

Les forêts et l'eau



Photographie de la couverture:

Chutes de Kiutaköngäs, parc national d'Oulanka, Finlande (FAO/FO-6885/P. Ceci)

Les appellations employées dans ce produit d'information et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. La mention de sociétés déterminées ou de produits de fabricants, qu'ils soient ou non brevetés, n'entraîne, de la part de la FAO, aucune approbation ou recommandation desdits produits de préférence à d'autres de nature analogue qui ne sont pas cités.

Les opinions exprimées dans ce produit d'information sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de la FAO.

ISBN 978-92-5-206090-1

Tous droits réservés. Les informations contenues dans ce produit d'information peuvent être reproduites ou diffusées à des fins éducatives et non commerciales sans autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source des informations soit clairement indiquée. Ces informations ne peuvent toutefois pas être reproduites pour la revente ou d'autres fins commerciales sans l'autorisation écrite du détenteur des droits d'auteur. Les demandes d'autorisation devront être adressées au:

Chef de la Sous-division des politiques et de l'appui en matière
de publications électroniques

Division de la communication, FAO

Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italie

ou, par courrier électronique, à:

copyright@fao.org

Les forêts et l'eau

ÉTUDE
FAO:
FORÊTS

155

Étude thématique préparée dans
le cadre de l'Évaluation des ressources
forestières mondiales 2005

L.S. Hamilton

Avec les contributions de:

N. Dudley

G. Greminger

N. Hassan

D. Lamb

S. Stolton

S. Tognetti

Table des matières

Avant-propos	v
Remerciements	vii
Sigles et abréviations	viii
Résumé d'orientation	ix
1. Introduction	1
2. Les forêts et la quantité d'eau	7
Trop d'eau?	7
Pas assez d'eau?	10
Niveau des eaux souterraines	14
Directives	14
3. Les forêts et la qualité de l'eau	15
Érosion et sédimentation	15
Autres polluants de l'eau	17
Directives	20
4. Écosystèmes forestiers particulièrement fragiles	23
Forêts de nuages ou de brouillard	23
Forêts marécageuses	28
Forêts sur des sols sensibles à la salinité	35
Forêts sur des pentes escarpées à risque élevé de glissement de terrain	40
Tampons ripicoles	47
Forêts d'approvisionnement en eau des villes	50
Étangs vernaux	56
Forêts de protection contre les avalanches	57
5. Le cas particulier des petites îles montagneuses	65
6. Paiements pour des services environnementaux	69
Services rendus par les écosystèmes des bassins versants	70
Types de mécanismes de rétribution	71
Paiements pour des services environnementaux en pratique – définir les services rendus par les bassins versants	74
Défis institutionnels	75
Conclusion: principales difficultés de conception et d'exécution	77
7. Recommandations	79
Références	83

Tableaux

1 Incidence du changement de l'utilisation des terres sur les paramètres hydriques, en fonction de la superficie du bassin	4
2 Exemples de volumes de précipitations horizontales dans les forêts tropicales montagneuses de nuages mesurés par des capteurs de brouillard	25

Figures

1 Le cycle hydrologique	4
2 Processus d'érosion et de sédimentation dans un bassin versant	16
3 L' <i>ahupua`a</i> – un système traditionnel de division des terres à Hawaï	68

Encadrés

1 Forêts de protection	2
2 Débits d'orage et inondations résultant de l'utilisation des terres	10
3 Incidences de la manipulation des forêts sur le débit de l'eau	11
4 Quelques exemples des liens entre forêts de nuages et approvisionnement en eau	26
5 Le Code d'exploitation forestière de la Papouasie-Nouvelle-Guinée	49
6 Expériences internationales: les avalanches de l'hiver 1999 dans l'espace alpin européen	59

Études de cas

1 Les plantations forestières dans les zones semi-arides d'Afrique du Sud	13
2 Réduction de la sédimentation d'un réservoir dans la province chinoise de Taïwan	18
3 Le canal de Panama et la qualité de l'eau	20
4 Menaces de fragmentation de la forêt de nuages de Xalapa, Veracruz (Mexique)	28
5 Conservation et utilisation durable de la forêt marécageuse sur tourbière du Pahang Sud-Est	32
6 Déboisement et salinité en Australie occidentale	37
7 Déboisement et salinité dans le nord-est de la Thaïlande	38
8 Inondations et glissements de terrain dans le sud de la Thaïlande	42
9 Effet protecteur de la forêt contre les avalanches en Suisse	61
10 Aménagement public/communautaire du bassin versant du Pohnpei	66
11 Le système <i>ahupua`a</i> d'Hawaï	67
12 L'accord d'aménagement du bassin versant de la ville de New York	72
13 Le Fonds national de financement forestier au Costa Rica	73

Avant-propos

Dans de nombreuses régions du monde, la quantité d'eau et sa qualité sont de plus en plus menacées par la surexploitation, la mauvaise utilisation et la pollution. Il est donc impératif d'accorder la plus haute priorité aux relations entre les forêts et l'eau.

Les bassins versants boisés fournissent un pourcentage important de l'eau utilisée à des fins domestiques, agricoles, industrielles et écologiques dans les zones situées tant en amont qu'en aval. L'un des principaux défis que doivent relever les gestionnaires des terres, des forêts et des eaux est d'optimiser la large gamme d'avantages multisectoriels que procure la forêt, sans porter atteinte aux ressources hydriques et aux fonctions de l'écosystème. Pour relever ce défi, il est urgent de mieux comprendre les liens qui existent entre les forêts/arbres et l'eau, de sensibiliser et de renforcer les capacités dans le domaine de l'hydrologie forestière, ainsi que d'intégrer les connaissances et les conclusions des recherches dans les politiques. Il faut également établir des mécanismes institutionnels pour renforcer les synergies dans le domaine de la gestion des forêts et de l'eau, et élaborer et exécuter des programmes d'action aux niveaux national et régional.

Jusqu'à récemment, les politiques forestières et hydriques se fondaient sur l'hypothèse que, dans toutes les conditions hydrologiques et écologiques, la forêt était un couvert idéal pour maximiser les apports d'eau, réguler les débits saisonniers et garantir une haute qualité de l'eau. La conservation (ou l'extension) du couvert forestier à l'amont des bassins versants était toujours considérée comme la mesure la plus efficace pour améliorer l'approvisionnement en eau destinée à des usages agricoles, industriels et domestiques, et pour prévenir les inondations dans les zones situées en aval. Cependant, les recherches en hydrologie forestière conduites durant les années 80 et 90 font apparaître une situation très différente. Bien que le rôle important que joue le couvert forestier en amont, en assurant un apport d'eau de bonne qualité, ait été confirmé, les généralisations concernant son impact sur les débits annuels et saisonniers en aval se sont révélées erronées et trompeuses. Des études montrent que la forêt n'est pas nécessairement le couvert le plus adapté pour améliorer le débit de l'eau en aval, notamment dans des écosystèmes arides ou semi-arides. En outre, il est scientifiquement démontré que la fonction protectrice du couvert forestier en amont contre les crues saisonnières en aval a souvent été surestimée. Cela est particulièrement vrai dans le cas de phénomènes majeurs intéressants de grands bassins versants ou hydrographiques.

L'année internationale de l'eau douce (2003) et le troisième Forum mondial de l'eau (Kyoto, Japon, 2003) ont contribué à accélérer l'intégration dans les politiques de cette nouvelle compréhension des interactions biophysiques entre les forêts et l'eau. La Réunion internationale d'experts sur les forêts et l'eau, tenue à Shiga

(Japon) en novembre 2002 pour préparer les deux manifestations mentionnées précédemment (Bureau international de coopération forestière, 2002), a souligné la nécessité d'adopter une approche plus globale pour tenir compte des relations entre l'eau, les forêts, les autres utilisations des terres et les facteurs socioéconomiques dans les écosystèmes de bassins versants complexes. Depuis lors, la Déclaration de Shiga est devenue une référence clé pour l'élaboration d'une nouvelle génération de politiques forestières et hydriques.

Depuis quelques années, la question des relations entre les forêts et l'eau ne cesse de prendre de l'importance dans les travaux du Département des forêts de la FAO. Le chapitre intitulé «L'utilisation et la gestion durables des ressources en eau douce: le rôle des forêts» publié dans *La situation des forêts du monde 2003* (FAO, 2003) a été une étape marquante dans la création de l'entité de programme sur les forêts et l'eau au sein du Département des forêts. Les liens entre les forêts et l'eau ont été l'une des composantes essentielles de l'évaluation mondiale des programmes et projets d'aménagement des bassins versants réalisée sous l'égide de la FAO (FAO, 2006b).

La présente étude thématique sur les forêts et l'eau a été réalisée dans le cadre du programme de l'Évaluation des ressources forestières mondiales. Elle intéressera un grand nombre d'experts techniques, de scientifiques et de décideurs, et plus particulièrement les instances nationales. Elle contient des recommandations visant à renforcer l'attention portée au rôle des forêts et des arbres dans la protection et la gestion de l'eau à l'échelle nationale. Elle invite également les communautés œuvrant dans les secteurs forestier et hydrique à intensifier leur collaboration.



Jose Antonio Prado

Directeur

Division de la gestion des forêts
Département des forêts de la FAO

Remerciements

L'Évaluation des ressources forestières mondiales 2005 (FRA 2005) est le résultat des efforts conjugués du Département des forêts de la FAO, des pays membres de la FAO, de donateurs, de partenaires et d'experts individuels. Plus de 800 personnes y ont participé. Les correspondants nationaux et leurs équipes ont soumis des rapports détaillés sur plusieurs pays. Outre le rapport principal (FAO, 2006a), plusieurs études thématiques ont été préparées. *Les forêts et l'eau* est le rapport d'une étude thématique réalisée en vue de répondre à l'attention croissante portée à ce thème dans le monde entier.

L.S. Hamilton, expert de réputation mondiale en hydrologie forestière, en est l'auteur principal. Le professeur Hamilton a rédigé l'essentiel du texte et a également coordonné une petite équipe d'auteurs qui ont apporté leur contribution à la rédaction de certains chapitres: N. Hassan (forêts marécageuses), D. Lamb (forêts sur des sols sensibles à la salinité), N. Dudley et S. Stolton (forêts d'approvisionnement en eau des villes), P. Greminger (forêts de protection contre les avalanches) et S. Tognetti (paiements pour des services environnementaux).

Le document a été élaboré sous la supervision globale de T. Hofer, Chargé de l'entité de programme sur les forêts et l'eau au Département des forêts de la FAO. M. Achouri, M. Wilkie, P. Warren, D. McGuire et P. Ceci ont fourni des avis techniques et un soutien. W. Fleming, P.-C. Zingari, A. Whiteman et T. Facon ont communiqué de précieuses observations lors de la relecture. L. Ball a édité le document et A. Perlis, responsable des publications au Département des forêts, a supervisé la mise en forme définitive de la publication.

Sigles et abréviations

CIFOR	Centre pour la recherche forestière internationale
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
FEMAT	Équipe d'évaluation de la gestion de l'écosystème forestier (États-Unis d'Amérique)
FONAFIFO	Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (Costa Rica)
FRA	Évaluation des ressources forestières mondiales
FRIM	Institut de recherche forestière de la Malaisie
ICL	Consortium international sur les glissements de terrain
IIED	Institut international pour l'environnement et le développement
ONG	Organisation non gouvernementale
PFNL	Produits forestiers non ligneux
PNB	Produit national brut
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PSE	Paielements pour des services environnementaux
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
WCMC	Centre mondial de surveillance de la conservation (PNUE)
WWF	Fonds mondial pour la nature

Résumé d'orientation

Les recherches actuelles en hydrologie forestière semblent prouver que l'hypothèse suivant laquelle plus il y a d'arbres, plus il y a d'eau dans les écosystèmes forestiers repose sur une compréhension erronée du cycle hydrologique. La plupart des politiques forestières et hydriques se sont pourtant fondées sur cette hypothèse. L'écosystème forestier consomme en réalité de grandes quantités d'eau. La canopée réduit les écoulements souterrains et le débit des cours d'eau par l'interception des précipitations, ainsi que par l'évaporation et la transpiration à partir du feuillage. Étant donné que les forêts naturelles et les forêts établies par l'homme consomment plus d'eau que la plupart des autres couverts de remplacement (notamment les cultures agricoles et fourragères), il est indiscutable que le déboisement (même partiel) accroît le débit de l'eau vers l'aval. Ainsi, il a parfois été proposé d'éliminer le couvert forestier qui consomme beaucoup d'eau, afin de prévenir ou d'atténuer la sécheresse, en particulier dans les zones semi-arides. Les avantages de cette approche doivent toutefois être évalués en regard de la perte des nombreux autres biens et services fournis par la forêt, tels que la lutte contre l'érosion, l'amélioration de la qualité de l'eau, la fixation du carbone, la réduction de la salinité, les loisirs et la valeur esthétique, le bois d'œuvre, le bois de feu et les autres produits forestiers, ainsi que la biodiversité.

Il est prouvé que la suppression totale ou partielle du couvert forestier accélère le débit de l'eau, elle accroît ainsi le risque d'inondation durant la saison pluvieuse, et de sécheresse durant la saison sèche. Le rôle du couvert forestier dans la régulation des flux hydrologiques a cependant souvent été surestimé; les incidences de la suppression du couvert forestier ne sont évidentes qu'à petite échelle, lorsqu'elles s'accompagnent de précipitations de courte durée et de faible intensité (ce qui est le cas le plus fréquent). Lorsque la durée des pluies ou leur intensité s'accroît, ou que la distance entre le bassin versant et le bassin fluvial augmente, d'autres facteurs commencent à réduire ou à annuler les impacts constatés à proximité de la zone déboisée.

À grande échelle, ce sont moins les pratiques d'aménagement des terres du bassin versant supérieur que les processus naturels qui favorisent les inondations. Par conséquent, même si les bonnes raisons pour reboiser les bassins versants sont nombreuses (limiter la perte des sols, réduire la sédimentation des cours d'eau, maintenir la production agricole, conserver les habitats de la faune sauvage), la réduction du risque d'inondation n'en est certainement pas une. Les reboisements pratiqués à cette fin ne sont efficaces qu'à une échelle locale de quelques centaines d'hectares.

La contribution la plus importante des forêts à l'équilibre hydrologique des écosystèmes de bassins versants est la préservation d'une eau de haute qualité. En effet, les forêts limitent l'érosion du sol *in situ*, réduisent les apports de sédiment

dans les plans d'eau (terres humides, étangs et lacs, cours d'eau et rivières), et piègent/filtrent les autres polluants de l'eau dans la litière et le sous-bois. Un bon couvert forestier constitue la couverture la plus efficace pour réduire au minimum la charge sédimentaire des cours d'eau. La forêt est sans aucun doute le meilleur couvert végétal pour les bassins versants d'adduction d'eau potable, car les activités forestières n'emploient ni engrais, ni pesticides, ni carburants fossiles, et évitent la pollution due aux déchets ménagers ou aux processus industriels.

Plusieurs formations forestières revêtent une importance particulière pour les ressources hydriques et leur gestion:

- Les forêts de nuages doivent être conservées en tant que forêts, car elles jouent un rôle important dans la production d'eau, la lutte contre l'érosion et la préservation de la biodiversité, et elles ne se prêtent pas en général à d'autres usages durables. Elles doivent être identifiées dans les inventaires locaux, régionaux et nationaux. La perte de forêts de nuages est irréversible du fait des relations complexes entre la flore, la faune et les sols. La conservation des forêts de nuages et leur classement en tant qu'aires protégées doivent être une priorité nationale.
- Les forêts marécageuses jouent un rôle déterminant dans le bilan hydrique local et dans l'écologie mondiale. Ces forêts doivent être classées dans les zones écologiquement vulnérables où le maintien de l'intégrité hydrologique est une priorité de gestion. Elles doivent être protégées par des lois, et les projets à grande échelle de conversion à d'autres utilisations des terres doivent faire l'objet d'une étude d'impact sur l'environnement, afin d'évaluer les conséquences à long et à court termes.
- La salinisation est un problème répandu, notamment dans les régions caractérisées par une longue saison sèche. Selon de récents rapports, 77 millions d'hectares dans le monde seraient touchés par une salinité résultant d'activités humaines (notamment de la modification du couvert végétal et d'une irrigation excessive). Le déboisement est à proscrire dans les zones boisées dont les sous-sols ou les eaux souterraines sont salins. Toute modification du cycle hydrologique dans ces paysages risque de faire remonter les sels à la surface du sol.
- Grâce aux arbres de bas étage, à la litière, aux débris et aux sols non compactés, il est presque certain que les forêts constituent le couvert végétal le plus efficace et le plus sûr pour réduire au minimum tous les types d'érosion de surface. Les zones exposées aux glissements de terrain, qui représentent sans doute le type d'érosion le plus grave, doivent être maintenues sous couvert forestier, dans des zones boisées ou dans des systèmes agroforestiers/agropastoraux dotés d'un couvert arboré suffisamment dense.
- Les bandes de végétation bordant les berges des cours d'eau ou des rivières, et les rives des lacs ou des étangs, ont des fonctions importantes de protection de l'eau. En raison de leurs systèmes racinaires vigoureux et profonds, les zones tampons boisées jouent un rôle protecteur majeur. Les tampons ripicoles stabilisent les berges des plans d'eau vive, en réduisant l'érosion et en limitant

les apports de sédiments dans l'eau. Le tapis forestier et les sols des forêts piègent également les sédiments charriés par l'eau depuis l'amont, hors de la zone tampon. Les tampons ripicoles qui protègent la qualité de l'eau des cours et d'autres plans d'eau pérennes doivent être recensés et officiellement désignés pour faire l'objet de mesures particulières lors de l'affectation des terres.

- Le manque d'eau potable et d'assainissement adéquat sont préjudiciables à la qualité de la vie d'environ 1 milliard de citoyens dans le monde, ainsi que d'un grand nombre de personnes dans les zones rurales, notamment en Afrique, Asie et Amérique latine. La réduction des budgets oblige de nombreuses municipalités à rechercher des approches novatrices pour maintenir l'approvisionnement en eau potable. L'une des approches le plus souvent envisagées aujourd'hui s'applique à examiner la capacité des bassins versants boisés à alimenter les villes en eau potable. Les forêts sont déjà considérées comme une source d'approvisionnement en eau, mais il reste encore beaucoup à apprendre et à mettre en œuvre pour optimiser cet avantage.
- La protection contre les avalanches est dans le monde entier l'une des principales exigences pour les habitants des régions de haute montagne, dont la vie et les activités sont également menacées par de nombreux autres risques considérables. Les forêts jouent un rôle important dans la lutte contre les avalanches. La cartographie des risques en montagne doit indiquer de façon précise les forêts de protection et les désigner pour qu'elles fassent l'objet de mesures particulières.

Les petites îles montagneuses sont soumises aux influences classiques qu'exerce la forêt sur la quantité d'eau et sa qualité. En raison de la longueur assez restreinte des cours d'eau, les relations entre l'amont et l'aval sont étroites; tout ce qui se produit dans les hautes terres (notamment les inondations, les débits d'étiage, la sédimentation et les polluants déversés dans l'eau) se traduit en général par une modification de la quantité d'eau et de sa qualité. Dans les petites îles, les ressources en eau douce sont souvent très rares, et donc précieuses. Les décideurs en matière d'aménagement des forêts doivent donc être extrêmement prudents quant aux modifications ou aux déboisements qui portent atteinte aux ressources hydriques.

