

4. Écosystèmes forestiers particulièrement fragiles

FORÊTS DE NUAGES OU DE BROUILLARD

Parmi toutes les formations forestières, ce sont les forêts de nuages ou de brouillard qui entretiennent le lien le plus étroit avec l'eau douce. Ces forêts se situent dans des montagnes ou des hautes terres baignées par un brouillard fréquent ou persistant, notamment quand les nuages poussés par le vent viennent directement en contact avec la surface. Ces forêts, propres aux régions tropicales, sont également souvent présentes dans les chaînes montagneuses continentales à partir d'altitudes comprises entre 2 000 et 3 000 m, sur les chaînes côtières à environ 1 200 m d'altitude, et même dès 500 m sur les petites îles océaniques (Hamilton, Juvik et Scatena, 1994). En plus des précipitations verticales normales, ces forêts captent et récupèrent l'humidité des brouillards qui se déplacent horizontalement, ajoutant des centaines de millimètres d'eau par an à l'écosystème et à son bassin versant (Bruijnzeel et Hamilton, 2000).

Les forêts de nuages jouent un rôle important dans la production d'eau, la lutte contre l'érosion et la préservation de la biodiversité (Malaisie)



Les récentes estimations de la superficie des forêts de nuages dans les régions tropicales varient considérablement. L'estimation « officielle » du Centre mondial de surveillance de la conservation (WCMC) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), qui se fonde sur le couvert forestier et sur sa plage d'altitudes, donne une indication de la superficie totale potentielle. En 2004, cette estimation était de 380 000 km², soit moins de 2,5 pour cent de toutes les forêts tropicales du monde (Bubb *et al.*, 2004). Selon une estimation fondée sur une modélisation des forêts exposées aux nuages, la superficie serait beaucoup plus importante puisqu'elle s'établirait à 2,2 millions de km², soit 14,2 pour cent de toutes les forêts tropicales (Mulligan et Burke, 2005). Ces différences reflètent la difficulté de définir et localiser ces écosystèmes. Une base de données PNUE-WCMC recense plus de 560 sites reconnus en tant que forêts de nuages (Aldrich *et al.*, 1997).

Les arbres des forêts de nuages sont généralement moins grands que ceux des forêts montagneuses de moindre altitude, beaucoup plus hygrophiles et davantage chargés de broméliées, d'orchidées, de fougères, de lichens et d'hépatiques (épiphytes). Les branches des arbres sont de plus en plus tortueuses et difformes au fur et à mesure que l'altitude augmente, les fougères arborescentes et les bambous sont fréquents, et les rochers et les troncs tombés sont recouverts de mousses. On trouve parfois des arbres fins, droits et plus grands, comme dans les forêts de *Podocarpus* de la cordillère des Andes et dans les forêts de *Quercus* de la cordillère du Talamanca au Costa Rica. Toutes les surfaces végétatives épiphytes, ainsi que le feuillage des arbres, les brindilles, les branches, les tiges et les arbustes, font office de « filet » pour capter les précipitations horizontales de la brume ou des nuages et les ajouter, sous forme de gouttes ou d'écoulement le long des troncs, au bilan hydrique du bassin versant. Dans les forêts enveloppées de brouillard, la transpiration est assez faible en raison de la petite taille des feuilles et des sols souvent humides et gorgés d'eau, ce qui limite ce type de perte.

Le captage de l'eau « supplémentaire » fournie par les forêts de nuages varie sensiblement en fonction du régime pluviométrique, de l'emplacement topographique, de la fréquence ou de la persistance des nuages, et de la quantité de nuages poussés par le vent (tableau 2). Il peut être de l'ordre de 15 à 20 pour cent dans les zones recevant de 2 000 à 3 000 mm de pluie par an, et aller jusqu'à 50 ou 60 pour cent sur les crêtes exposées et les zones de faibles précipitations (Bruijnzeel et Hamilton, 2000). Lorsque des situations de brouillard/nuages dans les zones de précipitations plus faibles ou saisonnières se présentent, les apports peuvent être de 100 pour cent et plus par rapport aux forêts de plus basse altitude. Dans les zones de faibles précipitations, mais où les brumes poussées par le vent sont fréquentes, un arbre, même isolé, peut être un capteur d'eau important pour la faune, les animaux d'élevage et les habitants. Il existe un exemple célèbre sur l'île d'El Hierro dans les Canaries, où un « arbre fontaine » (un laurier) a été utilisé pendant des siècles comme source principale d'approvisionnement en eau pour les personnes et leur cheptel, avant d'être déraciné par une tempête (Gioda *et al.*, 1992). Cet arbre a joué un rôle tellement important qu'il figure sur le blason

TABLEAU 2

Exemples de volumes de précipitations horizontales dans les forêts tropicales montagneuses de nuages mesurés par des capteurs de brouillard

Lieu	Altitude (m)	Précipitations horizontales (% du volume des précipitations)	Période
Colombie, Serrania de Maquira	865	63	saison sèche
Costa Rica, Cerro Buenavista	3 500	18	annuelle
Costa Rica, Balalaica	1 300	33	annuelle
Costa Rica, Balalaica	1 300	15	saison des pluies
Hawaï, Mauna Loa	1 580	30	annuelle
Hawaï, Mauna Loa	2 530	68	annuelle
Malaisie, Gunung Silam	884	9	annuelle
Mexique, Sierra Madre	1 330	15	saison des pluies
Mexique, Sierra Madre	1 330	85	saison sèche
Porto Rico, Pico del Oeste	1 050	7	annuelle
Venezuela, Cerro Santa Ana	815	32	annuelle
Venezuela, Cerro Santa Ana	815	66	saison sèche
Venezuela, Cerro Copey	987	11	annuelle
Venezuela, Cerro Copey	987	9	saison sèche
Venezuela, Zumbador	3 100	4	annuelle
Venezuela, Zumbador	3 100	19	saison sèche

Source: Nik, 1996.

municipal de l'île. Un nouvel arbre, planté en 1945, capture aujourd'hui encore de précieuses quantités d'eau de brouillard.

Des arbres peuvent être plantés dans des lieux stratégiques baignés de brouillard pour collecter les précipitations horizontales et les utiliser. Lorsqu'il est difficile de le faire en raison du manque de pluie, ce qui est le cas sur les pentes côtières du Chili et du Pérou, des filets de mailles fines sont installés pour créer une forêt de brouillard artificielle, afin d'approvisionner en eau potable les communautés où l'eau est rare.

Si les forêts de nuages sont abattues, une grande quantité de cette eau supplémentaire se perd. Aucune recherche approfondie n'a correctement quantifié la réduction du volume d'eau résultant du déboisement, mais il convient d'appliquer le principe de précaution (Bruijnzeel, 2005). Il est recommandé d'identifier et de cartographier les zones de forêts de nuages/brouillard, et de les protéger pour les services hydriques qu'elles rendent. Des systèmes de paiement ont été établis au Costa Rica et dans d'autres pays (voir chapitre 6) pour récompenser les propriétaires fonciers qui préservent les forêts de nuages. Ces dernières peuvent aussi être protégées par des lois, en raison de leur rôle de protection des bassins versants, ou être classées dans les parcs nationaux ou les réserves naturelles. Les forêts de nuages abritent une riche diversité biologique, l'endémisme étant remarquable dans ces ceintures forestières de montagne. Elles accueillent des animaux tels que le gorille des montagnes d'Afrique, l'ours à lunettes des Andes, le tapir de montagne, le quetzal resplendissant et plusieurs

ENCADRÉ 4

Quelques exemples des liens entre forêts de nuages et approvisionnement en eau

Des millions d'individus sont tributaires de l'eau de haute qualité qui s'écoule des forêts de nuages et des formations forestières similaires. Les forêts de nuages du parc national de La Tigra au Honduras nourrissent un flux régulier d'eau de haute qualité toute l'année, qui alimente plus de 40 pour cent des réserves d'eau utilisées par les 850 000 habitants de la capitale, Tegucigalpa. En République-Unie de Tanzanie, les 2,5 millions de résidents de Dar-es-Salaam dépendent des forêts de nuages des montagnes Uluguru pour l'eau potable et des montagnes Udzungwa pour l'hydroélectricité, qui font aujourd'hui l'objet d'actions modestes de préservation. Quito (1,3 million d'habitants) et Mexico (20 millions) sont au nombre des autres capitales alimentées par l'eau des forêts de nuages.

La montagne Celaque, dans le nord du Honduras, appelée «réservoir d'eau» dans le dialecte lenca, a été vénérée par les Lencas pendant des millénaires comme une montagne divine, alimentant en eau vitale les populations et les cultures. Avec sa dense couverture forestière, la montagne Celaque alimente neuf grandes rivières et d'innombrables cours d'eau, qui fournissent de l'eau salubre aux villes et communautés environnantes. Au Guatemala, la réserve de biosphère de la Sierra de las Minas abrite 60 pour cent de l'habitat de ce qui subsiste aujourd'hui de la forêt de nuages du pays. Plus de 60 rivières permanentes drainent la réserve, ce qui en fait la principale source d'eau nationale. Cette réserve est particulièrement importante pour la vallée de Motagua au sud-est de la Sierra, qui est une zone à très faible pluviosité fortement tributaire de l'irrigation. Dans les zones arides et semi-arides, des parcelles de forêts de nuages (par exemple celles du mont Kenya) jouent un rôle déterminant dans l'approvisionnement en eau des communautés voisines, en particulier pendant la saison sèche.

Sans la rivière Chagres, il aurait été pratiquement impossible de construire le canal de Panama. Cette rivière prend sa source à une très haute altitude, dans une chaîne de montagnes dont le bassin versant supérieur est couvert d'une forêt tropicale de nuages. Cet écosystème assure l'alimentation en eau des lacs Madden et Gatun, ce qui garantit le tirant d'eau nécessaire pour les navires en transit.

Source: UICN et WWF, 2000.

espèces d'amphibiens menacées (Bruijnzeel et Hamilton, 2000). Des études conduites par BirdLife International soulignent le rôle important que jouent les forêts tropicales montagneuses de nuages dans la protection d'espèces aviaires en voie de disparition dans le monde entier (Long, 1994).

Comme il a été mentionné, on estime que les forêts de nuages couvrent moins de 2,5 pour cent de la superficie des forêts humides tropicales (Bubb *et al.*, 2004). Il

s'agit d'une estimation globale qui exclut les forêts de montagne de basse altitude, mais qui inclut 605 sites recensés comme vraies forêts de nuages. Cette estimation ne prend pas en compte les forêts subtropicales montagneuses de nuages. Il est intéressant de noter que la superficie des forêts de nuages potentielles en Asie représente 14,6 pour cent des forêts tropicales montagneuses du continent, soit une proportion plus forte que sur les autres continents.

Il est souvent difficile de convertir les sites des forêts de nuages à d'autres utilisations durables, en raison des déficiences du sol ou à cause du climat et des problèmes d'accessibilité, mais on constate que la production maraîchère, la culture de l'opium, du cacao ou du café, le pâturage, et même l'aménagement de terrains de golf et de centres de villégiature, les mettent en danger. La surexploitation pour obtenir du charbon de bois ou du bois de feu menace également ces montagnes au climat frais (étude de cas 4). Le réchauffement climatique semble provoquer par endroits une élévation du plafond nuageux, ce qui risque d'avoir de graves répercussions sur l'approvisionnement en eau et la diversité biologique.

Directives

Compte tenu de leur importance pour la production d'eau, la lutte contre l'érosion et la diversité biologique, et parce qu'en général elles ne se prêtent guère à d'autres utilisations durables, les forêts de nuages doivent être conservées en tant que forêts. Elles doivent être identifiées dans les inventaires locaux, régionaux et nationaux. Leur perte est irréversible en raison des relations complexes qui existent entre

Les forêts marécageuses jouent un rôle déterminant dans le bilan hydrique; ce sont des zones fragiles, où le maintien de l'intégrité du cycle hydrologique est une priorité de gestion (Pologne)



ÉTUDE DE CAS 4

**Menaces de fragmentation de la forêt de nuages de
Xalapa, Veracruz (Mexique)**

Ces 10 dernières années, la destruction de la forêt tropicale montagneuse de nuages située dans la région occidentale de Xalapa (Veracruz) s'est considérablement accélérée. Pour déterminer le degré et le profil de fragmentation de la forêt de nuages dans la région, 33 photos aériennes, à l'échelle de 1:20 000, ont été numérisées et interprétées pour produire des cartes de la végétation et de l'utilisation des terres. Des données supplémentaires sur les pentes, l'aspect des pentes et l'occupation humaine ont été intégrées dans un système d'information géographique. Dix-neuf fragments de forêt non perturbée, recouvrant à peine 10 pour cent de la région, subsistent dans l'aire étudiée, dont la superficie est de 12 843 ha. Les terres sont essentiellement recouvertes de pâturages (37 pour cent), de végétation secondaire (17 pour cent), de forêts perturbées (17 pour cent) et de zones urbaines (1 pour cent).

Les quelques zones plates disponibles dans la région (3,2 pour cent) sont occupées par les zones urbaines et les pâturages, tandis que la forêt non perturbée se situe en grande partie sur de fortes pentes, exposées au nord, loin de toute activité humaine. Les fragments de forêts sont entourés de pâturages, de forêts perturbées et de végétation secondaire, qui risquent de provoquer des effets de bordure considérables et de réduire encore de 15 à 54 pour cent la superficie globale de forêt non perturbée, en fonction de la taille des fragments. Les résultats indiquent que 90 pour cent de la forêt dans la région ont déjà été détruits et que les 10 pour cent restants risquent de disparaître. Il est indispensable d'établir un plan d'aménagement régional qui tienne compte de l'importance des forêts montagneuses de nuages en tant que réservoirs de la biodiversité et fournisseurs de services environnementaux essentiels, qui protège les fragments qui subsistent des forêts non perturbées, et qui encourage dans le même temps la remise en état de la forêt perturbée et l'aménagement de couloirs reliant les forêts résiduelles.

