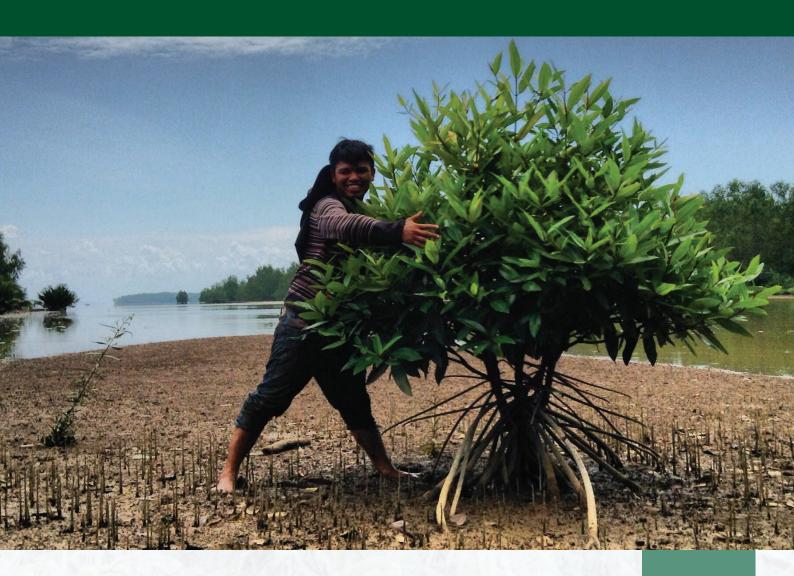




Guide sur la gestion des forêts et de l'eau



ÉTUDES FAO: FORÊTS

Guide sur la gestion des forêts et de l'eau

PUBLIÉ PAR

L'ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE ET L'UNION INTERNATIONALE DES INSTITUTS DE RECHERCHES FORESTIÈRES ET

Rome, 2022

LE DÉPARTEMENT DE L'AGRICULTURE DES ÉTATS-UNIS

Citer comme suit:

FAO, IUFRO et USDA. 2022. Guide sur la gestion des forêts et de l'eau. Études FAO: Forêts no 185. Rome. https://doi.org/10.4060/cb6473fr

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), ou de l'Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO) ou du Département de l'agriculture des États-Unis (USDA) 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. Le fait qu'une société ou qu'un produit manufacturé, breveté ou non, soit mentionné ne signifie pas que la FAO, l'USDA ou l'IUFRO approuvent ou recommandent ladite société ou ledit produit de préférence à d'autres sociétés ou produits analogues qui ne sont pas cités.

Les opinions exprimées dans ce produit d'information sont celles du/des auteur(s) et ne reflètent pas nécessairement les vues ou les politiques de la FAO, de l'IUFRO ou de l'USDA.

ISSN 1014-2894 [Imprimé] ISSN 2707-0360 [En ligne]

ISBN 978-92-5-136352-2 [FAO] © FAO, IUFRO et USDA, 2022



Certains droits réservés. Cette œuvre est mise à la disposition du public selon les termes de la Licence Creative Commons Attribution-Pas d'Utilisation Commerciale-Partage dans les Mêmes Conditions 3.0 Organisations Intergouvernementales (CC BY NC SA 3.0 IGO; https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/legalcode.fr).

Selon les termes de cette licence, ce travail peut être copié, diffusé et adapté à des fins non commerciales, sous réserve de mention appropriée de la source. Lors de l'utilisation de ce travail, aucune indication relative à l'approbation de la part de la FAO, de l'IUFRO et de l'USDA, d'une organisation, de produits ou de services spécifiques, ne doit apparaître. L'utilisation des logos de la FAO, de l'IUFRO et de l'USDA n'est pas autorisée. Si le travail est adapté, il doit être sous la même licence Creative Commons ou sous une licence équivalente. Si ce document fait l'objet d'une traduction, il doit inclure la clause de non-responsabilité suivante accompagnée de la citation indiquée ci-dessous: «Cette traduction n'a pas été réalisée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO) ou le Département de l'agriculture des États-Unis (USDA). La FAO, l'IUFRO et l'USDA ne sont pas responsables du contenu ou de l'exactitude de cette traduction. Les éditions originales anglaise et française doivent être les éditions qui font autorité.»

Tout litige relatif à la présente licence ne pouvant être résolu à l'amiable sera réglé par voie de médiation et d'arbitrage tel que décrit à l'Article 8 de la licence, sauf indication contraire contenue dans le présent document. Les règles de médiation applicables seront celles de l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle (http://www.wipo.int/amc/fr/mediation/rules) et tout arbitrage sera mené conformément au Règlement d'arbitrage de la Commission des Nations Unies pour le droit commercial international (CNUDCI).

Matériel attribué à des tiers. Il incombe aux utilisateurs souhaitant réutiliser des informations ou autres éléments contenus dans cette œuvre qui y sont attribués à un tiers, tels que des tableaux, des figures ou des images, de déterminer si une autorisation est requise pour leur réutilisation et d'obtenir le cas échéant la permission de l'ayant-droit. Toute action qui serait engagée à la suite d'une utilisation non autorisée d'un élément de l'œuvre sur lequel une tierce partie détient des droits ne pourrait l'être qu'à l'encontre de l'utilisateur.

Ventes, droits et licences. Les produits d'information de la FAO sont disponibles sur le site web de la FAO (www.fao.org/publications) et peuvent être achetés sur demande adressée par courriel à: publications-sales@fao.org. Les demandes visant un usage commercial doivent être soumises à: www.fao.org/contact-us/licence-request. Les questions relatives aux droits et aux licences doivent être adressées à: copyright@fao.org.

Ces travaux ont été partiellement financés par le Service des forêts du Département de l'agriculture des États-Unis. Les constatations et les conclusions exprimées dans la présente publication n'engagent que les auteurs et ne peuvent pas être considérées comme représentant une volonté ou une politique officielle de l'USDA ou du Gouvernement des États-Unis d'Amérique.

Photo de couverture: ©FAO/Mohamad Pazi

Table des matières

R Si	vant-propos emerciements gles et abréviations ésumé analytique	vii viii ix x
1	Introduction Importance des relations entre les forêts et l'eau Gestion des forêts pour l'eau	1 3
2	Suivi et production de rapports sur le lien entre les forêts et l'eau Situation mondiale Comment mesurer les relations entre les forêts et l'eau Les forêts ripicoles – une nouvelle mesure mondiale de suivi des forêts et c l'eau	9 10 12 de 18
3	Gestion des forêts pour l'eau Gestion des forêts principalement pour l'eau Gestion des forêts au niveau des bassins versants Les avantages connexes de la gestion des forêts pour l'eau Comprendre les compromis et les synergies Les incendies de forêt et l'eau Autres perturbations ayant des impacts sur l'eau	35 39 54 65 69 77 83
4	Évaluation de l'eau des forêts Valeur des services écosystémiques forestiers et hydrologiques Instruments axés sur les politiques et les marchés pour promouvoir les services hydrologiques forestiers Gestion des compromis et systèmes d'aide à la décision Communication et branding des projets et initiatives sur les forêts pour l'eau	96 108
5	Écosystèmes essentiels pour la gestion des forêts et de l'eau Forêts de mangrove Forêts des tourbières Forêts de nuages tropicales de montagne Forêts des zones arides	123 123 129 138 144
Bi	bliographie	151
Α	nnexe 1. Liste des organisations ayant participé à la rédaction de ce rapport	185

Tableaux

1.1	Classification des services hydrologiques	6
2.1	Cibles des Objectifs de développement durable liées aux forêts et à l'eau	10
2.2	Dix premiers pays et territoires pour la proportion de superficie totale de forêt principalement affectée à la protection du sol et de l'eau	13
4.1	Valeurs moyennes et cumulées estimées de différents services hydrologiques pour des biomes sélectionnés, 1997 et 2011	89
4.2	Régulation totale du débit d'eau dans 90 types de complexes de végétation-sol-pente pendant la saison sèche et la saison des pluies, et son impact économique	92
4.3	Estimation de l'augmentation du coût du traitement due au passage des conditions de base (forêt) à une utilisation urbaine des terres, réservoir de Converse, Alabama, entre 1992 et 2004	93
4.4	Valeur actuelle nette de la perte de rendement agricole pendant la durée de vie du parc en raison des inondations de faible et de forte intensité	94
4.5	Types de systèmes de paiement pour les services rendus par les bassins versants	97
4.6	Boîtes à outils et bases de données sur les systèmes de paiement pour les services rendus par les bassins versants	106
4.7	Exemples de législation incluant des redevances pour la gestion des bassins versants forestiers	107
4.8	Systèmes d'aide à la décision en matière de gestion forestière potentiellement pour gérer les compromis liés aux services hydrologiques	114
4.9	Réseaux et boîtes à outils de communication sur les forêts et l'eau	121
5.1	Forces et faiblesses des deux systèmes de paiements pour les services hydrologiques à Veracruz, Mexique	142
Fiç	gures	
1.1	Connexion entre les services écosystémiques et le bien-être humain	5
2.1	Relation possible entre la perte d'arbres et les risques d'érosion, d'incendies de forêt et de stress hydrique de base	11
2.2	Proportion de superficie totale de forêt principalement affectée à la conservation des eaux et des sols, par région	12
2.3	Cadre de suivi des forêts fixant les indicateurs et les sous-indicateurs dans l'outil des Services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages	17
2.4	Données optiques du satellite Sentinel-2 montrant le développement minier le long d'un réseau fluvial dans le nord de la République du Congo	24
2.5	Exemple du produit modélisé des zones ripicoles	25
2.6	Processus d'identification des zones-tampon ripicoles qui utilisent le flux de l'eau accumulée	26
2.7	Produit Tropical Moist Forest (analyse originale et après fragmentation)	26
2.8	Changement dans le couvert des forêts ripicoles dans un site de la République démocratique du Congo, mai 2019-mars 2020	28
2.9	Exemple d'utilisation des indices spectraux en conjonction avec la segmentation pour mettre en évidence les forêts ripicoles dans le domaine forêt-savane	29