La dégradation des bassins versants a permis de mieux prendre conscience des diverses manières dont ces écosystèmes contribuent au bien-être de l'humanité en raison des nombreux services qu'ils procurent, et donc de l'importance de les mettre davantage en valeur. Les services fournis par les bassins versants comprennent l'approvisionnement en eau douce, la régulation des débits et de la charge sédimentaire, ainsi que la préservation des régimes de flux naturels, qui soutiennent des écosystèmes entiers et des modes de vie. Toutefois, compte tenu de la complexité et de la variabilité des processus des bassins versants, qui sont conditionnés par des phénomènes extrêmes et aléatoires, il est difficile, voire impossible, d'établir avec certitude des liens de cause à effet. Les mécanismes de paiement pour les services des bassins versants ne résoudront pas tous les problèmes de dégradation, mais ils peuvent constituer un volet important d'une stratégie d'aménagement plus globale.

1. Introduction

Les difficultés d'approvisionnement en eau pour satisfaire les besoins fondamentaux que constituent la santé, l'hygiène et la sécurité alimentaire freinent le développement et imposent des conditions excessivement difficiles à plus d'un milliard de personnes dans le monde. La qualité de l'eau reflète également toutes les actions, positives et négatives, que nous prenons en vue de protéger l'environnement mondial.

Kofi Annan, ancien Secrétaire général des Nations Unies (UNESCO, 2003)

Lors du Sommet du Millénaire des Nations Unies en 2000, 147 dirigeants mondiaux se sont fixés comme objectif de réduire de moitié, à l'horizon 2015, le nombre de personnes qui ne peuvent pas avoir accès à l'eau potable ou en acheter à un prix abordable. La surface de la planète est presque entièrement recouverte d'eau, mais la disponibilité d'eau douce ne semble pas suffisante pour répondre aux besoins de la population humaine en pleine croissance ou à ceux de la vie végétale et animale. L'Année internationale de l'eau douce, lancée en 2003 par les Nations Unies, a souligné la nécessité critique de disposer d'eau au bon endroit, en quantité suffisante, d'une qualité acceptable et au bon moment. Les forêts jouent un rôle clé dans l'approvisionnement en eau, mais la Commission économique pour l'Europe (2004) avertit toutefois :

L'attention actuelle accordée à la question de l'eau douce ne met pas assez l'accent sur le rôle des écosystèmes aquatiques dans la recherche de solutions, ce qui est sans doute dû à un manque de sensibilisation. Il est indispensable d'organiser des campagnes d'information ou d'autres activités spécifiques, afin que les différentes parties prenantes dans l'ensemble du bassin versant (instances nationales, secteur public et secteur privé) comprennent mieux le rôle des milieux humides et des forêts dans l'approvisionnement en eau. Il est également important de faire connaître aux populations vivant dans les zones en amont et en aval les avantages qu'elles peuvent en retirer.

Il est donc tout à fait approprié que «Les forêts et l'eau» soit l'une des études thématiques réalisées dans le cadre de l'Évaluation des ressources forestières mondiales (FRA 2005) (voir encadré 1).

Le présent document porte sur l'importance du couvert forestier dans le cycle hydrologique (figure 1). Il fournit des informations sur les efforts nécessaires pour préserver et restaurer les écosystèmes aquatiques – un domaine d'activité prioritaire à l'échelle internationale, selon la Commission des Nations Unies pour l'Europe. Par le biais de l'interception des précipitations, de l'évaporation de l'humidité des surfaces végétatives, de l'absorption de l'humidité des sols, de la rétention de l'eau et du maintien de l'infiltration dans les sols, les forêts influent sur la quantité d'eau qui peut être tirée des eaux souterraines, des cours d'eau de surface et des plans

ENCADRÉ 1

Forêts de protection

Les évaluations des ressources forestières étaient auparavant centrées sur les fonctions de production des forêts, notamment l'approvisionnement en bois, car c'était là l'objectif principal identifié par les responsables des politiques. En réponse à la prise de conscience, dans de nombreux pays, du rôle important que jouent les forêts en procurant des services environnementaux, dont la protection, FRA 2005 a tenté pour la première fois d'évaluer l'importance des fonctions de protection des forêts au niveau mondial. Des informations ont été recueillies sur les deux variables ci-après.

Superficie des forêts affectées à la protection

Cette variable indique l'étendue des superficies forestières mises en réserve pour remplir des fonctions de protection, soit par prescription juridique, soit par décision du propriétaire ou de l'administrateur des terres.

Les forêts du monde remplissent de nombreuses fonctions de protection, à l'échelle locale et mondiale. Ces fonctions ont une influence sur le climat, la protection contre l'érosion éolienne, les avalanches, la pollution atmosphérique et les ressources en eau, ainsi que sur la protection des côtes.

On distingue deux catégories de fonctions désignées de la forêt: la «fonction principale» et la «superficie totale à laquelle est assignée une fonction». Les superficies auxquelles a été assignée une fonction particulière, considérée comme sensiblement plus importante que d'autres fonctions, entrent dans la catégorie des forêts ayant une fonction principale. Toutes les superficies forestières qui ont une fonction désignée (qu'elle soit principale ou non) entrent dans la catégorie «superficie totale à laquelle est assignée une fonction».

Superficie des plantations forestières de protection

Les plantations forestières de protection sont définies comme des forêts comprenant des espèces introduites et dans certains cas, des espèces indigènes établies par plantation ou semis, caractérisées par leur nombre limité, leur espacement régulier et/ou des peuplements équiennes, et visant principalement la fourniture de services, comme la protection des terres et des eaux, la remise en état des terres dégradées, la lutte contre la désertification, etc.

Tous les pays n'ont pas été en mesure de soumettre des données quantitatives pour ces variables, mais FRA 2005 a cependant pu fournir une évaluation initiale de l'importance des fonctions de protection des forêts dans le monde.

Principaux résultats

En 2005, l'étendue des forêts affectées principalement à la protection s'élevait à 348 millions d'hectares, soit 9 pour cent de la superficie forestière mondiale. Environ 1,19 milliard d'hectares de forêts – soit 65 pour cent du total – ont été identifiées comme

ayant, parmi leurs fonctions désignées, une fonction de protection (qu'elle soit principale ou non).

Les résultats de FRA 2005 mettent en évidence la tendance à l'identification croissante d'aires destinées à la protection. Pour l'ensemble de la planète, le pourcentage de forêts auxquelles la protection est assignée comme fonction principale s'est accru, passant de 8 pour cent en 1990 à 9 pour cent en 2005, soit une augmentation de plus de 50 millions d'hectares. De même, le pourcentage des forêts mondiales où la protection fait partie des fonctions désignées représentait 65 pour cent en 2005, contre 61 pour cent en 1990, soit une augmentation de près de 60 millions d'hectares.

Il semble probable que la tendance à l'augmentation du pourcentage des forêts du monde classées dans la catégorie des forêts ayant la protection pour fonction principale se poursuivra, et que plus de 9 pour cent en feront partie dans FRA 2010.

L'étendue totale des plantations forestières a été estimée à 30 millions d'hectares en 2005, soit 0,8 pour cent de la superficie totale des forêts. La superficie de ces forêts a augmenté de 405 000 ha par an entre 1990 et 2000, et de 330 000 ha par an entre 2000 et 2005. Cependant, les régions et sous-régions ont signalé des changements sensiblement variables.

En raison des nombreuses fonctions de protection des forêts et de leur importance croissante, il est de plus en plus nécessaire que les pays collectent, analysent et fournissent des informations sur l'étendue et l'état de leurs forêts de protection. FRA 2005 a tenté pour la première fois d'évaluer l'importance des fonctions de protection des forêts au niveau mondial et s'est fondé sur un nombre limité de variables quantitatives. Néanmoins, toutes ces variables indiquent une tendance positive et une reconnaissance accrue de l'importance des fonctions de protection remplies par les forêts.

Source: FAO, 2006a.

d'eau. En préservant ou en améliorant l'infiltration des sols et leur capacité à retenir l'eau, les forêts agissent sur le rythme de puisage. En réduisant l'érosion, elles limitent la dégradation de la qualité de l'eau due à la sédimentation. En piégeant les sédiments et les polluants nocifs produits par d'autres types d'utilisation des terres et d'activités en amont, elles peuvent aussi protéger les plans et les cours d'eau. Le long des cours d'eau, les forêts réduisent la température de l'eau grâce à l'ombre qu'elles projettent. Lorsqu'elles recouvrent les bassins versants, les forêts protégées ou bien aménagées n'ont pas d'égal pour améliorer la sécurité hydrologique et la protection contre l'érosion, ainsi que la qualité de l'eau. En fait, l'eau est probablement le produit le plus utile et le plus important des forêts. Les chapitres qui suivent abordent quelques-unes de ces questions de manière plus détaillée.

Les forêts protègent non seulement les ressources hydriques, mais aussi la biodiversité. Les engagements pris par les pays parties à la Convention des Nations

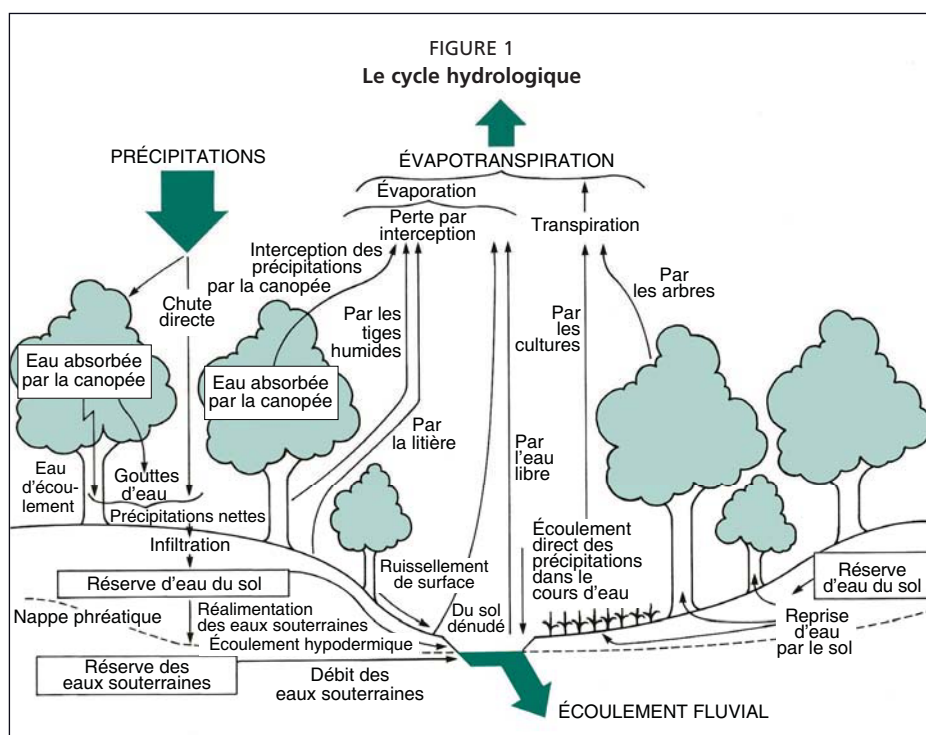


TABLEAU 1

Incidence du changement de l'utilisation des terres sur les paramètres hydriques, en fonction de la superficie du bassin

Paramètre	Superficie du bassin (km ²)						
	0,1	1	10	100	1 000	10 000	100 000
Débit moyen	x	x	x	x	o	o	o
Débit de pointe	x	x	x	x	o	o	o
Débit de base	x	x	x	x	o	o	o
Réalimentation des eaux souterraines	x	x	x	x	o	o	o
Charge sédimentaire	x	x	x	x	o	o	o
Nutriments	x	x	x	x	x	o	o
Matières organiques	x	x	x	x	o	o	o
Agents pathogènes	x	x	x	o	o	o	o
Salinité	x	x	x	x	x	x	x
Pesticides	x	x	x	x	x	x	x
Métaux lourds	x	x	x	x	x	x	x
Régime thermique	x	x	o	o	o	o	o

x = incidence observable; o = aucune incidence observable.

Source: FAO, 2001.

Unies sur la diversité biologique se concrétisent par l'adoption de mesures nationales destinées à protéger l'eau et à établir des forêts «protégées» et «de protection», ainsi que de nombreuses formations forestières désignées pour être gérées de manière durable. Les forêts ont également une fonctions dans la fixation du carbone et rendent plusieurs autres services environnementaux.

Le changement climatique aura de profondes répercussions sur l'hydrologie et les ressources hydriques (Bergkamp, Orlando et Burton, 2003). Les inondations, les sécheresses et les glissements de terrain risquent de s'accroître, et le couvert forestier peut permettre de limiter leurs conséquences. Une attention particulière doit être accordée aux situations qui toucheront les groupes les plus vulnérables. La remise en état des écosystèmes dégradés peut aussi contribuer à «atténuer» les effets du changement climatique.

Après un bref examen du rôle que joue la forêt en ce qui concerne la quantité d'eau (chapitre 2) et sa qualité (chapitre 3), plusieurs formations forestières ou situations dans lesquelles les forêts entretiennent un lien très étroit avec l'eau sont examinées, en mettant l'accent sur les dangers auxquels elles sont exposées (chapitre 4). Ces forêts doivent être protégées en raison de leur fonction très importante de protection. Le cas particulier des petites îles montagneuses fait l'objet d'un examen distinct (chapitre 5). Le chapitre 6 est consacré à une analyse du fondement des mécanismes de paiement pour des services environnementaux. Tous ces chapitres expliquent et enrichissent les données du tableau 1, qui illustre l'incidence du changement de l'utilisation des terres sur divers paramètres hydriques, à différentes échelles. Des directives sont proposées à la fin de chaque chapitre, et le document se termine par un ensemble concis de recommandations (chapitre 7).

2. Les forêts et la quantité d'eau

La transformation des précipitations en eaux souterraines et en cours d'eau est réduite à cause de leur interception par les forêts et de leur évaporation à partir du couvert forestier (voir figure 1). Elle diminue encore par la transpiration de l'humidité des sols à partir du feuillage. Ce sont en quelque sorte des pertes que subit le système d'eau utile, mais la production de bois, feuilles, fleurs, fruits et graines résulte cependant de cette utilisation de l'eau et de la photosynthèse. L'écosystème forestier, avec la flore et la faune qu'il abrite, est un grand consommateur d'eau, mais il procure en même temps d'immenses avantages à l'humanité. Grâce à sa diversité biologique, la forêt fournit une multitude de produits précieux, qui vont des oiseaux aux panneaux de bois et aux ours, du bois de feu aux médicaments, de la fixation du carbone aux orchidées et aux châtaignes. Elle offre aussi un milieu récréatif et la beauté de ses paysages, ainsi qu'un niveau élevé de protection contre l'érosion des sols et, lorsque les conditions s'y prêtent, contre le risque d'avalanche.

Les sociétés humaines se soucient de l'impact positif ou négatif des forêts sur la quantité d'eau, car il y a parfois trop d'eau (inondations) et parfois pas assez. Ces préoccupations naissent des nombreux mythes et malentendus, d'une désinformation et d'une interprétation erronée (Hamilton, 1985). Ainsi, l'exploitation forestière et le défrichement des terres dans l'Himalaya, au Népal, ont été tenus à tort pour responsables des inondations catastrophiques qui se sont produites dans les plaines du Gange en Inde, et on a prétendu que la restauration des forêts pouvait rétablir l'écoulement des rivières asséchées, et atténuer de ce fait la sécheresse (*World Water*, 1981). Ces interprétations inexactes persistent aujourd'hui encore.

TROP D'EAU?

Il a été prouvé que la suppression totale ou partielle du couvert forestier entraîne une augmentation du débit total dans les bassins versants, en raison principalement de la réduction de l'évapotranspiration par les arbres, qui agissent comme des «pompes à eau» profondément enracinées (Hamilton et King, 1983; Bruijnzeel, 1990). L'augmentation du débit persiste tout au long de l'année, et c'est au cours de la saison sèche qu'on enregistre la hausse la plus forte en pourcentage (souvent le double du débit observé avant l'élimination du couvert forestier). Une légère coupe d'écrouissage ou l'extraction de produits forestiers non ligneux ont peu d'effet, voire aucun, sur le débit de l'eau; l'effet s'accroît avec la quantité d'arbres abattus, jusqu'à la coupe rase (Bruijnzeel, 1990). L'augmentation du débit semble souhaitable durant les faibles écoulements de la saison sèche, mais il peut poser un problème durant la saison pluvieuse, car le gonflement des flux accentue le risque

d'inondation. Les effets sur l'écoulement se font ressentir à proximité de la zone forestière déboisée, mais seulement lorsque les épisodes pluvieux sont de courte durée et de faible intensité (ce qui est généralement le cas le plus fréquent).

À mesure que la durée ou l'intensité des précipitations augmentent et qu'on s'éloigne vers l'aval du bassin versant et du bassin fluvial, d'autres facteurs interviennent et réduisent ou annulent les effets constatés à proximité de la zone déboisée. Ces facteurs incluent la superficie et la morphométrie du bassin, les phénomènes affectant d'autres affluents, la trajectoire de l'orage, et l'intensité et la durée des précipitations. Ives et Messerli (1989) ont décrit ce phénomène dans de petits bassins versants (<50 km²), des bassins moyens (de 50 à 20 000 km²) et de grands bassins (>20 000 km²). Dans les petits bassins, les pratiques d'utilisation des terres peuvent avoir une incidence sur le débit de l'eau et sur la charge sédimentaire, en fonction de la profondeur des sols et de la variabilité des précipitations. Dans les bassins moyens, les conséquences en aval des activités forestières et d'autres utilisations des terres sont probablement atténuées par la forte intensité et la grande variabilité des phénomènes naturels, et par les apports provenant d'autres bassins versants. Dans les grands bassins, ce sont moins les interventions humaines que les processus naturels intéressant le bassin versant supérieur qui provoquent les inondations et les taux élevés de sédimentation. Hewlett (1982) a analysé les conclusions de recherches internationales portant sur des bassins versants et n'a pu établir aucun lien de cause à effet entre l'élimination du couvert forestier en amont et les inondations dans le bassin inférieur. Depuis plus de 20 ans, aucune information contradictoire n'a été publiée.

Même à l'échelle locale, tout dépend en grande partie de la profondeur des sols et du type de précipitation. Avant d'arriver à saturation, les sols profonds peuvent retenir une grande quantité d'eau, et les essences à enracinement profond rendent le manteau pédologique plus apte à absorber l'eau déversée par un nouvel épisode pluvieux. Les précipitations antécédentes et la teneur en eau du sol ont une forte influence sur la génération des eaux de ruissellement. Ainsi, en cas de précipitations fréquentes de courte durée ou de faible intensité, les sols forestiers peuvent réduire ou prévenir les crues soudaines au niveau local. En revanche, dans les cas plus rares de précipitations de longue durée ou de forte intensité, une fois que la couche du sol est saturée, l'eau ruissellera, même si le couvert forestier est entier et non perturbé. Sur des sols peu profonds, notamment lorsqu'ils sont pentus, la capacité de rétention d'eau est beaucoup plus faible, et le bassin versant est plus vulnérable à des crues soudaines; les arbres, comme d'autres types de végétation ou d'utilisation des terres, n'ont pratiquement aucun effet sur la retenue des écoulements rapides de surface ou hypodermiques.