Source: Williams-Linera, Manson et Isunza Vera, 2000.

leur flore, leur faune et leurs sols (Hamilton, 1995). La conservation des forêts de nuages et leur classification en tant que zones protégées doivent constituer une priorité nationale.

FORÊTS MARÉCAGEUSES

Les forêts marécageuses, qui représentent l'un des grands types de forêts, jouent un rôle tout à fait particulier dans le bilan hydrique à l'échelle locale et dans l'écologie mondiale. Par définition, toute zone humide dotée d'une végétation boisée est une forêt marécageuse – quelle que soit la taille des espèces végétales, qui peut aller de

1 m, comme le palétuvier *Rhizophora mangle*, à 50 m, comme le cyprès *Taxodium distichum* (Lugo, Brinson et Brown, 1990). Les forêts marécageuses d'eau douce sont une source importante de produits halieutiques et aquatiques, ainsi que de bois d'œuvre et de bois de feu. Elles interagissent avec les cycles biogéochimiques et la chaîne alimentaire, ont un rôle central dans la dynamique de la quantité d'eau et de sa qualité au niveau local (Maltby, 1997; Maltby et Proctor, 1996) et offrent de précieux habitats pour la diversité biologique. Les forêts marécageuses à l'intérieur des terres protègent les bassins versants, tandis que les marais côtiers contribuent à protéger le littoral contre les marées, la montée du niveau de la mer et les risques naturels.

L'hydrologie, quelle que soit la zone climatique, est un paramètre décisif pour l'établissement et la persistance de types de marais particuliers (Lugo, Brinson et Brown, 1990; Mitsch et Gosselink, 1993). C'est également un élément clé de la répartition des espèces, de la productivité des milieux humides (biomasse produite par unité de temps) et du cycle et de la quantité de nutriments. L'hydrologie des zones humides de bassin (c'est-à-dire de terres situées dans une dépression fermée) diffère de celle des zones humides fluviales. La topographie locale agit également sur le débit de l'eau. Une zone humide de bassin de grande superficie peut être composée de divers types de végétation propres aux milieux humides dont le comportement (de bassin ou fluvial) varie selon l'emplacement et la saison. La quantité de nutriments entrant ou sortant d'un marais est également importante pour en déterminer la nature.

On obtient un modèle plus précis de la structure et de la fonction d'une forêt marécageuse lorsqu'on associe l'hydrologie au contenu et au flux des nutriments (eaux eutrophiques versus oligotrope, ou minérotrophes versus ombrotrophiques) (Brown, 1981; Odum, 1984 – tous deux cités dans Lugo, Brinson et Brown, 1990). Ces auteurs soulignent l'importance de prendre en considération les caractéristiques chimiques des milieux humides boisés de manière plus globale. Ils évoquent également l'imprécision de la nomenclature utilisée pour identifier les milieux humides boisés, en raison de l'accent mis sur la composition taxinomique et les types de végétation, qui varient géographiquement, et non sur l'hydrologie et la géomorphologie, dont la variabilité géographique est beaucoup moins prononcée. Swain et Kearsley (2001) ont ainsi identifié 11 catégories distinctes de forêts marécageuses tempérées, sur la base des essences prédominantes (conifères, feuillus ou couvert arbustif).

Les marais boisés ont une structure et une productivité plus importantes que les marais riverains (Lugo, Brinson et Brown, 1990). L'altération du couvert végétal des marais (par la récolte de bois, par exemple) se répercute sur la quantité d'eau et sa qualité (Immirzi, Maltby et Vijnansorn, 1996; Ensign et Mallin, 2001). Les altérations hydrologiques qui affectent la quantité d'eau et sa qualité dans les forêts marécageuses influent sur la structure des communautés et les espèces qui les constituent. L'enrichissement en nutriments dû à l'utilisation des terres environnantes se répercute aussi sur la structure des communautés en permettant aux espèces moins tolérantes de déplacer celles qui sont particulièrement bien

adaptées aux milieux dont la concentration de nutriments est faible (Swain et Kearsley, 2001; van Andel, 2003). Par exemple, à la suite de la coupe rase d'une forêt marécageuse côtière, l'eau contient une quantité nettement plus importante de solides en suspension, d'azote total, de phosphore total, de colibacilles fécaux, et beaucoup moins d'oxygène dissous. Les efflorescences algales récurrentes sont une conséquence négative à long terme. Ces effets préjudiciables à la qualité de l'eau ne peuvent être évités, même en présence d'une zone tampon, non coupée, de 10 m de large (Ensign et Mallin, 2001).

L'hydrologie des marécages tourbeux est complexe et primordiale pour le fonctionnement de ce type d'écosystème (étude de cas 5). Certains marécages tourbeux reposent sur une couche imperméable de roche ou de sol qui empêche l'eau de passer entre l'aquifère et le marais. D'autres doivent leur existence à l'affleurement des eaux souterraines en surface sous forme de sources, tandis que d'autres encore se forment sur les sols perméables recouvrant les aquifères, ce qui permet à l'eau de réalimenter directement l'aquifère. Du fait de leur vaste étendue, les marécages tourbeux jouent un rôle très important dans le maintien de l'équilibre hydrologique à l'échelle du paysage. Le centre des marécages tourbeux peut être saturé d'eau en permanence, alors que les zones périphériques ont des régimes hydriques variables et peuvent subir l'effet de la crue des rivières, en particulier durant la saison des pluies (Rieley, Ahmad-Shah et Brady, 1996).

L'eau est stockée dans la couche inerte ou inactive (catotelm), et on a constaté que le volume absorbé reste relativement constant pendant de longues périodes, à condition que le marécage ne soit pas dérangé. La plupart des variations dans la rétention d'eau sont liées aux variations du niveau de la nappe phréatique. Ces variations ne représentent pas plus de 3 à 10 pour cent du volume de stockage (Ingram, 1983). Dans la couche supérieure et active (acrotelm), l'eau circule librement. La rétention de l'eau dans l'acrotelm est essentielle à l'équilibre hydrique des marécages et des zones environnantes; le déboisement, le drainage ou l'extraction de tourbe (qui déterminent l'oxydation et la dégradation des zones drainées des marécages) ont de profondes répercussions sur l'hydrologie locale.

Plus de la moitié des terres humides dans le monde sont couvertes de tourbières (Maltby et Immirzi, 1996). Dans les régions tropicales, les forêts marécageuses sur tourbière se développent parfois dans des zones jadis couvertes de mangroves. Au fur et à mesure que la matière organique s'accumule en anaérobie sur des sols gorgés d'eau, et que des levées se forment pour limiter l'intrusion d'eau salée, des espèces caractéristiques des eaux intérieures commencent à remplacer la mangrove. Le sol est tellement anaérobique que les bactéries ne peuvent plus convertir les débris de matière végétale en humus. Cette litière végétale se transforme alors en tourbe, dont le volume ne cesse d'augmenter au fil des ans. Alors que la tourbe s'accumule, la nappe phréatique se modifie, et différentes essences forestières s'installent. Ainsi, on a découvert au Sarawak (Malaisie) qu'un dôme de tourbe s'étendant sur 20 km comprenait six différents types de forêts, disposés en cercles concentriques. Des carottes de sol prélevées dans la forêt la plus ancienne, au centre de la tourbière, montrent que les six types de forêts se sont succédé. La forêt

ouverte, au centre, était composée d'une végétation chétive et rabougrie, tandis que la forêt extérieure comprenait des essences commerciales atteignant 50 m de haut. Une forêt marécageuse sur tourbière est ainsi l'une des étapes du cycle écologique d'une forêt marécageuse d'eau douce caractérisée par des sols à très faible pH, peu de minéraux et une décomposition naturelle, très lente, de la litière (Jacobs, 1988).

Les forêts naturelles sur tourbière fonctionnent comme des aquifères, car elles absorbent et emmagasinent l'eau pendant la saison des pluies et la libèrent doucement pendant les périodes de faibles précipitations. Elles contribuent donc à réguler le débit d'eau entre la saison des pluies et la saison sèche (Rieley, Ahmad-Shah et Brady, 1996; Urapeepatananpong et Pitayakajornwute, 1996). Elles peuvent ainsi être une source d'eau d'irrigation; les forêts sur tourbière du Selangor Nord, par exemple, irriguent les champs de paddy durant la saison sèche (Prentice et Parish, 1992). Au Sarawak, les marais tourbeux fournissent de l'eau potable (Lee et Chai, 1996). Les marais tourbeux le long des côtes font également fonction de tampon entre le système d'eau salée et le système d'eau douce. Ils préservent ainsi l'équilibre des deux systèmes et empêchent l'eau salée de pénétrer dans les terres du littoral, tout en protégeant la pêche hauturière contre les sources de pollution terrestre (FAO, 1988a; Rieley, Ahmad-Shah et Brady, 1996).

Outre l'évapotranspiration, plusieurs autres processus de déplacement des eaux entrent en jeu dans les marécages tourbeux. Ils comprennent l'écoulement interstitiel (écoulement de liquide à travers un milieu poreux), le flux en conduite dû à l'érosion souterraine, le ruissellement de surface et l'écoulement à surface libre (par rigoles, ruisseaux ou rivières). Ces processus sont fortement perturbés par les activités qui entraînent une diminution des niveaux d'eau dans les marécages tourbeux, telles que la construction de réseaux de drainage pour convertir les forêts de marécage tourbeux en terres agricoles, l'installation de canalisations pour récolter le bois, l'extraction des eaux souterraines et la construction de grands axes routiers. Ces activités dégradent l'écosystème, comme en témoignent les écoulements irréguliers des rivières à débit variable, l'affaissement de surface de la tourbe et une fréquence accrue des inondations.

La forêt marécageuse du Selangor Nord est un exemple des choix conflictuels liés à l'affectation des terres dans un écosystème humide (Yusop, Krogh et Kasran, 1999). De très grandes quantités de tourbe ont été extraites de cette forêt lors de la construction de canaux, afin de faciliter le débardage du bois. L'eau, nécessaire à la fois pour l'irrigation et pour que la forêt puisse continuer à remplir ses fonctions écologiques, faisait l'objet d'une forte compétition dans la région. Le fleuve Bernam, qui était autrefois la principale source de réalimentation de l'écosystème, en particulier dans le nord-ouest de la forêt, a été dévié pour accroître l'approvisionnement en eau d'irrigation. Selon les calculs, le marais tourbeux fournit 11 pour cent de l'eau d'irrigation du projet de Tanjung Karang, qui s'étend sur 20 000 ha. Des signes de dégradation écologique sont déjà apparents, comme en témoigne le pH de l'eau qui reste compris entre 3,7 et 3,8 dans les canaux d'extraction, alors qu'il est en moyenne de l'ordre de 5,9 à 6 dans les principaux canaux d'irrigation.

En Asie du Sud-Est, outre les tourbières boisées en eau saumâtre situées le

ÉTUDE DE CAS 5

Conservation et utilisation durable de la forêt marécageuse sur tourbière du Pahang Sud-Est

En Malaisie, les forêts marécageuses sur tourbière se limitent aujourd'hui à de petites superficies dans le nord et le sud-est du Selangor, à Tasek Bera (sud du Pahang), à un vaste complexe dans le sud-est du Pahang, à la péninsule de Klias dans le Sabah, aux tronçons continentaux du fleuve Baram et à la périphérie de Loagan Bunut au Sarawak. La forêt marécageuse sur tourbière du Pahang Sud-Est est considérée comme la forêt marécageuse la plus grande et la moins perturbée d'Asie continentale, et elle se présente aujourd'hui encore comme un complexe forestier entier pratiquement contigu.

Cette forêt, qui représente l'un des types d'habitat humide les plus menacés au monde, est au centre des efforts internationaux de conservation. Elle abrite une mosaïque unique de biodiversité de forêt tropicale de basse altitude, procure d'importants avantages et services, et soutient les moyens d'existence de nombreuses communautés locales. Au niveau national, la forêt du Pahang Sud-Est est classée dans les zones extrêmement menacées et écologiquement vulnérables, qui sont indiquées dans le projet de plan national récemment établi par le Département fédéral de l'aménagement rural et urbain. BirdLife International la désigne comme une zone importante pour la faune aviaire. La forêt fait partie du projet conjoint de l'Institut de recherche forestière de la Malaisie (FRIM), du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) et du Fonds pour l'environnement mondial (FEM), intitulé Conservation et utilisation durable des forêts tropicales marécageuses sur tourbière et des écosystèmes des milieux humides, dont la durée est de cinq ans.

La gamme des habitats qu'on trouve dans la forêt marécageuse du Pahang Sud-Est s'étend des habitats aquatiques peu profonds proches du littoral jusqu'à la riche diversité des habitats des milieux humides et arides qu'on rencontre plus à l'intérieur des terres. Les types de forêts dans ce complexe appartiennent aux formations climatiques (forêt diptérocarpe des terres de basse altitude) et aux formations climatiques édaphiques, telles que la forêt de mangrove, la forêt marécageuse sur tourbière, la forêt littorale, la forêt marécageuse d'eau douce, la forêt sur podzol, les franges forestières riveraines et les formations forestières instables (végétation caractéristique de la région de Padang).

Les grandes rivières de ce complexe forestier sont la Bebar et la Merchong, qui coulent toutes les deux vers l'ouest, depuis les montagnes de l'est. Ces rivières d'eau noire drainent la zone du marais de tourbe et se caractérisent par un faible pH et peu d'oxygène dissous. Il existe également un réseau extensif de chenaux, là où le marais a été drainé pour extraire le bois et établir des cultures. L'influence des marées sur les rivières est très marquée, en particulier lorsque le débit fluvial est faible et qu'il s'étend sur une grande distance en remontant les faibles pentes, un reflux se produisant lors des marées hautes. La pénétration de l'eau salée dans le lit des

rivières se traduit par un zonage caractéristique de la végétation riveraine le long des tronçons inférieurs des rivières.