2.10	Exemple de la manière dont des outils comme SEPAL et Collect Earth peuvent être utilisés pour valider les observations par télédétection	30
2.11	Zones ripicoles dans les écosystèmes de forêt dense et de savane, République démocratique du Congo	30
2.12	Zone d'étude dasns le sud de la République démocratique du Congo à Bandunu, qui montre des forêts intactes dans le nord-est et des forêts-galeries dans la savane au sud de la rivière Kasaï	31
2.13	Combinaison des réseaux fluviaux avec les données sur les forêts, savanes, République démocratique du Congo	32
3.1	Les perturbations naturelles et anthropiques peuvent influer sur la qualité et la quantité d'eau à différentes échelles spatiales en raison des changements dans le couvert forestier	42
3.2	Diagramme schématique de trois bassins versants emboîtés dans un réseau fluvial	55
3.3	Codes d'unités hydrologiques à quatre chiffres identifiant les principaux bassins hydrographiques, États-Unis d'Amérique	56
3.4	Structure emboîtée des limites des bassins versants, États-Unis d'Amérique	56
3.5	Force et relation des corrélations entre les forêts tropicales et les milieux d'eau douce, réparties en trois grandes catégories: structure physique, qualité de l'eau et nourriture	67
3.6	Emplacement du plateau de Loess et conditions climatiques moyennes:	73
3.7	Les plantations de pins sur le plateau de Loess ont réduit l'humidité du sol et ont donc une fonctionnalité relativement faible en matière	7.4
4.4	de protection des sols de surface et de la biodiversité	74
4.1	Les composants de la valeur économique totale	90
4.2	Types de systèmes de paiement pour les services écosystémiques, selon le rôle de l'État	97
4.3	Le concept de base des systèmes de paiement reposant sur les redevances pour les services hydrologiques	100
4.4	Représentation graphique d'un modèle de partenariat	102
4.5	Modèle d'investissement en infrastructure forestière	103
4.6	Représentation graphique des flux de trésorerie et de ressources au titre des obligations de résilience forestière	104
4.7	Éléments d'une stratégie de communication sur les forêts et l'eau	117
4.8	Éléments de l'identité visuelle	119
4.9	Éléments d'un plan d'action en matière de communication	119
5.1	Couvert végétal pré-tsunami et dégâts post-tsunami à Cuddalore, Tamil Nadu, Inde	128
En	cadrés	
1.1	Résumé des recommandations de l'étude Forests and Water - International Momentum	1
1.2	Définition de bassin versant	3
2.1	Outil d'avant-garde de la FAO pour tous	14
2.2	Atlas des zones humides en Inde	15
2.3	Outil Blue Targeting Tool pour l'évaluation rapide des habitats ripicoles	22
2.4	Zones ripicoles: la rencontre des réseaux verts et bleus	25

Données satellite à très haute résolution pour la validation des produits	27
Changements mondiaux dans le débit fluvial d'eau douce déversé dans les systèmes marins	36
Le sol: une clé pour les relations entre les forêts et l'eau	37
Bassin versant municipal de la ville de Seattle	48
Coûts induits par la déforestation sur les fournitures en eau potable de Bombay	49
Foresterie urbaine et périurbaine	50
Gestion des forêts axée sur les risques	52
Techniques de gestion pour les plantations forestières dans les zones à risque de conflits liés à l'eau	59
Comparaison du bassin versant Phetchaburi, en Thaïlande, et de la planification à l'échelle des bassins versants aux États-Unis d'Amérique	62
Le bassin versant de Sumberjaya, Sumatra, Indonésie	64
Gestion des forêts pour le carbone en Alaska, États-Unis d'Amérique	65
Liens entre les forêts et les poissons d'eau douce dans les régions tropicales	66
Biodiversité et eau douce: services écosystémiques synergétiques	68
Leçons tirées du programme de grande envergure sur les forêts et l'eau en Chine	72
Bases de données et outils sur l'évaluation des services écosystémiques	89
Valeur économique totale	90
Production d'hydroélectricité dans la province de Hubei, en Chine	91
Approvisionnement public d'eau en Alabama, États-Unis d'Amérique	92
Atténuation des dégâts provoqués par les inondations dans le parc national de Mantadia, Madagascar	94
Système de paiement pour les servicesécosystémiques rendus par les bassins versants au Viet Nam	101
Programme «Working for Water» (Œuvrer pour l'eau) d'Afrique du Sud	101
Obligations de résilience forestière aux États-Unis d'Amérique	104
Le Mécanisme de financement du capital naturel (NCFF) de la Banque européenne d'investissement	109
Marketing, communication et image de marque	115
Exemples de messages et d'outils de communication dans le domaine de l'eau	120
Définition des mangroves	124
Facteurs des effets d'atténuation des mangroves	127
Le rôle de protection joué par la végétation côtière	128
Qu'est-ce qu'une forêt de tourbières?	131
Potentiel des moyens d'existence durables dans les forêts tropicales des marécages tourbeux	134
La réhumidification des tourbières est essentielle pour leur restauration	135
Permettre la restauration holistique des tourbières dans la région boréale	136
Qu'est-ce que les forêts de nuages tropicales de montagne?	139
Système de paiement pour les services écosystémiques procurés par les forêts de nuages au Mexique	142
Qu'est-ce que les forêts des zones arides?	145
Systèmes agroforestiers – l'importance de la densité des arbres	148
	Le sol: une clé pour les relations entre les forêts et l'eau Bassin versant municipal de la ville de Seattle Coûts induits par la déforestation sur les fournitures en eau potable de Bombay Foresterie urbaine et périurbaine Gestion des forêts axée sur les risques Techniques de gestion pour les plantations forestières dans les zones à risque de conflits liés à l'eau Comparaison du bassin versant Phetchaburi, en Thaïlande, et de la planification à l'échelle des bassins versants aux États-Unis d'Amérique Le bassin versant de Sumberjaya, Sumatra, Indonésie Gestion des forêts pour le carbone en Alaska, États-Unis d'Amérique Liens entre les forêts et les poissons d'eau douce dans les régions tropicales Biodiversité et eau douce: services écosystémiques synergétiques Leçons tirées du programme de grande envergure sur les forêts et l'eau en Chine Bases de données et outils sur l'évaluation des services écosystémiques Valeur économique totale Production d'hydroélectricité dans la province de Hubei, en Chine Approvisionnement public d'eau en Alabama, États-Unis d'Amérique Atténuation des dégâts provoqués par les inondations dans le parc national de Mantadia, Madagascar Système de paiement pour les servicesécosystémiques rendus par les bassins versants au Viet Nam Programme «Working for Water» (Œuvrer pour l'eau) d'Afrique du Sud Obligations de résilience forestière aux États-Unis d'Amérique Le Mécanisme de financement du capital naturel (NCFF) de la Banque européenne d'investissement Marketing, communication et image de marque Exemples de messages et d'outils de communication dans le domaine de l'eau Définition des mangroves Facteurs des effets d'atténuation des mangroves Le rôle de protection joué par la végétation côtière Qu'est-ce qu'une forêt de tourbières? Potentiel des moyens d'existence durables dans les forêts tropicales des marécages tourbeux La réhumidification des tourbières est essentielle pour leur restauration Permettre la restauration holistique des tourbières dans la région boréale Qu'est-ce que les forêts

Avant-propos

Les écosystèmes forestiers et montagneux servent de zone source pour plus de 75 pour cent des approvisionnements en eau renouvelable et sont donc essentiels pour la sécurité de notre eau. La transformation des paysages due à la croissance démographique, l'expansion urbaine croissante, les changements d'affectation des terres et les modifications climatiques a des conséquences pour l'hydrologie, y compris la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau. La perte d'arbres et la dégradation des bassins versants augmentent le risque d'érosion, d'incendies de forêt et de stress hydrique. Malgré cela, uniquement 12 pour cent des forêts du monde sont gérées en donnant la priorité à l'eau.

La gestion des forêts pour assurer des fonctions hydriques saines ne nécessite pas de nouveaux outils de gestion. Elle nécessite plutôt l'application d'outils existants avec un regard qui considère les écosystèmes, l'emplacement de ces écosystèmes dans le paysage, d'autres objectifs de gestion et une échelle.

De nombreuses ressources fournissent des informations sur les relations entre les forêts et l'eau. La présente publication, *Guide sur la gestion des forêts et de l'eau*, toutefois, est la première publication détaillée globale sur le suivi, la gestion et l'évaluation des interactions entre les forêts et l'eau. Elle a été élaborée pour stimuler le débat sur la gestion stratégique et la gouvernance des forêts pour l'eau, et pour fournir une orientation générale sur le suivi, la gestion et l'évaluation du lien entre les forêts et l'eau à de multiples échelles.

Compte tenu de l'importance du contexte dans les relations entre les forêts et l'eau, cette publication ne fournit pas d'orientations complètes et détaillées pour toutes les situations. Elle examine, par contre, des types spécifiques d'écosystèmes forestiers à titre d'exemple pour illustrer de quelle manière la gestion durable des forêts peut étayer les fonctions et les services hydrologiques à différentes échelles, depuis l'échelle locale à celle du paysage.

Le Guide sur la gestion des forêts et de l'eau est le résultat d'une collaboration entre de nombreux experts du monde entier, avec l'appui de la FAO, de la Commission européenne, du Service des forêts des États-Unis, de l'équipe de travail pour les forêts et l'eau de l'Union internationale des instituts de recherches forestières, et du Centre commun de recherche de la Commission européenne.

Pour garantir la fonctionnalité des paysages et la fourniture de services écosystémiques, il faut une gestion et une surveillance efficaces axées sur l'eau. Malgré les incertitudes concernant la gestion intégrée des forêts et de l'eau, il est primordial que l'eau reçoive beaucoup plus d'attention dans la gestion des forêts dans la mesure où le monde est confronté aux conséquences du changement climatique et à d'autres pressions. Nous espérons que les orientations qui sont fournies dans ce guide encourageront les parties prenantes à privilégier l'eau dans la gestion et la gouvernance des forêts.

Mette Wilkie

Shirong Liu

Directrice, Division des forêts, FAO

Vice-président, IUFRO

Remerciements

Le présent rapport a été rédigé grâce aux précieuses contributions de nombreux spécialistes des forêts et de l'eau. Nous souhaitons remercier toutes les personnes, les organisations, les institutions et les universités qui ont directement participé à la rédaction de ce rapport et qui figurent sur la liste de l'annexe 1. Nous souhaitons également remercier les relecteurs suivants: Nicola Clerici, Fidaa Haddad, Lera Miles, Peter Moore, Lotta Samuelson et Anna Tengberg. Yuka Makino, Anssi Pekkarinen, Tiina Vahanen et Mette Wilkie ont assuré la supervision générale de l'étude et fourni des indications importantes sur son contenu. Enfin, nous voudrions remercier Alastair Sarre, qui a effectué la révision du rapport, et Roberto Cenciarelli, qui l'a mis en page.

Les auteurs du rapport sont:

- Pour la coordination générale: Elaine Springgay, Steve McNulty, Chiara Patriarca et Sara Casallas Ramirez;
- Chapitre 1 Elaine Springgay et Giulia Amato;
- Chapitre 2 Sara Casallas Ramirez, Rémi D'Annunzio, Hugh Eva, Elaine Springgay et Subhash Ashutosh;
- Chapitre 3 Steve McNulty, Ashley Steel, Elaine Springgay, Ben Caldwell, Kenichi Shono, George Pess, Simon Funge-Smith, William Richards, Silvio Ferraz, Dan Neary, Jonathan Long, Bruno Verbist, Jackson Leonard, Ge Sun, Timothy Beechie, Michaela Lo, Lillian McGill, Aimee Fullerton et Simone Borelli;
- Chapitre 4 Marco Boscolo, Alessandro Leonardi, Mauro Masiero, Giulia Amato, Giacomo Laghetto et Colm O'Driscoll;
- Chapitre 5 Steve McNulty, Elaine Springgay et Sara Casallas Ramirez (auteurs coordinateurs):
 - ▶ Mangroves: Kenichi Shono et Richard MacKenzie;
 - D'Amore; David
 - Forêts de nuages tropicales de montagne: Tarin Toledo Aceves et Sven Günter;
 - Zones arides: Maria Gonzalez-Sanchis, Aida Bargues Tobella et Antonio del Campo.