Les informations erronées persistent toutefois. En Thaïlande, l'exploitation forestière a été interdite après que les inondations dévastatrices de novembre 1988 dans le sud du pays ont été attribuées à tort à cette pratique (Rao, 1988). Les inondations catastrophiques qui ont touché le Bangladesh la même année ont été imputées sans raison au déboisement des montagnes de l'Inde et du Népal, où le Gange et le Brahmapoutre prennent leur source. La communauté internationale

avait ainsi une excellente raison de ne pas prendre des décisions difficiles concernant l'occupation des plaines d'inondation et l'aménagement des fleuves et rivières dans le bassin inférieur (Hamilton, 1988). On pourrait citer beaucoup d'autres exemples de ce type d'informations erronées, pourtant très répandues. Récemment, une publication phare portant sur les processus hydrologiques dans les grands bassins fluviaux (Hofer et Messerli, 2006) s'appuie sur de solides preuves scientifiques pour démontrer qu'il faut abandonner le mythe selon lequel le déboisement pratiqué dans les montagnes de l'Himalaya est à l'origine des fortes inondations dans les plaines du Gange et du Brahmapoutre. Une publication de la FAO et du Centre pour la recherche forestière internationale (FAO et CIFOR, 2005) fait l'observation suivante:

Les forêts jouent un certain rôle dans le retard et la réduction des débits maximaux des eaux de crue à l'échelle locale, mais, d'après les données scientifiques, il est incontestable qu'elles ne peuvent pas maîtriser les inondations catastrophiques à grande échelle, souvent provoquées par de graves phénomènes météorologiques [...] Cela ne compromet en rien la nécessité d'aménager et de préserver de manière adéquate les forêts des hautes terres, mais souligne l'importance cruciale d'adopter des approches intégrées pour aménager les bassins hydrographiques, qui vont au-delà des «solutions» simplistes fondées uniquement sur la forêt.

Cependant, les apports de sédiments et de débris dans le lit des cours d'eau, provenant des glissements de terrain et des éboulements généralement déclenchés par les précipitations qui donnent lieu à des crues, aggravent les inondations et leurs dégâts. Selon Scatena, Planos-Gutiérrez et Schellekens (2005), les épisodes pluvieux de forte intensité et de courte durée seraient à l'origine des glissements superficiels et des coulées de débris, tandis que les épisodes pluvieux de faible intensité et de longue durée produiraient des avalanches de débris et des affaissements beaucoup plus importants et plus profonds. Les recherches montrent que les racines renforcent sensiblement les sols et la protection contre les glissements de terrain et les coulées de débris (O'Loughlin, 1974). Ainsi, même si le couvert forestier ne réduit pas sensiblement le volume d'eau déversé dans les cours d'eau après un violent épisode pluvieux, il peut limiter la gravité de l'inondation et les dégâts occasionnés.

La perception erronée selon laquelle les reboisements pratiqués dans les bassins versants sont un moyen efficace de prévenir ou d'éliminer le risque d'inondation perdure. Une nouvelle fois, rien ne prouve que cela soit le cas, sauf au niveau local, sur quelques centaines d'hectares. Il existe un grand nombre d'excellentes raisons de remettre en état les bassins versants (limiter les pertes de sols, réduire les apports de sédiments dans les cours d'eau, maintenir la production agricole et conserver les habitats de la faune sauvage), mais la réduction significative du risque d'inondation n'en est pas une (Hamilton et Pearce, 1987).

L'encadré 2 récapitule les incidences habituelles des modes d'utilisation des terres, y compris des forêts, sur le débit des eaux d'orage et sur les inondations au niveau local.

ENCADRÉ 2

Débits d'orage et inondations résultant de l'utilisation des terres

Les incidences des modes d'utilisation des terres sur les débits d'orage et les inondations à l'échelle locale sont les suivantes:

- Lorsqu'on élimine la couverture végétale ou qu'on remplace des plantes qui ont un taux annuel de transpiration et de perte par interception élevé, par des variétés où ces processus sont plus faibles, les débits d'orage et de pointe risquent d'augmenter. Ces pratiques peuvent aussi accroître la superficie des sources d'écoulement. Après un épisode pluvieux, le taux d'humidité du sol et le niveau des nappes phréatiques augmentent généralement, ce qui réduit la capacité de rétention des précipitations ultérieures, et les zones sources s'agrandissent.
- Les activités qui réduisent la capacité d'infiltration des sols, telles que le surpâturage, la construction de routes et l'exploitation forestière, peuvent augmenter le ruissellement des eaux de surface. Plus le volume des précipitations converties en écoulements superficiels augmente, plus le débit réagit rapidement aux épisodes pluvieux, ce qui engendre une hausse des débits de pointe. Les activités favorisant l'infiltration devraient avoir l'effet inverse.
- L'aménagement de routes, tranchées de drainage et pistes de débardage, et les altérations du lit des rivières, bouleversent le système de transport de l'eau dans un bassin versant. Ils déterminent généralement une augmentation du débit de pointe, due à la diminution du temps de parcours des flux jusqu'à la sortie du bassin versant.
- Une augmentation de l'érosion et de la sédimentation peut diminuer la capacité de retenue des cours d'eau, tant en amont qu'en aval. Les eaux, jusque-là confinées par les rives, risquent alors de déborder.

Dans le cas de précipitations dont la durée et l'intensité ne présentent pas de caractère exceptionnel, ces incidences peuvent sensiblement modifier le volume des eaux d'orage, ainsi que l'amplitude et le délai du débit de pointe. Au fur et à mesure que les précipitations augmentent en intensité et en durée, l'influence du système sol-plantes sur le débit d'orage diminue. Le couvert végétal n'a donc qu'un effet minime lors des épisodes pluvieux très importants, qui sont souvent à l'origine des grandes inondations.

Source: Brooks *et al.*, 1991.

PAS ASSEZ D'EAU?

Il est indiscutable que la suppression, même partielle, des forêts détermine une augmentation du débit global. Les forêts naturelles et les forêts établies par l'homme consomment plus d'eau que la plupart des autres types de végétation de remplacement, notamment les cultures agricoles et fourragères. Ainsi, les hausses de débit signalées au cours de la première année qui suit le déboisement dans les régions tropicales humides sont de l'ordre de 110 à 825 mm, en fonction

ENCADRÉ 3

Incidences de la manipulation des forêts sur le débit de l'eau

- Une coupe d'écrémage légère et attentive n'aura qu'un effet limité ou nul sur le débit, dont l'augmentation est fonction de la quantité de bois prélevée.
- L'ensemble des données concernant les régions tropicales humides conforte les conclusions générales de Bosch et Hewlett (1982), selon lesquelles l'élimination du couvert forestier naturel détermine une forte augmentation initiale du débit (jusqu'à 800 mm par an), et cet effet est probablement plus sensible dans les régions exposées à de fortes précipitations, en fonction principalement du volume de pluies reçu après l'intervention.
- Selon le régime pluviométrique, on constate un déclin assez irrégulier du gain en débit dans le temps, qui est corrélé à l'établissement d'un nouveau couvert. Aucune donnée n'a été publiée sur le nombre d'années nécessaires pour retrouver les débits totaux antérieurs à la coupe dans le cas d'une régénération naturelle, mais cela peut prendre plus de huit ans.
- Après maturation de la nouvelle couverture végétale, le débit peut rester supérieur au débit total initial en cas de conversion à des cultures annuelles, à des prairies ou à des plantations de thé; retrouver sa valeur initiale (plantation de pins après fermeture complète de la canopée); ou rester inférieur à sa valeur initiale (reboisement d'herbages avec des pins ou des eucalyptus). Une réjuvenilisation des eucalyptus après 10 ans se traduit par des réductions encore plus marquées pendant deux ans.

Source: Tiré de Bruijnzeel, 1990.

de la pluviométrie locale (encadré 3). Les pertes dues à l'évaporation et à la transpiration sont plus importantes dans les forêts sempervirentes que dans les forêts caducifoliées; la perte par évaporation est également moins élevée lorsque le climat est plus sec et moins venteux, les feuilles étant en général plus étroites et plus petites dans les climats secs (Nisbet et McKay, 2002).

L'étude, ancienne mais toujours d'actualité, réalisée par Bosch et Hewlett (1982) sur près de 100 comparaisons par paire menées dans des bassins versants du monde entier, indique que les débits totaux ont augmenté dans tous les bassins où la forêt a été supprimée. Des études plus récentes (par exemple, Grip, Fritsch et Bruijnzeel, 2005) ne démentent pas cette constatation, qui ne s'applique pourtant pas dans le cas de la coupe ou de l'élimination des forêts montagneuses de nuages (voir chapitre 4). Dans les forêts de conifères, où la neige est la principale source d'apport d'eau, les forêts à canopée fermée ou légèrement ouverte peuvent retarder la fonte de la neige. Les basses terres en aval ont ainsi plus de temps pour éliminer les écoulements, ce qui peut atténuer le risque d'inondation et augmenter le temps durant lequel la fonte de la neige procure de l'eau pour des usages en aval. Une

légère coupe d'écramage peut entraîner une augmentation du volume de neige sur le sol, en réduisant la neige accrochée aux cimes et son évaporation.

Faudrait-il donc supprimer les arbres ou les forêts parce qu'ils consomment beaucoup d'eau? Cette proposition, qui a parfois été avancée durant les périodes de sécheresse, conduirait cependant à une dégradation ou à la perte des nombreux biens et services que procure la forêt, dont la faune et la flore forestières, la réduction de l'érosion, l'amélioration de la qualité de l'eau (chapitre 3), les loisirs et l'attrait esthétique, la fixation du carbone, ainsi que la fourniture continue de produits forestiers. Dans les zones exposées à la salinité, les sels risqueraient de remonter à la surface (chapitre 4, troisième section). Dans les forêts de nuages, l'apport en eau serait réduit dans le bassin versant (chapitre 4, première section). L'élimination des forêts peut effectivement conduire à une augmentation de la quantité d'eau, mais les utilisations des terres qui remplacent la forêt sont plus intensives en termes d'activités humaines et/ou animales, ce qui est un problème majeur.

Les plantes herbacées constituent une couverture de bassin versant adéquate pour améliorer le débit, mais elles présentent deux principaux points faibles: d'une part, les terrains exposés aux glissements sont dépourvus d'arbres, et les racines ne peuvent donc plus renforcer la stabilité des pentes; d'autre part, le surpâturage est généralement toléré et entraîne la compaction des sols, voire leur érosion, ce qui augmente les débits de pointe, peut provoquer le déversement de sédiments dans les cours d'eau et même une réduction de l'infiltration si importante que les flux de base diminuent (Hamilton et King, 1983). L'exploitation forestière, par le biais d'une coupe partielle ou d'une régénération de la forêt, maintient le site sous couvert forestier (ce qui ne serait pas le cas s'il était converti à d'autres utilisations) et elle permet d'accroître temporairement le débit tout au long de l'année. Toutefois, les pistes de débardage, de transport, de treuillage et d'atterrissage aménagées pour extraire le bois altèrent en général la qualité de l'eau, car leur construction accélère l'érosion tant que l'état initial n'est pas rétabli. L'augmentation du débit sera plus particulièrement prononcée sur des sols plus épais, où les arbres profondément enracinés exploitent davantage l'humidité des sols. Thang et Chappell (2005) présentent un ensemble de directives mises à jour pour réduire l'impact hydrologique de l'exploitation forestière en Malaisie.

Les effets du boisement ou du reboisement sur le débit sont généralement l'inverse des effets obtenus par l'élimination de la forêt (Hamilton et Pearce, 1987). Ils varient selon l'état de santé hydrologique des terres ou leur dégradation due à une utilisation non durable pendant de nombreuses années. Localement, dans le cas d'épisodes pluvieux de courte durée et de faible intensité, les crues soudaines devraient diminuer lorsque les sols sont épais. Le débit d'étiage diminue aussi en général, surtout lorsque des essences à croissance rapide et à forte consommation d'eau sont utilisées (étude de cas 1). Ainsi, après que la Commission des îles Fidji a mis en œuvre un programme de boisement en pins des Caraïbes dans les prairies de la zone sèche, le débit de saison sèche a diminué de 65 pour cent (Kammer et Raj, 1979). Il existe de nombreux exemples de réduction des débits suite à la plantation d'eucalyptus, ce qui a conduit la FAO à publier une brochure intitulée *Le dilemme*

de l'eucalyptus (FAO, 1988b). Scott, Bruijnzeel et Mackensen (2005) ont passé en revue les expériences et les recherches menées sur le sujet. Le reboisement dans les montagnes où des brouillards et nuages persistants sont poussés par le vent

ÉTUDE DE CAS 1

Les plantations forestières dans les zones semi-arides d'Afrique du Sud

L'Afrique du Sud est un pays où l'eau est rare. Les précipitations, dont le volume annuel est de l'ordre de 500 mm, sont mal réparties. Avec environ 1 400 m³ d'eau par personne et par an, l'Afrique du Sud est classée parmi les pays dont la disponibilité en eau est l'une des plus faibles du monde. Les forêts à canopée fermée (principalement des plantations d'essences exotiques à vocation de bois d'œuvre de pins, d'eucalyptus et d'acacia) recouvrent seulement un peu plus de 1 pour cent des terres, mais elles sont situées dans les parties supérieures des bassins versants qui fournissent 60 pour cent de l'eau douce du pays. Presque toutes les plantations ont été aménagées sur d'anciennes prairies naturelles. Dans certains cas, le débit de l'eau diminue deux ans après la plantation. Les réductions du débit maximal se produisent assez vite dans ces plantations à croissance rapide, puis diminuent. L'Afrique du Sud n'est pas le seul pays à se préoccuper du volume d'eau prélevé par les plantations forestières, mais il est le seul à avoir imposé des redevances sur les plantations.

L'Acte relatif à l'eau de 1998 classe les plantations forestières parmi les activités entraînant une réduction du débit de l'eau; cette utilisation des terres est d'ailleurs la seule à être ainsi classée. L'une des raisons pour lesquelles les autres cultures sèches (maïs, blé, sorgho et canne à sucre) n'entrent pas dans cette catégorie est qu'on connaît moins bien la quantité d'eau qui leur est nécessaire. Les premiers permis de plantations à vocation de bois d'œuvre ont été délivrés en 1999. Les montants des permis sont calculés en fonction du budget de captage, qui comprend la surveillance et la gestion de l'eau, l'amélioration de la disponibilité en eau, les systèmes d'adduction d'eau et le financement des activités de préservation de l'eau. Chaque budget de captage est réparti selon le volume utilisé par chacun des secteurs économiques. Le volume affecté au secteur forestier a été fondé sur la moyenne pluviométrique dans la zone de captage en fonction des espèces, avec une référence de 60 mm de précipitations par an. En 2002, les redevances versées par le secteur forestier ont été de 2 à 6 rands sud-africains par hectare et par an. Les volumes utilisés par les divers secteurs sont actuellement réexaminés. L'absence d'un versement compensatoire ou d'une réduction des redevances pour les avantages que procurent les forêts en matière d'approvisionnement d'une eau de qualité est l'un des points faibles du programme. Les forêts interceptent les nutriments apportés par les précipitations et les recyclent; en réduisant l'érosion superficielle, elles diminuent aussi la quantité de sédiments nuisibles à la qualité de l'eau.

Source: Jacobsen, 2003.

devrait entraîner une augmentation du débit de saison sèche, mais aucune donnée scientifique ne conforte cette hypothèse (voir chapitre 4).

NIVEAU DES EAUX SOUTERRAINES

Le couvert forestier influe sur le niveau des eaux souterraines, des puits et des sources; il préserve également la qualité de l'eau. Foster et Chilton (1993) font l'observation suivante:

Dans les régions tropicales humides, les eaux souterraines doivent être considérées comme de précieuses ressources, mais potentiellement fragiles. Dans certains cas, ces régions sont extrêmement vulnérables à la pollution qui résulte de l'évacuation non réglementée des effluents liquides urbains et industriels, des déchets solides et de l'agriculture intensive, mais aussi de l'intrusion d'eau salée dans les régions côtières due à une surexploitation locale.

Cette observation ne s'applique pas uniquement aux régions tropicales humides. Un couvert forestier sur les sources d'eaux souterraines offre le degré de protection le plus élevé. Suite à l'exploitation ou à l'élimination des forêts, le niveau des eaux souterraines monte (Groupe de travail chargé d'étudier l'influence de l'homme sur le cycle hydrologique, 1972). Les sels contenus dans les couches supérieures du sol risquent d'atteindre la zone racinaire des végétaux et de produire des effets préjudiciables (voir au chapitre 4 l'expérience de l'Australie décrite dans la section consacrée aux forêts sur des sols sensibles à la salinité). Inversement, la plantation de forêts sur des terres inoccupées où la nappe phréatique affleure à la surface entraînera un abaissement du niveau des eaux souterraines, ce qui améliorera le drainage.

DIRECTIVES

L'élimination de la forêt, partielle ou totale, entraîne une augmentation du débit et du niveau des eaux souterraines. Ces effets se produisent surtout à l'échelle locale des petits bassins versants et ne doivent pas être extrapolés aux grands bassins, où les inondations ou l'insuffisance des débits de saison sèche posent un problème. Même au niveau local, ces effets peuvent être souhaités ou non. Ce ne sont pas les arbres qui retiennent l'eau, mais le sol, et les racines d'arbres jouent un rôle de pompe plutôt que d'éponge. La profondeur des sols et les caractéristiques des épisodes pluvieux modifient profondément la configuration générale. Des épisodes pluvieux de longue durée ou de forte intensité annulent généralement l'influence des forêts et de la manipulation des forêts sur le débit, à l'exception des effets produits dans le voisinage immédiat de la zone traitée. Les manipulations visant à accroître le débit doivent tenir compte d'une dégradation possible de la qualité de l'eau (voir chapitre 3) et d'autres valeurs, telles que la protection contre les glissements de terrain et les avalanches, la conservation de l'habitat de la faune et la préservation de la biodiversité.

En ce qui concerne la qualité de l'eau, le boisement ou le reboisement sur des terres inoccupées a généralement les effets inverses de ceux produits par l'élimination de la forêt. La charge sédimentaire peut parfois être sensiblement réduite, ce qui peut atténuer la gravité des inondations.

3. Les forêts et la qualité de l'eau

En réduisant l'érosion du sol *in situ*, en limitant la sédimentation des masses d'eau (terres humides, étangs, lacs, cours d'eau, rivières) et en piégeant ou filtrant les autres polluants de l'eau, les forêts préservent une eau de haute qualité et contribuent ainsi à soutenir sensiblement toutes les formes de vie.

ÉROSION ET SÉDIMENTATION

Le sédiment est le matériau issu de l'érosion, transporté et déposé par un cours d'eau. La présente section décrit comment les forêts – et l'altération des forêts – influent sur le transport et les apports de sédiments, grâce à une réduction de l'érosion. La perte de productivité des sols est l'une des conséquences les plus graves de l'érosion, mais cette section traite surtout de l'impact de l'érosion sur les ressources hydriques. L'érosion diminue l'aptitude des sols à retenir l'eau et détermine généralement une baisse de la capacité d'infiltration sur les sites érodés, ce qui accélère les écoulements de surface et hypodermiques.