Le nombre de lits à macrophytes est limité, le plus commun étant le groupement à *Utricularia aurea*, qui se trouve dans les sections où les rivières coulent plus lentement et dans certains canaux construits par l'homme. Il existe un nombre important de *Cryptocoryne cordata* dans les tronçons supérieurs de la rivière Bebar. Ces aires sont importantes pour la reproduction et l'alimentation des poissons, et constituent des zones de croissance pour les jeunes poissons. Les euryhalines, les poissons et les crevettes d'eau douce remontent et descendent les cours des rivières au rythme des marées, en général tous les jours, pour se nourrir et se reproduire le moment venu.

Sur les 238 espèces d'essences sylvestres inventoriées dans la péninsule de Malaisie, 221 au moins se trouvent dans la forêt du Pahang Sud-Est. Les plus importantes sont *Gonostylus bancanus* (ramin), dont la commercialisation pour le bois d'œuvre est interdite en Malaisie et dans d'autres pays; *Durio carinatus*, source de nourriture pour le calao et d'autres animaux; *Tetra glabra*, essence commerciale importante; *Astonia angustiloba*, site de nidification préférentiel du marabout chevelu (*Leptoptilus javanicus*); et *Nageia motlei*, gymnosperme relativement rare. On a recensé également 17 essences endémiques de la péninsule malaisienne, 62 espèces de mammifères (5 vulnérables, 9 en danger et 3 en danger critique d'extinction) (UICN, 2002), 233 espèces aviaires (8 endémiques de la région de Sundaland), 8 espèces de tortues, 17 espèces amphibiens et 56 espèces ichthyques. Soixante-dix pour cent des espèces sténotopes (poissons ne tolérant qu'un nombre restreint de facteurs environnementaux) vivant dans les rivières d'eau noire de la péninsule malaisienne ont été recensés dans cette forêt; 2 des 17 espèces amphibiens (*Pseudobufo subasper* et *Rana baramica*) ne semblent appartenir qu'aux marais de tourbe.

Les Jakuns, principale population autochtone de la forêt du Pahang Sud-Est, dépendent des ressources naturelles de la forêt pour presque tous leurs besoins de base (nourriture, habitation, médicaments). Les poissons de la forêt marécageuse sont une source importante de protéines dans le régime alimentaire des communautés qui vivent le long des rives ou à proximité. Les maisons sont entièrement construites à l'aide de produits de la forêt. Le rotin sert à fabriquer des outils, des ustensiles ménagers et des nasses, tandis que les feuilles de *Pandanus* spp. entrent dans la confection de produits artisanaux.

Les compartiments forestiers de cette forêt étaient encore intacts en 2000, même si les aires environnantes avaient été exploitées ou converties à l'agriculture, menaçant de ce fait l'intégrité écologique. Le drainage des forêts marécageuses en vue de leur transformation en terres agricoles modifie l'hydrologie locale, en raison de la construction de barrages, de déversoirs et d'écluses à marée destinés à l'irrigation. L'intégrité écologique du complexe est également menacée lorsque le feu est utilisé pour défricher les terres situées à proximité de la forêt. Le drainage peut finir par assécher la surface de la couche de tourbe et créer un grave risque d'incendie. Les feux de tourbe sont difficiles à éteindre et brûlent longtemps.

La gestion des marais de tourbe doit reposer sur une approche intégrée de l'écosystème, tenant compte des avantages économiques, sociaux et écosystémiques que procure la forêt marécageuse. Une telle approche gère l'utilisation des ressources de manière adaptative, afin d'atteindre le double objectif de la durabilité et du maintien du potentiel productif du complexe, ce qui est l'objectif global du projet FRIM-PNUD-FEM.

Source: Tiré de FRIM, PNUD et FEM, 2004.

long des côtes, les forêts marécageuses d'eau douce sont périodiquement inondées. L'une des principales forêts marécageuses temporairement inondées d'Asie du Sud-Est continentale borde le lac Tonle Sap, au centre du Cambodge. Durant la mousson (de mai à octobre), une légère pente dans la dépression centrale du Cambodge oblige le Mékong à changer de sens et à remonter le cours du Tonlé Sap sur 80 km. L'eau envahit les forêts bordant le lac d'eau douce, qui est le plus grand d'Asie du Sud-Est. L'eau du lac monte de 10 à 15 m pendant la saison des pluies et envahit un anneau de forêt de 20 à 25 km autour du lac, recouvrant une superficie d'environ 10 500 km². Plus de 200 espèces de poissons migrent dans la forêt inondée pour frayer durant la saison des pluies et se nourrissent des plantes et des insectes qui vivent dans les arbres submergés.

Directives

Les forêts marécageuses doivent être désignées comme des zones écologiquement fragiles, où le maintien de l'intégrité du cycle hydrologique est une priorité de gestion. Elles doivent être protégées par des lois, et les incidences possibles, à long et moyen termes, de toute conversion planifiée à grande échelle à d'autres utilisations foncières doivent faire l'objet d'une étude approfondie d'impact sur l'environnement. La composition de l'écosystème et sa fonction doivent être maintenues dans toute la mesure possible, et les activités visant à préserver l'intégrité et la beauté des forêts marécageuses doivent être encouragées. Les gestionnaires doivent tenir compte des interactions entre les forêts marécageuses, les écosystèmes adjacents et le cadre social et économique environnant. La gestion des forêts marécageuses doit reposer sur:

- l'application du principe de précaution, qui demande aux décideurs de s'assurer que les interventions proposées dans les forêts n'entraînent pas des coûts imprévus et élevés à l'avenir;
- une bonne compréhension de la capacité de charge et de l'utilisation durable des forêts;
- le maintien des biens et services environnementaux que procure la forêt;
- la prise de mesures destinées à éviter des dégâts imprévus irréversibles et une perte de la résilience de l'écosystème;
- la prise en compte de la possibilité d'effets imprévus loin du site.

FORÊTS SUR DES SOLS SENSIBLES À LA SALINITÉ

La salinisation est un problème répandu, notamment dans les paysages ou les régions plus arides caractérisées par une longue saison sèche. Selon de récents rapports, 77 millions d'hectares de terres dans le monde seraient touchés par la salinisation due aux activités humaines. Ce processus est appelé salinisation secondaire, par opposition à la salinité naturelle, désignée sous le nom de salinisation primaire. Une grande partie de la salinisation secondaire (environ 41 pour cent) résulte des modifications de la couverture végétale, le reste étant dû à une irrigation excessive. Dans les deux cas, ce sont les altérations du cycle hydrologique qui font remonter le sel contenu dans le sol et qui provoquent la salinisation (Ghassemi, Jakeman et Nix, 1995).

Il existe deux sources principales de sel dans les sols. La première est le sel apporté par les pluies, dont la teneur en sel est généralement plus élevée dans les zones du littoral que dans les zones intérieures. La seconde source est l'altération des sédiments marins anciens sous-jacents à de nombreux sols. Le sel peut être chassé du profil pédologique si les précipitations sont abondantes et que le sol a une texture sableuse, mais il peut s'accumuler dans les sols lorsque la pluviométrie est plus faible ou que les sols ont une texture plus dense et sont moins facilement lavés.

Les changements de la couverture végétale, par exemple suite au déboisement, altèrent le cycle hydrologique en réduisant l'interception des pluies et la transpiration des plantes. Une quantité plus abondante d'eau s'infiltré dans les eaux souterraines, et le niveau de la nappe phréatique monte, faisant remonter

Les forêts ripicoles assurent le maintien de l'équilibre entre les systèmes d'eau marine et douce, et protègent les terres du littoral contre l'intrusion d'eau salée (Bangladesh)



le sel susceptible d'être présent dans le profil pédologique. Lorsque le niveau de la nappe est proche de 1 ou 2 m de la surface du sol, l'évaporation provoque une concentration de sel dans la zone racinaire, qui peut nuire à la croissance des végétaux (O'Loughlin et Sandanandan Nambiar, 2001).

Dans des conditions normales, une variété de communautés végétales, y compris les forêts, peuvent pousser sur des sols dont la teneur en sel est élevée. La majeure partie du sel se trouve en effet contenue dans la couche inférieure du profil pédologique, et l'évapotranspiration par les végétaux permet une lente alimentation des eaux souterraines et le maintien d'une distance assez importante entre les nappes et la surface du sol. Il existe toutefois certaines situations dans lesquelles la teneur en sel des sols de surface est particulièrement élevée. Dans ces cas, les communautés forestières se composent d'essences qui tolèrent le sel.

Conséquences de l'exploitation forestière ou du déboisement

La perturbation des forêts, quelle que soit sa nature, modifie le taux de transpiration, et donc le cycle hydrologique. La question est de savoir quel est le degré de perturbation tolérable avant que les sels contenus dans le profil pédologique ne remontent. Les scénarios possibles sont au nombre de trois.

Coupe d'écrémage. Si on extrait des arbres de manière sélective (récolte polycyclique) et que la forêt peut se régénérer immédiatement, l'expérience sur le terrain montre que l'impact sur le cycle hydrologique est de courte durée. Le nombre d'arbres abattus par hectare dans le cadre d'une coupe d'écrémage est en général restreint, et des classes de plus petite taille sont normalement conservées dans l'étage inférieur de la canopée. Ces arbres poussent pour combler la trouée de la canopée et utilisent les ressources du sol devenues disponibles (dont les ressources en eau).

Coupe rase. L'impact d'une coupe rase (récolte monocyclique) est moins certain, puisqu'il dépend de l'importance de la trouée ouverte dans la canopée. Les petits parterres de coupe rase de 1 ou 2 ha sont rapidement repeuplés par de jeunes arbres nouvellement régénérés ou à croissance rapide, et il est peu probable que le sel contenu dans le sol remonte. En fait, dans ces parterres régénérés, le taux d'évapotranspiration peut être supérieur au taux constaté dans la forêt d'origine, non perturbée, en raison d'une surface foliaire plus importante. Les zones de coupe plus vastes peuvent être plus problématiques, même si une régénération rapide reste suffisante pour minimiser les problèmes de salinité.

Déboisement et remplacement par un autre couvert végétal. Ce type de perturbation, s'il est extensif, a des effets de longue durée sur les cycles hydrologiques et détermine la salinité des terres arides. Lorsque les forêts sont déboisées et remplacées par des cultures ou des pâturages, les végétaux à racines profondes sont remplacés par des plantes à racines peu profondes. Dans le cas des cultures, on constate aussi que la durée de croissance des végétaux sur le site et le volume de précipitations interceptées par leurs feuilles se modifient, ce qui réduit le taux d'évapotranspiration

et augmente la quantité d'eau qui s'écoule à travers le profil pédologique et qui réalimente les eaux souterraines. Les études de cas 6 et 7 donnent des exemples de ce processus dans une région tempérée et une région tropicale.

Conséquences des changements du cycle hydrologique

Les changements du cycle hydrologique décrits ci-dessus déterminent une montée du niveau des eaux souterraines. Dans certains cas, les eaux souterraines salines atteignent la surface, ce qui accroît directement la salinité des cours d'eau. Ce

ÉTUDE DE CAS 6

Déboisement et salinité en Australie occidentale

Le sud-ouest de l'Australie jouit d'un climat méditerranéen, qui se caractérise par des hivers humides et de longs étés secs. Lorsqu'on s'éloigne des côtes, la pluviométrie est inférieure à 800 mm par an dans une grande partie de la région. De vastes superficies du sud-ouest sont aujourd'hui touchées par la salinité due à l'élimination des forêts et leur remplacement par des terres agricoles. La majeure partie du sel a été apportée par les précipitations. Avant le déboisement, une grande partie de la pluie s'évaporait, mais le déboisement a entraîné une augmentation de la réalimentation des eaux souterraines et une hausse du niveau des nappes phréatiques. Le déboisement a été extensif, et il ne reste aujourd'hui que des îlots de forêt dans un grand nombre des zones agricoles les plus productives. Le problème a attiré l'attention dès les années 20, mais le déboisement s'est poursuivi jusque dans les années 80, avant que son ampleur ne devienne trop importante pour être ignorée.

Hormis la superficie de l'aire de captage déboisée, les facteurs influant sur le degré de salinisation sont les précipitations annuelles, la teneur en sel du profil pédologique, l'hydrologie des eaux souterraines et l'historique du déboisement. Dans la région, plus de 7 pour cent de la zone agricole seraient touchés par la salinité. En outre, 50 pour cent des ressources en eau susceptibles d'être captées ne sont plus potables ou sont de mauvaise qualité. Plusieurs moyens de remédier à ce problème sont actuellement testés, dont le reboisement à l'aide de diverses plantes ligneuses et des techniques d'ingénierie, telles que le pompage et le drainage des eaux souterraines salines pour en éliminer le sel. La plantation d'*Eucalyptus globulus* avec de courtes rotations a été envisagée, afin d'accroître l'évapotranspiration. Dans ce cas, le bois pourrait être utilisé comme bois à pâte, ce qui procurerait des ressources financières aux propriétaires fonciers. Cependant, cette approche ne s'applique pas à tous les cas (notamment dans les zones de faibles précipitations), et plusieurs autres méthodes doivent généralement être envisagées. En attendant, les niveaux des eaux souterraines dans les zones de captage encore boisées diminuent car le volume des pluies est inférieur à la moyenne.

Source: Ghassemi, Jakeman et Nix, 1995.