Sigles et abréviations

AUD Dollar(s) australien(s)
BTT Blue Targeting Tool
COT Carbone organique total
EUE Efficience d'utilisation de l'eau

EUR Euro(s)

FAO Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture FL-WES Services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages

FNTM Forêts de nuages tropicales de montagne FRA Évaluation des ressources forestières mondiales

ha Hectare(s) m Mètre(s)

MNE Modèle numérique d'élévation

MXN Peso(s) mexicain(s)

NASA National Aeronautics and Space Administration

NCFF Mécanisme de financement du capital naturel (Natural Capital Financing

Facility)

PSB Paiement des services rendus par les bassins versants

PSE Paiement des services écosystémiques

RMB Renminbi chinois

SEPAL Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la

Terre

SFE Superficie forestière enregistrée [Inde]
SIG Système d'information géographique

THR Très haute résolution

UH Unité hydrologique [États-Unis d'Amérique]

km Kilomètre(s)

USD Dollar(s) des États-Unis VND Dollar(s) vietnamien(s)

WWF Fonds mondial pour la nature

Résumé analytique

De nombreuses personnes dans le monde ne disposent pas d'un accès approprié à l'eau propre pour satisfaire leurs besoins primaires, et de nombreuses activités économiques importantes, comme la production d'énergie ou l'agriculture, ont également besoin d'eau. Les changements climatiques sont susceptibles d'aggraver le stress hydrique. À mesure que les températures montent, les écosystèmes et les communautés humaines, végétales et animales qui en dépendent auront besoin de plus d'eau pour conserver leur santé et s'épanouir.

Les forêts et les arbres sont intégrés au cycle mondial de l'eau et sont donc primordiaux pour la sécurité de l'approvisionnement en eau - ils régularisent la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau en fournissant également des fonctions de protection contre, par exemple, l'érosion des sols et des côtes, les inondations et les avalanches. Les écosystèmes forestiers et montagneux servent de zone source pour plus de 75 pour cent des approvisionnements en eau renouvelable, en fournissant de l'eau à plus de la moitié de la population mondiale.

L'objectif du *Guide sur la gestion des forêts et de l'eau* est d'améliorer la base mondiale d'informations sur les fonctions protectrices des forêts pour les sols et l'eau. Il examine les techniques et les méthodes nouvelles, fournit des indications et des recommandations sur la manière de gérer les forêts pour les services écosystémiques hydrologiques qu'elles fournissent, et il présente des arguments économiques et commerciaux sur la gestion des forêts tournée vers les services écosystémiques hydrologiques.

Les forêts autochtones intactes de même que les forêts plantées bien gérées peuvent constituer une approche de la gestion de l'eau relativement peu coûteuse tout en générant de multiples avantages connexes. La sécurité hydrique est un défi mondial considérable, mais ce guide soutient que des forêts centrées sur l'eau peuvent fournir des solutions fondées sur la nature pour garantir la résilience des ressources en eau au niveau mondial.

Suivi et production de rapports

Il n'existe pas de méthodes globales normalisées pour surveiller les relations entre les forêts et l'eau – très probablement en raison de la nature hautement contextuelle de l'eau et des forêts, de la limitation des ressources et des capacités, de la partialité des recherches régionales, et de la priorité accordée à d'autres services écosystémiques forestiers comme le piégeage du carbone et la conservation de la biodiversité.

Les interactions entre les forêts et l'eau sont spécifiques au contexte, aussi la définition des zones ripicoles et la détermination de la meilleure manière de les surveiller et de les gérer posent des problèmes majeurs. Cette étude s'appuie sur les connaissances actuelles pour présenter une nouvelle démarche de suivi des forêts ripicoles en utilisant les données et les logiciels disponibles. Il s'agit d'une étape importante dans l'étude des relations entre les forêts et l'eau, de la biodiversité et d'autres services écosystémiques à l'échelle des bassins versants, des paysages, et des pays.

De nouveaux outils et la science citoyenne peuvent être utilisés pour faire progresser le suivi des forêts et de l'eau, et ainsi améliorer les décisions de politique et de gestion. Les avancées des technologies de télédétection et de traitement convivial des images, telles que le Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre (SEPAL), la disponibilité d'outils d'aide à la décision tels que l'outil des services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages (FL-WES), et l'utilisation

accrue de la science citoyenne (par exemple, l'outil Blue Targeting Tool) permettent aux scientifiques, aux organismes gouvernementaux, aux praticiens et aux gestionnaires de combler les lacunes sur le suivi des forêts et de l'eau.

Il importe de s'attaquer à la nature contextuelle des interactions entre les forêts et l'eau à travers des méthodologies qui combinent les observations à l'échelle mondiale et les bases de données de suivi nationales. Des approches mixtes incluant la télédétection et les méthodologies de terrain ouvrent la voie à une évaluation précise des interactions entre les forêts et l'eau.

Gestion des forêts pour l'eau

La population qui continue de croître et les changements climatiques exercent une pression sur de nombreux services écosystémiques, ce qui augmente la nécessité d'une gestion des forêts tournée vers l'eau. La demande d'eau devrait continuer à augmenter au cours du XXI^c siècle.

La gestion durable des forêts pour d'autres biens et services écosystémiques, dont le bois d'œuvre, est compatible avec les objectifs de qualité de l'eau. Des compromis seront probablement nécessaires mais il y aura également des synergies; par exemple, la qualité de l'eau est étroitement liée à la conservation des sols, une priorité de la gestion durable des forêts tournée vers la production de bois d'œuvre.

La quantité d'eau s'écoulant d'une forêt est déterminée par la quantité de précipitations moins l'évapotranspiration et l'eau stockée dans le sol. Les gestionnaires forestiers ne peuvent pas contrôler les précipitations mais ils peuvent influencer l'évapotranspiration grâce aux pratiques de gestion. La croissance et la gestion des forêts ont des effets sur la répartition de l'eau de pluie entre ruissellement et infiltration. La croissance rapide des forêts peut réduire la disponibilité d'eau; à l'inverse, la coupe rase des arbres peut se traduire par une augmentation considérable. Les changements dans le couvert des arbres peuvent avoir des répercussions sur la quantité de précipitations stockée sous forme de neige (à des latitudes et des altitudes plus élevées) et – en influençant la santé des sols – sur la quantité d'eau stockée dans les sols. Ces types d'impacts peuvent modifier la périodicité saisonnière des débits. Le suivi est essentiel pour s'assurer que les pratiques de gestion n'ont pas d'effets négatifs sur la périodicité de l'eau.

Une meilleure résilience des forêts aux contraintes environnementales permettra de réduire les risques de dégradation des services écosystémiques forestiers, y compris les services hydrologiques. De nombreuses pratiques sylvicoles aident à conserver ou à améliorer les valeurs de l'eau, avec des applications variant en fonction de facteurs comme le type de forêt, les autres objectifs de gestion, l'état de la forêt, les ressources disponibles pour la gestion, la période de l'année et l'état futur souhaité. Il faut examiner les impacts que les pratiques de gestion plus courantes, comme la construction et le maintien des infrastructures routières, l'exploitation et la régénération, ont sur les ressources en eau des forêts en même temps que les éléments clés pour les atténuer.

Des outils de gestion des écosystèmes sont à disposition pour aider à gérer les forêts au profit de la quantité, de la qualité et de la périodicité de l'eau; il existe de nombreux exemples de gestion efficace des forêts visant l'approvisionnement régulier d'eau potable propre pour les villes. Inversement, une mauvaise gestion des forêts peut avoir des répercussions négatives à long terme sur la santé des forêts et les ressources en eau.

Évaluation de l'eau des forêts

La fourniture mondiale de services hydrologiques a diminué de presque 10 mille milliards d'USD par an entre 1997 et 2011.

L'évaluation des services écosystémiques est le point de départ de la gestion des forêts et de tous les avantages qu'elles procurent. Plusieurs méthodologies ont été mises en place pour reconnaître la valeur des services écosystémiques forestiers. La valeur d'un service écosystémique peut être établie à partir d'informations fournies

par les transactions de marché concernant directement ou indirectement le service écosystémique visé, ou bien à partir de marchés hypothétiques créés pour en obtenir la valeur.

Lesystème de paiement pour les services rendus par les bassins versants (PSB) constitue un mécanisme prometteur pour le partage des avantages et la coopération entre le secteur des forêts et celui de l'eau, surtout en l'absence de cadres législatifs ou d'une gouvernance locale opérationnelle. Cependant, les PSB devraient être perçus comme l'élément d'un processus plus ample de gouvernance participative locale plutôt que comme une alternative axée sur le marché àl'inefficacité de la gestion gouvernementale ou communautaire.

Les réseaux et les approches collaboratives au niveau local sont une caractéristique commune des systèmes de PSB réussis, dans lesquels les régulateurs, les entreprises privées, les administrations locales et les organisations techniques et de la société civile partagent leurs compétences – par le biais de financements jumelés – pour mettre en œuvre des systèmes de haut niveau liés aux bassins hydrographiques forestiers.

Les deux systèmes de PSB les plus courants dans le domaine des forêts et de l'eau sont les redevances pour l'utilisation de l'eau (service public) et les partenariats présentant des avantages multiples. Les systèmes qui appliquent des frais pour l'utilisation de l'eau reposent généralement sur un contexte normatif défini. Les gouvernements nationaux peuvent encourager l'utilisation de ces systèmes par le biais de réglementations appropriées, comme illustré dans les exemples.

Il convient de recourir à une stratégie de communication pour augmenter l'efficacité des initiatives en matière de forêts et d'eau. Si elle est bien élaborée et déployée, elle permettra: d'obtenir un soutien et un financement politiques et publiques; de renforcer le moral et l'organisation interne des institutions et des partenariats participant à l'initiative en fournissant une vision et une mission plus larges; de faire intervenir plus de bénéficiaires et d'acheteurs, contribuant ainsi à relayer l'information; d'établir la confiance et les relations avec de nouveaux utilisateurs, y compris les minorités ethniques, les femmes et les jeunes.

À la suite d'une analyse des stratégies de communication pour les projets sur les forêts et l'eau et le tourisme de nature existants, nous proposons un processus en neuf étapes pour concevoir une stratégie de communication qui renforce la participation de la communauté, l'engagement politique et la propension à investir.

Écosystèmes essentiels pour la gestion des forêts et de l'eau

Nous examinons quatre types de forêt particulièrement importants dans la gestion des forêts et de l'eau, et nous fournissons des indications pour optimiser leur rôle.

Forêts de mangroves. Les mangroves couvrent près de 13,8 millions d'hectares de la superficie mondiale des terres; elles fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels et jouent un rôle important dans l'adaptation au changement climatique et l'atténuation de ses effets. Il a été estimé que 30 à 35 pour cent de mangroves ont été perdues depuis les années 1980 et qu'environ un quart des mangroves restantes sont considérées comme dégradées de façon modérée à grave. La largeur de la forêt est le facteur le plus important pour déterminer la capacité d'atténuation des mangroves contre les tsunamis et les ondes de tempête. L'intégration des mangroves dans les stratégies de réduction des risques de catastrophe et la planification de la gestion du littoral peut aider à réduire le risque de catastrophes côtières.

Forêts des tourbières. Les forêts des zones humides poussant sur des sols tourbeux jouent un rôle crucial dans la régulation (atténuation des inondations et des sécheresses) et la préservation de la qualité de l'eau au niveau des bassins versants. Contrairement à d'autres types de forêts, il existe une relation synergétique entre les services hydrologiques et les services liés au carbone rendus par les forêts des tourbières. Les tourbières sont les écosystèmes terrestres les plus denses au monde; leur conservation

constitue un des moyens les plus rentables pour baisser les émissions de gaz à effet de serre

Le drainage des tourbières augmente fortement le risque d'incendies et il est estimé qu'un quart des forêts des tourbières du monde ont disparu entre 1990 et 2008. Une restauration efficace des écosystèmes de tourbières aiderait à assurer la fourniture de services de filtrage et de régulation de l'eau ainsi que des solutions de subsistance durables dans les tourbières humides tout en réduisant les incendies de forêt et de tourbe, la dégradation et la perte de terres.

