique aux propriétaires des terres.

TROUVER DES AVANTAGES ÉCONOMIQUES

Il ne reste que 12 pour cent du patrimoine de la forêt atlantique brésilienne, cette part restante étant concentrée pour l'essentiel sur la côte (Ribeiro *et al.*, 2009). La région qui abrite cette forêt représente 62 pour cent de la population brésilienne et 80 pour cent du produit intérieur brut national; aussi les pressions environnementales qui s'y exercent sont-elles extrêmement fortes (IBGE, 2012).

Des siècles de déboisement et de dégradation ont compromis l'aptitude de la forêt atlantique à fournir des services écosystémiques et à produire des biens forestiers. Toutefois, la région représente une opportunité considérable pour l'application de nouvelles approches de la restauration écologique et pour asseoir une conception de la restauration forestière considérée comme pratique économiquement viable (Joly *et al.*, 2010). Le potentiel d'augmentation de la productivité des pâturages semble indiquer qu'une initiative de restauration à grande échelle, telle que celle proposée par le Pacte de restauration des forêts atlantiques, peut être mise en œuvre sans affecter de manière négative la production alimentaire. Lancé par plus de 80 acteurs – organisations environnementales, sociétés privées, gouvernements, chercheurs et propriétaires de terres – en 2009 (et comptant aujourd'hui 215 partenaires), le Pacte vise à restaurer 15 millions d'hectares de forêts d'ici 2050 au moyen d'espèces indigènes.

Les 30,5 millions d'hectares de pâturages plantés dans la région de la forêt atlantique (PROBIO, 2009) comptent à l'heure actuelle 36 millions de têtes de bétail (IBGE, 2003), ce qui correspond à un taux de charge de 0,82 tête par hectare.

Le bois récolté dans des plantations de restauration est potentiellement en mesure de couvrir les coûts d'opportunité liés à la diminution des terres disponibles pour l'élevage extensif. Cette plantation âgée de 3 ans à Campinas, São Paulo, sud-est du Brésil, est conçue pour produire du bois d'essences natives dans un cycle d'exploitation de 10 ans. Il a été montré que cela pourrait être plus rentable pour les agriculteurs que l'élevage extensif





P. BRANCALIONI

Ce chiffre est très faible, en regard des normes internationales habituelles et en comparaison avec d'autres environnements similaires bénéficiant d'une technologie appropriée (FAO, 2012). Doubler la productivité de ces terres dans les 30 ans à venir (par exemple à travers des approches sylvopastorales novatrices – voir Calle, Murgueitio et Chará, 2012) permettrait de dégager 15,3 millions d'hectares pour la restauration des forêts – une superficie correspondant à l'objectif de restauration fixé par le Pacte. En outre, les forêts tropicales restaurées sont susceptibles d'accroître la productivité des cultures, dans la mesure où elles abritent des pollinisateurs de cultures et des ennemis naturels des ravageurs. Si des activités complémentaires sont mises en œuvre en vue d'accroître la productivité des terres actuellement agricoles et de favoriser la conversion à des utilisations agricoles des pâturages non productifs, comme cela est déjà fait dans certaines zones de l'Amazonie brésilienne (Macedo *et al.*, 2012), la restauration des forêts tropicales pourrait être effectuée sans risque de conséquences perverses pour la production alimentaire. Ces mesures aideraient aussi à réduire les coûts d'opportunité de la terre (ou à éviter qu'ils augmentent), une entrave essentielle aux efforts visant à la restauration forestière. Les sections suivantes présentent quelques voies qui permettraient de faire en sorte que la restauration des forêts soit une activité rentable.

Bois

La forêt atlantique a été à tel point exploitée qu'elle ne fournit plus de bois en quantité significative. Ce moindre

approvisionnement, conjugué à une demande croissante de bois d'essences natives, a conduit à ce que les prix soient à la hausse.

Ainsi, la surexploitation forestière a créé des conditions économiques favorables pour la production de bois issu d'espèces indigènes au travers de la restauration. Un autre avantage de la restauration au moyen d'essences locales est qu'elle ne requiert pas un terrain plat ou un sol particulièrement fertile, et qu'elle peut donc être mise en œuvre sur des terres qui apparaissent marginales pour d'autres utilisations des terres.

Les plantations de restauration servent également à d'autres propos. La plupart des espèces d'arbres indigènes de la région n'ont pas été domestiquées, et abritent des ravageurs naturels susceptibles d'entraver la production de bois dans les systèmes peu diversifiés (Rodrigues *et al.*, 2009). L'utilisation d'un éventail d'espèces différentes diminue le risque d'une attaque dévastatrice de ravageurs, permettant ainsi d'aligner les intérêts économiques et environnementaux de la restauration à une échelle raisonnable.