ÉTUDE DE CAS 7

Déboisement et salinité dans le nord-est de la Thaïlande

Le nord-est de la Thaïlande reçoit plus de 1 400 mm de pluie, mais se caractérise par une longue période sèche, qui s'étend d'octobre à avril. La salinité, qui touche plus de 2,9 millions d'hectares, soit 17 pour cent de la région, est un problème majeur, qui résulte en grande partie de la présence de sel gemme dans le sous-sol de la région, et de nombreux puits dans les plaines contiennent de l'eau salée. Le problème de la salinité n'est pas nouveau dans la région, mais il a été accentué par le déboisement pratiqué ces dernières années. La superficie du couvert forestier est passée de 42 pour cent en 1961 à 13 pour cent seulement en 1985. La plupart des terres déboisées ont été converties à la culture de végétaux à enracinement peu profond, et il est incontestable que le remplacement des forêts par des cultures s'est traduit par une augmentation de la réalimentation des eaux souterraines et des infiltrations d'eau salée sur les pentes en contrebas et dans les lits des vallées. Par endroits, le niveau de la nappe phréatique est monté de 3 à 8 m. Le sel provient également de l'altération des sédiments sous-jacents et il a été acheminé par l'écoulement divergent superficiel jusque dans les basses terres.

Les programmes actuels de traitement font appel au reboisement des zones d'alimentation, afin de faire baisser le niveau de la nappe phréatique et de réduire la pression dans les aquifères artésiens. On essaie aussi de reboiser en aval les zones d'émergence des eaux souterraines dans les vallées. Le reboisement peut être une solution efficace, mais il sera peut-être difficile de le rendre socialement acceptable pour les agriculteurs défavorisés qui ne cultivent que de petites parcelles. On ne pourra sans doute procéder à un reboisement extensif que dans les zones où il existe de vastes superficies de terres domaniales inoccupées. Dans les autres zones, il conviendra d'appliquer des techniques d'agroforesterie.

Source: Ghassemi, Jakeman et Nix, 1995.

phénomène se produit généralement sur des sites peu pentus et à une certaine distance du lieu de déboisement. L'augmentation de la percolation de l'eau peut en outre renforcer la pression des nappes captives ou libres, et provoquer une fuite vers le haut de l'eau salée qu'elles contiennent. Cette eau peut remonter à son tour jusqu'à la surface et influencer sur la salinisation des terres (Ghassemi, Jakeman et Nix, 1995).

La rapidité avec laquelle ces changements se produisent varie en fonction des conditions. Selon les conclusions de petites études expérimentales conduites dans des zones de captage en Australie occidentale, le niveau des eaux souterraines commence généralement à monter environ un an après le déboisement. Cependant, il faut parfois plus de temps avant de constater les effets négatifs d'un déboisement extensif au niveau, plus vaste, du paysage. Tout dépend de la profondeur de la nappe phréatique initiale et de l'étendue du déboisement.



Le couvert forestier stabilise les pentes fragiles perturbées par un séisme dans la région de l'Hindu Kush himalayen (Pakistan)

Ces changements se traduisent par une diminution de la capacité des sols à s'adapter à de nouvelles utilisations (non forestières) des terres, comme la production agricole, et par la dégradation de la qualité de l'eau qui s'écoule des bassins versants et qui est utilisée par les usagers en aval. Dans les deux cas, on peut constater les effets du déboisement à une certaine distance (au bas de la pente ou en aval) du site déboisé.

Le reboisement au service de la lutte contre la salinisation

Le reboisement ou les techniques d'agroforesterie qui peuvent en partie rétablir le cycle hydrologique et augmenter l'évapotranspiration offrent de nombreuses possibilités de lutter contre la salinisation et d'améliorer la productivité des sols salinisés.

Cependant, plusieurs points doivent être résolus au préalable. Il faut tout d'abord déterminer quelles sont les zones à reboiser dans le bassin versant (Farrington et Salama, 1996; Stirzaker, Cook et Knight, 1999). L'expérience prouve qu'il convient souvent de reboiser les zones de recharge d'eau non saline où l'eau des pluies pénètre dans le sol et d'améliorer l'évapotranspiration à cet endroit, plutôt que de tenter de reboiser les zones fortement salines dans le fond des vallées, ce qui nécessite en général des espèces plus tolérantes et des traitements spéciaux, tels que le buttage, pour faciliter l'implantation.

Il faut ensuite décider quelles espèces seront plantées. Les espèces les mieux adaptées ont un taux élevé d'utilisation de l'eau, tolèrent les conditions du site (en l'occurrence le volume pluviométrique) et bénéficient d'une valeur commerciale

suffisante pour que les propriétaires des terres puissent avoir les moyens financiers de les planter. Ghassemi, Jakeman et Nix (1995) dressent une liste des espèces utilisées dans diverses régions du monde. Un troisième point concerne le degré de reboisement qui sera nécessaire dans un bassin versant salinisé pour parvenir à un rétablissement suffisant du cycle hydrologique permettant de résoudre le problème. D'après les données actuellement disponibles, le moyen le plus rapide de limiter la réalimentation des eaux souterraines et de faire baisser leurs niveaux est de planter de grands blocs d'arbres (sur plus de 50 pour cent de la superficie du bassin), plutôt que des arbres isolés et dispersés, ou d'établir des ceintures étroites (Ghassemi, Jakeman et Nix, 1995). Dans les systèmes agroforestiers, la composante arborée doit donc être importante pour être efficace. Il semble qu'une forte relation linéaire existe entre la surface foliaire (le couvert forestier multiplié par la densité du couvert d'une cime) et la diminution du niveau des nappes phréatiques.

De nombreux propriétaires fonciers considèrent que le coût d'opportunité du reboisement est trop élevé, ce qui est l'une des raisons pour lesquelles le reboisement n'est pas aussi largement pratiqué qu'on pourrait le croire. Pour résoudre ce problème, il faut que les propriétaires reboisent une partie de leurs terres qui ne semblent pas salinisées (c'est-à-dire qu'ils cessent la production agricole), afin de remédier à la salinisation dans une autre zone ou même sur les terres d'un autre propriétaire. À court terme, il peut leur sembler plus rationnel de ne pas reboiser, en particulier lorsque les bénéficiaires du reboisement sont éloignés et ne participent pas aux frais impliqués.

Directives

Le déboisement des zones forestières est à proscrire lorsque les sous-sols ou les eaux souterraines sont salinisés. Tout changement intervenant dans le cycle hydrologique de ces paysages risque de provoquer un déplacement des sels stockés. Dans les zones salinisées, le reboisement à l'aide d'essences à croissance rapide peut entraîner une baisse du niveau des eaux souterraines, et donc de la salinisation. Les zones de recharge (qui se situent généralement sur les versants ascendants) doivent être reboisées. Toutefois, lorsque la salinisation n'est pas trop prononcée, on peut aussi planter des arbres qui tolèrent le sel dans les parties basses du paysage.

FORÊTS SUR DES PENTES ESCARPÉES À RISQUE ÉLEVÉ DE GLISSEMENT DE TERRAIN

Grâce au sous-bois, aux couches de feuilles mortes, aux débris et aux sols non compactés, il est presque certain que les forêts constituent le meilleur couvert végétal, et le plus sûr, pour réduire tous les types d'érosion de surface (Wiersum, 1985; Kellman, 1969). Sur les terrains en pente, quel que soit le régime climatique, la classification de la FAO concernant l'adaptabilité des terres défrichables en toute sécurité pour les convertir à l'agriculture et au pâturage s'est précisément fondée sur la capacité des divers usages à réduire l'érosion (FAO, 1976). En raison de leurs socles racinaires profonds et vigoureux, les forêts sont la couverture terrestre la plus adaptée pour lutter contre le risque de glissements de terrain

superficiels (Rapp, 1997; O'Loughlin, 1974; Ziemer, 1981), qui ont souvent des effets catastrophiques. La présente section justifie l'importance de maintenir les terres exposées aux glissements de terrain sous couvert forestier. En général, les épisodes pluvieux de courte durée et de forte intensité provoquent des glissements de terrain superficiels, tandis que les épisodes de longue durée et de faible intensité occasionnent des glissements plus profonds et plus importants contre lesquels les forêts n'ont aucun effet, comme en témoignent les quelque 20 000 glissements et éboulements qui se sont produits en une seule journée dans la région de Sikkim-Darjeeling en 1968 (Ives, 1970).

Dans l'hémisphère occidental, la catastrophe naturelle probablement la plus meurtrière en 500 ans, en termes de pertes humaines, est survenue les 16 et 17 décembre 1999. (Le tsunami qui a frappé l'Asie du Sud et du Sud-Est en décembre 2004 s'est toutefois soldé par un bilan beaucoup plus lourd). Au Venezuela, des centaines de glissements de terrain et d'éboulements ont tué 50 000 personnes, sur les 500 000 qui habitaient sur les versants côtiers et au pied de la cordillère de la Costa (Myers, 2000); 40 000 habitations ont été emportées et presque toutes les routes ont été détruites. L'année précédente, en Amérique centrale, l'ouragan Mitch, qui a été considéré comme la catastrophe naturelle la plus grave dans la région en 200 ans, a provoqué des milliers de glissements de terrain et d'éboulements. Les glissements de terrain superficiels ou profonds, ainsi que les inondations, ont touché 6,4 millions de personnes. On a dénombré 9 976 personnes décédées, 11 140 portées disparues, 13 143 blessées et 500 000 sans abri (Fédération internationale de la Croix Rouge, 2000).

À la fin des années 80, un grand nombre d'épisodes d'érosion en masse se sont produits dans plusieurs pays: dans le sud de la Thaïlande en 1988, à la suite de pluies torrentielles; en Nouvelle Zélande, la même année, lors du passage du cyclone Bola; à Porto Rico en 1989, durant le cyclone Hugo; et aux Philippines en 1990. Presque tous les dégâts sont imputables à des ruptures de pente, qui ont déclenché des centaines ou des milliers de glissements superficiels, accompagnés de quelques gros éboulements. Il est intéressant de remarquer que l'exploitation forestière a été tenue pour responsable de la dévastation dans le sud de la Thaïlande et aux Philippines, alors que les ruptures de pente se sont surtout produites sur des terres qui avaient été déboisées pour être cultivées (Rao, 1988; Hamilton, 1992). La même observation s'applique à la catastrophe qui a touché le Venezuela en 1999 – presque tous les glissements de terrain ont eu lieu sur des terres déboisées. Des ruptures de pente et des dégâts substantiels se produisent périodiquement, et donnent lieu à un grand nombre de débats et de recherches sur le rôle du couvert forestier dans la réduction de l'incidence et de la gravité de ces mouvements de masse. L'étude de cas 8 présente une analyse post-catastrophe des causes réelles des inondations dont le sud de la Thaïlande a souffert en 1988.

Il est difficile de différencier les ruptures de pente causées par l'homme de celles qui se produisent de manière naturelle (Bruijnzeel et Bremmer, 1989). Il existe une perception erronée répandue, selon laquelle les ruptures de pente ne se produisent pas sur des terres boisées non perturbées. Il existe également des affirmations confuses

ÉTUDE DE CAS 8

Inondations et glissements de terrain dans le sud de la Thaïlande

En novembre 1988, après des pluies diluviennes et des crues soudaines sans précédent, des coulées de boue ont dévalé les versants des collines environnantes dans la province de Nakhon Si Thammarat, dans le sud de la Thaïlande. Pratiquement du jour au lendemain, les pentes des collines ont été lacérées de centaines de glissements de terrain. On a dénombré 200 décès, 300 habitations ensevelies sous le sable et des centaines d'arbres fruitiers arrachés.

Les inondations ont emporté des arbres et charrié des débris qui, par endroits, ont créé des barrages et des retenues d'eau. Ces retenues ont cédé sous l'effet de la persistance des précipitations, et toute l'eau a conflué, emportant du sable, des arbres arrachés et d'autres débris. Ce flux, d'une puissance exceptionnelle, a débordé des berges, a envahi les maisons et les champs, et a modifié le cours des rivières. La catastrophe a touché les petits producteurs d'hévéas, les cultivateurs d'arbres fruitiers et les paysans sans terre.

La zone était initialement couverte d'une forêt tropicale humide classique, composée des arbres prédominants, de la canopée dominante, d'autres couches d'arbres et d'arbustes, de plantes grimpantes et de sous-bois. Certaines zones avaient été soumises à l'exploitation forestière, mais cette pratique avait cessé depuis quelques années; les zones exploitées ont été déboisées et converties en plantations d'hévéas, même sur des versants escarpés. Dans presque tous les cas, il n'y avait aucune culture de couverture et pratiquement aucune végétation pour protéger le sol, excepté les hévéas, dont beaucoup n'avaient été installés que récemment. Plusieurs articles de presse ont tenu les activités d'exploitation forestière pour responsables des dégâts dus aux inondations. En raison du tollé qui s'ensuivit, le gouvernement a promulgué un décret interdisant toute exploitation forestière. Il existe une explication moins spectaculaire, mais plus réaliste, fondée sur la présence de plusieurs facteurs dont l'effet conjugué s'est révélé désastreux:

- Les glissements de terrain se sont produits sur des pentes escarpées, dont l'inclinaison était souvent supérieure à 25°.
- L'assise géologique de la couche arable était composée de formations granitiques profondément altérées et extrêmement fracturées, facilement érodables.
- La couverture du sol n'était pas suffisamment ancrée par les racines des jeunes hévéas, qui recouvraient la plupart du temps les zones où se sont produits les glissements.
- La végétation était peu abondante, et il n'y avait aucun couvert végétal entre les rangées d'hévéas.
- Les collines de la province ont reçu des précipitations exceptionnelles (1 022 mm de pluie) en très peu de temps (du 20 au 23 novembre 1988), ce qui a saturé les sols.

- Les pluies, de très forte intensité, ne pouvaient pas être absorbées, en particulier sur les tronçons à l'amont des pentes raides, et la nappe d'eau qui en a résulté a afflué vers le bas.
- Les eaux de ruissellement et les ruptures de pente ont créé de nombreux glissements de terrain sur les pentes généralement abruptes des collines.