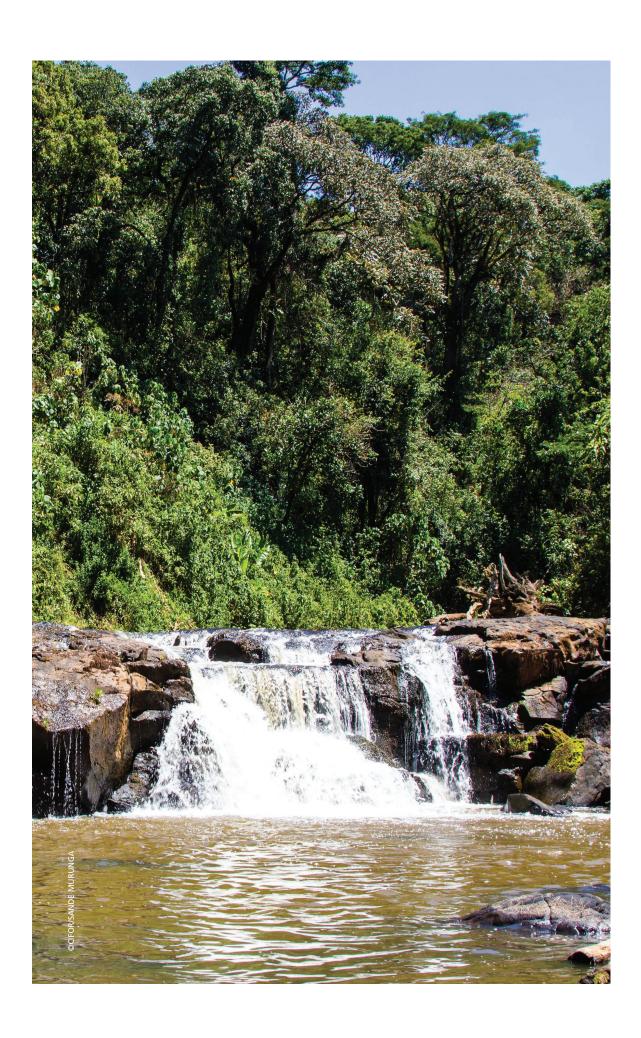
Forêts de nuages tropicales de montagne (FNTM). Les forêts de nuages tropicales de montagne (FNTM) font partie des écosystèmes terrestres les plus utiles pour leur rôle dans le cycle hydrologique parce qu'elles influent sur la quantité d'eau disponible et régulent les débits des eaux de surface et souterraines des bassins versants, tout en maintenant une eau de haute qualité. Le débit élevé de l'eau des FNTM est dû au fait qu'elles se trouvent dans des zones de fortes précipitations, avec des apports supplémentaires d'eau des nuages capturée par le couvert et moins de pertes par évaporation.

Les FNTM sont rares: les estimations de la superficie vont de 1 pour cent à 14 pour cent des forêts tropicales dans le monde. Environ 55 pour cent de la superficie initiale des FNTM a été perdue. C'est pourquoi, la conservation des FNTM adultes restantes doit être renforcée et leur conversion en terres agricoles devrait être évitée.

La coupe sélective de basse intensité dans les FNTM secondaires se conformant aux directives d'exploitation à faible impact est fortement recommandée pour atténuer les effets délétères de l'exploitation sur les sols, les débits de l'eau et la biomasse. Dans la restauration des FNTM, des efforts devraient être déployés pour planter des mélanges d'espèces locales à faible consommation d'eau. Les systèmes de paiement pour les services hydrologiques fournis par les FNTM permettraient de compenser les propriétaires fonciers, de préserver le couvert forestier et de contrecarrer la déforestation et la pénurie d'eau. Des travaux de recherche sont nécessaires pour mieux comprendre les effets hydrologiques du changement climatique sur les FNTM.

Forêts des zones arides. Il y a 1 079 millions d'hectares de forêt dans les zones arides, qui font vivre des millions de personnes dans le monde entier. Les forêts et les arbres des zones arides parviennent à survivre et à pousser avec des ressources en eau limitées, mais elles influencent également de nombreux composants du cycle de l'eau et la disponibilité en eau.

Les projections climatiques indiquent une expansion vers des écosystèmes plus arides, ce qui modifie l'espace écologique des espèces d'arbre et touche les processus hydrologiques. Les stratégies de gestion visant les forêts des zones arides, comme l'éclaircie, l'élagage et la sélection des espèces, peuvent contribuer à la lutte contre la pénurie locale d'eau en augmentant la reconstitution des sols et l'alimentation des nappes phréatiques. Compte tenu de la complexité d'une gestion qui poursuit plusieurs objectifs et de la variabilité intrinsèque des forêts des zones arides et des autres systèmes arides avec des arbres, il faut redoubler d'efforts pour quantifier et mettre en valeur les biens et les services écosystémiques produits par ces systèmes ainsi que les solutions de gestion disponibles. La réutilisation des eaux usées peut aider à préserver les services écosystémiques des zones arides face à la pénurie d'eau.



1 Introduction

Points saillants

- Les forêts et les arbres sont une partie intégrante du cycle mondial de l'eau et sont donc essentiels pour la sécurité hydrique. Les écosystèmes forestiers et montagneux servent de zone source pour plus de 75 pour cent des approvisionnements en eau renouvelable, en fournissant de l'eau à plus de la moitié de la population mondiale.
- La sécurité hydrique est un défi mondial majeur. Une gestion des forêts centrée sur l'eau peut fournir des solutions fondées sur la nature pour augmenter la résilience des ressources en eau au niveau mondial.
- Les changements du couvert forestier entraînent des changements dans l'hydrologie; les bassins versants avec une perte importante de couvert sont plus exposés aux risques d'érosion des sols, de stress hydrique et d'incendie de forêt.
- Notre compréhension des relations entre l'eau et les forêts a considérablement augmenté au cours des dernières années. Ces connaissances peuvent désormais s'appliquer à la manière dont les forêts sont suivies, mesurées et gérées.

L'importance de la gestion intégrée de l'eau et des forêts a été reconnue depuis la Déclaration de Shiga sur les forêts et l'eau de 2001 (Springgay et al., 2019). Une étude thématique sur les forêts et l'eau a été réalisée en 2008 dans le cadre de l'Évaluation des ressources forestières mondiales (FRA) de la FAO (FAO, 2008) mais, depuis, des progrès ont été faits dans la compréhension des relations entre les forêts et l'eau. De nombreuses études scientifiques ont abordé ce sujet, en particulier le rapport du Groupe mondial d'experts forestiers de l'Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO) portant sur les forêts et l'eau (Creed et van Noordwijk, 2018). Une étude de la FAO (2013) a résumé les principales recommandations de plusieurs forums internationaux, demandant l'élaboration de politiques et de pratiques qui incorporent une approche scientifique intégrée. Ces recommandations, qui sont présentées dans l'encadré 1.1, ont été réitérées dans Creed et van Noordwijk (2018) et par un groupe d'experts dans le domaine des forêts et de l'eau (Springgay et al., 2018).

ENCADRÉ 1.1

Résumé des recommandations de l'étude Forests and Water – International Momentum

Compréhension du processus et recherche

- Réaliser une recherche interdisciplinaire pour améliorer la compréhension des interactions entre les forêts et l'eau en fonction des saisons, des zones climatiques, des conditions géologiques, des stades de développement des peuplements, des espèces autochtones par rapport aux espèces non-autochtones, des forêts naturelles par rapport aux forêts plantées et des pratiques de gestion des forêts.
- Développer des systèmes et outils de suivi à long terme sur les changements qualitatifs et quantitatifs des ressources en eau dans et à partir des bassins hydrographiques boisés.

Coopération, politique et développement institutionnel

 Développer des mécanismes institutionnels innovants, intersectoriels et, si approprié, transfrontière ainsi que des propositions politiques pour renforcer la collaboration entre les secteurs des forêts et de l'eau. Ceux-ci devraient se fonder sur la compréhension des législations, des politiques et les mécanismes institutionnels existants relatifs aux forêts et à l'eau, y compris les leçons tirées, les points critiques et les lacunes à combler, ainsi que les défis et les opportunités pouvant entraver ou propulser la gestion conjointe.

Mesures d'incitation et mécanismes économiques

- Analyser les expériences existantes et étudier la possibilité de mettre en place des mécanismes, des mesures d'incitation et des avantages économiques nouveaux et innovants en matière de gestion des forêts et de l'eau. Réaliser des analyses coûtsbénéfices dans des domaines de gestion spécifiques pour étudier la viabilité financière des systèmes de paiement pour les services hydrologiques forestiers. Définir les instruments juridiques pour le développement de ces systèmes de paiement et les vérifier par la mise en œuvre de projets de terrain pilotes.
- Développer et favoriser la collaboration avec le secteur privé.

Adaptation au changement climatique et atténuation de ses effets

- Considérer les relations entre les forêts et l'eau comme faisant partie intégrante de l'élaboration de stratégies nationales d'adaptation et d'atténuation climatiques, de plans de gestion des risques liés aux catastrophes et d'approches intégrées des processus de planification.
- Promouvoir les questions liées aux forêts et à l'eau dans les discussions et les négociations internationales sur le changement climatique, avec une mention particulière à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et le Forum mondial de l'eau. Évaluer les impacts des autres moteurs du changement dans les interactions entre les forêts et l'eau, tels que la crise énergétique et l'évolution des modes de production et de consommation.

Dimension internationale

 Les organisations internationales sont invitées à fournir une assistance technique aux pays en organisant, par exemple, des ateliers techniques et des séminaires d'échange des expériences nationales sur la gestion conjointe des forêts et de l'eau. Les organisations internationales sont invitées à faciliter le renforcement des mécanismes institutionnels transfrontière existants ou l'élaboration de nouveaux mécanismes liés aux forêts et à l'eau.

Sensibilisation, développement des capacités et communication

- Élaborer et mettre en œuvre des programmes de formation sur les différents aspects de la gestion intégrée des forêts et de l'eau qui soient capables de développer les capacités des techniciens et des décideurs concernés aux niveaux les plus élevés.
- Développer et diffuser largement des matériels de communication et de sensibilisation sur les forêts et l'eau et leurs liens avec la sécurité alimentaire. Les scientifiques sont invités à contribuer au travail de sensibilisation, de développement des capacités et de communication en «traduisant» les résultats de recherche en messages clés adaptés et pertinents pour les politiques.

Introduction

Gestion des forêts et de l'eau

 Veiller, dans la gestion des forêts et de l'eau, à ce que les avantages procurés par les forêts en matière de qualité et de quantité de l'eau soient optimisés. Équilibrer soigneusement les compromis entre la consommation d'eau par les arbres ou les forêts et les fonctions de protection, ainsi que d'autres services environnementaux, rendues par les forêts et les arbres.

 Appliquer une approche intégrée et du paysage à la gestion des forêts et de l'eau au niveau local, national et transfrontière. Assurer le lien avec les autres utilisations des terres et communiquer les contributions importantes que la gestion des forêts et de l'eau apporte à la sécurité alimentaire et à l'amélioration des moyens d'existence.