La restauration écologique peut être mise en œuvre dans des pâturages extensifs peu productifs, une utilisation des terres essentielle dans de nombreux pays en développement. Ainsi, quelque 75 pour cent (211 millions d'hectares) de l'ensemble des terres déboisées du Brésil servent à l'élevage extensif (Sparovek *et al.*, 2010). Le rendement moyen obtenu par les éleveurs dans ces zones étant approximativement de 100 dollars EU par hectare et par an, la production de bois d'essences natives issu de plantations de restauration pourrait potentiellement couvrir les coûts d'opportunité

L'utilisation temporaire d'espèces d'eucalyptus à croissance rapide comme «pionniers économiques» peut accélérer l'obtention de bénéfices dans les plantations de restauration et contribuer à compenser les coûts, généralement élevés, que supposent l'établissement et le démarrage des activités de restauration. Cette plantation âgée de 1 an alternant des rangées d'essences locales et d'eucalyptus, dans le sud de Bahia, a été conçue de sorte que l'exploitation puisse être effectuée six ans après le début de la plantation, au moment où tous les eucalyptus peuvent être récoltés et remplacés par les espèces indigènes

liés à la diminution des terres disponibles pour le bétail.

Cette hypothèse a été testée dans une étude récente menée dans la forêt atlantique brésilienne. Fasiaben (2010) a analysé la rentabilité économique potentielle d'une forêt de 250 ha plantée à des fins de restauration, conçue dans la perspective d'une future production de bois d'espèce indigènes. Les résultats ont été encourageants: la rentabilité a été estimée à 250 dollars EU par hectare et par an, sur la base d'une évaluation très prudente, tant du prix du bois que de la croissance des arbres, et sans tenir compte d'une valeur ajoutée pour le bois. Le Pacte de restauration des forêts atlantiques a choisi d'utiliser ce type de reboisement en vue de restaurer quelque 7 millions d'hectares de pâturages dégradés sur des terrains en pente (Calmon *et al.*, 2011).

Les plantations établies pour la production de bois pourraient jouer un rôle essentiel dans l'intensification des efforts visant à restaurer les paysages tropicaux dominés par l'homme, partout dans le monde (Lamb, 1998). Toutefois, une limitation importante à la production de bois d'essences natives dans le cadre de

La production de semences indigènes – comme cela est illustré ici, à Ribeirão Grande, São Paulo, sud-est du Brésil – visant à satisfaire la demande des pépinières pourrait représenter, dans le contexte de la restauration des forêts, l'une des meilleures voies pour créer des emplois et des revenus dérivés des PFNL au sein des communautés locales



P. BRANCALION

plantations de restauration consiste dans le temps requis avant que celles-ci n'apportent un bénéfice économique. L'agriculture a l'avantage de générer des revenus constants, avec un horizon temporel bien plus court entre l'investissement et le bénéfice, tandis que la production de bois peut parfois mettre des décennies à devenir rentable. Trois approches peuvent être utilisées afin de contourner cette limite:

- établir des plantations mixtes – c'est-à-dire planter un mélange d'espèces à croissance rapide et à croissance lente, de façon à ce qu'il soit possible de démarrer la production de bois environ dans les 10 ans suivant le début de la plantation;
- associer diverses sources de revenu, telles que produits forestiers non ligneux (PFNL) et rétribution des services écosystémiques, pour faire en sorte de générer des revenus réguliers pour les propriétaires des terres (voir les deux sections suivantes);
- fournir des crédits à long terme à des taux avantageux.

Produits forestiers non ligneux

Les forêts tropicales fournissent une vaste gamme de PFNL – par exemple, aliments, médicaments et matériaux de construction –, dont la récolte et le traitement constituent souvent une source majeure de revenus et de moyens d'existence pour les populations

locales, en particulier dans les pays en développement, comme le Brésil (Wunder, 1998). Jusqu'à un certain point, les efforts de restauration engendrent d'eux-mêmes des activités liées aux PFNL pour les communautés locales. En effet, à mesure que ces efforts se multiplient, la demande de semences natives augmente, et la récolte de ces dernières peut être effectuée dans les zones restaurées auparavant. Ainsi, la demande de semences natives augmente, la récolte et la vente de ces dernières s'accroissent, et ces divers facteurs concourent à l'apparition d'opportunités économiques (Brançalion *et al.*, 2011).