Le dépôt de sédiments peut être bénéfique s'il se produit au bon endroit. Cependant, les sédiments transportés et déposés s'accompagnent généralement d'une multitude d'effets indésirables. Ils peuvent réduire la capacité des réservoirs; nuire à la qualité de l'eau potable ou à l'eau destinée aux usages domestiques et industriels; entraver la navigation; élever le lit des rivières, réduisant ainsi la capacité d'utiliser l'eau en toute sécurité; être préjudiciables à l'habitat aquatique des cours d'eau; remplir les frayères; raccourcir la durée de vie des hydroturbines dans les centrales électriques; et provoquer des glissements de terrain, qui occasionnent des dommages matériels et humains et bloquent les chenaux, ce qui engendre des inondations.

Dans les zones ripicoles et le long des berges des plans d'eau soumis à l'action des vagues, les racines des arbres et des arbustes de sous-étage stabilisent les rives contre l'érosion. Les mangroves des zones côtières et les berges des rivières, des grands lacs et des étangs exercent un effet stabilisant. Dans le cas des cours d'eau à méandres, le couvert forestier ne peut que retarder l'érosion naturelle inexorable qui contribue fortement à la sédimentation des cours d'eau, mais ce retard est souvent important pour les usagers des terres situées sur la partie externe des courbes. Les techniques qui utilisent les végétaux pour stabiliser les rives (à l'aide souvent de branches de saule frais ou de nattes en fibres naturelles) peuvent ralentir le processus, mais il faut les appliquer sur une large superficie, avec le risque de voir le problème surgir plus loin.

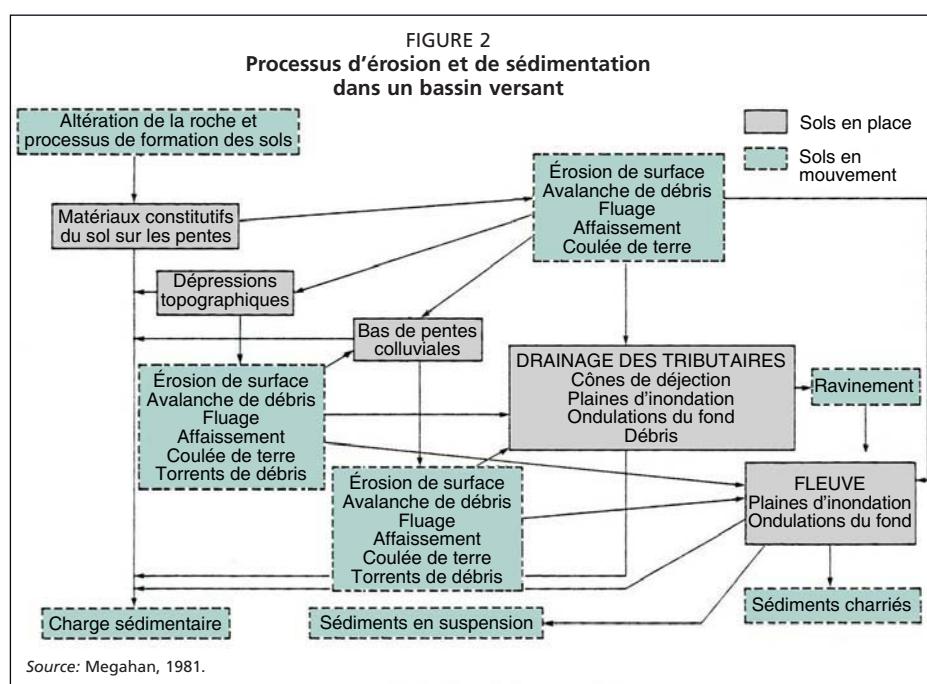
Sur les terres en pente, le sol se déplace vers l'aval sous l'effet de la force de gravité et de l'action des gouttes de pluie. Le couvert forestier fournit une excellente protection contre l'érosion naturelle, et la perte de couvert forestier

résultant d'autres utilisations des terres accélère toujours l'érosion induite par l'homme, à moins que des techniques de conservation des sols ne soient utilisées.

L'érosion comprend une large gamme de phénomènes, allant de l'érosion de surface (écoulement en nappe et en rigoles) jusqu'aux mouvements de masse en surface (glissements de terrains, affaissements, avalanches de débris et éboulements), en passant par les petits ravinements (érosion de surface avancée). Tous ces processus sont naturels et peuvent se produire sur des terres sous couvert arboré. Les mouvements de masse en surface sont en général provoqués par des secousses sismiques, ou des précipitations de forte intensité et de longue durée qui saturent les sols et entraînent une forte pression de pore et une flottabilité élevée. La figure 2 illustre les processus d'érosion et de sédimentation sur des pentes de bassins versants, pour les sols en place et en mouvement.

Grâce aux arbustes de sous-étage, à la litière, aux débris et au sol enrichi de matière organique, la forêt est la couverture de sol la plus apte à limiter les apports de sédiments dans les cours d'eau. Dans les hautes terres d'Éthiopie, par exemple, la perte de sols sous couvert forestier était en moyenne de 1 tonne par hectare, soit le résultat le plus faible enregistré dans sept catégories d'utilisation des terres (Hurni, 1988). Ce n'est pas la canopée des arbres les plus hauts qui protège le sol contre l'impact des gouttes de pluie, mais les feuilles situées entre la surface du sol et jusqu'à 10 m de haut, ainsi que la litière recouvrant la surface du sol, qui réduisent cette force d'érosion par éclaboussement (Wiersum, 1984). Les racines de surface des arbres jouent également un rôle de protection contre l'érosion de surface en nappe et la formation de rigoles.

L'exploitation forestière, ou la récolte de bois, lorsqu'elle dénude la surface



du sol ou canalise l'eau – suite à l'aménagement des pistes de débusquage, de débardage et d'atterrissage nécessaires aux opérations d'extraction – accentue le risque d'érosion (Hamilton et King, 1983). Dans les zones d'adduction d'eau, toutes les opérations d'exploitation doivent être réalisées dans le respect des pratiques optimales de conservation, afin de préserver la qualité de l'eau. Megahan et Schweithelm (1983), ainsi que Gilmour (1977), ont proposé une série de directives de base pour réduire l'érosion des sols et les conséquences négatives de l'exploitation forestière sur la sédimentation. Depuis lors, des directives locales et nationales correspondant à des situations locales ont été élaborées, et de nombreux pays ont établi des réglementations relatives aux méthodes de gestion acceptables pour lutter contre la sédimentation des cours d'eau.

Les forêts représentent également le couvert le plus efficace pour maîtriser les mouvements de masse des sols. Les racines profondes des arbres qui pénètrent dans les différentes couches du sol offrent un certain degré de protection contre les légers glissements de terrain, car elles exercent une forte résistance au cisaillement (O'Loughlin, 1974). L'élimination de la forêt (déboisement) supprime cette résistance et peut entraîner des catastrophes dans les zones exposées aux glissements de terrain, tandis que l'exploitation (extraction du bois) la diminue plus ou moins, en fonction de la sévérité de la coupe et de la rapidité à laquelle la forêt se régénère et développe un nouveau système racinaire profond (question traitée de manière plus approfondie au chapitre 4).

Les apports de sédiments provenant des zones en amont, sous forme de nappe continue ou de rigoles, peuvent être filtrés ou piégés par des tampons forestiers le long des rives. Le ravinement et l'érosion de masse ne peuvent être freinés que par des tampons ripicoles exceptionnellement larges (question également abordée au chapitre 4).

La remise en état des forêts est l'un des meilleurs moyens de rétablir la productivité et de réduire la sédimentation dans les zones dégradées, où les terres ont été déboisées et sont soumises à une érosion accélérée. La restauration des forêts peut être entreprise conjointement à d'autres utilisations des terres ou à des aménagements physiques gérés dans le respect de l'environnement, et constitue un sujet distinct. Pour cela, il faut en général exécuter un projet de remise en état intégré et polyvalent, dont le reboisement est l'un des principaux volets. Par exemple, le projet d'aménagement du bassin versant de Green Hills a été mis en œuvre sur les terres dégradées de la région montagneuse de Chittagong au Bangladesh et comprend la plantation d'arbres, la création d'organisations communautaires d'entraide pour assurer l'approvisionnement en eau, la lutte contre les incendies, la santé et l'amélioration des pratiques agricoles (Moung Thowai Ching, communication personnelle, 2003). L'étude de cas 2 décrit comment un projet de remise en état d'un bassin versant dans la province chinoise de Taïwan a contribué à réduire de 45 pour cent la sédimentation d'un réservoir.

AUTRES POLLUANTS DE L'EAU

Les sols ne sont pas les seuls matériaux à altérer la qualité de l'eau. En fonction du mode d'utilisation des terres, divers polluants peuvent aussi être drainés. Le

ÉTUDE DE CAS 2

Réduction de la sédimentation d'un réservoir dans la province chinoise de Taïwan

Situé dans la chaîne de montagne centrale de Taïwan, le bassin de Wuseh, d'une superficie de 20 480 ha, alimente le réservoir de Wushah (dont la construction a été achevée en 1958). Les pentes, d'une déclivité moyenne de 57 pour cent, sont abruptes. La pluviométrie moyenne est de 2 235 mm par an. La saison des pluies s'étend de mai à octobre, et la saison sèche d'octobre à janvier. Les deux tiers du bassin versant étaient auparavant recouverts d'une forêt naturelle (14 099 ha); il y avait 4 205 ha de prairies; 856 ha de terres cultivées; 1 046 ha de terres dénudées par l'agriculture sur brûlis; et 276 ha consacrés à d'autres utilisations. La population autochtone s'élevait à 1 900 habitants.

Un programme de modification d'affectation des terres et d'éducation a été mis en œuvre. À la fin de 1988, avec une dépense annuelle de 200 000 dollars EU en moyenne, on a obtenu les résultats suivants:

- reboisement de 2 660 ha;
- application de pratiques de conservation des sols sur 490 ha de terres cultivées;
- construction de trois tours de surveillance des incendies et installation d'un réseau d'extinction;
- construction de 33 km de nouvelles routes de forêt et protection des remblais le long d'une autoroute principale sur 38 km (suite à des dégâts provoqués par un ouragan en 1982);
- construction de huit barrages de retenue et d'ouvrages de contrôle du ravinement;
- introduction de l'arboriculture fruitière et de l'agroforesterie, de l'agriculture de conservation, de nouvelles variétés culturales et de techniques de commercialisation;
- organisation de formations, à l'intention des femmes, en matière d'arboriculture, de lutte contre les incendies, de conservation des sols, d'économie domestique et d'artisanat.

Des données sur la sédimentation du réservoir ont été recueillies à partir de 1957, et un taux de référence a été déterminé. De 1965 à 1985, la sédimentation a diminué de 55 pour cent par rapport à ce taux, ce qui est attribué au programme de réhabilitation. Le coût unitaire de la réduction de 1 m³ s'est établi à 0,20 dollar EU.

Source: Tiré de Sheng, 1986.

meilleur moyen de limiter ce type de pollution est d'aménager un couvert forestier dans le bassin versant au-dessus du site concerné (réservoir d'adduction d'eau potable, par exemple). La plupart des activités forestières n'emploient ni engrais, ni pesticides, ni carburants fossiles et ne subissent pas la pollution due aux déchets

ménagers ou aux processus industriels. Lors de l'abattage des arbres, il faut faire attention aux carburants et aux lubrifiants des machines, car les petites fuites survenant lors des activités habituelles, qui s'ajoutent aux déversements accidentels plus importants, peuvent conduire à une grave contamination des sols et des eaux de drainage. Tous les carburants, en particulier le diesel, migrent rapidement par le sol. Il suffit de petites quantités pour contaminer l'approvisionnement en eau potable et perturber les processus de traitement de l'eau (Nisbet et McKay, 2002). D'autres modes d'utilisation des terres faisant intervenir des carburants et des lubrifiants, par exemple l'agriculture ou les voies de transport, présentent même un risque plus élevé, car la fréquence des déversements et l'intensité d'utilisation sont beaucoup plus importants que lors des opérations d'exploitation forestière.

Les forêts situées dans les zones de captage sont le moyen le plus efficace de réduire au minimum les risques de pollution. Si elles sont exploitées à l'aide de machines et que des routes sont utilisées, des méthodes optimales d'exploitation forestière doivent être appliquées pour protéger l'environnement. De nombreuses zones de captage d'eau potable sont exploitées avec soin depuis plusieurs décennies sans que la qualité de l'eau ne semble altérée (Dudley et Stolton, 2003). On peut ainsi citer une partie de la zone d'approvisionnement en eau de Melbourne, en Australie, mais environ la moitié des terres du bassin versant se situe dans des parcs nationaux qui ne sont soumis à aucune exploitation.

Le système de Croton, qui est l'un des réseaux de captage d'eau de la ville de New York, illustre bien l'impact des changements d'affectation des terres lorsque des superficies forestières sont intégrées à des zones suburbaines. Peu à peu, le paysage composé en partie de forêts protégées et de forêts exploitées n'est plus soumis à l'aménagement forestier, mais se transforme en zone d'habitation rurale au fur et à mesure que les citadins migrent et font construire des résidences particulières, dotées de terrains allant de 0,5 à 2 ha. Ce changement entraîne une augmentation de la charge en nutriments due aux fosses septiques, à la fertilisation chimique des gazons, aux déjections des animaux domestiques (souvent des chevaux) et au salage des routes en hiver; le transport des nutriments est également accéléré par l'accroissement des surfaces étanches (Heisig, 2000). Les substances chimiques relevées incluent l'ammoniaque, le phosphore total et l'orthophosphate, mais la quantité de nitrogène et d'autres substances devrait également s'accroître.

L'aménagement de tampons ripicoles permet de réduire considérablement la pollution de source diffuse, et même de l'éliminer (voir le chapitre 4 pour de plus amples détails). Ces tampons n'empêchent toutefois pas la contamination des eaux souterraines, à laquelle il faut remédier par une modification des pratiques locales.

Les deux seules exceptions où les forêts des bassins versants n'ont pas d'effet protecteur sur la qualité de l'eau sont les suivantes:

- Quand on est en présence de certains systèmes de monoculture intensifs caractérisés par une végétation de sous-étage ou une couverture végétale peu abondante ou absente, et par une augmentation des taux d'érosion de surface (se référer aux points abordés précédemment).

- Lorsque les polluants atmosphériques sont interceptés par les arbres plus que par d'autres types de végétation, en raison de leur hauteur et de leur résistance aérodynamique, et qu'ils sont absorbés par les sols et par l'eau. Ce problème se rencontre souvent dans les forêts de montagne des pays industrialisés de l'hémisphère Nord (Hamilton, Gilmour et Cassells, 1997).

DIRECTIVES

Lorsque la qualité de l'eau est une haute priorité, les forêts constituent la couverture du sol la plus adaptée (étude de cas 3). Les forêts non perturbées ont une fonction protectrice vis-à-vis de l'érosion, de la sédimentation et de la dégradation de la qualité de l'eau par d'autres contaminants. La mesure la plus efficace consiste à classer les forêts dans des zones protégées qui font l'objet de mesures de gestion particulières, telles que les zones au cœur des parcs nationaux ou les réserves protégées des bassins versants. La perte des profits d'exploitation commerciale risque d'être largement compensée, car il devient de plus en plus rare et précieux d'obtenir de l'eau de bonne qualité. Dans le monde entier, de nombreuses villes (par exemple, Caracas, Freetown, Harare, New York, Quito ou Singapour) ont

ÉTUDE DE CAS 3

Le canal de Panama et la qualité de l'eau

La sédimentation et la croissance d'herbes aquatiques entravent la navigation dans le canal de Panama et nécessitent des travaux de dragage coûteux. Il est également nécessaire de disposer d'un approvisionnement en eau douce adéquat et régulé. Reconnaisant l'importance du rôle des forêts dans ces deux domaines, le Smithsonian Research Institute a préconisé le reboisement des parties dénudées du bassin versant, afin de réduire non seulement la sédimentation, mais aussi l'écoulement dans le canal des nutriments qui favorisent la croissance des plantes aquatiques. Le reboisement permettrait de diminuer le débit d'eau total, mais l'effet régulateur de la réduction des débits de pointe entraînerait une augmentation de la quantité d'eau utile, ce qui ne nécessiterait pas une capacité de stockage de l'eau aussi grande. Il a été proposé aux sociétés qui dépendent du canal d'acheter des obligations pour financer le reboisement.

Dans l'intervalle, une opération de conversion des créances au service de la nature, d'un montant de 10 millions de dollars EU sur 14 ans, mise en place par l'intermédiaire de The Nature Conservancy (dont l'engagement financier s'élève à 1,6 million de dollars EU), permet de renforcer la protection des superficies boisées dans le bassin, dont les 129 000 ha du parc national de Chagres et sa riche diversité biologique. Le bassin versant fournit également de l'eau potable aux villes de Colón et de Panama.

Source: Adapté de *Plant Talk*, 2003.

cherché à établir des zones d'approvisionnement en eau dans des forêts protégées (voir chapitre 4) qui ne sont pas intensivement utilisées par l'homme, les animaux domestiques ou les machines.

Lorsque les forêts sont exploitées, toutes les précautions doivent être prises pour réduire au minimum les apports de sédiments et la pollution chimique. Les routes, les sites de débardage, les pistes de débusquage et la compaction des sols doivent être considérés comme les principales sources de sédimentation. Les zones exposées aux glissements de terrain peuvent fortement contribuer à la sédimentation et aux inondations. Elles doivent être identifiées, faire l'objet d'un traitement particulier et être exploitées légèrement et sans engins mécaniques. Les infrastructures récréatives doivent également être situées et gérées avec soin. Les tampons de forêts ripicoles ou de végétation dense, d'une largeur adéquate, jouent un rôle extrêmement important.

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)



K. SHONO

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 « file » 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 oligotroques, 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 anaérobiose 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 climax climatiques (forêt diptérocarpe des terres de basse altitude) et aux formations climax 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 ichthyiques. 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'infiltre 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 occidentale, 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 réalisée 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 défrichement 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 défrichement 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



G. SONCINI

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 hévées (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 ichtyques (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



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 soigneuse 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 pros crit 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



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.

Source: Greminger, 2005.

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.

5. Le cas particulier des petites îles montagneuses

Les chapitres 2 et 3 ont décrit les incidences des forêts sur la quantité d'eau et sa qualité, qu'on constate essentiellement au niveau local. Le présent chapitre montre en quoi les petites îles illustrent le phénomène d'alimentation courte («short pipeline»), qui attribue aux forêts une influence considérable sur l'hydrologie et l'érosion.

Sur les petites îles, les ressources en eau douce sont généralement rares, et donc précieuses. Aussi les gestionnaires des forêts doivent-ils être particulièrement prudents lorsqu'ils décident d'introduire des changements ou de déboiser, afin que ces activités ne nuisent pas aux ressources hydriques. L'effet orographique, associé à de forts gradients pluviométriques, en particulier sur les versants sous le vent, accentue les précipitations dans les hautes terres des petites îles montagneuses océaniques. Les forêts de nuages se situent souvent sur les versants exposés au vent et sur les crêtes, à une altitude assez basse (de 300 à 400 m), et ajoutent les volumes d'eau qu'elles capturent à l'écosystème (Hamilton, Juvik et Scatena, 1995). (La première section du chapitre 4 traite du rôle important que jouent les forêts de nuages dans le cycle hydrologique et dans la lutte contre l'érosion). Sur des pentes abruptes, si les sols sont peu épais (ce qui exclut les couches épaisses des roches volcaniques), les bassins versants peuvent réagir promptement aux épisodes pluvieux, et les crues soudaines provoquées par les précipitations, même de courte durée, peuvent créer un problème. Les ouragans ou les violentes tempêtes peuvent déterminer une forte érosion, y compris des mouvements de terrain sous forme de glissements superficiels et de légers éboulements. Les sédiments qui en résultent dégradent la qualité de l'eau sur l'île et aggravent les inondations; ils déposent en outre des limons sur les récifs coralliens, qui sont l'un des atouts majeurs de nombreuses îles tropicales.