Les nombreuses cicatrices et les profondes ravines qui marquent aujourd'hui le paysage de la province de Nakhon Si Thammarat offrent une opportunité exceptionnelle de montrer comment les zones de glissements de terrain peuvent être remises en état et utilisées de manière productive. En réponse à la demande de soutien du Gouvernement thaïlandais, la FAO a approuvé un projet du Programme de coopération technique, qui sera mené en collaboration avec les forestiers et les agronomes thaïlandais, afin de réhabiliter quelques-uns des glissements de terrain.

Source: Adapté de Rao, 1988.

concernant les types de mouvements de masse sur lesquels la végétation peut influencer. Une classification faite à partir des études conduites en République-Unie de Tanzanie semble applicable à de nombreux lieux (Rapp, Berry et Temple, 1972):

- catégorie 1: grand nombre d'entailles de 1 à 2 m de profondeur et de 5 à 20 m de large, et de coulées de boue, déclenchées par des précipitations intenses, se produisant à des intervalles d'environ 10 à 20 ans;
- catégorie 2: glissements de terrain occasionnels, importants, entaillant le substrat rocheux altéré sous l'ancrage des racines des arbres sur plusieurs mètres de profondeur, et se produisant à des intervalles de temps beaucoup plus longs.

De nombreuses recherches scientifiques se sont intéressées au rôle du couvert forestier dans la réduction de l'incidence et de la gravité des glissements de terrain superficiels (catégorie 1). Il est largement reconnu que l'incidence et la gravité de ces glissements peuvent être diminuées, voire éliminées, par un bon couvert forestier. Les mouvements de masse importants et profonds (catégorie 2) semblent ne pas pouvoir être maîtrisés par la végétation, mais la quasi-totalité des recherches ont été réalisées dans des pays tempérés, en particulier au Japon (forêts de protection), en Nouvelle-Zélande (terres de pâture et exploitation forestière), dans la province chinoise de Taïwan (forêts de protection) et dans l'ouest des États-Unis d'Amérique (en corrélation avec l'exploitation forestière).

Dans une étude sur la dégradation des terres dans les montagnes Uluguru, en République-Unie de Tanzanie, Rapp (1997) a examiné un grand nombre de glissements de terrain et de coulées de boue de petite taille (de 1 à 2 m de profondeur et de 5 à 20 m de large) sur une zone de 75 km², qui se sont produits après le déversement de plus de 100 mm de pluie en moins de trois heures. Il a constaté que sur 840 glissements de terrain, trois seulement s'étaient amorcés sur des pentes sous couvert forestier, les autres se situant dans des zones cultivées ou pâturées sur des pentes escarpées de nature similaire. Les études de O'Loughlin (1974) et

de Ziemer (1981) ont montré l'importance des racines des arbres qui exercent une forte résistance mécanique au cisaillement de la couverture pédologique dans les zones exposées aux glissements. Ces travaux et leur confirmation ultérieure sont à la base des directives formulées dans ce domaine

Il est bénéfique pour toutes les terres situées sur des pentes abruptes d'être dotées d'un couvert forestier, notamment lorsqu'elles se trouvent dans des zones sismiquement actives; la pression exercée en faveur du défrichage des terres concerne les terres situées sur des pentes intermédiaires, mais encore vulnérables aux glissements de terrain, et c'est là qu'il faut tirer la sonnette d'alarme. Si l'affectation des terres était décidée de manière avisée, nombre de catastrophes pourraient être évitées, dont celle qui a touché la Thaïlande en 1988, où des précipitations intenses ont entraîné des milliers de glissements sur des terres forestières qu'on avait déboisées en vue d'établir des plantations d'hévéas. L'interdiction d'exploitation forestière décrétée a posteriori ne s'appliquait pas au défrichage des terres (Hamilton, 1991). Dans plusieurs régions de Nouvelle-Zélande où la forêt naturelle ancienne avait été en grande partie éliminée pour être convertie en pâturages dans les années 1870, les zones exposées aux glissements de terrain étaient fortement érodées par de violents épisodes pluvieux. Le taux d'érosion mesuré dans la région de Wairarapa était de 2,8 pour cent par décennie durant la période 1938-1977 et atteignait 56 pour cent des terres érodées dans les entailles des pentes des versants en 1984 (Trustum, Thomas et Douglas, 1984). Ces matières apparaissent dans la sédimentation excessive des cours d'eau.

En septembre 2004, l'ouragan Jeanne a balayé la République dominicaine, Porto Rico et Haïti, causant des glissements de terrain et des inondations. Aide et Grau (2005) signalent que le volume des précipitations enregistré dans ces pays a été identique, mais que le nombre de décès liés aux inondations a grandement varié: 7 victimes à Porto Rico, 24 en République dominicaine et plus de 3 000 en Haïti. Bien qu'il soit nécessaire de tenir compte de la diversité des situations, ces auteurs attribuent les divers glissements de terrain et inondations aux différences de couvert végétal entre zones boisées et zones déboisées; les zones les moins endommagées par les agents érosifs étaient en effet boisées ou étaient restées à l'abandon, et des espèces arbustives commençaient de nouveau à les recouvrir.

Le défi consiste à identifier à l'avance ces zones fragiles, afin de les maintenir dans un couvert forestier ou arboré. On connaît les principaux facteurs qui influent sur les mouvements de terrain: la présence d'eau, le type de roche ou de minéral et son degré d'altération, le nombre et la densité des plans de fracture naturels, et la structure et l'inclinaison des pentes. Il est nécessaire d'établir des guides pratiques pour procéder à l'identification des zones exposées aux glissements de terrain qu'il est souhaitable de maintenir sous couvert forestier. Les directives élaborées par Megahan et King en 1985 sont particulièrement bien adaptées. Ces auteurs montrent que dans les zones très exposées à l'érosion, les risques les plus importants se situent sur les versants dont la pente est supérieure à 45-55 pour cent, avec un risque maximal pour une pente d'environ 70 pour cent; sur les pentes concaves qui concentrent l'eau; et sur les sols qui ont une faible cohésion. Les sols



Les tampons ripicoles stabilisent les berges des rivières, réduisent l'érosion et filtrent la distribution latérale des sédiments et des polluants (Sierra Leone)

peu profonds sur fond rocheux ou présentant une discontinuité prononcée de texture ou de structure peuvent devenir saturés, flottants ou sujets aux glissements de terrain. Megahan et King s'intéressent à l'érosion causée par les précipitations et à la difficulté d'obtenir des données fiables dans les régions tropicales.

En s'appuyant sur des travaux de recherche conduits dans le monde entier, Blaschke, Trustrum et Hicks (2000) ont établi une carte de l'étendue approximative des zones où l'érosion provoquée par les mouvements de masse a un effet négatif sur la productivité des terres, ainsi qu'un tableau présentant, par pays et par région, l'utilisation des terres, les précipitations, la topographie, la zone touchée, la durée de l'événement et le taux de perte de sol. Les données de qualité sont peu nombreuses et dispersées. Des études, comme que celle qui a été réalisée par Humphreys et Brookfield (1991) en Papouasie-Nouvelle-Guinée, montrent que les ruptures de pente peu profondes sont de loin la forme d'érosion la plus fréquente sur les terres cultivées à forte pente. Le résultat n'est pas seulement une perte de productivité, mais aussi une augmentation des charges sédimentaires dans les cours d'eau, ce qui nuit à la qualité de l'eau, se répercute sur la vie aquatique et favorise les inondations.

Des systèmes agroforestiers ou sylvopastoraux bien gérés, prévoyant un pourcentage élevé d'essences à enracinement profond, offriraient une marge de sécurité plus importante que des terres cultivées ou des pâturages, en raison de la résistance au cisaillement du sol autour de la plaque racinaire. Il n'existe aucune recherche précisant la densité d'arbres nécessaire sur les sites exposés aux glissements de terrain. Toutefois, plus il y a d'arbres, plus la marge de sécurité est élevée.

Les routes nécessaires à l'exploitation forestière ou à d'autres usages constituent souvent un agent déclencheur, car les déblais et les remblais sur les pentes latérales déstabilisent encore davantage ces sites fragiles.

En résumé, les arbres sont le couvert terrestre qui offrent la plus grande marge de sécurité lorsque des précipitations de forte intensité ou de longue durée se déversent sur des pentes ayant une inclinaison d'environ 70 pour cent, mais également plus faible (jusqu'à 45 pour cent), une concavité en forme de cuillère ou des surfaces planaires peu profondes. En l'absence d'un socle racinaire, le risque de rupture de pente est élevé. Le déboisement est déconseillé et ne doit être approuvé que si l'on est certain:

- d'un prompt ré-établissement de cultures arbustives, telles que les hévéas (il existe toutefois une longue période de vulnérabilité jusqu'à ce que les nouvelles racines deviennent efficaces);
- de la création immédiate de terrasses dans le cadre d'un système agroforestier alliant cultures et arbres, de la garantie d'un bon entretien des terrasses et de la capacité à réparer rapidement les dégâts provoqués par de petits glissements de terrain; ou
- d'un système sylvopastoral associant de nombreux arbres à système racinaire profond et un aménagement des pâturages soucieux de l'environnement.

L'exploitation forestière affaiblit l'effet stabilisateur des racines lorsque les arbres abattus meurent, et la situation reste critique pendant plusieurs années tant que les racines ne sont pas régénérées pour jouer de nouveau un rôle protecteur. Si un épisode de précipitations intenses survient durant cette période de vulnérabilité, des glissements de terrain risquent de se produire. Les routes d'exploitation forestière sont un facteur déstabilisant supplémentaire dans ces sites instables.

Créé en 2002, le Consortium international sur les glissements de terrain (ICL), dont le siège est à Kyoto, a pour objectif de promouvoir les recherches sur les glissements de terrain dans l'intérêt de la société et de l'environnement. L'interface entre les forêts et l'eau, ainsi que le rôle des forêts dans l'atténuation des risques et des dangers liés aux glissements de forêts, sont des composantes importantes des activités de l'ICL.

Directives

Les zones exposées aux glissements de terrain représentent sans doute la forme d'érosion la plus grave, contre laquelle il est possible de lutter par un aménagement adéquat et par des politiques judicieuses d'affectation des terres. Les racines des arbres procurent une marge de sécurité car elles renforcent la résistance au cisaillement. Si on veut réduire la fréquence et la gravité des glissements superficiels, ces zones doivent être maintenues sous couvert forestier, dans des terres boisées ou des systèmes agroforestiers/sylvopastoraux dotés d'un couvert arboré assez dense. Ces zones peuvent être identifiées avant les prises de décisions relatives à l'utilisation des terres, en tenant compte du caractère érosif de la pente, de la forme de celle-ci, de la faible profondeur du sol et de sa cohésion. Les routes représentent un problème particulier.

TAMPONS RIPICOLES

Les bandes de végétation naturelle qui s'étendent le long des cours d'eau ou des berges d'un lac ou d'un étang jouent un rôle important dans la protection de l'eau. Les tampons boisés jouent un rôle encore plus important en raison de leur système racinaire profond et solide. Les forêts qui ne sont pas exploitées et ne sont pas perturbées offrent la protection la plus efficace. Toutefois, une exploitation menée dans le cadre d'une gestion durable des écosystèmes forestiers ne semble pas avoir d'incidence sur la qualité de l'eau. Les tampons ripicoles constituent un lien vital entre les utilisations des terres d'un bassin versant et le réseau hydrographique ou le plan d'eau calme.

Les tampons ripicoles peuvent stabiliser les berges des cours d'eau, en réduisant l'érosion et donc les apports de sédiments dans l'eau. La litière et le sol de la forêt piègent également les sédiments provenant des utilisations des terres en amont, à l'extérieur de la zone tampon. Les forêts situées le long des rives plus petites des cours d'eau, lorsqu'elles sont dotées d'une structure et d'une densité adéquate de sous-étage, peuvent contribuer durant les périodes de haut débit à écrêter les pointes de crue, à réduire la vitesse du courant, et de ce fait à ralentir l'érosion. Les nutriments nocifs qui s'écoulent le long des pentes en surface ou même sous terre, comme ceux qui résultent d'un épandage excessif d'engrais ou de pesticides, peuvent être interceptés et prévenir ce type de pollution hydrique souvent préjudiciable à l'homme et aux espèces ichthyques (O'Laughlin et Belt, 1995). Cette fonction de piégeage est également remplie par les tampons aménagés le long des berges des lacs et des étangs. Les sédiments absorbés par les arbres et d'autres végétaux, l'activité microbienne et l'immobilisation des sols participent également au processus de réduction des polluants. Les champignons mycorhiziens qui poussent sur les arbres ont une forte capacité d'absorption des nutriments (notamment le nitrogène et les phosphates) et les empêchent de pénétrer dans l'eau adjacente. Les populations nombreuses d'insectes aquatiques prélèvent dans les cours d'eau dont les rives sont boisées un volume de matière organique, de nitrogène et de phosphore plus important que dans les cours d'eau dont les berges sont dénudées, ce qui améliore la qualité de l'eau (Margolis, 2004).

Les arbres ou les branches qui tombent dans les ceintures ripicoles boisées fournissent une grande quantité de débris de bois qui améliorent la variété des habitats lotiques pour les poissons et les autres organismes aquatiques. Les forêts ripicoles procurent de nombreux autres avantages: elles influent sur la température de l'eau grâce à l'ombre qu'elles projettent, nourrissent les poissons de débris végétaux (feuilles et fruits) et contribuent à la conservation globale de la biodiversité.