Au Brésil, la plus grande part de la récolte de PFNL se fait traditionnellement dans les zones résiduelles des forêts naturelles mais, lorsque la demande dépasse l'offre, il est alors nécessaire de déployer des efforts pour cultiver les espèces présentant un intérêt. On trouve divers exemples de ce phénomène, concernant des espèces indigènes brésiliennes. Autrefois, le Brésil était en tête de la production de caoutchouc, quand la plupart du latex provenait d'hévéas (*Hevea brasiliensis*) sauvages. La production brésilienne a toutefois fini par se placer derrière celle de la Malaisie, qui a commencé à cultiver des hévéas à grande échelle. Le cas du châtaignier du Brésil (*Bertholletia excelsa*), dont la noix est le PFNL récolté dans les forêts naturelles amazoniennes le plus important sur

le plan économique (Peres *et al.*, 2003), est semblable. Au Brésil, les noix continuent à être récoltées dans un environnement sauvage alors que, dans l'État plurinationnel de Bolivie, des investissements ont été faits pour développer la culture et la transformation de ce produit, et le pays est maintenant le plus grand producteur et exportateur de noix du Brésil du monde.

Peu d'investissements ont été faits à l'échelle industrielle dans la récolte et la transformation des PFNL issus de forêts naturelles, en raison entre autre de l'irrégularité et de l'incertitude de l'approvisionnement, de la qualité variable des produits, et des difficultés liées à l'obtention de licences d'exploitation des populations d'espèces sauvages. Aussi la production de PFNL dans le cadre de projets de restauration est-elle porteuse de considérables bénéfices potentiels.

Fait essentiel, les PFNL peuvent se révéler cruciaux pour la rentabilité de la restauration, dans la mesure où ils permettent de générer un revenu rapide et régulier pour les propriétaires des terres durant la période où les plantations ne sont pas encore prêtes pour la récolte du bois. Dans la forêt atlantique brésilienne, le cas d'*Euterpe edulis*, une espèce menacée de palmier, illustre bien la façon dont les PFNL peuvent contribuer à la durabilité économique de la restauration des forêts tropicales. Cette espèce produit un cœur de

palmier comestible (le méristème apical et les feuilles en développement indifférenciées du tronc du palmier), un mets délicat et coûteux, fort apprécié au Brésil comme ailleurs. L'extraction du cœur provoquant la mort de la plante, la surexploitation a drastiquement réduit la population de ce type de palmier, au point qu'il risque l'extinction écologique (Reis *et al.*, 2000). Des plantations de restauration de cette espèce de palmier pourraient ainsi, non seulement accroître ses chances de survie, mais aussi se révéler très rentables.

Par ailleurs, la pulpe du fruit de *E. edulis* a été introduite en tant qu'équivalent sud-oriental de l'*açaí* amazonien (*E. oleracea*) – une pulpe concentrée, riche en lipides et en sucres, qui dérive du fruit du palmier et est utilisée à diverses fins (Brancalion *et al.*, 2012). Les semences de la plante ont été vendues en tant que sous-produit de la production de pulpe. Conjugées, la production de pulpe et celle de semences pourraient générer un revenu de 200 dollars EU par hectare et par an, sur la base de 100 palmiers productifs par hectare. Des coopératives agroforestières ont commencé à investir dans la culture de cette espèce et dans la commercialisation de la pulpe du fruit. À l'avenir, les entreprises

fabriquant des produits alimentaires, cosmétiques, pharmaceutiques et autres dérivés des PFNL pourraient créer des partenariats commerciaux avec les coopératives d'agriculteurs, afin que ces derniers produisent les PFNL concernés dans leurs zones de restauration.

Production de cultures dans le cadre de plans de restauration forestière par stades de succession agroécologique

L'un des principaux défis des plantations de restauration tropicales consiste dans la lutte efficace contre les herbes fourragères envahissantes, susceptibles d'entraver de façon dramatique la croissance des arbres (Campoe, Stape et Mendes, 2010). Dans la mesure où il faut en général trois ans avant que les arbres autochtones ne créent une ombre complète sur le sous-étage et ne puissent vaincre les plantes adventices, des ressources considérables sont habituellement allouées à la lutte contre ces dernières dans les projets de restauration. Si la forte incidence de la lumière dans les phases initiales de la plantation est à l'origine de ce problème, elle permet aussi cependant d'établir des cultures agricoles entre les lignes de plantation – un système forestier connu sous le nom de *taungya*.

Ainsi, au lieu de consacrer des dépenses aux herbicides et au désherbage mécanique, il est possible, dans le cadre d'un projet de restauration, d'obtenir rapidement des revenus en produisant des cultures annuelles telles que haricots, maïs, manioc et courge. Ce point est important pour réconcilier les intérêts des agriculteurs et ceux de la restauration écologique, en particulier dans les petites exploitations des régions pauvres. Comme cela a été suggéré par Vieira, Holl et Peneireiro (2009), la restauration forestière par stades de succession agroécologique (*agrosuccessional restoration*) pourrait contribuer à «prolonger la période de gestion de la restauration, compenser certains coûts de gestion, apporter une sécurité alimentaire aux petits agriculteurs, et impliquer ces derniers dans le processus de restauration.» Ainsi, il s'agit-là d'une autre source potentielle de revenu, susceptible de faire de la restauration forestière une utilisation des terres rentable.