Les bassins versants des petites îles montagneuses sont de la taille et du type décrits au chapitre 2; ce sont de petits bassins (moins de 50 km²) ou des bassins moyens (situés dans la fourchette inférieure de 50 à 20 000 km²), dans lesquels les modes d'utilisation des forêts et des hautes terres influent sur le débit et les apports de sédiments (Ives et Messerli, 1989) (encadrés 2 et 3 du chapitre 2).

En raison de la taille des petites îles et de leur plus grand besoin d'autonomie, les forêts doivent être défrichées pour être cultivées. Les petites îles montagneuses se prêtent donc bien aux systèmes agroforestiers dans lesquels les arbres assurent une protection des sols et de l'eau. Pour préserver la qualité de l'eau, ces systèmes doivent avoir une échelle adéquate pour n'avoir recours qu'à un faible apport d'intrants chimiques et à la lutte intégrée contre les ravageurs (au lieu d'utiliser des pesticides); l'agriculture industrielle à grande échelle est donc exclue. L'exploitation forestière doit respecter les normes les plus rigoureuses de conser-

ÉTUDE DE CAS 10

Aménagement public/communautaire du bassin versant du Pohnpei

En 1987, l'État du Pohnpei de la fédération des États de Micronésie a adopté la Loi de protection de la mangrove et de la réserve forestière du bassin versant du Pohnpei. Ainsi, 5 200 ha de forêts montagneuses (dont une forêt de nuages) au centre de l'île et 5 525 ha de forêt de la mangrove côtière ont été classés dans les zones protégées. Un décret national protégeait la forêt située à une altitude de 450 à 780 m au-dessus du niveau de la mer. Les clans traditionnels étaient invités à participer, et une approche à assise communautaire a été adoptée.

Le projet d'aménagement réunit la communauté locale et les institutions traditionnelles avec les instances municipales et publiques. La Division de la foresterie, dont le mandat est d'établir et d'exécuter le projet, ainsi que de réglementer l'utilisation de la réserve forestière du bassin versant, est le principal organe. Le responsable de la Division de la foresterie assure la présidence du Comité de pilotage du bassin versant, qui fait office de commission consultative auprès de la Division et de sa société mère, le Département de la conservation et de la surveillance des ressources. Les fonctionnaires municipaux chargés de la protection du bassin versant travaillent en concertation avec la Division de la foresterie et le Comité de pilotage sur toutes les questions intéressant le bassin, en particulier le développement de l'infrastructure. Chaque unité d'aménagement du bassin (au nombre d'une dizaine) est gérée par un comité local autonome, composé des chefs de village ou de leurs délégués, dont le rôle est d'assurer une gestion conjointe avec la Division de la foresterie.

Une fois que les membres de chaque unité ont suivi un programme d'éducation communautaire, le Comité de pilotage travaille avec les comités de gestion de la zone du bassin pour établir des plans globaux d'aménagement et les mettre en œuvre; ces plans couvrent la totalité du bassin, depuis la forêt de nuages jusqu'au récif corallien. En dehors des aires juridiquement protégées, les plans ne peuvent qu'émettre des recommandations sur les mesures à prendre. Les mesures sont en grande partie appliquées sur une base volontaire, mais la participation des communautés et de leurs dirigeants devrait contribuer à leur acceptation.

Source: Adapté de Raynor, 1994.

vation des sols et des eaux. Dans ces réseaux hydrographiques courts (et souvent en pente), il est extrêmement important d'établir des tampons de forêt ripicole ou de végétation dense (voir au chapitre 4 la section consacrée aux tampons ripicoles), afin d'éviter que les sédiments se déversent dans les cours d'eau et sur les récifs coralliens éloignés des côtes. Les îles sont exposées aux ondes de tempête et aux raz-de-marée; les forêts côtières, telles que les mangroves, doivent bénéficier d'un statut de conservation reconnaissant leur fonction de protection.

Un système classique d'aménagement intégré des bassins versants est particulière-

ment bien adapté aux petites îles montagneuses, en particulier lorsqu'elles sont dominées par un seul pic ou quelques-uns (étude de cas 10). L'unité hydrologique est une base solide sur laquelle fonder une politique d'affectation et d'aménagement des terres car elle intègre le sol, l'eau et les activités humaines de manière plus efficace que toute autre unité de planification ou de gestion. Ces trois éléments interdépendants revêtent une importance particulière dans les petites îles. Un système traditionnel intéressant, appelé *ahupua'a* et mis en œuvre à Hawaï pour contrôler l'utilisation des terres dans des unités cunéiformes de bassin versant (c'est-à-dire des unités plus étroites au sommet et plus larges vers la côte), est décrit dans l'étude de cas 11 et illustré à la figure 3.

Directives

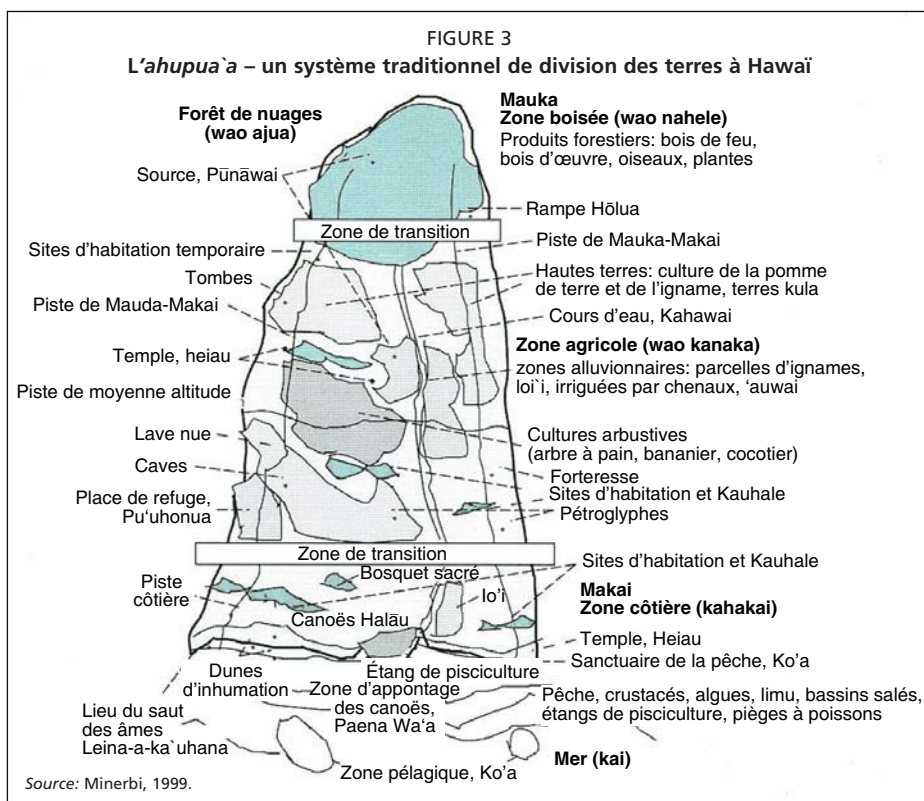
Les petites îles montagneuses sont soumises aux influences traditionnelles qu'exerce la forêt sur la quantité d'eau et sa qualité. En raison de la longueur assez restreinte des cours d'eau, les relations entre l'amont et l'aval sont étroites; tout ce qui se produit dans les hautes terres (notamment, inondations, débits d'étiage, sédimentation et polluants déversés dans l'eau) se traduit en général par une modification de la quantité d'eau et de sa qualité. Par exemple, si on déboise plus de 10 pour cent des superficies, le débit des cours d'eau augmente tout au long de l'année, et cet effet se renforce en fonction du nombre d'arbres abattus. Le déboisement peut augmenter les débits de pointe des crues, les avancer dans la

ÉTUDE DE CAS 11 Le système *ahupua'a* d'Hawaï

Lorsque cela était possible, l'*ahupua'a* s'étendait depuis les crêtes les plus hautes des montagnes jusqu'au rivage et au-delà, en général jusqu'au bord externe du récif corallien en mer. Chaque division était conçue comme une unité économique et écologique autonome pour subvenir aux besoins des chefs (*ali'i*) et du peuple (*maka'āinana*). Les forêts d'altitude procuraient du bois, des plumes pour fabriquer des capes, et diverses plantes comestibles, médicinales ou d'usage rituel. Les pentes intermédiaires étaient utilisées pour les cultures de montagne, tandis que l'igname était cultivée sur les terres de basse altitude. L'océan fournissait divers produits, récoltés depuis le rivage jusqu'au récif corallien. Les bassins d'eau douce et d'eau de mer, les réseaux d'irrigation, les habitations et les bâtiments cérémoniels des communautés faisaient partie intégrante de l'*ahupua'a*.

L'*ali'i*, secondé par un agent des terres (*kono'hiki*), maintenait le contrôle politique et économique de la terre et de ses ressources. Les frontières politiques correspondaient aux limites du bassin versant, et la délimitation hydrologique définissait une unité capable de soutenir les moyens d'existence, grâce à la variété des produits forestiers et à la possibilité d'exercer des activités agricoles et aquacoles.

Source: Adapté de Morgan, 1986.



saison et accroître le débit des eaux d'orage. Il augmente également le débit de saison sèche. La coupe des forêts de nuages réduit le rendement hydrique, en raison de la diminution de la quantité d'eau de brouillard interceptée. Si l'utilisation ultérieure des terres accroît sensiblement la superficie des sols étanches (surpâturage, routes, bâtiments), les inondations seront plus graves et le débit de saison sèche diminuera. La qualité de l'eau en pâtira inévitablement, suite à l'aggravation de l'érosion et à l'augmentation des apports de sédiments et de polluants qui accompagnent souvent une utilisation intensive. L'aménagement de tampons ripicoles adéquats contribue à préserver la qualité de l'eau, ce qui est important non seulement pour les habitants et les animaux d'élevage, mais aussi pour les récifs côtiers, les étangs de pisciculture et la pêche en eau peu profonde.

Dans les petites îles, le lien entre les forêts et l'eau est beaucoup plus étroit, car tous les phénomènes se produisent à l'échelle locale. Les forêts offrent la protection la plus efficace dans les hautes terres et méritent d'être protégées par des lois en raison de leur fonction protectrice vis-à-vis des bassins versants, ou d'être aménagées dans l'optique de leur conservation. Lorsqu'il est nécessaire de cultiver une zone dont la fonction de protection est moindre, il faut envisager d'adopter des systèmes agroforestiers sur les terres exposées aux glissements de terrain dont le volet arboré est important. Il convient d'accorder la plus haute priorité aux tampons ripicoles boisés ou aux bandes de végétation dense non pâturées.

6. Paiements pour des services environnementaux

La dégradation des bassins versants a permis de mieux prendre conscience des diverses manières dont ces écosystèmes contribuent au bien-être de l'humanité en raison des nombreux services qu'ils procurent, et donc de l'importance de les mettre davantage en valeur. Les services fournis par les bassins versants comprennent l'approvisionnement en eau douce destinée à différents usages, la régulation des débits et de la charge sédimentaire, et la préservation des régimes de flux naturels qui soutiennent des écosystèmes entiers et des modes de vie.

La réglementation des modes d'utilisation des terres n'a pas suffi à assurer une fourniture continue des services. Elle affecte une part disproportionnée des coûts de la conservation aux usagers des terres en amont, sans leur offrir un accès correspondant aux avantages. Par exemple, il arrive souvent, que les pouvoirs publics se déclarent propriétaires de zones boisées et décident de protéger les bassins versants par des politiques excluant les populations locales des ressources sur lesquelles elles avaient l'habitude de compter. Il n'est pas rare de voir alors ces populations s'engager dans des activités devenues soudainement illégales, ou occuper des terres plus marginales (Tomich, Thomas et van Noordwijk, 2004; Blaikie et Muldavin, 2004).

Les systèmes axés sur le marché permettent aux usagers des terres en amont de récupérer les coûts du maintien du couvert forestier et de financer d'autres pratiques d'aménagement des terres, afin de protéger les services dérivés des bassins versants. Ces systèmes sont également préconisés pour promouvoir des approches paysagères visant à protéger l'environnement, qui nécessitent la prise de mesures d'incitation pour assurer la conservation sur des terres privées.

Les approches fondées sur des mécanismes de marché, dans lesquels les paiements sont liés à la réalisation des résultats recherchés, peuvent conduire à une affectation plus efficace des ressources et à des solutions plus rentables. Cependant, avant de pouvoir les mettre en œuvre, plusieurs difficultés scientifiques et institutionnelles doivent être surmontées, mais les coûts de transaction sont susceptibles de rendre ces approches inapplicables. Parmi ces difficultés, il faut démontrer et quantifier les avantages réels dont pourront bénéficier ceux à qui il est demandé de payer. Pour cela, il est nécessaire de bien comprendre les processus complexes des écosystèmes dans la durée et dans des sites spécifiques, d'identifier des mesures de gestion efficaces pour les préserver et de garantir dans toute la mesure possible que les acheteurs bénéficieront des avantages à l'avenir. Pour trouver les approches les plus performantes et les plus rentables, il faut également avoir la capacité d'apprendre et de s'adapter à de nouvelles données.

Le présent chapitre donne un aperçu général de la gamme des services fournis par les bassins versants et des divers mécanismes de paiement testés. Il se conclut par un examen des défis de mise en œuvre et souligne les points clés dont il faut tenir compte lors de la conception et de l'exécution de telles initiatives.

SERVICES RENDUS PAR LES ÉCOSYSTÈMES DES BASSINS VERSANTS

Les services fournis par les bassins versants sont les produits des processus écosystémiques qui procurent divers avantages directs et indirects, dont:

- l'eau douce utilisée par l'homme à diverses fins;
- la régulation et la filtration de l'eau, qui contrôlent les taux du ruissellement en surface. À l'échelle locale, le contrôle du ruissellement régule les débits de pointe ou de crue; contribue au maintien du débit de base ou de saison sèche; permet de réalimenter l'eau stockée dans les sols, les eaux souterraines, les zones humides et les plaines d'alimentation; et contribue à maîtriser le niveau des nappes aquifères. La maîtrise des eaux de ruissellement permet également de contrôler les flux de polluants et de sédiments nuisibles à la qualité de l'eau (FAO, 2002).

Les bassins versants fournissent aussi des services d'appui, dont:

- le maintien du flux naturel et des régimes de perturbation qui régissent tous les processus écosystémiques, permettant ainsi de préserver la diversité des habitats et la résilience de l'écosystème; les lits des rivières, les zones humides, les habitats ripicoles, les mangroves, les estuaires et les zones côtières répondent à des processus conditionnés par le rythme des flux d'eau et de sédiments qui, à leur tour, soutiennent les moyens d'existence de diverses manières;
- la préservation de l'héritage culturel, y compris la beauté des paysages qui joue un rôle dans l'attrait touristique, les activités récréatives ou les modes de vie traditionnels.

Ces services sont interdépendants; l'alimentation en eau douce pour des utilisations directes dépend du maintien des services de régulation et d'appui. Par exemple, les activités visant à améliorer l'approvisionnement en eau douce et les changements d'utilisation des terres destinés à accroître les disponibilités alimentaires se font souvent au détriment du maintien du débit naturel et des régimes de perturbation qui garantissent la fourniture régulière d'eau douce et d'aliments. Plus ces services de régulation et d'appui diminueront, plus le bien-être de l'homme dépendra de l'atteinte d'un équilibre entre les deux options (Aylward *et al.*, 2006). Des évaluations propres à chaque site sont nécessaires pour identifier les avantages fournis dans un cadre socioéconomique donné, ainsi que leur échelle et leur importance économique. Les évaluations peuvent également contribuer à démentir les fausses idées et les généralisations répandues sur le rôle qu'exerce la forêt sur le cycle hydrologique, dont celles qui affirment que les forêts permettent d'augmenter le débit de période sèche et de maîtriser les crues extrêmes (Hamilton et King, 1983). Les forêts doivent être en revanche considérées comme l'un des volets d'une approche intégrée de l'aménagement des bassins versants, qui inclut les pratiques d'utilisation des terres et de gestion (FAO et CIFOR, 2005) (chapitre 2).

TYPES DE MÉCANISMES DE RÉTRIBUTION

Un examen d'études de cas, réalisé en 2002 par l'Institut international pour l'environnement et le développement (IIED), a répertorié 287 mécanismes de paiement pour les services rendus par les écosystèmes forestiers, dont 61 spécifiquement liés à des bassins versants. Les principaux objectifs de ces initiatives concernaient le maintien du débit de saison sèche, la préservation de la qualité de l'eau et le contrôle de la sédimentation (Landell-Mills et Porras, 2002). Les conclusions étaient en général cohérentes avec d'autres examens d'études de cas de nature similaire (Perrot-Maître et Davis, 2001; FAO, 2002; Rosa *et al.*, 2003; FAO, 2004; Tognetti, Aylward et Mendoza, 2005).

Les mécanismes de paiement revêtent diverses formes, selon les caractéristiques du service, l'échelle des processus de l'écosystème le produisant, et le cadre socio-économique et institutionnel. Il peut s'agir de mécanismes informels, à assise communautaire, d'arrangements contractuels volontaires plus formels entre des acteurs individuels, ou encore d'accords complexes conclus entre de multiples parties, facilités par des organismes intermédiaires. Dans cette dernière catégorie, les propriétaires fonciers peuvent être rémunérés par les pouvoirs publics ou par des instances intermédiaires, à l'aide de fonds recueillis auprès de divers usagers partageant un intérêt commun, plutôt que de groupes d'usagers spécifiques.

D'autres mécanismes fréquemment utilisés sont l'acquisition de servitudes qui dictent l'utilisation des terres, et les droits de développement échangeables qui permettent à des promoteurs d'échanger des droits dans un site pour obtenir des permis en vue de développer d'autres sites plus intensément. Les permis négociables autorisent l'échange entre différentes sources de pollution pour alléger les coûts liés au respect des normes réglementaires ou du quota d'émissions, et peuvent générer des revenus pour financer des pratiques de préservation. La certitude que les producteurs se conforment à des pratiques de gestion spécifiées, comme il est indiqué aux consommateurs sur l'étiquetage, peut accroître la part de marché d'un produit et/ou se traduire par un prix de vente plus élevé. À plus grande échelle et dans des conditions plus diverses, par exemple dans le cas du bassin versant de la ville de New York (étude de cas 12), ou lorsque de multiples services sont en jeu, comme dans le cadre du projet FONAFIFO (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal) au Costa Rica (étude de cas 13), les initiatives reposent souvent sur un ensemble d'incitations complémentaires, réglementaires et commerciales.

Les droits de licence, l'impôt et les dons constituent les sources de financement. En règle générale, les droits de licence et les droits d'utilisation sont plus adaptés lorsqu'il est possible de limiter le bénéfice des services à ceux qui les paient, tels que les usagers de l'eau à des fins domestiques et industrielles. L'impôt et les dons permettent en général de financer des avantages plus globaux, tels que la préservation de la biodiversité, lorsque les bénéficiaires sont plus difficiles à identifier ou plus largement dispersés. L'impôt peut être plus approprié lorsqu'il s'agit d'atteindre les objectifs d'une politique d'amélioration de l'équité. En Colombie, par exemple, les impôts prélevés sur toutes les installations hydroélectriques financent la protection des bassins versants qui sont dépourvus de ces infrastructures (Becerra et Ponce De León, 1999).