Source: FAO (2013).

Les progrès liés aux connaissances scientifiques devraient se retrouver dans la façon dont les forêts sont surveillées, mesurées et gérées pour la prestation de leurs services écosystémiques hydrologiques (ci-après, services hydrologiques). La FAO a donc décidé de réaliser la présente étude afin de compléter FRA 2020¹, en analysant l'importance des forêts dans le cycle hydrologique et en présentant des informations sur la préservation et la restauration de leurs services hydrologiques. Le but est d'améliorer la base d'informations sur la gestion des forêts et de l'eau et de fournir des orientations pour:

- améliorer le suivi et la production de rapports sur les forêts et l'eau;
- tenir pleinement compte de l'eau dans la gestion d'une forêt, y compris à travers des exemples de gestion réussie des forêts pour l'eau;
- fournir une analyse de rentabilité pour la gestion des forêts tournée vers les services hydrologiques.

IMPORTANCE DES RELATIONS ENTRE LES FORÊTS ET L'EAU

Les forêts et les arbres font partie intégrante du cycle de l'eau (Creed et van Noordvijk, 2018): ils régulent la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau et fournissent des fonctions de protection contre (par exemple) l'érosion des sols et des côtes, les inondations et les avalanches.

Les forêts sont indispensables pour la sécurité hydrique: les écosystèmes forestiers et montagneux (encadré 1.2) servent de zone source pour plus de 75 pour cent des

ENCADRÉ 1.2 **Définition de bassin versant**

Le bassin versant est une définition fonctionnelle du territoire pour décrire le bassin qui influence le réseau d'un cours d'eau ou d'un fleuve au-dessus d'un certain point dans le paysage. Il s'agit d'un concept multiscalaire sans échelle spatiale fixe. Toute zone en amont qui est hydrographiquement reliée à un point dans un cours d'eau ou un fleuve fait partie du bassin versant qui influence l'alimentation en eau à cet endroit. Les bassins versants sont donc emboîtés. De nombreux petits bassins versants de cours d'eau en amont sont contenus dans les bassins versants plus grands de fleuves en aval ou d'autres plans d'eau tels que les lacs et les deltas. Le terme «bassin» décrit souvent le grand bassin versant d'un fleuve dont il porte le nom (par exemple, le bassin du fleuve Amazone).

¹ FRA 2020 (FAO, 2020a) est issue d'un effort collectif de la FAO, des États Membres de la FAO, et des partenaires institutionnels et financiers. L'étude a vu la participation de plus de 700 personnes, y compris les correspondants nationaux et leurs équipes, qui ont présenté des rapports nationaux détaillés. Outre le rapport principal FRA 2020, de nombreuses études thématiques ont été préparées, dont celle-ci.

approvisionnements en eau renouvelable en fournissant de l'eau à plus de la moitié de la population mondiale (Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2005a). Les forêts fournissent de l'eau à plus de 85 pour cent des grandes villes du monde; en moyenne, les bassins versants d'origine des 100 plus grandes villes sont constitués à 42 pour cent de forêts, à 33 pour cent de terres cultivées et à 21 pour cent de formations herbeuses, y compris les prairies naturelles et les pâturages (McDonald et Shemie, 2014). Cependant, à mesure que le couvert forestier d'un paysage se modifie, il en va de même pour l'hydrologie. Les principaux bassins versants qui subissent une perte de plus de 50 pour cent du couvert forestier sont beaucoup plus exposés à l'érosion, aux incendies de forêt et au stress hydrique (Institut des ressources mondiales, 2017). Les changements du couvert forestier dus à la déforestation, à la croissance de la forêt, au reboisement et au boisement ont tous une incidence sur les services hydrologiques. On estime que la conservation et la restauration des terres, y compris la protection des forêts, le reboisement et l'agroforesterie et/ou la réduction de la quantité de combustibles forestiers pourraient entraîner une baisse de 10 pour cent ou plus des sédiments et des nutriments dans les bassins versants, ce qui pourrait améliorer la qualité de l'eau pour plus de 1,7 milliards d'habitants des grandes villes à un coût inférieur à 2 USD par personne par an (Banque mondiale, 2012; MacDonald et Shemie, 2014; Abell et al., 2017). La disponibilité en eau est un facteur important qui freine l'aptitude des populations à répondre aux besoins mondiaux futurs en matière d'alimentation et d'énergie (D'Odorico et al., 2018) et l'eau devrait devenir une ressource encore plus rare à l'avenir. La demande humaine d'eau, d'énergie et de nourriture devrait augmenter de 30 à 50 pour cent; dans un contexte climatique normal, le monde sera confronté à 40 pour cent de déficit hydrique mondial d'ici 2030 (The 2030 Water Resources Group, 2009; Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau, 2015). Il faut des plans complets de gestion intégrée de l'eau et des terres pour s'attaquer au problème de la qualité et de la disponibilité de l'eau.

De nombreuses personnes dans le monde sont privées d'un accès adéquat à l'eau propre pour satisfaire leurs besoins primaires. La plupart des 4 milliards estimés de personnes qui ont un accès insuffisant à l'eau propre vivent dans des régions à faible couvert forestier et dépendent d'infrastructures aménagées pour redistribuer l'eau au-delà des limites des bassins versants. Les forêts naturelles intactes, de même que les forêts plantées bien gérées, peuvent constituer une approche de la gestion de l'eau moins coûteuse tout en générant de multiples avantages connexes (Creed et van Noordwijk, 2018). Aux États-Unis d'Amérique, par exemple, les forêts nationales approvisionnent en eau près de 50 pour cent de la population nationale. Il est urgent, donc, d'analyser le rôle joué par les forêts dans la fourniture d'eau et de gérer les forêts de façon à augmenter la sécurité hydrique.

Les changements climatiques sont susceptibles d'aggraver le stress hydrique. À mesure que les températures montent, les écosystèmes et les communautés humaines, végétales et animales qui en dépendent auront besoin de plus d'eau pour conserver leur santé et s'épanouir. De nombreuses activités économiques importantes, comme la production d'énergie ou l'agriculture, ont également besoin d'eau. Le volume accessible d'eau pourrait se réduire à mesure que la planète se réchauffe (Melillo, Richmond et Yohe, 2014).

Les effets hydrologiques des forêts ont fait l'objet d'un débat public pendant longtemps et des hypothèses inexactes sur le lien entre les forêts et l'eau peuvent conduire à de mauvaises décisions en matière de gestion et de politiques (Brauman et al., 2007; Ellison et al., 2017). Il est essentiel de comprendre le lien étroit entre les forêts et l'eau afin d'élaborer des pratiques et des politiques efficaces de gestion des forêts et de l'eau; la science, donc, devrait éclairer les stratégies de gestion des forêts du monde face aux modifications constantes du climat et à leurs conséquences pour les forêts et les personnes. De plus, la prise en compte du lien entre les forêts et l'eau aidera à atteindre les Objectifs de développement durable et d'autres objectifs convenus au niveau mondial. En revanche, l'incapacité à garantir une approche scientifique solide,

Introduction 5

ainsi que l'absence de coordination entre les multiples besoins, objectifs et politiques, auront des conséquences qui seront vraisemblablement distribuées de façon inégale du point de vue géographique, social, économique et politique (Creed *et al.*, 2019).

Services hydrologiques fournis par les forêts

Les écosystèmes sont des systèmes indispensables à la vie de la planète, pour l'espèce humaine et toutes les autres formes de vie et les services écosystémiques constituent les multiples avantages que les écosystèmes procurent aux humains (Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2005b). La figure 1.1 illustre la connexion entre les services écosystémiques et le bien-être humain (TEEB, 2010). Les fonctions dérivées des structures et des processus biophysiques expriment la possibilité des écosystèmes à fournir des services; les services, donc, sont les contributions possibles des écosystèmes au bien-être humain. Ce bien-être, en conséquence, repose sur ce qu'on appelle avantages, qui peuvent être mesurés pour obtenir la valeur économique des services écosystémiques. La répartition spatiale des fonctions et des avantages est également fondamentale pour comprendre – c'est à dire, savoir où les fonctions se produisent, où la prestation des services peut être évaluée et, enfin, où les avantages sont appréciés (TEEB, 2010).

Écosystème et biodiversité Bien-être humain Structure ou (contexte socio-culturel) processus **Fonction** biophysique (par exem-(par exemple, ple, passage Service couvert végétal lent de l'eau. ou productivité (par biomasse) Benefit(s) exemple, primaire nette) Valeur (contribution protection (économique) contre les (par exemple, la sécurité, crues. produits) etc.) payer pour une protection ou des produits)

FIGURE 1.1

Connexion entre les services écosystémiques et le bien-être humain

Source: Adapté de TEEB (2010).

Il y a eu plusieurs tentatives de classer les services des écosystèmes. L'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (2005b) définit quatre catégories principales de services écosystémiques:

- les services de soutien (qui créent les conditions pour l'existence d'autres services);
- les services d'approvisionnement (la génération de produits et de matériaux);
- les services de régulation (chargés de la régulation des processus écosystémiques);
- les services culturels (avantages intangibles qui enrichissent la vie).

En tant qu'élément fondamental des écosystèmes, l'eau joue un rôle déterminant dans toutes ces catégories (Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2005a). Cette publication, toutefois, se concentre sur les services hydrologiques fournis par les forêts. Brauman *et al.* (2007) ont défini les services hydrologiques comme les avantages apportés aux populations produits par les effets de l'écosystème terrestre sur l'eau douce et ont proposé les cinq services hydrologiques illustrés dans le tableau 1.1.

TABLEAU 1.1

Classification des services hydrologiques

Catégorie Brauman et al. (2007)	Catégorie de l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (2005b)	Description du service
Amélioration de l'approvisionnement en eau d'extraction	Fourniture	Effets de l'extraction d'eau pour des utilisations municipales, agricoles, commerciales, industrielles et la production thermoélectrique d'électricité
Amélioration de l'approvisionnement du débit minimal	Fourniture	Effets sur l'utilisation in situ de l'eau pour l'hydroélectricité, les loisirs, le transport et la fourniture de poisson et autres produits d'eau douce
Atténuation des dommages causés par l'eau	Régulation	Effets de la réduction des dommages causés par les crues, de la salinisation des zones arides, de l'infiltration et de la sédimentation d'eau salée
Fourniture de services culturels liés à l'eau	Culturelle	Fourniture de valeurs religieuses, éducationnelles et touristiques
Services de soutien associés à l'eau	Soutien	Eau et nutriments pour soutenir la croissance des plantes et les habitats des organismes aquatiques, et la conservation des options

Sources: Adapté de Brauman et al. (2007); Masiero et al. (2019).