Services écosystémiques

Il existe de nombreux exemples dans le monde d'initiatives, individuelles et collectives, publiques et privées, qui visent au maintien ou à la récupération des services écosystémiques – notamment ceux liés à



Culture du manioc entre des arbres de régénération naturelle et des arbres plantés dans un projet de restauration de la forêt atlantique, nord-est du Brésil. Dans un système de ce type, les agriculteurs luttent contre les plantes adventices pour obtenir un rendement des cultures plus élevé et favoriser indirectement le développement des espèces d'arbres indigènes, du fait d'une moindre compétition. Les bénéfices du projet augmentent grâce à la production de cultures et à la réduction des coûts d'entretien

l'eau, à la biodiversité, au carbone ou à la pollinisation – dans les zones dégradées (Stanton *et al.*, 2010). La rémunération des propriétaires des terres pour de tels services, consistant par exemple à promouvoir la restauration forestière sur les terres dégradées, est appelée collectivement «paiement des services environnementaux» (PSE).

Dans de nombreux pays en développement, le nombre et la superficie des projets de PSE liés à l'eau augmentent, en particulier autour des grandes zones urbaines (FAO, 2010). Les entreprises de l'eau et les usagers finaux désireux d'améliorer ou de garantir l'approvisionnement en eau sont en train de créer des programmes destinés à rétribuer les propriétaires des terres afin qu'ils restaurent leurs zones ripariennes.

Au Brésil, les comités de bassins versants, des collectifs responsables de la gestion des ressources en eau au sein de bassins versants spécifiques, recourent aussi au PSE. Les comités de bassins versants – instances établies par la loi brésilienne – font payer l'usage de l'eau au sein d'un bassin hydrographique et reversent une part des droits perçus, au travers du PSE, aux propriétaires de terres qui mettent à exécution des projets de restauration forestière (Veiga et Gavaldão, 2011). À

Extrema, Minas Gerais, dans le sud-est du Brésil, par exemple, la municipalité donne approximativement 118 dollars EU par hectare et par an à plus de 100 propriétaires de pâturages peu productifs qui ont remplacé l'élevage extensif par des plantations de restauration forestière sur les berges des rivières et autour des sources naturelles. Extrema se trouve dans le système d'approvisionnement en eau de Cantareira, qui comprend plusieurs réservoirs fournissant de l'eau à quelque 10 millions de personnes dans la région métropolitaine de São Paulo. L'administration locale et les agriculteurs stipulent des contrats de quatre ans, qui peuvent être renouvelés indéfiniment. Dans la mesure où le programme couvre tous les coûts de la restauration forestière, les paiements compensent les revenus que les agriculteurs auraient perçus si la zone était restée un pâturage (c'est-à-dire le coût d'opportunité).

Les projets de restauration forestière peuvent également générer des crédits carbone, qui peuvent être négociés soit dans le cadre du marché réglementé, en accord avec les obligations stipulées dans le Protocole de Kyoto, soit dans le cadre du marché volontaire, qui permet l'achat de compensations de carbone en vue

d'atténuer les émissions de gaz à effet de serre. La valeur du marché volontaire du carbone forestier s'élève à des millions de dollars par an (Stanton *et al.*, 2010) et continue de s'accroître, en partie parce que de plus en plus de sociétés sont intéressées par le fait de compenser leurs émissions de gaz à effet de serre, et en partie parce que le bénéfice financier peut être attractif pour les propriétaires de terres. Les plantations mixtes d'arbres indigènes dans la forêt atlantique accumulent en moyenne 15 tonnes d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂) par hectare et par an (Miranda, 2008) et donc 450 tonnes d'équivalent CO₂ par hectare sur 30 ans (ce qui est la durée habituelle d'un contrat de crédit carbone). Si l'on tient compte des émissions de gaz à effet de serre durant les phases de plantation et de gestion, de même que lors de la récolte et du traitement du bois (comme cela est montré plus loin dans notre modèle), de telles plantations permettraient de prélever quelque 300 tonnes d'équivalent CO₂ par hectare au cours de cette même période.

Le prix des crédits carbone dans les projets de reboisement est extrêmement variable. En 2011, les crédits latino-américains ont été négociés sur le marché volontaire à un prix moyen de

À Extrema, Minas Gerais, Brésil, les propriétaires de terres reçoivent 118 dollars EU par hectare et par an pour permettre la restauration des zones ripariennes importantes pour la production d'eau, comme l'illustre cette plantation de restauration, âgée de 1 an, marquée par une grande diversité



TABLEAU 1. Coût d'opportunité et revenu potentiel, restauration forestière dans la région forestière atlantique