ÉTUDE DE CAS 12

L'accord d'aménagement du bassin versant de la ville de New York

La ville de New York investit 1,5 milliard de dollars EU sur 10 ans (jusqu'en 2013) dans plusieurs activités visant à protéger les bassins versants de Catskill/Delaware et de Croton, et à éviter ainsi les frais de construction d'une usine de traitement des eaux, dont le montant devait se situer entre 9 et 11 milliards de dollars EU, en tenant compte des dépenses d'entretien pendant 10 ans. L'investissement est financé par une augmentation de 9 pour cent des redevances des usagers de l'eau; ces redevances auraient toutefois plus que doublé si l'usine avait été construite. Les ressources financières sont utilisées pour exécuter un accord conclu entre la ville de New York, l'Agence fédérale de protection de l'environnement et une coalition de villes situées dans les bassins versants. Une analyse plus détaillée a été réalisée par Galusha (1999), Platt, Barten et Pfeiffer (2000), et Pires (2004).

Les principaux volets de cet accord concernent:

- l'acquisition de terres ou de servitudes de conservation à proximité des réservoirs, des milieux humides et des cours d'eau;
- le développement et l'amélioration de l'infrastructure – dont les réseaux des égouts, les usines de traitement de l'eau, les installations de gestion des eaux d'orage – et la protection des lits des cours d'eau;
- la création d'une banque de développement économique (destinée à soutenir le développement des zones en amont compatible avec la protection des bassins versants), ainsi que la mise en œuvre de mesures d'éducation à l'environnement;
- le soutien à l'application de pratiques optimales de gestion sur les exploitations agricoles et dans les forêts.

L'accord confère également une autorité plus importante à la ville pour examiner et approuver ou refuser des projets en cas d'incidence potentiellement négative, et pour établir des normes ou d'autres conditions applicables aux usines de traitement des eaux usées, aux fosses septiques et à la gestion des eaux d'orage. Un accord de rétribution et l'engagement de la ville d'acheter des terres seulement auprès de vendeurs consentants et au prix équitable du marché ont été des facteurs déterminants pour faire accepter les nouvelles restrictions d'utilisation des terres en amont. Un accord distinct a été signé avec les agriculteurs, précisant que leur participation à l'établissement des plans de gestion agricole et leur adoption de pratiques de conservation se feraient sur une base volontaire et qu'ils gèreraient eux-mêmes le projet. Toutes les réglementations ont été suspendues, à l'exception de celles qui concernent la pollution délibérée.

La mise en œuvre de l'accord était conditionnée par la participation de 85 pour cent des exploitations agricoles dans un délai de cinq ans et par la réalisation des objectifs de protection de l'ensemble du paysage plutôt que d'exploitations agricoles individuelles. Ces conditions ont été largement remplies (Appleton, 2004). Il est

proposé aux propriétaires de forêts de partager les coûts, afin de les encourager à établir des plans d'aménagement forestier et à les mettre en œuvre; ces plans couvrent aujourd'hui une superficie d'environ 34 210 ha. Le volet concernant l'agriculture et la sylviculture est géré par le Conseil agricole des bassins versants, qui soutient et promeut les petites entreprises respectant des pratiques optimales de gestion pour la production agricole et forestière (www.nycwatershed.org/).

ÉTUDE DE CAS 13

Le Fonds national de financement forestier au Costa Rica

Le Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) rétribue les propriétaires de forêt qui se conforment aux plans d'aménagement approuvés destinés à fournir des services environnementaux, dont la protection de l'eau douce et de la biodiversité, la préservation de la beauté naturelle des paysages et le piégeage du carbone. Les financements proviennent de la vente de ces services à divers types d'acheteurs. Les sociétés hydroélectriques et les municipalités peuvent payer pour les services rendus par les bassins versants, les agences de tourisme pour ceux qui visent à préserver la beauté des paysages, et les sociétés d'énergie étrangère pour le stockage du carbone. Des fonds supplémentaires proviennent d'une taxe sur les combustibles. Le programme est opérationnel depuis cinq ans; il tient compte des enseignements tirés et s'appuie sur les institutions créées dans le cadre d'un programme décennal antérieur, portant sur le versement d'une rétribution pour le reboisement (Pagiola, 2002). Le FONAFIFO a élargi la gamme de ses activités en y incluant en 2002 l'agroforesterie et les réserves indigènes (Rosa *et al.*, 2003).

Une évaluation récente des répercussions sociales du FONAFIFO sur le bassin versant de Virilla montre que le programme a eu des effets sensibles sur le renforcement des capacités en matière d'aménagement intégré des ressources agricoles et forestières, et qu'il a contribué à la protection de 16 500 ha de forêt primaire, à la gestion durable de 2 000 ha et au reboisement de 1,3 million d'hectares, ce qui a eu également des effets positifs sur la préservation de la biodiversité et la prévention de l'érosion des sols. Les coûts d'opportunité sont toutefois élevés, notamment pour les petits propriétaires fonciers, qui sont en général davantage tributaires des petites parcelles de forêts déboisées et qui associent la sylviculture à d'autres activités (abri pour le bétail ou ombre pour la culture du café, par exemple). Les agriculteurs qui cultivent des superficies plus vastes bénéficient d'avantages plus importants, car ils sont en mesure de conserver de plus grandes superficies sous couvert forestier.

Source: Miranda, Porras et Moreno, 2003.

Les pouvoirs publics peuvent jouer divers rôles: veiller à l'application des accords contractuels, établir des quotas réglementaires, contrôler la conformité, conclure des contrats avec des prestataires de services, fournir une assistance technique et identifier les domaines de conservation prioritaires en vue de décider de l'affectation des ressources financières. Certains de ces rôles peuvent être remplis par des ONG, qui ont souvent plus de flexibilité et qui peuvent agir plus rapidement. Les ONG et les associations de parties prenantes peuvent aussi intervenir au nom d'acteurs marginalisés en exerçant une pression politique pour que les pouvoirs publics reconnaissent leurs droits et répondent à leurs préoccupations.

En général, les avantages sont plus tangibles et les accords contractuels plus viables lorsque l'échelle est plus petite et qu'il est plus facile de déterminer les droits de propriété et les parties prenantes. À grande échelle, il est plus difficile d'établir des liens de cause à effet, et de définir les droits et les responsabilités. Il devient alors encore plus important d'impliquer les pouvoirs publics et/ou d'autres instances intermédiaires pour faciliter les transactions entre les nombreux acteurs concernés et établir les priorités. C'est à cette échelle qu'on trouve également le plus grand nombre d'acheteurs et de vendeurs (Rose, 2002).

PAIEMENTS POUR DES SERVICES ENVIRONNEMENTAUX EN PRATIQUE – DÉFINIR LES SERVICES RENDUS PAR LES BASSINS VERSANTS

La capacité de démontrer tant les menaces pesant sur les services existants que l'efficacité des pratiques d'utilisation et de gestion des terres en amont est essentielle pour gagner la confiance des parties prenantes et maintenir leur consentement à payer les services. Cela ne dépend pas seulement de l'intégrité des processus de l'écosystème qui soutiennent la fourniture des services, mais aussi de l'efficacité des dispositions institutionnelles qui garantissent la mise en œuvre de pratiques adéquates, et de la garantie de l'accès aux bénéfices pour ceux qui les paient.

Cependant, compte tenu de la complexité et de la variabilité naturelle des processus des bassins versants, qui sont conditionnés par des phénomènes extrêmes et aléatoires, il est difficile, si ce n'est impossible, d'établir avec certitude tous les liens de cause à effet. Pour cela, il faut procéder à un suivi et procéder à des ajustements au fur et à mesure des nouveaux enseignements. Il est encore plus difficile d'explicitier les incertitudes inhérentes, ce qui est pourtant indispensable pour gérer les attentes des acheteurs et s'assurer de leur coopération dans la durée. L'incertitude a un coût dont il faut tenir compte, si on veut que la répartition des coûts et des avantages soit équitable.

Un examen d'études de cas révèle un manque global de données scientifiques pour étayer l'évaluation des options. D'après une étude plus détaillée de Rojas et Aylward (2003), presque tous les systèmes établis au Costa Rica se sont fondés sur des idées reçues, des sources d'information secondaires et des références puisées de manière sélective dans des documents d'hydrologie forestière affirmant que les forêts protégées déterminent une augmentation du débit d'eau, alors que le contraire est souvent vrai (Hamilton et King, 1983; Bruijnzeel, 2004; Calder,

1999). Les paiements sont fondés sur les coûts d'opportunité du reboisement des terres défrichées, sans qu'on essaie de modéliser les liens entre l'utilisation des terres et l'hydrologie, ni d'estimer la valeur marginale de l'eau dans des activités de consommation ou de production particulières (Rojas et Aylward, 2003). Les paiements ne sont pas fondés non plus sur les coûts prévus dans le cadre d'autres mesures, le consentement à payer et à accepter une compensation, ou la cohérence avec des plans de gestion détaillés (Tognetti, Aylward et Mendoza, 2005). Étant donné que la collecte de données scientifiques exige du temps et des efforts, il est presque inévitable de s'en remettre à ce type de justifications qui sont parfois appropriées, mais qu'il faut absolument vérifier.

Presque tous les mécanismes de paiement se sont plus particulièrement intéressés aux liens entre les modes d'utilisation des terres dans le bassin supérieur et l'approvisionnement en eau des villes en aval, ainsi qu'à la sédimentation des barrages hydroélectriques et des canaux d'irrigation. Cependant, il a été généralement difficile de prouver l'importance économique des incidences à cette échelle. Même lorsqu'il est possible d'identifier et de quantifier les relations entre l'utilisation des terres et les processus hydrologiques, une récente analyse documentaire s'interroge sur l'importance économique des dégâts ou des avantages. Cela est surtout fonction des intérêts économiques en aval qui dépendent de l'eau et de l'ampleur des répercussions. Dans les petits bassins, où l'on peut mieux appréhender les relations entre la terre et l'eau, et impliquer plus directement les parties concernées, les incidences locales ont moins retenu l'attention. Même si la valeur accordée à l'amélioration de la qualité de l'eau est peu élevée, il a été proposé que les interventions visant à utiliser les terres dans cet objectif soient justifiables dans le cadre d'une stratégie intégrée de gestion des ressources communautaires (Johnson et Baltodano, 2004).

Pratiquement aucun des mécanismes de paiement pour des services environnementaux en vigueur ne repose sur de solides bases scientifiques (mesure scientifique appropriée des incidences des projets et politiques) ou économiques (évaluation fiable des avantages découlant de ces incidences).

DÉFIS INSTITUTIONNELS

S'il n'existe aucun arrangement institutionnel pour garantir des avantages aux parties à qui il est demandé de prendre en charge les coûts des mesures de gestion, la valeur économique reste hypothétique, et il n'y a aucune incitation à prendre les mesures nécessaires pour assurer la fourniture de services. Les dispositions institutionnelles font essentiellement office de «règles du jeu» pour résoudre les conflits entre des demandes concurrentielles liées à une ressource limitée; sans elles, les ressources se perdraient ou se dégraderaient. Ces dispositions se présentent sous diverses formes: droits de propriété, processus décisionnels et instances intermédiaires nécessaires à la réduction des coûts de transaction en cas de nombreux acheteurs et vendeurs.

Les droits de propriété jouent un rôle important dans les incitations économiques, car ils définissent les parties bénéficiant des avantages et les parties responsables

des coûts liés à la fourniture des avantages. Si la répartition des avantages et des coûts n'est pas perçue comme équitable, et si des acteurs importants sont exclus ou moins favorisés, les parties prenantes seront peu enclines à coopérer. Par exemple, les usagers des terres d'un bassin supérieur ne seront pas en position de conclure des accords contractuels s'ils ne sont pas en possession d'un titre de propriété en bonne et due forme, et ils ne pourront donc pas bénéficier des paiements. Ils risquent également d'être chassés des terres sur lesquelles ils n'ont aucun droit officiel et qui sont convoitées en raison de la valeur des services procurés (Landell-Mills et Porras, 2002). Certains paiements pour les services des bassins versants ont bénéficié d'une manière disproportionnée aux propriétaires de vastes superficies de forêts ou de plantations forestières, et ont exclu les propriétaires plus petits ou marginalisés qui exploitent généralement les terrains les plus pentus, ne possèdent pas de grandes superficies forestières au titre desquelles ils pourraient être dédommagés, et sont confrontés à des coûts d'opportunité plus élevés car ils ne peuvent plus utiliser les terres des petites parcelles dont ils sont propriétaires (Rosa *et al.*, 2003).

Les droits de propriété se présentent sous diverses formes, depuis les normes ou droits informels reconnus par les usagers jusqu'aux différents types officiellement reconnus de propriété publique et privée détenue par des particuliers, des groupes ou des entités du secteur public. On considère souvent à tort que l'incapacité de contrôler l'accès correspond à un régime de propriété commune, alors qu'en réalité il s'agit d'un régime d'accès ouvert où il n'existe aucun droit de propriété (Ostrom, Gardner et Walker, 1994). L'un des principaux problèmes qu'on rencontre pour définir les droits liés aux services rendus par les bassins versants tient au fait que les principales sources en amont, dont les effets se font sentir sur la zone environnante ou en aval, se situent généralement dans des zones marginales et non productives, comme les pentes abruptes, les rives des cours d'eau, les chemins et les routes. La propriété privée ne crée pas d'incitation pour la mise en œuvre de pratiques de conservation dans ces zones, car on ne peut pas s'attendre à ce qu'elles fournissent un taux de rendement très intéressant du capital investi. Ces zones tombent de fait sous le régime de l'accès ouvert (Swallow, Garrity et van Noordwijk, 2001).

Les paiements, lorsqu'ils sont utilisés pour créer de telles incitations, soulèvent souvent la question de savoir s'ils représentent une violation du principe «pollueur-payeur». Cependant, compte tenu de la faiblesse des prix payés pour les produits agricoles, les paiements directs visant à préserver le paysage et la qualité de l'eau peuvent être simplement considérés comme une reconnaissance de la valeur de la fourniture des services écosystémiques. L'une des mesures pour traiter de cette question est de continuer à imposer des sanctions à l'encontre des actes de pollution délibérée (FAO, 2002), comme le prescrit l'accord d'aménagement du bassin versant de la ville de New York (Appleton, 2004) (étude de cas 12).

L'acceptation et la coopération des acheteurs sont susceptibles de dépendre à terme de la participation de toutes les parties prenantes aux décisions relatives à l'allocation des ressources financières. Au Brésil, par exemple, où une politique nationale d'aménagement de bassins fluviaux a été adoptée, les usagers de l'eau à

des fins domestiques consentent à payer des droits plus élevés, à condition que les revenus dégagés soient investis dans le bassin-source et qu'ils puissent participer aux décisions concernant la dépense de ces revenus (Porto, Porto et Azevedo, 1999).

La collecte et la diffusion des données nécessaires pour appuyer la prise de décisions sont l'un des obstacles qui limite la participation efficace des parties prenantes aux processus décisionnels intéressant les ressources en eau. Les services des bassins versants sont fonction d'un site précis, ce qui constitue un défi institutionnel; il faut en effet établir une approche intégrée et propre au site, sur laquelle reposera l'évaluation à laquelle les parties prenantes seront invitées, pour définir les options de développement possibles. Cette démarche permet également de prendre des mesures correctives au fur et à mesure que de nouvelles informations sont disponibles et que des enseignements sont tirés.

CONCLUSION: PRINCIPALES DIFFICULTÉS DE CONCEPTION ET D'EXÉCUTION

En raison des difficultés rencontrées pour démontrer et quantifier les liens entre la terre et l'eau à grande échelle, on s'intéresse aujourd'hui toujours davantage aux petites initiatives pilotes qui pourraient être transposées à plus grande échelle pour traiter des problèmes à la lumière de l'expérience acquise peu à peu. Le Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central en est un exemple. Ce projet s'articule autour de 10 initiatives expérimentales dont l'objectif est d'aider les petits cultivateurs à flanc de coteau d'El Salvador, du Honduras et du Nicaragua à améliorer la gestion des terres et des eaux, et de contribuer à développer des marchés pour les services dérivés des bassins versants par l'intermédiaire des municipalités (Pérez, 2003). Ce type d'approche ascendante est souvent considéré comme la garantie que les organisations régionales représenteront mieux les intérêts liés à la protection des moyens d'existence locaux et qu'elles prendront la responsabilité de le faire. Parmi les initiatives existantes, un grand nombre ont également lancé des travaux de recherche et adopté des méthodes d'apprentissage qui soutiennent le développement des capacités et l'échange de connaissances (IIED, 2004; Noordwijk, Chandler et Tomich, 2004).

Les paiements pour les services fournis par les bassins versants ne résoudront pas l'ensemble des problèmes résultant de leur dégradation, mais ils peuvent constituer l'un des volets d'une stratégie d'aménagement plus large. Ils peuvent contribuer à réorienter les politiques hydriques, en visant non plus le développement de nouvelles sources d'approvisionnement en eau, mais une nouvelle répartition des ressources existantes. Cette réorientation permettrait de satisfaire les besoins fondamentaux de la population humaine et des écosystèmes, et de recouvrer les coûts. Il s'agit, tout bien considéré, d'un problème de gouvernance à long terme, qui exige de prendre les dispositions institutionnelles nécessaires. L'exploitation des données scientifiques, à l'appui des évaluations propres à chaque site, représente aussi un défi institutionnel et une mission de recherche.

7. Recommandations

Compte tenu de l'importance critique de fournir de l'eau de qualité et en quantité suffisante pour répondre aux besoins la population humaine, ainsi que des rôles directs et indirects que jouent les forêts dans l'approvisionnement en eau, les gestionnaires des domaines forestiers doivent adopter une partie ou, de préférence, la totalité des directives contenues dans les différents chapitres du présent document. Les recommandations ci-après méritent d'être soulignées pour que des progrès soient réalisés dans le domaine de la protection et de la préservation de l'eau, qui est une ressource très précieuse dans le monde entier.

- Il est indispensable que les politiques relatives aux forêts et à l'utilisation des terres reposent sur de solides données scientifiques, et non pas sur de fausses idées. Les principales aires d'approvisionnement en eau et zones d'aquifères souterrains doivent être maintenues dans un couvert forestier le moins perturbé possible. L'abattage d'arbres (d'au moins 20 pour cent de la canopée) se traduit par une augmentation temporaire du débit de l'eau, mais il faut tenir compte des autres effets négatifs que cela entraîne, tels que la dégradation de la qualité de l'eau, l'accentuation de l'érosion et diverses incidences sur la faune sauvage et la diversité biologique. Pour réduire au minimum le ruissellement de surface et l'érosion concomitante, toutes les précautions doivent être prises pour que l'extraction des produits forestiers pratiquée dans ces zones n'engendre pas une compaction et un dénuement du sol. Les directives concernant les pratiques optimales d'exploitation forestière dans les bassins versants doivent être rigoureusement appliquées. Il est également nécessaire de tenir compte des incidences de la remise en état des forêts sur le rendement hydrique.
- Il est recommandé aux pays d'inclure officiellement l'écosystème des forêts de nuages ou de brouillard dans leurs systèmes de classification forestière et de prévoir de lui accorder un statut de protection ou de le désigner à des fins de protection d'ici à 2010. Des techniques similaires à celles qui sont utilisées par le PNUE et le WCMC pour établir leur carte mondiale peuvent être utilisées pour estimer la superficie potentielle de ces forêts dans les régions où l'on ne dispose pas de relevés de terrain ou aériens (voir au chapitre 4 la section consacrée aux forêts montagneuses de nuages ou de brouillard) (Bubb *et al.*, 2004).
- Les instances chargées de la planification doivent identifier les zones exposées aux glissements de terrains – à l'aide éventuellement des critères de Megahan et de King décrits au chapitre 4 dans la section portant sur les forêts situées dans des zones exposées à un risque élevé de glissement de terrain – et les désigner comme des aires fragiles, ou les délimiter pour y maintenir un

couvert forestier, ou les utiliser dans le cadre de systèmes agroforestiers ou sylvopastoraux dotés d'un couvert arboré assez dense. Ces zones peuvent être par la suite intégrées dans le patrimoine forestier protégé.