En raison de ces avantages et de leur fonction de préservation de la qualité de l'eau, ces zones doivent être protégées par des lois ou bénéficier d'un statut de forêt de protection (Hamilton, 1997). De nombreux pays ont déjà établi des directives ou une législation relatives aux zones tampons de diverses largeurs, afin de restreindre ou d'interdire l'usage des terres ou des forêts. Gregory *et al.* (1991) fournissent un bon résumé des réflexions les plus récentes sur les services

rendus par les écosystèmes. Depuis quelques années, la plupart des guides officiels d'exploitation forestière – en Malaisie (Mok, 1986) ou en Australie dans le Queensland tropical (Cassells et Bonell, 1986) – exigent ou recommandent d'interdire toute exploitation dans une bande d'au moins 20 m le long des rives des cours d'eau et de part et d'autre (cette largeur augmentant en fonction de la pente). L'Équipe d'évaluation de la gestion de l'écosystème forestier (FEMAT), chargée d'aménager les forêts domaniales aux États-Unis, considère que l'aménagement de tampons de 65 m permet de filtrer les sédiments contenus dans l'écoulement de surface et provenant des routes d'exploitation forestières (FEMAT, 1993). Aux États-Unis, de nombreux États ont établi des contrôles réglementaires pour réduire la pollution de source diffuse (sédiments, pour l'essentiel) en appliquant des pratiques optimales de gestion plus particulièrement axées sur les tampons ripicoles non coupés. En 1996, le Service de la conservation des ressources naturelles aux États-Unis a lancé l'Initiative nationale des tampons de protection, à laquelle participent aujourd'hui 100 organismes de conservation, l'industrie agroalimentaire et des organisations agricoles et écologiques, afin de promouvoir l'utilisation de zones tampons de protection (Randolph, 2004).

L'encadré 5 décrit le code de pratique d'exploitation forestière adopté en Papouasie-Nouvelle-Guinée.

Quelle est la largeur adéquate d'un tampon boisé? Cela dépend en grande partie des objectifs des propriétaires fonciers ou des administrateurs. La largeur des tampons ripicoles est sans cesse réévaluée en fonction des données scientifiques et s'accroît en général au fur et à mesure que l'on dispose de nouvelles informations concernant leur influence sur la qualité de l'eau; il est parfois recommandé que leur largeur soit de 20 à 30 m (Bosch et Hewlett, 1982), de 25 m au minimum (Megahan et Schweithelm, 1983), ou encore de 50 m maximum (O'Laughlin et Belt, 1995). Pour déterminer la largeur, il faut toutefois tenir compte de la pente et du type d'utilisation, comme le précisent le code de la Papouasie-Nouvelle-Guinée et le rapport de la FEMAT. Compte tenu des nombreuses autres fonctions des tampons ripicoles, il vaut mieux prévoir une largeur assez importante, malgré les pertes économiques qui en découleront à court terme, dues à la renonciation aux produits forestiers (mais non généralement aux produits forestiers non ligneux).

En ce qui concerne la catégorie des autres terres boisées, qui comprend la quasi-totalité des systèmes agroforestiers, il semble que même un tampon de 25 m d'arbres, d'arbustes, de plantes herbacées ou de graminées peut conduire à éliminer 80 à 90 pour cent du nitrogène, 85 à 95 pour cent des sédiments et plus de 90 pour cent des herbicides s'écoulant des terres cultivées (Schultz, 1996). Les arbres jouent un rôle particulièrement important dans cette composition, car la rhizosphère contient une forte densité de microorganismes susceptibles de dégrader les herbicides et autres composés toxiques (Haselwander et Bowen, 1996). Les tampons installés le long des fleuves et des rivières naturellement sinueux doivent épouser leurs contours. Comme les tampons ne contraindront pas les grands méandres, la largeur initiale du tampon le long de ces cours d'eau

ENCADRÉ 5

Le Code d'exploitation forestière de la Papouasie-Nouvelle-Guinée^a

Le code précise que les zones tampons doivent être identifiées, démarquées et respectées par toutes les parties prenantes, notamment les entreprises d'exploitation du bois, afin de garantir que les méthodes d'exploitation forestière préservent les ressources hydriques.

- En présence de lacs, rivages côtiers, lagons et marais, la largeur minimale du tampon est de 100 m. La zone tampon s'étend à partir du plan d'eau, de la laisse de la marée haute ou de la lisière des mangroves.
- La largeur de la zone tampon pour les grandes rivières permanentes, entrant dans la catégorie 1, est de 50 m de part et d'autre des rives.
- La largeur de la zone tampon pour les petits ou très petits cours d'eau permanents, entrant dans la catégorie 2, est de 10 m de part et d'autre des rives.
- La largeur de la zone tampon pour un cours d'eau (permanent ou non), quelle qu'en soit la largeur, utilisé par la communauté est de 50 m de part et d'autre des rives. Les zones tampons pour les sources d'eau revêtant une importance culturelle justifient des précautions particulières, excluant l'exploitation forestière pour protéger la zone de captage de la source d'eau.
- Il n'est pas nécessaire d'établir des zones tampons pour les bassins de flottage et les appontements, mais la largeur de dégagement des berges doit être de 100 m au maximum.

Toutes les zones tampons sont délimitées sur place, avant que les opérations d'exploitation ne soient autorisées. Les tampons et les points de franchissement des cours d'eau par les routes d'exploitation sont également indiqués sur les plans de préparation approuvés sur place par les agents forestiers.

^a Les communautés autochtones détiennent 97 pour cent des terres de Papouasie-Nouvelle-Guinée. Un accord de gestion forestière doit donc être conclu entre les propriétaires et le gouvernement pour assurer une exploitation durable. Au titre de ces accords, qui incluent des directives relatives aux tampons ripicoles, les zones forestières sur des terrains en pente de plus de 30 pour cent sont considérées comme des zones de captage et ne sont pas exploitées.

Source: Kaip, 2002.

devra parfois être nettement supérieure à celle qui est généralement prévue. Selon de récentes études menées au Canada, le phosphore et le potassium provenant de l'épandage d'engrais, sur une distance aussi éloignée que 2 à 4 km, peuvent avoir des effets négatifs sur les terres humides dépourvues de tampons adéquats (Houlahan et Findlay, 2004), et c'est pourquoi il est conseillé d'établir des zones tampons beaucoup plus larges dans les paysages non boisés.

Directives

L'aménagement d'une zone boisée (composée d'arbres, d'arbustes et d'herbacées) le long des cours d'eau est l'une des méthodes les moins coûteuses et les plus efficaces pour préserver la qualité de l'eau et empêcher qu'elle ne soit altérée par l'apport de sédiments et de nutriments. Les tampons ripicoles qui protègent la qualité de l'eau des cours et d'autres plans d'eau permanents doivent être identifiés et officiellement désignés pour faire l'objet d'un traitement spécial en matière d'utilisation des terres. Il convient d'adopter des politiques dont l'objectif est de maintenir la zone intacte dans toute la mesure possible, afin de protéger sa fonction de lutte contre la sédimentation et la pollution. Dans de nombreux cas, le déboisement et la récolte de bois sont à proscrire. Les produits forestiers non ligneux peuvent être généralement prélevés en toute sécurité. Le tampon doit avoir une largeur minimale de 30 m, mais il faut prévoir une largeur plus importante lorsqu'il se situe sur des pentes escarpées exposées à l'érosion de surface ou aux glissements de terrain, ou dans une zone cultivée. Les tampons ripicoles remplissent de nombreuses autres fonctions, dont la fourniture d'habitats aquatiques et terrestres, la conservation de la biodiversité, des valeurs esthétiques et des loisirs. Pour obtenir une qualité d'eau optimale, il est conseillé de reboiser les tampons ripicoles dégradés ou manquants.

FORÊTS D'APPROVISIONNEMENT EN EAU DES VILLES

Le manque d'eau potable et d'assainissement adéquat a un effet préjudiciable sur la qualité de vie d'environ 1 milliard de citoyens dans le monde, ainsi que d'un grand nombre de personnes vivant dans des zones rurales, notamment en Afrique, Asie et Amérique latine. Tous les ans, le manque d'accès à l'eau salubre fait 2,2 millions de victimes, soit 4 pour cent de la totalité des décès enregistrés dans le monde (Programme des Nations Unies pour les établissements humains, 2003). L'approvisionnement en eau potable constitue systématiquement l'un des objectifs les plus pressants des stratégies de développement et de lutte contre la pauvreté. Cependant, les systèmes de purification de l'eau exigent des investissements et un entretien coûteux, ce qui fait de l'eau potable un produit de haute valeur auquel beaucoup d'administrations locales et de consommateurs individuels ne peuvent avoir accès. Les riches achètent de l'eau en bouteille et les pauvres tombent malades.

La contraction des budgets oblige de nombreuses municipalités à rechercher des approches novatrices pour maintenir l'approvisionnement en eau pure. À ce titre, le rôle potentiel des bassins versants boisés, en tant que source d'approvisionnement en eau potable des villes, est de plus en plus étudié.

Contribution des forêts

La relation entre les forêts et l'eau est complexe et entourée de mythes et d'interprétations erronées. Contrairement à une opinion très répandue, la plupart des forêts ne déterminent pas une augmentation du débit de l'eau dans les zones de captage, mais une diminution. En effet, une jeune forêt vigoureuse rejette



C. CARLINO

Le bassin versant de Hetch Hetchy, situé dans le parc national de Yosemite, fournit environ 85 pour cent de l'eau potable de San Francisco (États-Unis)

habituellement dans l'atmosphère un volume d'eau plus important, sous forme de vapeur, que des plantes herbacées ou des arbustes, ce qui réduit les déversements dans les cours d'eau et les rivières (Calder, 2000). La réduction de la canopée à l'aide d'une coupe soignée peut permettre d'augmenter le débit, mais l'eau risque de perdre de sa qualité (Hamilton et King, 1983; Bruijnzeel, 1990) (voir chapitre 2). Les forêts tropicales montagneuses de nuages représentent une exception importante, car les arbres et leurs épiphytes «récoltent» non seulement les précipitations verticales, mais aussi le brouillard d'advection (Hamilton, Juvik et Scatena, 1994).

Par ailleurs, on dispose d'une quantité de données insuffisante pour prouver que les forêts contribuent à lutter contre les inondations catastrophiques, même si on sait qu'elles permettent de réduire considérablement les débits de pointe et de retarder les pointes au niveau local (Hamilton et King, 1983). Malgré cela, plusieurs gouvernements ont proscrit toute exploitation forestière à la suite d'une crue exceptionnelle sur les bras principaux des grands réseaux hydrographiques.

Les forêts fournissent généralement un volume d'eau total moins élevé que d'autres couvertures terrestres, mais elles produisent presque toujours une eau dont la *qualité* est sensiblement supérieure à celle obtenue lorsque les terres sont affectées à d'autres usages (chapitre 3). L'eau s'écoulant des forêts naturelles est souvent exceptionnellement pure, ce qui diminue de manière significative les coûts de purification de l'eau aux fins d'usage domestique. En effet, les forêts naturelles sont exemptes des nombreuses activités qui engendrent la pollution. La litière de

feuilles mortes, les débris de végétaux, les strates arbustives et le sol de la forêt réduisent au minimum l'érosion de surface (et donc le volume de sédiments), et la couche épaisse d'humus dans les forêts contribue à filtrer l'eau.

L'influence positive des forêts sur la qualité de l'eau est déjà utilisée pour aider à approvisionner des millions de personnes en eau potable dans le monde entier. Selon une enquête réalisée en 2003 pour le Fonds mondial pour la nature (WWF) et la Banque mondiale, un tiers des 105 villes les plus grandes du monde tirent un volume significatif de leur eau potable de zones de captage boisées protégées (Dudley et Stolton, 2003). D'innombrables autres petites villes et municipalités font de même, et les industries qui ont besoin d'eau propre choisissent délibérément de s'installer dans les zones de captage des forêts naturelles.

Quel type de forêts protégées?

Un grand nombre des forêts qui assurent l'approvisionnement en eau potable des villes étudiées dans la recherche conjointe du WWF et de la Banque mondiale se situent dans les aires protégées établies par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et la Convention sur la diversité biologique, c'est-à-dire dans des parcs nationaux, des réserves de faune et des aires de nature sauvage. L'UICN répartit les aires protégées en six catégories, en fonction des objectifs de gestion. Ces catégories s'étendent des réserves strictement protégées où l'entrée est rigoureusement contrôlée jusqu'aux aires protégées dont le but est de sauvegarder les paysages culturels et les communautés qui y vivent. Dans de nombreux cas, les sites sont protégés par des lois, afin de préserver la beauté des paysages, les éléments naturels ou la biodiversité, et ce n'est qu'accessoirement ou a posteriori qu'on a découvert l'importance de leur rôle dans l'approvisionnement en eau. D'autres forêts sont aménagées dans le cadre de projets couvrant de multiples utilisations ou visant la fourniture de bois d'œuvre, tout en s'attachant à protéger les services qu'elles procurent sur le plan de l'approvisionnement en eau. Toutefois, certaines forêts continuent surtout d'exister par hasard, ou en raison des paiements officiels ou non officiels des utilisateurs d'eau.

Quelques exemples

Les exemples ci-après illustrent les diverses manières dont les forêts protègent (ou ne protègent pas) l'approvisionnement en eau des villes.

Quito, Équateur. Les réserves écologiques d'Antisana (120 000 ha) et de Cayambe-Coca (403 103 ha) fournissent de l'eau potable à environ 80 pour cent de la population de la capitale, qui compte 1,5 million d'habitants. Les compagnies des eaux locales contribuent financièrement à la gestion de ces réserves en échange de l'obtention d'eau propre. Le gouvernement municipal, en collaboration avec une organisation non gouvernementale locale, établit des plans d'aménagement pour protéger les bassins versants, dont les principaux axes portent sur le renforcement de la protection du bassin supérieur, la lutte contre l'érosion et la stabilisation des rives et des pentes (Echavarría, 2001).

São Paulo, Brésil. Pour l'approvisionnement en eau potable, les 18 millions d'habitants de la ville de São Paulo sont tributaires des forêts situées dans six aires protégées. L'aire la plus importante est celle du parc national de Cantareira (classée dans la catégorie II de l'UICN, 7 900 ha), qui fournit la moitié de l'eau utilisée dans la zone métropolitaine et qui se trouve sur les vestiges de la forêt Atlantique la plus menacée au monde (Dudley et Stolton, 2003).