Coût d'opportunité et revenu potentiel, restauration forestière dans la région forestière atlantique	Revenu potentiel annuel ^a (dollars EU/ha/an)	Calendrier (années)																														Revenu total accumulé (dollars EU/ha)										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30											
Coût d'opportunité de l'élevage extensif^b	-100																															-3 000										
Opportunités de revenus dérivant de la restauration																																										
Cultures produites dans le cadre de plans de restauration par stades de succession agroécologique ^c	300																																	900								
Paiements des services environnementaux – eau ^d	118																															1 180										
Paiements des services environnementaux – carbone ^e	330																															3 300										
PFNL ^f	200																															5 000										
Bois – espèces à croissance rapide ^g	2 500																															2 500										
Bois – espèces à croissance modérément rapide ^g	4 000																															4 000										
Bois – espèces à croissance lente ^g	6 000																																									6 000
Revenu net																																19 880										

- a Pour les activités fournissant un revenu annuel, la valeur annuelle représente le revenu moyen obtenu durant la période proposée pour la réalisation de l'activité. Dans le cas du bois, le revenu annuel se limite à l'année de la récolte (à savoir 10, 20 ou 30 ans, respectivement pour les espèces à croissance rapide, modérément rapide et lente).
- b En ce qui concerne les coûts, seuls les coûts d'opportunité sont reportés dans ce tableau, le coût de la restauration étant à la charge du Pacte de restauration des forêts atlantiques.
- c Sur la base des revenus issus des cultures annuelles traditionnelles des petites exploitations, telles que haricots, maïs, manioc et courge. Nous estimons que ces cultures peuvent être réalisées entre les lignes de plantation d'arbres durant trois ans, période au bout de laquelle l'ombrage excessif risque d'entraver une production de type commercial.
- d Sur la base du programme modèle d'Extrema, Minas Gerais, sud-est du Brésil (Veiga et Gavalvão, 2011). Bien que ces paiements puissent durer indéfiniment, nous les restreignons ici à une période de 10 ans.
- e Sur la base d'une accumulation nette de 300 tonnes d'équivalent CO₂ par hectare sur 30 ans, et d'un prix moyen de 11 dollars EU par tonne. La valeur totale devant être payée sur 30 ans est concentrée dans les 10 premières années.
- f Nous pensons qu'il s'agit là d'une estimation prudente.
- g Ces valeurs s'appuient sur une évaluation économique menée par Fasiaben (2010) dans la forêt atlantique brésilienne; elles représentent des estimations prudentes, tant du prix du bois que de la croissance des arbres, et ne prennent en considération aucun type de valeur ajoutée.

Note: Les valeurs s'appuient sur les valeurs générales estimées pour la forêt atlantique brésilienne et ne sont qu'indicatives. Elles sont susceptibles de varier considérablement selon les espèces, le système de production, la réaction des plantes aux conditions spécifiques du site, et le contexte socioéconomique du projet.

11 dollars EU par tonne d'équivalent CO₂ (Peters-Stanley et Hamilton, 2012). Un contrat dans ces termes équivaldrait à 3 300 dollars EU par hectare sur 30 ans (c'est-à-dire un revenu annuel moyen de 110 dollars EU). Un tel montant couvrirait tous les coûts impliqués par les projets de régénération forestière naturelle assistée, mais ne couvrirait peut-être pas tous ceux des projets de restauration comportant des plantations d'arbres. Fait essentiel, les paiements de crédits carbone reçus au cours des premières années d'un projet de restauration forestière permettraient d'indemniser les propriétaires pour le manque de revenus provenant du bois,

des PFNL et (auparavant) de l'élevage ou de l'agriculture.