GESTION DES FORÊTS POUR L'EAU

FRA prend en compte la gestion des forêts relative à l'eau dans un seul indicateur - la superficie totale de forêt gérée dans un but de conservation des sols et des eaux comme objectif de gestion principal. À lui tout seul, cet indicateur ne suffit pas pour comprendre la mesure dans laquelle les forêts sont gérées pour les services liés au sol et à l'eau; il faut également disposer d'informations sur les types de forêts gérées à ces fins, leurs modes de gestion et leur emplacement. On estime généralement que les forêts qui sont protégées pour d'autres priorités de gestion (par exemple, la biodiAvantageé) fourniront également des services hydrologiques; on estime aussi que les services hydrologiques sont un sous-produit par défaut de la gestion durable des forêts (par exemple, l'atténuation du tassement du sol et de l'érosion pendant la récolte du bois). Ceci est vrai dans une certaine mesure. Néanmoins, comme indiqué dans ce rapport, la préservation et l'optimisation des services hydrologiques forestiers nécessitent généralement une gestion centrée sur l'eau – et l'endroit où ces forêts se trouvent dans le paysage a son importance. Avec la pression croissante sur les ressources en eau due à la croissance démographique, à l'expansion des centres urbains, à la dégradation généralisée des sols et aux changements climatiques, la sécurité de l'approvisionnement en eau se profile comme un défi majeur pour la planète. La gestion des forêts peut fournir des solutions fondées sur la nature.

Compte tenu de l'importance de l'eau pour tous les aspects de la vie et pour des fins domestiques, agricoles et industrielles, le maintien et l'amélioration des services hydrologiques des forêts ne devraient pas seulement être une décision de gestion consciente mais aussi une priorité majeure de gestion. Qu'est-ce que cela suppose pour la gestion des forêts? À quoi ressemblerait la gestion des forêts pour l'eau? Ce rapport vise à répondre à ces questions (parmi d'autres).

Les progrès réalisés en matière de télédétection et d'évaluation rapide de terrain permettent de mieux apprécier la mesure dans laquelle les forêts fournissent des services hydrologiques. Après avoir étudié les rôles fondamentaux des forêts ripicoles dans les relations entre les forêts et l'eau, le chapitre 2 du rapport montre l'importance

de trianguler les données de télédétection avec les méthodes de terrain. Ce chapitre, qui est particulièrement utile pour les techniciens s'occupant du suivi des ressources forestières nationales et les gestionnaires voulant assurer les services hydrologiques, donne aussi des orientations sur la mise en œuvre des cadres de suivi des forêts et de l'eau, y compris l'établissement de niveaux de référence. La gestion des forêts a été centrée sur la production de biomasse depuis le début du XXe siècle (Parde, 1980). La protection des forêts pour la conservation de la biodiversité a été perçue essentiellement comme le maintien d'un état «naturel» qui nécessite, donc, peu de gestion active. La gestion durable des forêts pour des usages multiples est devenue plus répandue au cours des dernières années et les services hydrologiques sont généralement fournis comme un sous-produit. Dans certaines circonstances, toutefois, les services hydrologiques devraient être une priorité de gestion. Le chapitre 3 est particulièrement utile pour les gestionnaires des forêts; il préconise une gestion plus responsable des objectifs liés à l'eau qui prend en compte l'échelle spatiale et l'échelle temporelle.

Il est important de comprendre les compromis et les synergies intervenant dans la gestion durable des forêts. Le chapitre 4 analyse la valeur des services hydrologiques liés aux forêts et la manière de réaliser une étude de rentabilité pour la gestion des forêts tournée vers l'eau. Ce chapitre devrait s'avérer extrêmement utile pour les décideurs, les économistes et les forestiers qui interviennent dans la gestion des forêts au niveau national ou infranational, y compris la gestion des bassins versants.

Le chapitre 5 rassemble les différents concepts étudiés dans les chapitres 3 et 4, en présentant des écosystèmes forestiers dans lesquels la gestion axée sur les services hydrologiques est particulièrement importante et qui sont extrêmement vulnérables au changement climatique, à la déforestation, à la dégradation des sols et au changement d'affectation des terres.

2 Suivi et production de rapports sur le lien entre les forêts et l'eau

Points saillants

- Ce chapitre exploite les connaissances actuelles pour présenter une nouvelle approche du suivi des forêts ripicoles utilisant les données et les logiciels disponibles. Il s'agit d'une étape importante dans l'étude des relations entre les forêts et l'eau, de la biodiversité et d'autres services écosystémiques à l'échelle des bassins versants, des paysages et des pays..
- De nouveaux outils ainsi que la science citoyenne peuvent être utilisés pour renforcer le suivi des forêts et de l'eau, et donc améliorer les décisions de politique et de gestion.
- Les interactions entre les forêts et l'eau sont spécifiques au contexte, aussi la définition des zones ripicoles et la détermination de la meilleure manière de les surveiller et de les gérer posent des problèmes majeurs.
- Bien que le suivi par télédétection des interactions entre les forêts et l'eau soit en progression rapide, des limitations considérables existent encore en ce qui concerne, par exemple, la résolution des images, la disponibilité de données de terrain, et l'accès à des modèles et des technologies pour traiter ces données.
- Les progrès des technologies de télédétection et de traitement convivial des images, de même que l'utilisation accrue de la science citoyenne, permettent aux scientifiques, aux organismes gouvernementaux, aux praticiens et aux gestionnaires de combler les principales lacunes sur le suivi du lien entre les forêts et l'eau.
- Il importe de s'attaquer à la nature contextuelle des interactions entre les forêts et l'eau à traves des méthodologies qui combinent les observations à l'échelle mondiale et les bases de données de suivi nationales. Des approches mixtes incluant la télédétection et les méthodologies de terrain ouvrent la voie à une évaluation précise des interactions entre les forêts et l'eau.

Le suivi et la production de rapports sur les forêts a pour but de fournir les informations essentielles pour apprécier l'étendue, l'état, la gestion et les utilisations des ressources forestières, et d'adapter la gestion en conséquence pour s'assurer que les objectifs liés aux forêts soient atteints. Le processus de suivi et de notification fait intervenir des définitions et des procédures normalisées pour disposer d'éléments de comparaison.

La FAO fournit des données sur les forêts et leurs ressources recueillies au niveau mondial depuis 1948. Le processus de FRA associe des données nationales collectées par un réseau mondial de correspondants nationaux officiellement nommés avec des données de télédétection, ou d'autres sources, pour fournir une vaste gamme d'informations sur les forêts que les gouvernements, la société civile et le secteur privé peuvent utiliser dans l'élaboration des politiques, des objectifs et des priorités sur les forêts. FRA fait partie intégrante de l'Objectif de développement durable 15 («vie terrestre») en recueillant des informations et en produisant des rapports sur les indicateurs 15.1.1 et 15.2.1, et en contribuant à l'indicateur 15.4.2. FRA rend compte des forêts gérées dans un but de conservation des sols et de l'eau depuis 2005.

Ce chapitre présente des outils et des méthodologies pragmatiques facilement disponibles pour la surveillance et la production de rapports sur les forêts et l'eau, y compris la télédétection, la modélisation et les méthodes de terrain. Ces outils et méthodes peuvent être adaptés et appliqués au niveau local en combinant la télédétection avec les méthodes de terrain. Les avantages et les limites de chaque outil et méthode sont analysés et accompagnés d'études de cas.

Le but de ce chapitre n'est pas d'imposer une méthode ou un indicateur mondial normalisé, ni de fournir une liste exhaustive d'outils et de méthodes (d'autres outils et méthodes existent en plus de celles que nous présentons ici). L'objectif est plutôt de sensibiliser le public au lien entre les forêts et l'eau et de promouvoir l'inclusion de l'eau dans le suivi et la production de rapports sur les ressources forestières, encourageant ainsi la prise de décisions éclairées en matière de gestion et de politiques, qui tiennent compte des synergies et des compromis dans la gestion durable des forêts à usages multiples.

SITUATION MONDIALE

Il n'existe pas de méthodes globales normalisées pour surveiller les relations entre les forêts et l'eau – très probablement en raison de la nature hautement contextuelle des forêts et de l'eau, des ressources et des capacités limitées, de la partialité des recherches régionales, et de la priorité accordée à d'autres services écosystémiques forestiers comme le piégeage du carbone et la conservation de la biodiversité.

Les relations entre les forêts et l'eau sont explicitement mentionnées dans deux objectifs de développement durable (l'ODD 6.6 et l'ODD 15.1; tableau 2.1) mais il n'existe pas d'indicateurs et de méthodes pour quantifier ces relations et éclairer les politiques ou les pratiques (FAO, 2018). La FAO (2018) a proposé deux ensembles de données mondiales pour répondre à cette lacune: le changement de l'étendue du couvert forestier des principaux bassins versants du monde dans le temps fondé sur la base de données Global Forest Watch Water (Institut des ressources mondiales, 2017); la proportion de forêts gérées pour la conservation des sols et de l'eau en tant qu'objectif clé (fondée sur les données de FRA).

TABLEAU 2.1

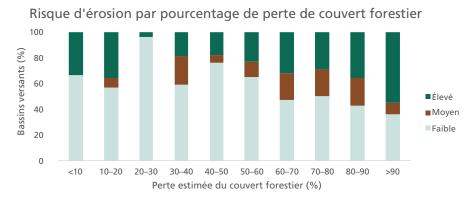
Cibles des Objectifs de développement durable liées aux forêts et à l'eau

Objectif de développement durable	Cible	
6 – Eau propre et assainissement	6.6 – D'ici à 2020, protéger et restaurer les écosystèmes liés à l'eau, notamment les montagnes, les forêts, les zones humides, les rivières, les aquifères et les lacs.	
15 - Vie terrestre	15.1 - D'ici à 2020, garantir la préservation, la restauration et l'exploitation durable des écosystèmes terrestres et des écosystèmes d'eau douce et des services connexes, en particulier les forêts, les zones humides, les montagnes et les zones arides, conformément aux obligations découlant des accords internationaux.	

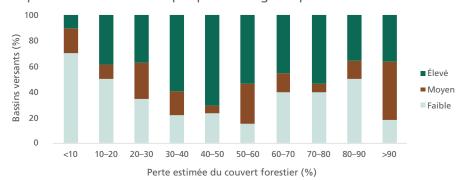


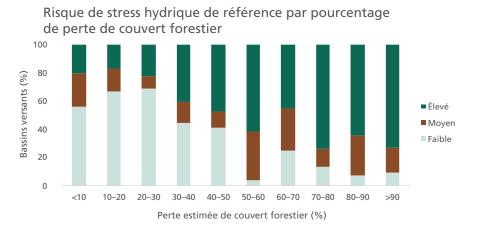
Il a été estimé que le couvert forestier des principaux bassins versants atteignait une moyenne de 67,8 pour cent mais que celle-ci est passée à 30,7 pour cent en 2000 (Institut des ressources mondiales, 2017). Cette perte de couvert (perte de forêt plus perte forestier hors forêt) a généralement entraîné une augmentation des risques d'érosion, de feux des forêts et forestiers hydrique de base. Des 230 bassins versants les plus importants au monde qui ont perdu plus de 50 pour cent de leur couvert forestierinitial avant 2015, il existe un risque moyen à élevé d'érosion dans 88 pour cent des cas, d'incendie de forêt dans 68 pour cent et de stress hydrique dans 48 pour cent (figure 2.1).

FIGURE 2.1
Relation possible entre la perte d'arbres et les risques d'érosion, d'incendies de forêt et de stress hydrique de base



Risque d'incendie de forêt par pourcentage de perte du couvert forestier





Source: Adapté de la base de données Global Forest Water database (Institut des ressources mondiales, 2017).

25 20 15 % 10 5 Océanie Afrique Asie Europe sauf Europe Amérique Amériaue Fédération du Nord et du Sud de Russie centrale **■**1990 **■**2000 **■**2010 **■**2020

FIGURE 2.2

Proportion de superficie totale de forêt principalement affectée à la conservation des eaux et des sols, par région

Source: FAO (2020a).