- Il est recommandé à chaque pays de procéder à une évaluation des principales zones ripicoles et de les classer à des fins de conservation, de protection ou de remise en état. Chaque pays doit également adopter une législation adéquate pour préserver les tampons ripicoles; des modèles peuvent être obtenus auprès de la FAO. Il est aussi préconisé aux divers pays de communiquer les réglementations et les directives dont elles se sont dotées en la matière, afin qu'elles soient intégrées dans les prochaines Évaluations des ressources forestières mondiales.
- Les forêts marécageuses doivent être classées dans les zones écologiquement sensibles, où le maintien des fonctions hydrologiques est une priorité de gestion et de développement. Ces forêts jouent un rôle déterminant dans la régulation de l'eau.
- Les zones boisées dont le sous-sol ou les eaux souterraines sont touchés par la salinité ne doivent pas être déboisées, afin d'éviter que la couche superficielle saline du sol ou le drainage de l'eau salée aient des effets négatifs dans les zones plus éloignées.
- Pour garantir une eau de haute qualité, les zones d'approvisionnement en eau potable doivent être protégées par des lois, ou être classées comme forêts de protection.
- Il convient d'étudier les mécanismes de paiement pour les services fournis par les bassins versants dont le potentiel est considérable. Ces mécanismes pourraient être intégrés dans une stratégie de gestion plus large et favoriser une modification des politiques relatives à l'eau en vue de réaffecter les ressources existantes. Il s'agit, tout bien considéré, d'un problème de gouvernance qui exige de prendre les dispositions institutionnelles nécessaires. Les évaluations spécifiques à des sites donnés impliquent de procéder à des ajustements institutionnels et de réorienter les recherches.
- On espère que, lors de la préparation de la prochaine Évaluation des ressources forestières mondiales (FRA 2010), les pays indiqueront une augmentation sensible de la superficie des forêts (et autres terres boisées) situées dans des zones protégées, et de la superficie des forêts (et autres terres boisées) affectées à la protection.
- Une autre mesure favorable à la fonction protectrice des forêts vis-à-vis de l'eau est d'accroître la superficie des forêts certifiées. Les critères de certification garantissent toujours l'application de pratiques reconnaissant le rôle vital de l'eau. Toute augmentation des superficies certifiées aurait donc des effets bénéfiques sur les ressources en eau.

Il est de plus en plus reconnu que les forêts ont une incidence déterminante aussi bien sur la quantité d'eau que sur sa qualité et que, dans de nombreuses régions, les ressources hydriques sont menacées par la surexploitation, la mauvaise utilisation et la pollution. Il est nécessaire à cet égard d'accorder la plus haute priorité aux

relations entre les forêts et l'eau. L'un des principaux défis que doivent relever les gestionnaires des terres, des forêts et des ressources en eau consiste à optimiser le large éventail des avantages que procure la forêt, sans porter atteinte aux ressources hydriques et aux fonctions de l'écosystème. Pour cela, il est urgent de mieux comprendre les interactions entre les forêts/arbres et l'eau (notamment dans les bassins versants), de sensibiliser et de renforcer les capacités dans le domaine de l'hydrologie forestière, et d'intégrer ces connaissances et les conclusions des recherches dans les politiques. Il est également nécessaire d'établir des mécanismes institutionnels pour renforcer les synergies permettant de résoudre les problèmes liés aux forêts et à l'eau, et de mettre en œuvre et faire appliquer des programmes d'action aux niveaux national et régional (Calder *et al.*, 2007).

La Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe est la plus récente des plates-formes politiques créées. La Résolution sur les forêts et l'eau, adoptée en 2007, s'articule autour de quatre axes: la gestion durable des forêts par rapport à l'eau; la coordination des politiques forestières et hydriques; les forêts, l'eau et le changement climatique; l'évaluation économique des services fournis par les forêts dans le domaine de l'eau.

On espère qu'à l'avenir une attention accrue sera accordée aux relations entre les forêts et l'eau à l'échelle régionale et que les décideurs et experts œuvrant dans les secteurs hydrique et forestier intensifieront leur collaboration. En vue de la publication des prochaines Évaluations des ressources forestières mondiales, il est recommandé à chaque pays de dresser une liste des études ou publications nationales consacrées aux forêts et à l'eau, et à leurs interactions.

Références

- Aide, T.M. et Grau, H.R. 2005. Will rural-urban migration reduce floods? *Arborvitae: IUCN/WWF Forest Conservation Newsletter*, 27: 11.
- Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M. et Laidlaw, R. 1997. *A global directory of tropical montane cloud forests*. Cambridge, Royaume-Uni, PNUE-WCMC.
- Appleton, A. 2004. Observations soumises à la session « Ecosystems for Sale in an Unequal World of the Global Synthesis Workshop on Markets, Business and the Environment », tenue dans le cadre du forum de l'UICN, Bangkok, 18-20 novembre 2004 (compte rendu de la réunion et rapport préliminaire disponibles sur Internet: <http://biodiversityeconomics.org/business/041117-837-838.htm>).
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J.C., Borkey, P., Cassar, A.Z., Meadors, L., Saade, L., Siebentritt, M., Stein, R., Tognetti, S. et Tortajada, C. 2006. Fresh ecosystem services. In K. Chopra, R. Leemans, P. Kumar et H. Simons, édés. *Ecosystems and human well-being: policy responses*, Vol. 3, Findings of the Responses Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC, Island Press.
- Becerra, M.R. et Ponce De León, E. 1999. Financing the green plan (« plan vert ») in Colombia: challenges and opportunities. Document présenté dans le cadre de l'atelier sur le financement de la gestion durable des forêts, Croydon, Royaume-Uni, 11-13 octobre 1999. Londres, PNUD, Programme sur les forêts (PROFOR).
- Bergkamp, G., Orlando, B. et Burton, I. 2003. *Change: adaptation of water resources management to climate change*. Gland, Suisse, UICN.
- Blaikie, P.M. et Muldavin, J.S.S. 2004. Upstream, downstream, China, India: the politics of environment in the Himalayan region. *Annals of the Association of American Geographers*, 94: 520-548.
- Blaschke, P.N., Trustrum, N.A. et Hicks, D.L. 2000. Impact of mass movement erosion on land productivity: a review. *Progress in Physical Geography*, 24(1): 21-52.
- Bosch, J.M. et Hewlett, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55: 3-23.
- Brooks, K.N., Ffolliott, P.F., Gregersen, H.M. et Thames, J.L. 1991. *Hydrology and the management of watersheds*. Ames, Iowa, États-Unis, Iowa State University Press.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. Paris, Programme hydrologique international de l'UNESCO.
- Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture Ecosystems and Environment*, 104: 185-228.
- Bruijnzeel, L.A. 2005. Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. In

- M. Bonell et L.A. Bruijnzeel, eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, p. 462–483. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Bruijnzeel, L.A. et Bremmer, C.N.** 1989. *Highland-lowland interactions in the Ganges Brahmaputra River Basin: a review of published literature*. Document hors série n° 11. Katmandou, Centre international de mise en valeur intégrée des montagnes (ICIMOD).
- Bruijnzeel, L.A. et Hamilton, L.S.** 2000. *Decision time for cloud forests*. IHP Humid Tropics Programme Series No. 13. Paris, UNESCO.
- Bubb, P., May, I., Miles, L. et Sayer, J.** 2004. *Cloud forest agenda*. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 20. Cambridge, Royaume-Uni, PNUE-WCMC.
- Bugna, S.C.** 2002. A profile of the protected area system in Singapore. *Asian Biodiversity*, avril-juin 2002: 30–33. (Voir également l'étude de cas réalisée par Wang Luan Keng in Dudley et Stolton, 2003.)
- Bureau international de coopération forestière.** 2002. *Proceedings of the International Expert Meeting on Forests and Water*. Shiga, Japon, 20–22 novembre 2002.
- Calder, I.R.** 1999. *The blue revolution: land use and integrated water resources management*. Londres, Earthscan.
- Calder, I.R.** 2000. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. *Land Use and Water Resources Research*, 2: 2.1–2.12.
- Calder, I., Hofer, T., Vermont, S. et Warren, P.** 2007. Vers une nouvelle compréhension des arbres et des forêts. *Unasylva*, 229: 3–10.
- Cassells, D.S. et Bonell, M.** 1986. Logging operations in forest watersheds: an Australian perspective. In A.J. Pearce et L.S. Hamilton, eds. *Land use, watersheds and planning in the Asia-Pacific Region*, p. 44–58. RAPA Report No. 1986/3. Bangkok, FAO.
- Commission économique pour l'Europe.** 2004. Water-related ecosystems: features, functions and the need for a holistic approach to ecosystem protection and restoration. Réunion des parties à la Convention sur la protection et l'utilisation des cours d'eau transfrontières et des lacs internationaux. Genève, Conseil économique et social des Nations Unies.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. et van den Belt, M.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253.
- Dudley, N. et Stolton, S., eds.** 2003. *Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water*. Gland, Suisse, WWF et Washington, DC, Banque mondiale.
- Echavarría, M.** 2001. *The FONAG: Quito's water fund*. Quito, The Nature Conservancy.
- Ensign, S.H. et Mallin, M.A.** 2001. Stream water quality changes following timber harvest in a coastal plain swamp forest. *Water Research*, 14: 3381–3390.
- FAO.** 1976. *Cadre pour l'évaluation des sols*. Bulletin pédologique de la FAO n° 32. Rome.
- FAO.** 1988a. *Nature and management of tropical peat soils*, par J.P. Andriesse. Bulletin pédologique de la FAO n° 59. Rome.
- FAO.** 1988b. *Le dilemme de l'eucalyptus*. Rome.

- FAO. 2001. *Land use impacts on water resources: a literature review*, par B. Kiersch. Document de travail n° 1, atelier électronique de la FAO sur les liens terres-eau dans les bassins versants ruraux. Rome.
- FAO. 2002. *Relations terres-eau dans les bassins versants ruraux – Actes de l'atelier électronique*, 18 septembre-27 octobre 2000. Bulletin des terres et des eaux de la FAO n° 9. Rome.
- FAO. 2003. *Situation des forêts du monde*. Rome.
- FAO. 2004. *Report of the Regional Forum on Payment Schemes for Environmental Services in Watersheds*, 9–12 juin 2003, Arequipa, Pérou. Land and Water Discussion Paper No. 3. Rome.
- FAO. 2006a. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2005 – Progrès vers la gestion forestière durable*. Étude FAO: Forêts n° 147. Rome.
- FAO. 2006b. *La nouvelle génération des programmes et projets d'aménagement des bassins versants*. Étude FAO: Forêts n° 150. Rome.
- FAO et CIFOR. 2005. *Forests and floods: drowning in fiction or thriving on facts?* RAP Publication No. 2005/03, Forest Perspectives No. 2. Bangkok, FAO et Bogor Barat, Indonésie, CIFOR.
- Farrington, P. et Salama, R. 1996. Controlling dryland salinity by planting trees in the best hydro-geological setting. *Land Degradation and Development*, 7: 183–204.
- Fédération internationale de la Croix Rouge. 2000. *Central America: Hurricane Mitch emergency relief*. Rapport de situation n° 4 (final). Genève.
- FEMAT. 1993. Aquatic ecosystem assessment. In *Forest ecosystem management: an ecological, economic and social assessment*, p. V25–V29. Rapport de l'équipe d'évaluation de la gestion des écosystèmes forestiers, Washington, DC, Département de l'agriculture des États-Unis, Service des forêts.
- Foster, S.S.D. et Chilton, P.J. 1993. Groundwater systems in the humid tropics. In M. Bonell, M.M. Hufschmidt et J.S. Gladwell, eds. *Hydrology and water management in the humid tropics*, p. 261–272. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- FRIM, PNUD et FEM. 2004. *Black water jewel: South-East Pahang Peat Swamp Forest*. Kuala-Lumpur.
- Galusha, D. 1999. *Liquid assets: a history of New York City's water system*. New York, Fleischmanns, Purple Mountain Press.
- Ghassemi, F., Jakeman, A. et Nix, H. 1995. *Salinization of land and water resources*. Sydney, Australie, University of New South Wales Press et Wallingford, Royaume-Uni, CAB International.
- Gilmour, D.A. 1977. Exploitation forestière et environnement du point de vue notamment de la protection des sols et des cours d'eau dans la forêt tropicale humide. In *Aménagement des bassins versants*, p. 223–236. Cahier FAO: conservation n° 1. Rome, FAO.
- Gioda, A., Acosta Baladon, A., Fontanel, P., Hernández Martín, Z. et Santos, A. 1992. L'arbre fontaine. *La Recherche*, 23(249): 1400–1408.
- Gregory, S.V., Swanson, F.S., McKee, W.A. et Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41(8): 540–551.

- Greninger, P.** 2005. *The key role of the protective forest in providing avalanche protection in the Alps*. Rapport soumis à l'Évaluation des ressources forestières. Rome, FAO. (Inédit)
- Grip, H., Fritsch, J.-M. et Bruijnzeel, L.A.** 2005. Soil and water impacts during forest conversion and stabilisation to new land use. In M. Bonell et L.A. Bruijnzeel, éd. *Forests, water and people in the humid tropics*, p. 561–589. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Groupe de travail chargé d'étudier l'influence de l'homme sur le cycle hydrologique.** 1972. Influence of man on the hydrologic cycle: guide to policies for the safe development of land and water resources. In *Status and trends of research in hydrology*, p. 31–70. Paris, UNESCO.
- Hamilton, L.S.** 1985. Overcoming myths about soil and water impacts of tropical forest land uses. In S.A. El-Swaify, W.C. Moldenhauer et A. Lo, éd. *Soil erosion and conservation*, p. 680–690. Ankeny, Iowa, États-Unis, Soil Conservation Society of America.
- Hamilton, L.S.** 1988. The recent Bangladesh flood disaster was not caused by deforestation alone. *Environmental Conservation*, 15(4): 369–370.
- Hamilton, L.S.** 1991. Les forêts tropicales: mythes et réalités. *Unasylva*, 166(42): 19–27.
- Hamilton, L.S.** 1992. Storm disasters – has logging been unfairly blamed? Further note on Philippine storm disaster. *IUCN Forest Conservation Programme Newsletter*, 12(5) and 13(3).
- Hamilton, L.S.** 1995. *A campaign for cloud forests: unique and valuable ecosystems at risk*. IUCN Focus Series. Gland, Suisse, UICN.
- Hamilton, L.S.** 1997. El desarrollo sostenible en tierras altas y las áreas clave de control para la conservación de montañas. In M. Liberman et C. Baied, éd. *Desarrollo sostenible de ecosistemas de montaña: manejo de áreas frágiles en los Andes*, p. 269–276. La Paz, Instituto de Ecología.
- Hamilton, L.S., Gilmour, D.A. et Cassells, D.S.** 1997. Montane forests and forestry. In B. Messerli et J.D. Ives, éd. *Mountains of the world: a global priority*, p. 281–331. In New York et Carnforth, Royaume-Uni, Parthenon Publishing Group.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O. et Scatena, F.N., éd.** 1994. *Tropical montane cloud forests*. Ecological Studies Series, Vol. 110. New York, Berlin, Londres, Paris et Tokyo, Springer-Verlag.
- Hamilton, L.S. et King, P.N.** 1983. *Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses or conversions*. Boulder, Colorado, États-Unis, Westview Press.
- Hamilton, L.S. et Pearce, A.J.** 1987. What are the soil and water benefits of planting trees in developing country watersheds?. In D.D. Southgate et J.F. Disinger, éd. *Sustainable resource development in the third world*, p. 39–58. Boulder, Colorado, États-Unis, Westview Press.
- Haselwander, K. et Bowen, G.D.** 1996. Mycorrhizal relations in trees for agroforestry and land rehabilitation. *Forest Ecology and Management*, 91: 1–17.
- Heisig, P.M.** 2000. *Effects of residential and agricultural land uses on the chemical*

- quality of baseflow of small streams in the Croton watershed, southeastern New York. WRIR 99-4173. Denver, Colorado, États-Unis, Service de géologie des États-Unis.
- Hewitt, K. 1997. Risk and disaster in mountain lands. In B. Messerli et J.D. Ives, éd. *Mountains of the world: a global priority*, p. 371–408. New York et Carnforth, Royaume-Uni, Parthenon Publishing Group.
- Hewlett, J.D. 1982. Forests and floods in the light of recent investigation. In *Proceedings, Canadian Hydrological Symposium*, p. 543–560. Fredericton, Nouveau-Brunswick, Canada, 15 juin 1982. Ottawa, National Research Council.
- Hofer, T. et Messerli, B. 2006. *Floods in Bangladesh: history, dynamics and rethinking the role for the Himalayas*. Tokyo, United Nations University Press.
- Houlahan, J. et Findlay, C.S. 2004. Estimating the “critical” distance at which adjacent land use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology*, 19: 677–690.
- Humphreys, G.S. et Brookfield, H. 1991. The use of unstable steepplands in the mountains of Papua New Guinea. *Mountain Research and Development*, 11: 295–318.
- Hurni, H. 1988. Degradation and conservation of soil resources in the Ethiopian highlands. *Mountain Research and Development*, 8(2/3): 123–130.
- IIED. 2004. *Developing markets for watershed protection services and improved livelihoods*. Implementation Phase Planning Workshop Report. Londres.
- Immirzi, C.P., Maltby, E. et Vijnansorn, P. 1996. Development problems and perspectives in the peat swamps of southern Thailand: results from a villager survey. In E. Maltby, C.P. Immirzi et R.J. Safford, éd. *Tropical lowland peatlands of Southeast Asia. Proceedings, Workshop on Integrated Planning and Management of Tropical Lowland Peatlands*, p. 199–246. Cisarua, Indonésie, 8–9 juillet 1992. Gland, Suisse, UICN.
- Ingram, H.A.P. 1983. Hydrology. In A.J.P. Gore, éd. *Mires: swamp, bog, fen and moor*, p. 67–158. General Studies. Vol. A. Amsterdam et New York, Elsevier.
- Ives, J.D. 1970. Himalayan highway. *Canadian Geographical Journal*, 80(1): 26–31.
- Ives, J.D. et Messerli, B. 1989. *The Himalayan dilemma: reconciling development and conservation*. Université des Nations Unies. Londres et New York, Routledge.
- Jacobs, M. 1988. *The tropical rain forest*. Londres, Springer-Verlag.
- Jacobsen, M.G. 2003. Wood versus water: timber plantations in semi-arid South Africa. *Journal of Forestry*, 103(4): 31–35.
- Johnson, N.L. et Baltodano, M.E. 2004. The economics of community watershed management: some evidence from Nicaragua. *Ecological Economics*, 49: 57–71.
- Kaip, D. 2002. Forests and water management in Papua New Guinea. In *Proceedings, International Expert Meeting on Forests and Water*, p. 204–206. Shiga, Japon. Tokyo, Bureau international de coopération forestière, Organisation forestière.
- Kammer, R. et Raj, R. 1979. *Preliminary estimates of minimum flows in Varaciva Creek and the effect of afforestation on water resources*. Technical Note No. 79/1. Suva, Fidji, Fiji Public Works Department.
- Kellman, M.C. 1969. Some environmental components of shifting cultivation in upland Mindanao. *Tropical Geography*, 28: 40–56.