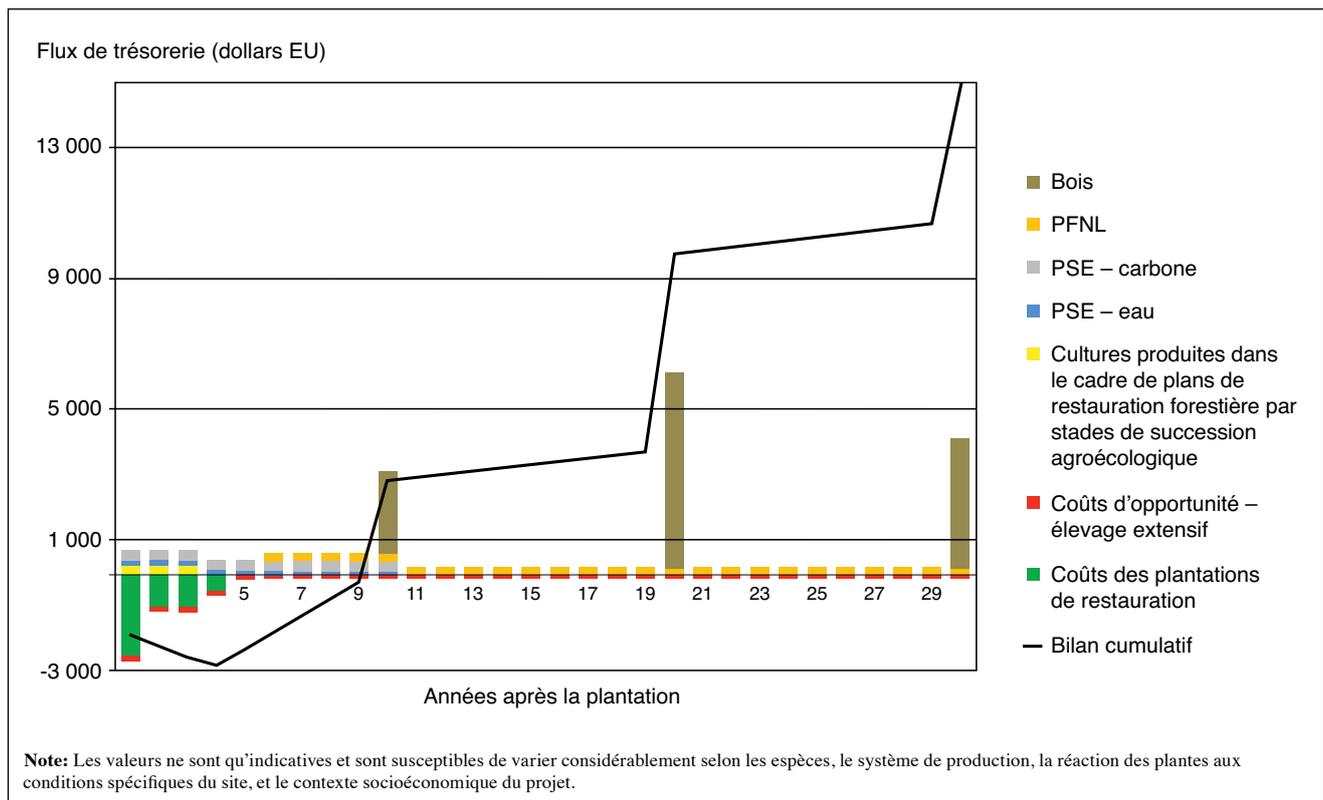
Une limite des gains dérivant des crédits carbone et obtenus grâce au reboisement avec des essences natives réside dans le fait que le coût des processus de certification et de validation est élevé – et qu'il est fort tentant de privilégier des espèces à croissance rapide (qui peuvent ne pas être indigènes). En vue de réduire les coûts pesant sur les individus, il est nécessaire de mettre en œuvre des stratégies et des politiques publiques incitant les propriétaires de terres à se rassembler.

Les divers systèmes de PSE sont susceptibles de créer des synergies (Strassburg

et al., 2010): en général, ceux qui sont axés sur un service écosystémique particulier peuvent aider à obtenir une rétribution pour d'autres services (Strassburg *et al.*, 2012). Conjuguer divers systèmes de PSE peut permettre d'accroître l'ampleur et la diversité des revenus générés par la restauration forestière.

Intégration des sources de revenu

La diversification des sources de revenu aide à réduire les risques, un facteur de décision très important pour les propriétaires de terres. Aussi l'enjeu essentiel est-il de mettre en place des conditions favorisant diverses opportunités de



création de revenus, de sorte que les projets de restauration puissent générer des cultures, des produits forestiers ligneux et non ligneux, et un ou plusieurs services écosystémiques. Un cadre conceptuel qui permettrait de rassembler ces diverses opportunités pourrait être le suivant: se concentrer sur le PSE durant les 10 premières années puis, au cours d'une seconde phase, exploiter les PFNL et éventuellement le bois issu d'espèces à croissance rapide, et, enfin, commencer à récolter le bois de plus grande valeur, environ 20 ans après le début de la plantation initiale. Si l'on utilise le cadre et les valeurs proposés dans le tableau 1, et le reboisement comme méthode de restauration principale, la combinaison de trois ou plus des sept opportunités de revenu suggérées ici pourrait facilement permettre de dépasser le coût de référence de 8 000 dollars EU: ce dernier comprend le coût d'opportunité de l'élimination de l'élevage extensif (100 dollars EU par hectare et par an pendant 30 ans) et le coût relatif à l'effort de restauration (estimé à 5 000 dollars EU par hectare). Dix ans après le démarrage du projet, la restauration de la forêt tropicale pourrait devenir plus rentable que l'utilisation actuelle des terres pour l'élevage extensif (voir la figure 1).

LE CHEMIN À SUIVRE

Au cours de l'histoire, la dégradation des forêts a été le résultat de l'action de diverses forces économiques, telles que la spéculation foncière, les gains faciles dérivant d'une exploitation prédatrice du bois, la liquidation du capital naturel, l'expansion des terres agricoles, des villes et des mines, et la construction de routes. Dans la plupart des cas, les sociétés ont soutenu ces activités en demandant et rétribuant les produits agricoles générés aux dépens des forêts, et les ont financées au travers de prêts publics et privés.