FRA inclut l'indicateur «superficie totale forestière gérée dans un but de conservation des eaux et des sols comme principalobjectif de gestion». D'après la FAO (2020a) 4,398 millions d'hectares (ha), soit 12 pour cent de la superficie totale des forêts à l'échelle mondiale, sont principalement affectés à la conservation des eaux et des sols, avec une augmentation de 119 millions d'hectares depuis 1990. L'Europe (y compris la Fédération de Russie) présente la plus grande superficie totale de forêt, avec 171 millions d'hectares (soit 18 pour cent de la superficie totale de forêt de la région) mais l'Asie présente la plus grande proportion de forêt principalement affectée à la conservation des eaux et des sols, avec 132 millions d'hectares (soit 22 pour cent de la superficie totale de forêt de la région). Toutes les principales régions du monde présentent des tendances positives dans la superficie de forêt principalement affectée à la conservation des eaux et des sols, sauf l'Afrique et l'Océanie, dont la superficie ainsi affectée demeure presque inchangée entre 1990 et 2020 (figure 2.2).

Le tableau 2.2 montre les dix premiers pays du monde pour la proportion de superficie totale de forêt principalement affectée à la conservation des eaux et des sols (FAO, 2020a). Ces dix pays sont soit des états insulaires, soit des états avec des terrains montagneux ou des zones arides, qui ont subi des hauts niveaux de dégradation et de désertification. Tous ces pays sont hautement exposés aux catastrophes, et leurs forêts présentent une résilience renforcée ainsi que la capacité à maintenir des approvisionnements en eau de haute qualité.

COMMENT MESURER LES RELATIONS ENTRE LES FORÊTS ET L'EAU

Les forêts et l'eau interagissent à différentes échelles spatiales, depuis l'échelle continentale – dans le cas des bassins des grands fleuves et du recyclage de l'humidité à travers l'évapotranspiration – à l'échelle locale, par exemple, dans les petits peuplements forestiers et les forêts ripicoles le long des cours d'eau. Ce vaste éventail d'interactions signifie que, s'il faut fournir des preuves fiables pour une politique et une gestion fondées sur la science, le suivi des forêts et de l'eau doit prendre en compte des interactions spécifiques au site à différentes échelles spatiales.

L'échelle temporelle est également importante parce que les décisions en matière de gestion des forêts peuvent avoir des impacts à court et à long terme. Par exemple, l'élimination des forêts et des arbres pourrait entraîner une hausse de la quantité d'eau à court terme mais une baisse de la quantité, de la qualité et de la périodicité de l'eau (que l'on appelle aussi «valeurs de l'eau» dans ce rapport) à long terme (Springgay et al., 2019; FAO, 2008). En outre, les conséquences des efforts de restauration peuvent

TABLEAU 2.2
Dix premiers pays et territoires pour la proportion de superficie totale de forêt principalement
affectée à la protection du sol et de l'eau

	Pays/territoire	Superficie (1 000 ha)	% de la superficie totale de forêt
1	Kiribati	1,2	100
2	Koweït	6,3	100
3	Cabo Verde	44,7	98
4	Kirghizistan	1 212	92
5	Tunisie	627	89
6	Îles Wallis-et-Futuna	5,1	87
7	Bahreïn	0,6	86
8	Ouzbékistan	2 532	69
9	Mongolie	9 192	65
10	Kazakhstan	2 160	63

Source: FAO (2020a).

prendre des mois ou des années à se manifester et sont donc difficiles à mesurer à court terme. Ceci représente un défi parce que les décideurs devront probablement attendre plusieurs années avant de voir des résultats significatifs – et même plus à des échelles spatiales plus vastes.

Aussi, en fonction de sa finalité, le suivi des interactions entre les forêts et l'eau doit avoir lieu à différentes échelles spatiales et temporelles, ce qui exige l'emploi de démarches et d'outils de suivi différents. Par exemple, un suivi national permettant de mesurer l'efficacité des politiques nationales et de rendre compte des engagements pris à l'échelle internationale peut être mieux réalisé en utilisant une combinaison de télédétection et de réseaux nationaux de stations de surveillance, ce qui implique des investissements considérables dans le développement des capacités, dans la planification et dans le financement. À l'inverse, au niveau local, les gestionnaires des forêts ont besoin d'outils de suivi simples, à faible coût, qui leur permettent de prendre des décisions presque en temps réel et de les prévenir des changements significatifs qui ont lieu dans un écosystème ou paysage nécessitant une intervention immédiate.

Quelle que soit l'échelle, une gestion et un suivi efficaces des liens entre les forêts et l'eau, fondés sur des éléments concrets, requièrent des indicateurs appropriés: les principales lacunes en matière de données et de connaissances à l'échelle mondiale sont dues en partie à l'absence de ces indicateurs forêts-eau (Springgay et al., 2019). Les autorités locales, les gestionnaires des forêts et les communautés doivent élaborer des plans de gestion des forêts qui tiennent compte des interactions entre les forêts et l'eau et incluent des protocoles de mesure et de suivi appropriés. Il s'agit d'un véritable défi mais, comme montré plus bas, des outils de suivi et de gestion sont en cours de développement à ces fins.

Méthodes de suivi

Télédétection. Le développement d'une vaste gamme de produits de télédétection a augmenté la capacité des gouvernements, des chercheurs et des gestionnaires des forêts de surveiller l'évolution des écosystèmes forestiers dans le temps. Les produits et modèles de télédétection peuvent être particulièrement utiles pour surveiller les perturbations et leurs impacts, facilitant ainsi les décisions de gestion et les interventions d'urgence en temps réel. C'est ce qui s'est passé en Australie pendant l'importante saison des incendies 2019-2020, lorsque des technologies d'observation de la Terre et de modélisation ont été utilisées dans la phase de préparation pour évaluer les risques d'incendie et, successivement, pendant les interventions d'urgence et les phases post-

incendie (Bushfire Earth Observation Taskforce, 2020; USGS, 2020). Outre l'évaluation des risques d'incendie et des secteurs brûlés et la détection de l'emplacement des zones peuplées, les produits de télédétection ont été utilisés pour surveiller la disponibilité et la qualité de l'eau, qui peut être gravement affectée par les cendres et les débris pendant et après un incendie (USGS, 2020).

Un certain nombre de variables importantes sur les forêts et l'eau peuvent être mesurées en utilisant les produits de télédétection, telles que la superficie des feuilles et les indices de végétation des forêts, ce qui permet d'obtenir des informations sur l'utilisation et le contenu de l'eau des arbres, l'eau dans le sol, l'humidité du sol de surface, les niveaux phréatiques, la qualité de l'eau, la présence de plans d'eau et le couvert végétal (Hunt, Ustin et Riaño, 2015; Copernicus, 2020). Les technologies qui combinent l'imagerie satellite avec la photographie aérienne (drones) sont de plus en plus capables de collecter des informations à des échelles spatiales détaillées.

Les méthodologies, outils et modèles de télédétection pour la surveillance des forêts et de l'eau continuent de se développer rapidement (encadré 2.1). Même à des échelles spatiales grossières, elles peuvent être très rentables et précises (encadré 2.2).

Bien que les capacités d'utilisation de la télédétection pour le suivi des interactions entre les forêts et l'eau progressent et que la précision augmente, des images à très haute résolution et des données de terrain restent nécessaires pour valider et affiner les modèles. Ces derniers incluent souvent des hypothèses qui simplifient trop les interactions complexes entre les forêts et l'eau, qui varient sur le plan spatial et temporel. Les résultats peuvent s'avérer inexacts et trompeurs si ces modèles ne sont pas calibrés et triangulés avec des données de terrain pertinentes, complétées par des données d'autres écosystèmes, ce qui peut finalement conduire à de mauvaises décisions de gestion. Il est important, donc, pour les gestionnaires et décideurs des forêts et des eaux de travailler avec les scientifiques et d'autres personnes pour élaborer des systèmes d'aide à la décision plus performants qui utilisent les meilleures données et connaissances scientifiques de télédétection et de terrain disponibles.

Méthodes de terrain. Les méthodes de terrain sont des formes qualitatives ou quantitatives de collecte de données qui ont pour but d'observer, d'interagir et de comprendre l'environnement naturel. Elles fournissent des observations de vie réelle sur

ENCADRÉ 2.1 Outil d'avant-garde de la FAO pour tous

Le développement du cloud informatique en ligne a porté à un changement de paradigme en ce qui concerne l'accès et le traitement d'une grosse quantité de données géographiques auxiliaires et de télédétection. Cependant, le moteur de recherche Google Earth exige d'avoir des compétences en programmation qui sont parfois difficiles à trouver dans les services hydrologiques et forestiers.

Pour résoudre ce problème, la FAO a développé SEPAL (Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre), une plateforme informatique pour le traitement des données géographiques basée sur le cloud. Cette plateforme conviviale offre aux pays en développement un accès sans précédent à des données satellite très détaillées et à des capacités de supercalcul, ce qui permet aux utilisateurs de rechercher et de traiter des données satellite de manière rapide et efficace, d'adapter leurs produits aux besoins locaux, et de produire rapidement des analyses géospatiales sophistiquées et pertinentes.

La nature modulaire du SEPAL permet aux utilisateurs de réaliser n'importe quelle chaîne virtuelle de traitement des données de télédétection dans les langages de programmation généralement utilisés (comme C++, Python, Javascript et R), avec la possibilité de ne pas interagir avec les scripts. Ainsi, l'interface conviviale du SEPAL fournit

un accès simplifié à la chaîne de traitement, ce qui en permet une large utilisation par les universitaires, les chercheurs et les institutions.

En exploitant les superordinateurs basés sur le cloud et les infrastructures modernes de données géospatiales (comme Google Earth), le SEPAL permet d'accéder et de traiter des données satellite historiques et nouvelles collectées par Landsat et des données à plus haute résolution du programme Copernicus de l'Union européenne.

L'interface SEPAL permet aux non-spécialistes de: créer des mosaïques sans nuages à partir d'une gamme de satellites pour une région donnée à des dates données; d'élaborer des plans d'échantillonnage stratifié aléatoires qui peuvent être saisis dans la fonctionnalité de la FAO Open Foris Collect Earth d'interprétation visuelle; d'analyser les tendances phénologiques dans une région donnée; créer des classifications thématiques pour de grandes régions. Pour utiliser le SEPAL, il faut une connexion internet stable mais pas de bande passante large.

SEPAL ouvre la voie à des activités de suivi plus accessibles comme celles développées à l'aide de drones – qui sont de plus en plus utilisés pour le suivi à une échelle détaillée, la validation de données et l'affinage de modèles. Le logiciel commercial de traitement pour drones est cher, toutefois, et les licences sont restrictives, ce qui freine l'utilisation des drones pour le suivi des forêts et de l'eau, surtout dans les pays en développement. Un logiciel de traitement pour drones libre et efficace existe mais il a besoin d'un ordinateur puissant pour fonctionner correctement – encore un obstacle qui en empêche l'utilisation par les pays en développement. La plateforme SEPAL peut exécuter un logiciel libre pour drone en utilisant le cloud informatique et une interface conviviale. Cela permet aux utilisateurs SEPAL de traiter l'imagerie par drone partout dans le monde sans s'inquiéter du manque de ressources informatiques et de stockage. L'imagerie par drone peut aussi être intégrée dans les flux de travail existants afin de surveiller les forêts et les terres en utilisant d'autres données satellitaires. Le SEPAL a été utilisé avec succès dans le traitement de l'imagerie par drone dans de nombreux pays pour des projets de suivi des forêts et de cartographie des communautés autochtones.