Singapour. Plus de la moitié de l'eau de l'île provient du parc national de Bukit Timah, dont la superficie représente 3 pour cent du couvert forestier initial, et du Central catchment qui a été restauré comme forêt naturelle (ces deux aires protégées font partie de la catégorie IV de l'UICN et recouvrent une superficie totale de 2 796 ha). Initialement protégées en vue de préserver l'eau, ces forêts sont également reconnues aujourd'hui comme des réservoirs extrêmement importants de biodiversité (Bugna, 2002).

Tokyo, Japon. La ville tire presque toute l'eau dont elle a besoin de deux aires protégées pour leur patrimoine paysager: le parc national de Nikko (catégorie V de l'UICN, 140 698 ha) et le parc national de Chichibu-Tama (Titibu-Tama) (catégorie V de l'UICN, 121 600 ha). Ces aires sont gérées par le Bureau du réseau d'adduction de l'eau rattaché au gouvernement métropolitain de Tokyo, dont l'objectif spécifique est de préserver la qualité de l'eau (Dudley et Stolton, 2003).

Nairobi, Kenya. La majeure partie de l'eau de la capitale du Kenya provient de rivières prenant leur source dans les Aberdares (dont le parc national des Aberdares, catégorie II de l'UICN, 76 619 ha) et dans la zone de captage du parc national du mont Kenya (catégorie II de l'UICN, 71 759 ha). Malheureusement, même si cette zone est théoriquement protégée, les défrichements et l'exploitation forestière illécites continuent de la dégrader et mettent en danger l'approvisionnement en eau de la ville. Selon les estimations, toutes les forêts de l'aire protégée du mont Kenya auraient été exploitées au moins une fois (Nakagawa *et al.*, 1994).

New York, États-Unis (voir également l'étude de cas 12 au chapitre 6). Au lieu de financer par l'impôt la construction d'une nouvelle usine de purification de l'eau, les habitants de New York ont préféré investir dans la protection des forêts, qui leur apparaît comme un moyen moins onéreux et plus acceptable de préserver la qualité de l'approvisionnement en eau propre. La politique d'aménagement repose sur un ensemble de mesures qui inclut la protection totale, des servitudes pour les propriétaires fonciers et une exploitation sélective à faible impact. Le parc national de Catskill (catégorie V de l'UICN, 99 788 ha) protège une grande partie des bassins versants Catskill/Delaware et Croton, qui sont les principales sources d'approvisionnement en eau de la ville (Perrot-Maître et Davis, 2001).

Stockholm, Suède. Les lacs Mälaren et Bornsjön sont les sources d'approvisionnement en eau potable de la ville. La compagnie des eaux, Stockholm Vatten, contrôle la totalité des 5 543 ha du bassin versant du lac Bornsjön, dont 2 323 ha,



VERNAL POOL ASSOCIATION/ILP. KENNEY

Il est de plus en plus reconnu que les étangs vernaux dans les aires boisées jouent un rôle important, notamment pour la restauration et la conservation des espèces amphibiennes (États-Unis)

soit environ 40 pour cent, font partie d'une forêt productive certifiée par le Forest Stewardship Council. Le bois d'œuvre est récolté et vendu, mais les mesures d'aménagement sont plus particulièrement axées sur la préservation de la qualité de l'eau, et des aires ont été expressément affectées à la conservation et à la remise en état (Soil Association, 1998).

Avantages économiques potentiels

Dans tous les cas décrits précédemment, les forêts remplissent de multiples fonctions. La protection des sols et des eaux va souvent de pair avec la préservation de la biodiversité et vice versa. Dans les exemples de New York et de Stockholm cités précédemment (et la situation est identique à Beijing), un ensemble d'utilisations différentes permet de fournir une eau potable de bonne qualité, tout en maintenant des activités commerciales dans les aires protégées, dont le tourisme. Il est incontestable que la valeur ajoutée apportée par l'eau propre peut contribuer à soutenir les activités d'aménagement des terres qui ne seraient pas rentables autrement, en particulier dans de nombreuses aires protégées.

Une équipe de chercheurs venus d'Argentine, des États-Unis et des Pays-Bas a estimé que la valeur moyenne des services essentiels rendus par les écosystèmes s'élevait à 33 billions de dollars EU par an, soit près du double de la valeur du produit national brut mondial (18 billions de dollars EU), la valeur de la régulation des débits de l'eau et de l'approvisionnement en eau étant évaluée à 2,3 billions de dollars EU (Constanza *et al.*, 1997). Des systèmes de paiement pour des services environnementaux (PSE) sont de plus en plus souvent établis à titre

expérimental, comme dans l'exemple de Quito cité ci-dessus. Les PSE sont des mécanismes qui assurent un transfert de ressources financières entre les bénéficiaires de certains services écologiques, tels que l'eau potable ou la séquestration du carbone, et les fournisseurs ou gestionnaires qui font des sacrifices économiques ou sociaux pour préserver les écosystèmes naturels. Ces mécanismes fonctionnent particulièrement bien lorsque les bénéficiaires sont peu nombreux (par exemple, une compagnie des eaux, une usine ou une instance municipale) et que le groupe de fournisseurs est clairement identifié (détenteurs de droits fonciers préservant une forêt de haute qualité, par exemple) (Pagiola, Bishop et Landell-Mills, 2002). De nombreux pays d'Amérique latine ont mis en place des systèmes de ce type. Au Costa Rica, par exemple, les usagers d'énergie électrique à petite échelle rétribuent les propriétaires fonciers qui maintiennent les forêts dans leurs bassins versants. Ce sujet est abordé au chapitre 6.

Manque de sensibilisation aux avantages dérivés des forêts

Il ne suffit pas de quelques exemples de réussite pour convaincre que les mesures prises pour protéger les forêts ou les gérer correctement contribuent à garantir un approvisionnement en eau propre adéquat. Les résultats obtenus par les systèmes PSE sont mitigés et ne sont pas toujours couronnés de succès. L'étude conjointe du WWF et de la Banque mondiale révèle qu'un grand nombre de compagnies des eaux et d'instances municipales comprennent encore assez mal les avantages et les inconvénients du rôle que joue la forêt dans la protection de l'eau. Certains fournisseurs d'eau ont des concepts tout à fait irréalistes de l'échelle des avantages que procurent les forêts saines, tandis que d'autres ignorent l'existence des avantages susceptibles d'être dégagés. Les décisions sont souvent prises par ouï-dire ou sur des informations partielles. Il existe toutefois plusieurs exceptions à cette règle, puisque des stratégies d'aménagement forestier ont été soigneusement élaborées sur la base de données d'excellente qualité, comme en témoignent les stratégies mises en œuvre par les compagnies des eaux des villes de Melbourne (Australie) et de New York.

Directives

Les forêts sont de plus en plus considérées comme une source d'approvisionnement en eau, mais il reste encore beaucoup à apprendre et à mettre en œuvre pour optimiser cet avantage. Afin de présenter les enjeux et d'aider à planifier l'affectation des terres de manière avisée, des directives techniques claires doivent être communiquées aux divers groupes d'intérêt, dont les compagnies des eaux, les propriétaires de forêts, les administrateurs des aires protégées et toutes les parties intéressées par les systèmes PSE. Ces directives doivent être accompagnées de matériel didactique et de vulgarisation traitant des interactions entre la protection des forêts, une gestion appropriée et l'eau potable. Il est nécessaire d'adopter des incitations financières et politiques mûrement réfléchies (et le cas échéant d'éliminer les incitations perverses), afin d'encourager une gestion de qualité pour obtenir une eau de qualité.

ÉTANGS VERNAUX

L'importance exercée par les étangs vernaux dans les aires forestières sur le rétablissement et la conservation de la biodiversité amphibie est de plus en plus reconnue. Un étang vernal est un plan d'eau isolé, peu profond et de faible étendue, qui se forme tous les ans dans une dépression, une forêt ou une zone arborée. Les étangs vernaux sont en général remplis d'eau tout au long du printemps, puis ils s'assèchent (Thompson et Sorenson, 2000). Comme ils n'ont pas d'entrée ni de sortie, aucun poisson ne peut y pénétrer. Ces milieux humides éphémères couvrent généralement une superficie inférieure à 0,2 ha et ont une profondeur de moins de 1 m. Ces caractéristiques interdisent toute vie aquatique; les poissons ne peuvent donc pas se nourrir des œufs et des larves d'amphibiens, qui sont les deux stades particulièrement vulnérables de la vie amphibie.

Les espèces amphibies qu'on trouve dans les étangs vernaux sont les salamandres, les grenouilles et les crapauds. Un grand nombre d'entre elles sont classées parmi les espèces vulnérables ou en danger. On sait que les populations amphibies sont en régression dans le monde entier depuis ces 10 dernières années. Sur les 5 743 espèces connues, 1 856 (près d'un tiers) sont en voie d'extinction (Stolzenburg, 2005). Les raisons évoquées sont la perte d'habitat, les pesticides et autres polluants de l'eau, les pluies acides et autres polluants atmosphériques, l'augmentation des rayons ultraviolets, le réchauffement climatique, les champignons et autres pathogènes, et probablement une association de ces différents facteurs. Le réchauffement de la planète semble expliquer en partie la disparition de plusieurs espèces de grenouilles et de crapauds, notamment du crapaud doré endémique des forêts du Costa Rica (Pounds, Fogden et Campbell, 1999). Les amphibiens sont considérés comme l'indicateur le plus sensible de l'écosystème, voire de la santé humaine, de la même manière que les canaris étaient autrefois un indicateur environnemental dans les mines de charbon.

Les étangs vernaux ont été relativement peu étudiés en raison de leur caractère éphémère. En outre, du fait de leur faible superficie, il est difficile de les déceler sur les photos aériennes, même lorsque ces dernières sont prises en pleine saison humide.

Les pays développés industrialisés ont été les premiers à se préoccuper de la conservation des étangs vernaux. Pourtant, il semble que même dans ces pays le nombre de réglementations nationales visant à les protéger soit limité, à moins qu'ils ne soient l'habitat d'espèces menacées portées sur la liste rouge. Dans certains cas, les grands étangs vernaux sont classés dans la liste officielle des milieux humides, qui sont parfois protégés par la loi. Aux États-Unis, au moins un État, le Massachusetts, a adopté un système de désignation et de certification des étangs vernaux, qui prévoit, parmi d'autres mesures, l'aménagement d'une zone tampon forestière afin de les protéger contre toute altération (Westing, 2003). Les forêts du monde entier sont de plus en plus gérées en tenant compte des multiples biens et services qu'elles procurent, et il semble indubitable que les biens et services liés aux ressources hydriques et à la biodiversité prendront une importance croissante. Les gouvernements et les administrateurs des forêts auraient donc tout intérêt à s'intéresser davantage aux étangs vernaux.

Les principales mesures de gestion doivent viser, d'une part, à éviter la destruction ou la dégradation des étangs vernaux et, d'autre part, à aménager une zone tampon constituée de deux parties. Il peut être difficile de repérer les étangs vernaux une fois qu'ils sont asséchés, mais le bassin cupiliforme, l'absence générale de végétation et la présence d'une couche de matière organique plus épaisse sont des indices de la présence de ces mares éphémères. Ces aires doivent être identifiées, délimitées et cartographiées au printemps. Les systèmes de positionnement global peuvent être utiles à cette fin. Le plus souvent, les étangs vernaux se situent dans les forêts caducifoliées à larges feuilles, car ces forêts abritent généralement une vie amphibie plus riche que les forêts de conifères (Westing, 2003). En se fondant sur les 16 études de terrain compilées par Westing, si on veut protéger environ 0,5 ha, ce qui représente une grande superficie pour un étang vernal, il convient d'installer un tampon central incluant l'aire inondée plus 15 m, où il sera interdit de couper, de débusquer ou de construire des routes. Dans la zone tampon, les arbres fournissent de l'ombre et protègent l'étang du vent afin qu'il ne s'assèche pas. Le débusquage sur le site d'un étang vernal pendant la saison sèche, même si celui-ci dépourvu d'arbres semble un lieu idéal, doit aussi être proscrit. Il est également souhaitable d'établir un second tampon d'environ 15 m de large, où la forêt ne sera que légèrement exploitée ou perturbée, afin de protéger l'étang contre le dessèchement et d'étendre les aires d'alimentation.

Directives

Les pratiques optimales de gestion et les systèmes de certification des forêts doivent s'intéresser de plus près aux étangs vernaux car ce sont des éléments éphémères dont le rôle est important dans les milieux humides, et des critères doivent être établis pour aménager des tampons de protection efficaces.

FORÊTS DE PROTECTION CONTRE LES AVALANCHES

La protection contre les avalanches est l'une des principales exigences pour les habitants des régions de haute montagne dans le monde entier. Il s'agit de l'un des nombreux risques considérables liés à la vie et aux activités menées dans les zones montagneuses. Entre 1953 et 1988, trois grands journaux (le *New York Times*, le *Toronto Globe and Mail* et *The Times of London*) ont fait état de 18 avalanches majeures, chacune d'entre elles ayant tué au moins 10 personnes et fait 50 blessés, provoqué des dégâts d'un montant supérieur à 1 million de dollars EU ou nécessité l'intervention de secours d'urgence hors de la zone sinistrée (Hewitt, 1997). Le nombre d'avalanches par pays était le suivant: sept en Amérique centrale et en Amérique du Sud, six en Europe, deux en Asie de l'Est, deux en Asie du Sud-Ouest et en Asie du Sud, et un en Asie du Sud-Est. De nombreuses avalanches, qui ont eu une forte incidence locale, ont touché des petits villages et quelques skieurs ou grimpeurs, et endommagé des routes ou des voies ferrées rurales en montagne. Malgré ces événements, les avalanches n'ont retenu qu'une attention limitée pendant la Décennie internationale de la prévention des catastrophes naturelles (1990-2000), et le rôle protecteur considérable des forêts contre les avalanches



T. HOFER

Une ceinture forestière protège une usine hydroélectrique et un chemin de fer transalpin contre le risque d'avalanche (Suisse)

a été largement ignoré. La cartographie des risques en montagne doit inclure ces mouvements de masse de neige qui sont spécifiques à certains lieux, et les forêts de protection doivent être désignées pour faire l'objet d'un traitement spécial.