Il tombe sous le coup de la raison que, si une société décide collectivement d'inverser le processus de dégradation forestière et de déboisement, et d'atténuer l'immense dette environnementale transmise aux générations futures, ces mêmes forces économiques doivent devenir des alliées. Suivant le modèle économique de l'offre et de la demande, la dégradation des terres forestières réduit le capital naturel, ce qui accroît par conséquent la demande de biens forestiers et de services écosystémiques. Pour pouvoir satisfaire cette demande croissante, il faut accroître l'offre: de la sorte, se créent les conditions favorables pour une restauration forestière à grande échelle. Les diverses possibilités

1
Flux de trésorerie indicatif lié à diverses activités proposées pour la restauration de la forêt tropicale dans le contexte de la forêt atlantique brésilienne

de transformer des terres marginales en des forêts qui soient aménagées durablement et économiquement viables, et qui n'entrent pas en compétition avec les terres destinées à la production alimentaire, représentent en effet des opportunités de revenus, pour les entrepreneurs qui souhaitent tirer profit de la fourniture des multiples produits et services offerts par les forêts restaurées.

Pour créer une situation de restauration écologique de ce type, il est nécessaire de:

- renforcer la législation environnementale, en prenant garde à éviter les obstacles qui empêchent de cultiver puis d'utiliser les espèces indigènes;
- stimuler la consommation de produits issus de la gestion durable d'espèces natives dans des projets de restauration;
- établir des prêts et des lignes de crédit attractifs pour les entrepreneurs intéressés par la restauration forestière, tout en entravant les activités conduisant à la dégradation des forêts;

- investir dans la recherche appliquée sur la culture, l'amélioration génétique et le traitement des espèces indigènes;
- renforcer l'aptitude des organismes de diffusion des connaissances à transférer des technologies et un savoir-faire aux agriculteurs;
- instaurer des politiques publiques visant à mettre en œuvre et à appuyer ces mesures.

Si les forces économiques ne sont pas intégrées dans la conception et la réalisation des projets de restauration forestière, les partisans de cette dernière risquent de continuer à pratiquer une sorte de «jardinage environnemental». Cela revient à dire que les projets sont alors réalisés à petite échelle, ont un faible rapport coût-efficacité, ne sont pas intégrés dans le paysage, ne bénéficient que d'une participation négligeable des propriétaires des terres et de la société en général, et n'ont que peu d'impact sur la dégradation. Développer la restauration des forêts tropicales est une activité urgente et nécessaire – de même que parfaitement viable sur le plan économique. ♦