- Landell-Mills, N. et Porras, I.T. 2002. *Silver bullet or fool's gold?— A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. Londres, IIED.
- Lee, H.S. et Chai, F. 1996. Production functions of peat swamp forests in Sarawak. In E. Maltby, C.P. Immirzi et R.J. Safford, éd. *Tropical lowland peatlands of Southeast Asia. Proceedings, Workshop on Integrated Planning and Management of Tropical Lowland Peatlands*, p. 129–130. Cisarua, Indonésie, 8–9 juillet 1992. Gland, Suisse, UICN.
- Long, A. 1994. The importance of tropical montane cloud forests for endemic and threatened birds. In L.S. Hamilton, J.O. Juvik et F.N. Scatena, éd. *Tropical montane cloud forests*, p. 79–106. Ecological Studies Series, Vol. 110. New York, Berlin, Londres, Paris et Tokyo, Springer-Verlag.
- Lugo, A.E., Brinson, M.M. et Brown, S. 1990. Synthesis and search for paradigms in wetland ecology. In A.E. Lugo, M. Brinson et S. Brown, éd. *Forested wetland*, p. 853–885. Amsterdam, Elsevier.
- Maltby, E. 1997. Developing guidelines for the integrated management and sustainable utilization of tropical lowland peatlands. In J.O. Rieley et S.E. Page, éd. *Tropical peatlands. Proceedings, International Symposium on Biodiversity, Environmental Importance and Sustainability of Tropical Peat and Peatlands*, p. 9–18. Cardigan, Royaume-Uni, Samara Publishing.
- Maltby, E. et Immirzi, C.P. 1996. The sustainable utilization of tropical peatlands. In E. Maltby, C.P. Immirzi et R.J. Safford, éd. *Tropical lowland peatlands of Southeast Asia. Proceedings, Workshop on Integrated Planning and Management of Tropical Lowland Peatlands*, p. 1–14. Cisarua, Indonésie, 8–9 juillet 1992. Gland, Suisse, UICN.
- Maltby, E. et Proctor, M.C.F. 1996. Peatlands: their nature and role in the biosphere. In E. Lappalainen, éd. *Global peat resources*. p. 11–19. Jyska, Finlande, International Peat Society.
- Margolis, A. 2004. Buggy water is cleaner. *Northern Woodlands*, 11(4): 43.
- Megahan, W.F. 1981. Nonpoint source pollution from forestry activities in the western United States: results of recent research and research needs. In *U.S. forestry and water quality: what course in the '80s?* p. 92–151. Washington, DC, Water Pollution Control Federation (aujourd'hui appelée Water Environment Federation).
- Megahan, W.F. et King, P.N. 1985. Identification of critical areas on forest land for control of nonpoint sources of pollution. *Environmental Management*, 9(1): 7–18.
- Megahan, W.F. et Schweithelm, J. 1983. Guidelines for reducing negative impacts of logging. In *Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses or conversions*, p. 143–154. Boulder, Colorado, États-Unis, Westview Press.
- Minerbi, L. 1999. Indigenous management models and protection of the *ahupua'a*. *Social Process Hawaii*, 39: 208–225.
- Miranda, M., Porras, I.T. et Moreno, M.L. 2003. *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica: a quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed*. Londres, IIED.
- Mitsch, W.J. et Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands*, seconde édition. New York, Van Nostrand Reinhold.

- Mok, S.T.** 1986. Sustained use and management of forests: a Malaysian perspective. In A.J. Pearce et L.S. Hamilton, éd. *Land use, watersheds and planning in the Asia-Pacific Region*, p. 34–43. RAPA Report No. 1986/3. Bangkok, FAO.
- Morgan, J.R.** 1986. Watersheds in Hawaii: an historic example of integrated management. In K.W. Easter, J.A. Dixon et M.M. Hufschmidt, éd. *Watershed resource management*, p. 133–144. Honolulu, Hawaï, États-Unis, East-West Center and Boulder, Colorado, États-Unis, Westview Press.
- Mulligan, M. et Burke, S.** 2005. *Global cloud forests and environmental change in a hydrological context*. DFID FRP Project ZF0216. Rapport technique final.
- Myers, L.** 2000. Students raise funds for disaster relief in Venezuela. *Cornell Chronicle*, 31(21): 1, 3.
- Nakagawa, H., Ikebuchi, S., Kohsaki, S., Makhanu, K.S. et Wakabayashi, K.** 1994. 21st century water challenges in Kenya. Paper presented at the 20th Water, Engineering and Development Centre (WEDC) Conference, Affordable Water Supply and Sanitation, Colombo, Sri Lanka.
- Nik, A.R.** 1996. Highland conservation and hydrological importance of tropical cloud forests. In *Proceedings, Seminar on Management and Conservation of Highland Areas in Malaysia*, p. 22–32. Kuala-Lumpur, WWF-Malaisie.
- Nisbet, T.R. et McKay, H.** 2002. Sustainable forestry and the protection of water in Great Britain. In *Proceedings, International Expert Meeting on Forests and Water*, p. 101–112. Shiga, Japon. Tokyo, Bureau international de coopération forestière, Organisation forestière.
- Noordwijk, M., Chandler, F.J. et Tomich, T.P.** 2004. *An introduction to the conceptual basis of RUPES: rewarding upland poor for the environmental services they provide*. Bogor, Centre mondial d'agroforesterie (CIRAF) – Asie du Sud-Est (également disponible sur Internet: www.worldagroforestry.org/sea/Networks/rupes/download/Working%/).
- Nothiger, C. et Elsasser, H.** 2004. Natural hazards and tourism: new findings on the European Alps. *Mountain Research and Development*, 24(1): 24–27.
- Oaks, S.D. et Dexter, L.** 1987. Avalanche hazard zoning in Vail, Colorado: the use of scientific information in the implementation of hazard reduction strategies. *Mountain Research and Development*, 7(2): 157–168.
- O'Laughlin, J. et Belt, G.H.** 1995. Functional approaches to riparian buffer strip design. *Journal of Forestry*, 93(2): 29–32.
- O'Loughlin, C.L.** 1974. The effect of timber removal on the stability of forest soils. *Hydrology*, 13:121–134.
- O'Loughlin, E. et Sadanandan Nambiar, E.K.** 2001. *Plantations, farm forestry and water: a discussion paper*. Water and Salinity Issues in Agroforestry No. 8, RIRDC Publication No. 01/137. Canberra, Rural Industries Research and Development Organization (également disponible sur Internet: www.rirdc.gov.au/fullreports/aft.html).
- Ostrom, E., Gardner, R. et Walker, J.** 1994. *Rules, games, and common-pool resources*. Ann Arbor, Michigan, États-Unis, University of Michigan Press.
- Pagiola, S.** 2002. Paying for water services in Central America: learning from Costa

- Rica,. In S. Pagiola, J. Bishop et N. Landell-Mills, édés. *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*, p. 37–61. Londres, Earthscan.
- Pagiola, S., Bishop, J. et Landell-Mills, N., édés.** 2002. *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*. Londres, Earthscan.
- Pérez, C.J.** 2003. Payment for hydrological services at a municipal level and its impact on rural development: the PASOLAC experience. Document présenté au Forum régional sur les systèmes de paiement pour services environnementaux dans les bassins versants, Arequipa, Pérou, 9–12 juin 2003.
- Perrot-Maître, D. et Davis, P.** 2001. *Case studies of markets and innovative financial mechanisms for water services from forests*. Washington, DC, Forest Trends (également disponible sur Internet: www.forest-trends.org/documents/publications/caseswsoff.pdf).
- Pires, M.** 2004. Watershed protection for a world city: the case of New York. *Land Use Policy*, 21: 161–175.
- Plant Talk.** 2003. Science and technology: environmental economics, No. 34.
- Platt, R.H., Barten, P.K. et Pfeiffer, M.J.** 2000. A full clean glass? Managing New York City's water supply environment. *Environment*, 42: 8–20.
- Porto, M., Porto, R.L. et Azevedo, L.G.T.** 1999. A participatory approach to watershed management: the Brazilian system. *Journal of the American Water Resources Association*, 35: 675–684.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.A. et Campbell, J.H.** 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398: 611–615.
- Prentice, C. et Parish, D.** 1992. Conservation of peat swamp forest: a forgotten ecosystem. In *In Harmony with Nature: Proceedings, International Conference on Conservation of Tropical Biodiversity*, p. 128–144. 12–16 juin 1990. Kuala-Lumpur, Malayan Nature Society.
- Programme des Nations Unies pour les établissements humains.** 2003. *Water and sanitation in the world's cities: local action for global goals*. Londres, Earthscan.
- Randolph, J.** 2004. *Environmental landuse planning and management*. Washington DC et Londres, Island Press.
- Rao, Y.S.** 1988. Flash floods in southern Thailand. *Tiger Paper*, 15(4): 1–2.
- Rapp, A.** 1997. Erosion and land degradation in drylands and mountains. In D. Brune, D.V. Chapman, M.D. Gwynne et J.M. Pacyna, édés. *The global environment: science, technology and management*. Vol 1, p. 207–224. Weinheim, Allemagne, Scandinavian Science Publisher.
- Rapp, A., Berry, L. et Temple, P.H., édés.** 1972. Studies of soil erosion and sedimentation in Tanzania. *Geografiska Annaler*, 54A: 105–379.
- Raynor, W.** 1994. Montane cloud forests in Micronesia: status and future management. In L.S. Hamilton, J.O. Juvik et F.N. Scatena, édés. *Tropical montane cloud forests*, p. 274–283. Ecological Studies Series, vol. 110. New York, Berlin, Londres, Paris et Tokyo, Springer-Verlag.
- Rieley, J.O., Ahmad-Shah, A.A. et Brady, M.A.** 1996. The extent and nature of

- tropical swamps. In E. Maltby, C.P. Immirzi et R.J. Safford, édés. *Tropical lowland peatlands of Southeast Asia. Proceedings, Workshop on Integrated Planning and Management of Tropical Lowland Peatlands*, p. 17–53. Cisarua, Indonésie, 8–9 juillet 1992. Gland, Suisse, UICN.
- Rojas, M. et Aylward, B.** 2003. *What are we learning from experiences with markets for environmental services in Costa Rica? A review and critique of the literature.* Document de travail. Londres, IIED.
- Rosa, H., Kandel, S. et Dimas, L., avec les contributions de Cuéllar, N. et Méndez, E.** 2003. *Compensation for environmental services and rural communities: lessons from the Americas and key issues for strengthening community strategies.* San Salvador, Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente (PRISMA).
- Rose, C.M.** 2002. Common property, regulatory property, and environmental protection: comparing community-based management and tradable environmental allowances. In E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšák, P. Stern, S. Stonich et U.E. Weber, édés. *The drama of the commons*, p. 233–257. Washington, DC, National Academy Press.
- Scatena, F.N., Planos-Gutiérrez, E.O. et Schellekens, J.** 2005. Natural disturbances and the hydrology of humid tropical forests. In M. Bonell et L.A. Bruijnzeel, édés. *Forests, water and people in the humid tropics*, p. 489–512. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Schultz, R.** 1996. Streamside buffer strips improve water quality and provide wildlife habitat. US Department of Energy, Biofuels Feedstock Development Program. *Energy Crops Forum*, Printemps 1996: 2–3.
- Scott, D.F., Bruijnzeel, L.A. et Mackensen, J.** 2005. The hydrological and soil impacts of forestation in the tropics. In M. Bonell et L.A. Bruijnzeel, édés. *Forests, water and people in the humid tropics*, p. 622–651. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Sheng, T.C.** 1986. A review of forty years of management in Wusheh watershed, Taiwan. In T.C. Sheng, éd. *Watershed conservation. Vol. 2, A collection of papers for developing countries*, p. 62–70. Taipei, Taïwan, Chinese Soil and Water Conservation et Fort Collins, Colorado, États-Unis, Colorado State University.
- Soil Association.** 1998. *Public certification summary for Stockholm Vatten AB, Sweden.* Bristol, Royaume-Uni.
- Stirzaker, R.J., Cook, F.J. et Knight, J.H.** 1999. Where to plant trees on cropping land for control of dryland salinity: some approximate solutions. *Agricultural Water Management*, 39: 115–133.
- Stolzenburg, W.** 2005. Amphibians falling faster and further. *Nature Conservancy*, 55(1): 15.
- Swain, P.C. et Kearsley, J.E.** 2001. *Classification of the natural communities of Massachusetts.* Westborough, Massachusetts, États-Unis, Natural Heritage et Endangered Species Program, Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife.
- Swallow, B.M., Garrity, D.P. et van Noordwijk, M.** 2001. *The effects of scales, flows and filters on property rights and collective action in watershed management.*

- Consultative Group on International Agricultural Research (GCRAI) Systemwide Program on Collective Action and Property Rights, CAPRI Working Paper No. 16. Washington, DC, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires.
- Thang, H.C. et Chappell, N.A.** 2005. Minimising the hydrologic impact of forest harvesting in Malaysia's rainforests. *In* M. Bonell et L.A. Bruijnzeel, éd. *Forests, water and people in the humid tropics*, p. 852–865. UNESCO International Hydrology Series. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Thompson, E.H. et Sorenson, E.R.** 2000. *Wetland, woodland, wildland*, p. 306–308. Hanover, New Hampshire, États-Unis et Londres, University Press of New England.
- Tognetti, S.S., Aylward, B. et Mendoza, G.F.** 2005. Markets for watershed services. *In* M. Anderson, éd. *Encyclopedia of hydrological sciences*. Chichester, Royaume-Uni, John Wiley et Sons.
- Tomich, T.P., Thomas, D.E. et van Noordwijk, M.** 2004. Environmental services and land use change in Southeast Asia: from recognition to regulation or reward? *Agriculture Ecosystems and Environment*, 104: 229–244.
- Trustrum, N.A., Thomas, V.J. et Douglas, G.B.** 1984. The impact of forest removal and subsequent mass-wasting on hill land pasture productivity. *In* C.L. O'Loughlin et A.J. Pearce, éd. *Symposium on effects of forest land use on erosion and slope stability*, p. 308. Honolulu, Hawaï, États-Unis, East-West Center
- UICN.** 2002. *IUCN 2002 red list of threatened species*. Gland, Suisse (également disponible sur Internet: www.redlist.org/).
- UICN et WWF.** 2000. Tropical montane cloud forests; bosques nublados tropicales de las montañas; forêts tropicales montagneuses de nuages. *Arborvitae IUCN/WWF Forest Conservation Newsletter*. Gland, Suisse.
- UNESCO.** 2003. *Water for people, water for life: United Nations world water development report (foreword)*. Paris, Programme mondial UNESCO- Nations Unies pour l'évaluation des ressources en eau.
- Urapeepatananpong, C. et Pitayakajornwute, P.** 1996. The peat swamp forests of Thailand. *In* E. Maltby, C.P. Immirzi et R.J. Safford, éd. *Tropical lowland peatlands of Southeast Asia. Proceedings, Workshop on Integrated Planning and Management of Tropical Lowland Peatlands*, p. 119–128. Cisarua, Indonésie, 8–9 juillet 1992. Gland, Suisse, UICN.
- van Andel, T.R.** 2003. Floristic composition and diversity of three swamp forests in northwest Guyana. *Plant Ecology*, 167: 293–317.
- Westing, A.H.** 2003. *Woodland vernal pools and associated amphibians: their relevance to town plans and zoning ordinances in the Windham region of Vermont*. Brattleboro, Vermont, États-Unis, Windham Regional Commission.
- Wiersum, K.F.** 1984. Surface erosion under various tropical agroforestry systems. *In* C.L. O'Loughlin et A.J. Pearce, éd. *Proceedings, Symposium on Effects of Forest Land Use on Erosion and Slope Stability*, p. 231–239. Honolulu, Hawaï, États-Unis, Environment and Policy Institute (EAPI), East-West Center.
- Wiersum, K.F.** 1985. Effect of various vegetation layers in an *Acacia auriculiformis* forest plantation on surface erosion in Java, Indonesia. *In* S.A. El-Swaify, W.C.

- Moldenhauer et A. Lo, éd. *Soil erosion and conservation*, p. 79–89. Ankeny, Iowa, États-Unis, Soil Conservation Society of America.
- Williams-Linera, G., Manson, R. et Isunza Vera, E.** 2000. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la region oeste de Xalapa, Veracruz, Mexique. *Madera y Bosques*, 8(1): 69–85.
- World Water.** 1981. How trees can combat droughts and floods. Éditorial. 4(10):18.
- Yusop, Z., Krogh, V. et Kasran, B.** 1999. Hydrological characteristics of the North Selangor Peat Swamp Forest. In C.T. Yuan et P. Havmoller, éd. *Sustainable management of peat swamp forests in peninsular Malaysia*. Volume II. *Impacts*. Kuala-Lumpur, Forestry Department, Malaisie péninsulaire.
- Ziemer, R.R.** 1981. Roots and the stability of forest slopes. In T.R.H. Davies et A.J. Pearce, éd. *Erosion and sediment transport in Pacific Rim steeplands*, p. 343–359. Publication No. 132. Washington, Association internationale des sciences hydrologiques.

Les forêts et l'eau

Dans de nombreuses régions du monde, la quantité d'eau potable et sa qualité sont menacées par la surexploitation, le mauvais usage et la pollution. Il est nécessaire à cet égard d'accorder une haute priorité aux relations entre les forêts et l'eau. Les bassins versants boisés fournissent un pourcentage important de toute l'eau utilisée à des fins domestiques, agricoles, industrielles et écologiques, dans les zones situées tant en amont qu'en aval. L'un des principaux défis que doivent relever les gestionnaires des terres, des forêts et des eaux est d'optimiser la large gamme d'avantages multisectoriels que procure la forêt, sans porter atteinte aux ressources hydriques et aux fonctions de l'écosystème. Il est urgent d'améliorer la compréhension des liens entre les forêts et l'eau, et d'intégrer ces connaissances dans les politiques. La présente étude, qui est réalisée dans le cadre de l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2005, met en évidence l'importance d'une gestion globale dans des écosystèmes complexes de bassins versants, qui tiennent compte des interactions entre l'eau, la forêt et d'autres utilisations des terres, ainsi que de facteurs socioéconomiques. Elle explique le rôle des forêts dans le cycle hydrologique, en mettant notamment l'accent sur certains écosystèmes forestiers particulièrement fragiles, tels que les forêts de montagne ou situées sur des pentes escarpées, les forêts ripicoles et les forêts marécageuses, et elle examine également le cas particulier des petites îles montagneuses. Cette publication sur l'état des connaissances intéressera un grand nombre d'experts techniques, de scientifiques et de décideurs.

ISBN 978-92-5-206090-1 ISSN 1014-2894



9 789252 060901

10410F/1/11.09/1000