Formation des avalanches

Une pente couverte de neige se compose de diverses couches, dont les limites sont reconnaissables. En fonction des propriétés des couches limites, des mouvements de fluage se produisent. Les propriétés de la surface du sol et du manteau neigeux déterminent également des mouvements de glissement. Une augmentation de poids peut provoquer le glissement de l'ensemble du manteau neigeux. Ces mouvements sont conditionnés par les facteurs suivants sur le site concerné :

- inclinaison de la pente;
- épaisseur de la neige;
- type de neige;
- propriétés des couches limites.

Les avalanches de plaque sont souvent liées à :

- des pentes ayant une inclinaison supérieure à 58 pour cent;
- des couches et/ou des zones de glissement fragiles;
- un manteau neigeux composé de couches homogènes;
- une neige dure (cohésive).

Les avalanches de neige poudreuse se produisent surtout en cas de :

- pentes ayant une inclinaison de 85 à 170 pour cent;
- neige à faible cohésion.

ENCADRÉ 6

Expériences internationales: les avalanches de l'hiver 1999 dans l'espace alpin européen

L'hiver 1999 a coûté la vie à 70 personnes en Autriche, France, Italie et Suisse, principalement dans les zones résidentielles, et dans une moindre mesure sur les routes. Avec un bilan de 12 victimes, le village de montagne d'Évolène, dans le canton suisse du Valais, a payé le plus lourd tribut; 12 personnes ont également péri à Chamonix, en Savoie (France), et 38 personnes au total sont décédées dans les villages d'Ischgl/Valzur et de Galtür dans la vallée de Paznau au Tyrol (Autriche). Une personne est morte à Morgex, dans la vallée d'Aoste (Italie). Rien qu'en Suisse, environ 1 000 avalanches dévastatrices se sont produites (Nothiger et Elsasser, 2004).

En raison de problèmes liés au déneigement et/ou au risque d'avalanche, les grands axes traversant les Alpes, tels que les autoroutes et les chemins de fer du Gothard et du Tauern, le tunnel routier de l'Arlberg et les cols du Grand-Saint-Bernard et du Petit-Saint-Bernard ont été temporairement fermés.

Dans les centaines de zones de la région alpine touchées par les avalanches, de nombreux villages et hameaux, ainsi que des vallées entières, ont été complètement isolés pendant plusieurs jours. Dans certains lieux, les résidents et les touristes ont dû être évacués. Des touristes sinistrés, qui n'étaient pourtant pas directement mis en danger par les avalanches, n'ont dès lors plus perçu la montagne comme un paradis de loisirs, mais comme une menace. Certains d'entre eux ont mal supporté la situation, dont la durée s'est révélée très longue, et ont voulu être secourus à tout prix. Dans de nombreux cas, les quelques hélicoptères disponibles ont été leur seule planche de salut.

Outre les pertes de vies, le montant des dégâts subis dans les Alpes par les bâtiments résidentiels et industriels, les granges et les étables, les ouvrages destinés à fixer la neige, les conduites électriques, l'infrastructure de communication et de transport (y compris les funiculaires) et les forêts de montagne s'est élevé à près de 1 milliard de francs suisses. Les pertes économiques indirectes liées à la perturbation des transports et des approvisionnements ont été estimées à 500 millions de francs suisses, soit la moitié du coût des dommages matériels.

L'urgence de la situation a été exacerbée en raison des centaines de milliers de touristes venus passer leurs vacances dans les Alpes en février. De ce fait, une solidarité s'est spontanément installée entre les touristes bloqués et les habitants du lieu, qui sont devenus de plus en plus dépendants les uns des autres au fur et à mesure de l'aggravation de la situation de crise.

Source: Greminger, 2005.

Une avalanche de forêt est une avalanche dont la zone de déclenchement se situe dans une forêt. Ce type d'avalanche se produit lorsqu'il existe dans la forêt des trouées importantes, dont la taille est un facteur clé pour déterminer l'échelle des mouvements de neige. Dans les milieux subalpins et en haute montagne notamment, des petites et grandes trouées font partie de la structure forestière quasi naturelle, qui est indispensable à la régénération de la forêt. Il est donc impossible de maîtriser complètement le mouvement de la neige dans une forêt.

Gestion intégrée du risque d'avalanche

Un système de protection contre les départs d'avalanche doit reposer sur un ensemble de mesures complémentaires:

- éviter les zones exposées à un risque d'avalanche, en tenant compte des risques naturels dans l'aménagement de l'espace (les registres et les cartes du danger d'avalanche sont des outils essentiels d'aide à la prise de décisions dans ce contexte);
- appliquer des mesures d'ingénierie biologique pour prévenir le déclenchement des avalanches, telles que le boisement ou le reboisement, et assurer le maintien des forêts de protection;
- prendre des mesures techniques et organisationnelles qui permettent de lancer une alerte précoce en cas de risque d'avalanche, en tenant compte des prévisions du risque d'avalanche et du volume de neige tombé pour décider de l'évacuation et de la fermeture des axes de transport;
- vérifier, entretenir et réparer régulièrement les structures de protection existantes; cette mesure s'applique aussi bien à la protection des objets qu'aux barrières à neige.

La station de ski de Vail, au Colorado (États-Unis), a mis en place une stratégie efficace de protection contre les avalanches, qui comprend l'identification des zones où il existe des dangers d'avalanche et l'élaboration de cartes, ainsi que l'établissement et l'application d'un règlement de zonage contrôlant l'utilisation des terres (Oaks et Dexter, 1987).

Forêt de protection

La forêt influe également sur la formation du manteau neigeux, et donc sur le risque d'avalanche, grâce à l'interception de la neige, au maintien de zones froides et à l'aspérité du sol créée par les arbres sur pied et par les tiges et branches tombées sur le sol.

Les arbres contribuent sensiblement à réduire le risque d'avalanche (étude de cas 9). Selon les estimations, les avalanches se produisent uniquement sur des pentes boisées d'au moins 70 pour cent, au lieu de 58 pour cent dans le cas de pentes exposées ou peuplées de mélèzes. Le déclenchement d'avalanches est moins probable dans les forêts denses que dans les superficies non boisées; dans ce cas, l'avalanche sera toutefois plus violente que si elle s'était produite dans une zone dépourvue de forêt.

Les arbres dont la taille est au moins deux fois supérieure à la profondeur de la neige contribuent à prévenir les avalanches. Les arbres de petite taille (tels que

ÉTUDE DE CAS 9

Effet protecteur de la forêt contre les avalanches en Suisse

Les hommes ne pourraient pas vivre et mener à bien leurs activités dans la région alpine de la Suisse, si les montagnes n'étaient pas couvertes de forêts pour protéger, en aval, plus de 7 000 ha de zones résidentielles et industrielles, ainsi que de nombreuses voies de transport, contre les risques naturels. Environ 130 000 bâtiments et plusieurs centaines de kilomètres de voies ferrées et de routes bénéficient de cette protection. Les forêts de protection sont particulièrement importantes sur les pentes exposées aux avalanches, dans les zones d'alimentation directe des torrents de montagne et sur les pentes abruptes exposées à l'érosion du sol. Environ 30 pour cent des quelque 700 000 ha de forêt en montagne offrent une protection directe contre les avalanches et les éboulements.

Les forêts couvrent environ un tiers des Alpes suisses. À une haute altitude, jusqu'à la limite naturelle des arbres, soit à environ 2 000 m au-dessus du niveau de la mer, les forêts sempervirentes de conifères procurent la protection la plus efficace contre les avalanches en termes de superficie. Au cours des 120 dernières années, un grand nombre de pentes exposées au risque d'avalanche ont été reboisées. Des millions d'arbres nouvellement plantés sont aujourd'hui enracinés sur des pentes escarpées, dont l'inclinaison se situe entre 28 et 45°; ces pentes, si elles étaient dénudées, seraient des zones de déclenchement potentiel d'avalanches. Une forêt de montagne, lorsqu'elle ne présente pas de larges trouées entre les arbres, empêche la formation d'une plaque de neige uniforme, ce qui stabilise le manteau neigeux. Dans les Alpes suisses, les forêts de montagne préviennent le déclenchement d'avalanches sur plusieurs centaines de kilomètres.

À la suite des avalanches exceptionnelles enregistrées au début des années 50, les régions alpines d'Autriche, de France, d'Allemagne, d'Italie et de Suisse se sont mobilisées pour mettre en place un dispositif efficace de protection, qui accorde une large place à la protection des forêts. L'Autriche, la Bavière, le Liechtenstein et la Suisse avaient déjà adopté des stratégies de protection similaires. Dans les Alpes suisses, les avalanches meurtrières de l'hiver 1950/51 avaient fait 98 victimes et détruit près de 1 500 bâtiments. La majeure partie des habitants avaient été pris par surprise alors qu'ils étaient chez eux, et ont été ensevelis sous la neige.

En raison de l'explosion du tourisme d'hiver et du taux de croissance considérable du transport de personnes et de marchandises dans les Alpes, la zone de risque potentiel est utilisée de manière beaucoup plus intensive que dans les années 50. Ainsi, avec un niveau comparable de fréquence des avalanches en 1998/99, le nombre de personnes dans les zones montagneuses exposées au risque d'avalanche a été presque multiplié par cinq, par rapport à l'hiver 1950/51. Malgré cela, le nombre de pertes humaines et matérielles a été nettement moins important cette année-là qu'en 1950/51. L'hiver 1998/99 a pourtant été marqué par des avalanches exceptionnelles, et le bilan aurait dû être beaucoup plus lourd. Cette situation ne peut pas être simplement attribuée à la chance; on peut penser qu'elle résulte de l'intensification des mesures de prévention mises en œuvre depuis les années 50.

le pin des montagnes et l'aulne soyeux) peuvent favoriser le départ d'avalanches lorsqu'ils sont complètement recouverts de neige (effet de coup de fouet des branches). Les essences caducifoliées, qui perdent leurs feuilles en hiver, ne sont efficaces qu'en cas de faibles chutes de neige et n'ont qu'un effet limité lors de chutes volumineuses. Des arbres à feuilles caduques sont souvent plantés le long des bordures des couloirs d'avalanche car les arbres à feuillage persistant, dont la résistance aérodynamique est plus importante, sont souvent emportés par le flot de l'avalanche.

La forêt peut freiner une avalanche lorsque la profondeur de la neige est de 1 à 2 m, ce qui n'atteint qu'une petite partie des troncs des arbres. Lorsque la masse et la vitesse augmentent, par exemple en cas d'avalanche de poudreuse, la forêt est détruite, mais elle a un effet de freinage dans la zone de déclenchement, si la neige mise en mouvement ne déferle pas trop vite. L'échelle de l'avalanche en sera réduite.

Dans de nombreux pays développés, la collecte de bois dans les zones où les arbres ont été déracinés ou renversés par le vent n'est plus économiquement viable, et le bois est laissé sur le sol. Cette pratique n'est pas recommandée pour diverses raisons, par exemple à cause du risque d'infestation par le scolyte, mais le chablis fournit souvent une protection efficace contre les mouvements de neige. Le bois mort, les souches d'arbres, les galettes racinaires et les tiges tombées créent une structure de surface favorable à la stabilisation des dépôts de neige puisqu'ils permettent d'ancrer le manteau neigeux. Ce bois offre une bonne protection lorsque des avalanches se déclenchent sur des pentes de 58 à 84 pour cent. Sur des pentes très raides ou en cas de volumes de neige exceptionnels, le bois risque de ne pas supporter la charge; la neige et le bois seront alors emportés en même temps. Ce risque s'accroît peu à peu en raison de la décomposition biologique du bois, et devrait être pris en considération dans les situations où il existe un risque élevé de dégâts.

Directives

Dans de nombreux pays, l'établissement de cartes nationales des risques en montagne devient peu à peu une politique et une procédure normales. Les zones exposées au risque d'avalanche doivent y figurer.

Les forêts de haute altitude, situées sur des pentes dont l'inclinaison est supérieure à 58 pour cent, et donc exposées au déclenchement d'avalanches en plaque ou de poudreuse en raison du volume de neige qu'elles reçoivent, représentent une protection potentielle. Ces forêts réclament des mesures spécifiques, dont la protection n'est qu'un volet. L'établissement d'un couvert forestier sur les zones ouvertes, qui constituent des sources d'avalanche au-dessus de la ligne naturelle des arbres, peut également contribuer à la protection. Cet aménagement sera de plus en plus répandu en raison des effets du changement climatique, qui tend à déplacer naturellement la limite des arbres vers le haut. La gestion de ces forêts est complexe, et avant de les perturber il est conseillé de consulter des documents spécialisés et des personnes expérimentées. Une utilisation non avisée ou ina-

déquate des forêts peut accroître les risques dans les zones fragiles en aval. Les forêts doivent être régénérées au fur et à mesure qu'elles vieillissent et deviennent de plus en plus vulnérables à la dégradation et à la perte de fonction. La faune sauvage a une incidence sur la régénération car de nombreuses formes de vie animale trouvent une partie de leur habitat dans les zones d'avalanches. Du fait du changement climatique, la surveillance et le maintien, non seulement des forêts elles-mêmes, mais aussi des aires où les changements soulèvent des préoccupations (nouvelles zones exposées au risque d'avalanche) renforcent la nécessité d'agir de toute urgence.

Un programme intégré de protection contre les avalanches doit accorder la priorité aux mesures biologiques qui renforcent la fonction de protection des forêts et aux solutions techniques permettant de déclencher une alerte précoce.