Références

- Bradshaw, C.J.A., Giam, X. et Sodhi, N.S.** 2010. Evaluating the relative environmental impact of countries. *PlosOne*, 5(5): 1–16. DOI: 10.1371/journal.pone.0010440.
- Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Aronson, J., Rodrigues, R.R. et Nave, A.G.** 2011. Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic Forest restoration through community-based seed harvesting strategies. *Restoration Ecology*. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2011.00839.x. (sous presse)
- Brancalion, P.H.S., Vidal, E., Lavorenti, N.A., Batista, J.L.F. et Rodrigues, R.R.** 2012. Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 284(1):78–85. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.028.
- Calle, Z., Murgueitio, E. et Chará, J.** 2012. Intégrer les activités forestières, l'élevage extensif durable et la restauration du paysage. *Unasytva* 239: 31–40 (dans ce numéro).
- Calmon, M., Brancalion, P.H.S., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., da Silva, S.C. et Rodrigues, R.R.** 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19(2):154–158. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x.
- Campoe, H.C., Stape, J.L. et Mendes, J.C.T.** 2010. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? *Forest Ecology and Management*, 259(9): 1808–1814. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.06.026.
- FAO.** 2010. *Payment for environmental services: first global inventory of schemes provisioning water for cities*. Rome.
- FAO.** 2012. Base de données FAOSTAT. Disponible sur: faostat.fao.org.
- Fasiaben, M.C.R.** 2010. *Economic impact of Legal Forest Reserves on different types of agricultural land use*. Universidade Estadual de Campinas, Brésil (thèse de doctorat).
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. et Toulmin, C.** 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327(5967): 812–818. DOI: 10.1126/science.1185383.
- Herrero, M., Thornton, P.K., Notenbaert, A.M., Wood, S., Msangi, S., Freeman, H.A., Bossio, D., Dixon, J., Peters, M., van de Steeg, V., Lynam, J., Parthasarathy Rao, P., Macmillan, S., Gerard, B., McDermott, J., Seré, C. et Rosegrant, M.** 2010. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. *Science*, 327(5967): 822–825. DOI: 10.1126/science.1183725.
- IBGE (Institut brésilien de géographie et statistique).** 2003. *Pesquisa pecuária municipal 2002*. Brasília, IBGE.
- IBGE.** 2012. Base de données. Disponible sur: www.ibge.gov.br.
- Joly, C.A., Rodrigues, R.R., Metzger, J.P., Haddad, C.F.B., Verdade, L.M., Oliveira, M.C. et Bolzani, V.C.** 2010. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. *Science*, 328: 1358–1359. DOI: 10.1126/science.1188639.
- Lamb, D.** 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology*, 6(3): 271–279. DOI: 10.1046/j.1526-100X.1998.00632.x.
- Licker, R., Johnston, M., Foley, J.A., Barford, C., Kucharik, C.J., Monfreda, C. et Ramankutty, N.** 2010. Mind the gap: how do climate and agricultural management explain the 'yield gap' of croplands around the world? *Global Ecology and Biogeography*, 19(6): 769–782. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00563.x.
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L. et Shimabukuro, Y.E.** 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*, 109(4):1341–1346. DOI: 10.1073/pnas.1111374109.
- Miranda, D.L.C.** 2008. *Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista*. Universidade Federal do Paraná (mémoire de Master).
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. et Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853–858. DOI: 10.1038/35002501.
- Peres, C.A., Baider, C., Zuidema, P.A., Wadt, L.H.O., Kainer, K.A., Gomes-Silva, D.A.P., Salomão, R.P., Simões, L.L., Francisiosi, E.R.N., Valverde, F.C., Gribel, R., Shepard Jr., G.H., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D.W., Watkinson, A.R. et Freckleton, R.P.** 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science*, 302 (5653): 2112–2114. DOI: 10.1126/science.1091698.
- Peters-Stanley, M. et Hamilton, K.** 2012. *Developing dimension: state of the voluntary carbon markets 2012*. Washington/New York, Ecosystem Marketplace/Forest Trends.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E. et Scharlemann, J.P.W.** 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, 36(Supp. 1): S62–S71. DOI: 10.1016/j.foodpol.2010.11.008.
- PROBIO (Projet national de biodiversité).** 2009. *Land use and land cover classification of Brazilian biomes*. Brasília, Ministère de l'environnement. Disponible sur: www.mma.gov.br/probio.
- Reis, M.S., Fantini, A.C., Nodari, R.O., Reis, A., Guerra, M.P. et Mantovani, A.** 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica*, 32(4b): 894–902. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00627.x.

- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. et Hirota, M.M.** 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forests distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6): 1141–1153. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S. et Nave, A.G.** 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6): 1242–1251. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.12.008.
- SER (Société pour la restauration écologique).** 2004. *The SER International primer on ecological restoration*. Disponible sur: www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp.
- Smith, P., Gregory, P.J., van Vuuren, D., Obersteiner, M., Havlik, P., Rounsevell, M., Woods, J., Stehfest, E. et Bellarby, J.** 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences*, 365(1554): 2941–2957. DOI: 10.1098/rstb.2010.0127.
- Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I.L.F. et Barretto, A.G.O.P.** 2010. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environmental Science & Technology*, 44(16): 6046–6053. DOI: 10.1021/es1007824.
- Stanton, T., Echavarria, M., Hamilton, K. et Ott, C.** 2010. *State of watershed payments: an emerging marketplace. Ecosystem Marketplace*. Disponible sur: www.foresttrends.org/documents/files/doc_2438.pdf.
- Strassburg, B., Turner, R.K., Fisher, B., Schaeffer, R. et Lovett, A.** 2009. Reducing emissions from deforestation: the “combined incentives” mechanism and empirical simulations. *Global Environmental Change*, 19(2): 265–278. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2008.11.004.
- Strassburg, B.B.N., Kelly, A., Balmford, A., Davies, R.G., Gibbs, H.K., Lovett, A., Miles, L., Orme, C.D.L., Price, J., Turner, R.K. et Rodrigues, A.S.L.** 2010. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conservation Letters*, 3(2):98–105. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2009.00092.x.
- Strassburg, B.B.N., Rodrigues, A.S.L., Gusti, M., Balmford, A., Fritz, S., Obersteiner, M., Turner, R.K. et Brooks, T.M.** 2012. Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. *Nature Climate Change*. DOI: 10.1038/nclimate1375.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. et Polasky, S.** 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898): 671–677. DOI: 10.1038/nature01014.
- Veiga, F.A. et Gavalvão, M.** 2011. Iniciativas de PSA de conservação dos recursos hídricos na Mata Atlântica. In F.M Guedes et S.E. Seehusen, éds., *Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília, Ministère de l’environnement.
- Vieira, D.L.M., Holl, K.D. et Peneireiro, F.M.** 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17(4):451–459. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x.
- Wunder, S.** 1998. *Value determinants of plant extractivism in Brazil*. Rio de Janeiro, Brésil, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. ♦