Pour plus d'informations: FAO (sans date).

ENCADRÉ 2.2 Atlas des zones humides en Inde

Compte tenu de l'importance des zones humides des forêts en Inde et de l'accent mis sur la conservation des zones humides, le Service d'inventaire forestier de l'Inde a répertorié les zones humides du pays dans les superficies forestières enregistrées. Le Centre d'applications spatiales d'Ahmedabad a cartographié les zones humides de 2006 à 2010 avec le Linear Imaging Self-Scanning Sensor (LISS III) et a publié l'Atlas national des zones humides en 2011 – l'information la plus récente sur la répartition spatiale des zones humides en Inde.

Une analyse de superposition des couches des zones humides sur la couche des superficies forestières enregistrées ou du verdissement a été réalisée pour déterminer le nombre et l'étendue des zones humides dans différentes catégories de superficies forestières enregistrées dans chaque état et territoire de l'union. L'analyse a montré que, parmi les grands états, le Gujarat possède la plus grande superficie de zones humides dans les superficies forestières enregistrées, suivi du Bengale Occidental. Parmi les plus petits états et territoires de l'union, Puducherry possède la plus grande superficie de zones humides dans les superficies forestières enregistrées, suivi des îles Andaman et Nicobar. À l'échelle nationale, il y a 62 466 zones humides dans les superficies forestières enregistrées couvrant 3,8 pour cent de la superficie; 8,13 percent de toutes les zones humides se trouvent dans des superficies forestières enregistrées.

l'évolution des relations entre les forêts et l'eau due aux influences directes et indirectes, comme les modifications du climat et d'affectation des terres. Les approches de terrain sont également utiles pour valider (vérification au sol) les méthodes fondées sur des modèles. Elles ont deux fonctions principales: fournir des données sur des paramètres que la télédétection est incapable de collecter; valider les données collectées grâce à la télédétection et à des études documentaires, par exemple.

Les outils d'aide à la décision qui permettent de mesurer les indicateurs des relations entre les forêts et l'eau et d'en faire le suivi peuvent aider les gestionnaires des forêts à prendre ces interactions en compte dans leurs plans de gestion durable des forêts. Deux de ces outils, décrits plus bas, sont l'outil des Services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages (FL-WES) et le Manuel de terrain pour l'évaluation rapide des fonctions protectrices de la forêt en matière d'eau et de sols conçus par la FAO.

Outil des Services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages

L'outil FL-WES a été développé par la FAO dans le but d'améliorer le suivi des forêts et de l'eau, et de combler les lacunes d'informations. Les quatre principaux objectifs de cet outil sont de:

- rendre le suivi plus accessible aux concepteurs de projet non-spécialisés et aux décideurs politiques en fournissant une plateforme interactive en ligne qui s'adapte automatiquement aux besoins des utilisateurs;
- améliorer les décisions de gestion forestière en rendant plus explicite le lien entre la foresterie et la dynamique hydrologique par la fourniture d'indicateurs pertinents basés sur la science récente et des méthodologies privilégiées;
- fournir aux praticiens des outils pour recueillir, agréger et visualiser les données de projets spécifiques dans le temps couvrant une gamme étendue de contextes au niveau mondial;
- favoriser la collecte de données pouvant être utilisées pour éclairer les directives de gestion en fournissant aux utilisateurs un moyen d'interpréter les données comme alternative peu coûteuse aux publications.

L'outil FL-WES guide les utilisateurs vers les indicateurs sur les forêts et l'eau et les méthodologies de suivi appropriées. Il repose sur un cadre de suivi mis au point avec le concours de scientifiques et de praticiens de plusieurs disciplines. Il inclut six indicateurs, 16 sous-indicateurs et plus de 130 méthodologies couvrant les aspects quantitatifs et qualitatifs des relations entre les forêts et l'eau et les répercussions possibles sur les sociétés et l'environnement.

En se fondant sur une enquête initiale d'orientation qui prend en compte le contexte environnemental, les objectifs de gestion et les ressources humaines et financières existantes, l'outil fournit aux utilisateurs des méthodologies spécifiques au contexte pour mesurer les indicateurs relatifs à leurs objectifs de gestion ou de projet. L'outil FL-WES fournit également des orientations sur des indicateurs supplémentaires qu'il convient de mesurer et des méthodologies à considérer pour les pratiques de suivi. L'outil sera mis à jour en fonction des nouveaux développements de la science et des pratiques de suivi.

La figure 2.3 montre les indicateurs et sous-indicateurs pour mesurer les attributs physiques et chimiques des interactions entre les forêts et l'eau (indicateurs 1-3) et des aspects socio-économiques (indicateurs 4-6), comme énumérés dans l'outil FL-WES. Les indicateurs 1, 2 et 3 et leurs sous-indicateurs sont principalement mesurés grâce à des activités de terrain et des méthodologies collégiales quantitatives largement utilisées. L'outil identifie les études documentaires et les modèles appropriés. Les données des indicateurs et sous-indicateurs socio-économiques devraient être collectées à travers des méthodologies qualitatives telles que des questionnaires et des études documentaires.

L'outil FL-WES a des modèles de collecte des données pour de nombreuses variables relatives aux indicateurs 1, 2 et 3. Des questionnaires-type sont disponibles pour les

indicateurs 4, 5 et 6. Les fiches de collecte des données sont personnalisables – une fonction qui permet d'utiliser l'outil dans n'importe quel contexte.

L'outil Earth Map a été intégré dans FL-WES pour répondre aux besoins de collecte des données des utilisateurs. Earth Map est une application conviviale en ligne qui peut être utilisée pour réaliser des analyses géospatiales pour des sites de projet FL-WES sélectionnés, comme l'utilisation des terres, les précipitations et les températures.

L'outil FL-WES est très utile pour les services et les techniciens des forêts, des eaux et de l'environnement au niveau national et infranational. De nombreux services nationaux chargés de la surveillance des forêts et de l'eau manquent de cadres appropriés pour intégrer le lien entre les forêts et l'eau dans les politiques et les pratiques de gestion; l'outil FL-WES, associé au développement des capacités sur le lien entre les forêts et l'eau, peut contribuer à combler cette lacune.

FIGURE 2.3

Cadre de suivi des forêts fixant les indicateurs et les sous-indicateurs dans l'outil des Services écosystémiques hydrologiques des forêts et des paysages



INDICATEUR 1

La situation de l'approvisionnement en eau (quantité et périodicité) à l'intérieur et en provenance des zones boisées par rapport aux conditions de référence

Sous-indicateurs

- 1.1: Changement dans les débits de surface
- 1.2: Changement dans l'alimentation des nappes phréatiques et le stockage de l'eau dans les sols
- 1.3: Changement dans l'évapotranspiration
- 1.3.1: Changement dans l'évapotranspiration du bassin versant
- 1.3.2: Incidences des changements du couvert forestier des bassins versants en amont sur la couverture nuageuse et les précipitations



INDICATEUR 2

La situation de la qualité de l'eau à l'intérieur et en provenance des zones boisées par rapport aux conditions de référence

Sous-indicateurs

- 2.1: Changement dans la chimie de l'eau
- 2.2: Changement dans la morphologie des plans d'eau



INDICATEUR 3

Capacité des forêts à fournir des services écosystémiques liés à l'eau

ous-indicateurs

- 3.1: Incidence des changements du couvert forestier sur les fonctions de protection liées à l'eau
- 3.2: Incidence des changements du couvert forestier sur la biodiversité
- 3.3: Incidence des changements du couvert forestier sur l'utilisation efficace de l'eau
- 3.4: Incidence des changements du couvert forestier sur l'érosion des sols dans les zones hoisées
- 3.5: Changements dans le stress hydrique au sein d'un paysage forestier



INDICATEUR 4

L'utilisation de la gestion intégrée forêteau dans la pratique

Sous-indicateur

4.1: Conservation et gestion durable des forêts exercées pour améliorer les services écosystémiques liés à l'eau



INDICATEUR 5

L'environnement propice pour des approches intégrées forêts-eau

Sous-indicateurs

- 5.1: Utilisation de cadres juridiques pour étayer les services forestiers liés à l'eau
- 5.2: Utilisation de cadres institutionnels pour étayer les services forestiers liés à
- 5.3: Utilisation de cadres économiques pour étayer les services forestiers liés à



INDICATEUR 6

L'incidence de la gestion forestière liée à l'eau sur la fourniture de biens socioéconomiques

ous-indicateurs

- 6.1: Avantages sociaux et culturels provenant de forêts gérées pour des fins liées à l'eau
- 6.2 : Coûts et avantages économiques associés aux forêts gérées pour des fins liées à l'eau
- 6.3 : Rentabilité des forêts gérées pour des fins liées à l'eau
- 6.4 : Changement de l'accès et de la distribution de l'eau dans les communautés découlant de la gestion des forêts pour des fins liées à l'eau

Le fait de reconnaître que le développement des capacités est un élément essentiel pour améliorer le suivi et la gestion des forêts et des eaux est au cœur de l'outil FL-WES. Il est étroitement lié à l'élément clé d'un autre produit de la FAO: *Promouvoir le lien entre les forêts et l'eau - Guide d'animation pour le développement des capacités* (Eberhardt *et al.* 2019). Le but de ce manuel d'animation par modules est d'aider les animateurs à former les parties prenantes – des communautés aux politiciens et aux praticiens – sur le lien entre les forêts et l'eau, sur l'importance de tenir compte de l'eau dans la foresterie, sur l'évaluation et le suivi des interactions entre les forêts et l'eau, et sur la manière de créer des plans d'intervention sur les forêts et l'eau et d'en assurer le suivi. Les séances, les activités et les études de cas prévoient l'utilisation de l'outil FL-WES.

Manuel de terrain pour l'évaluation rapide des fonctions protectrices de la forêt en matière d'eau et de sols

Les arbres, la litière, le sous-bois et les sols forestiers aident à réguler la quantité, la qualité et la périodicité des débits. Ils peuvent réduire l'érosion, servir de filtre contre les polluants, aider à atténuer les débits de pointe, prolonger les débits de base et alimenter les nappes phréatiques, et apporter également la matière organique et les nutriments dans le sol (FAO, 2008; Ilstedt *et al.*, 2016; Pardon *et al.*, 2017).

Le Manuel de terrain pour l'évaluation rapide des fonctions protectrices de la forêt en matière d'eau et de sols est un produit au format poche pour faciliter la collecte de données sur les fonctions protectrices des forêts associées à l'eau et aux sols; il peut aider les gestionnaires et les décideurs à intégrer les objectifs liés aux forêts et à l'eau dans les plans de gestion et les politiques de gestion des forêts, de l'eau et du risque de catastrophes. Les données collectées en utilisant la méthodologie présentée dans le manuel peuvent être facilement intégrées par des inventaires nationaux et des évaluations des ressources forestières mondiales ou nationales, améliorant de ce fait les capacités de production de rapport des pays et sous-tendant les décisions ou politiques factuelles.

La méthodologie enregistre les données sur le couvert forestier et terrestre, et les signes d'érosion. Elle demande quelques connaissances en matière de suivi mais les gestionnaires des forêts peuvent être aisément formés à son application. Les données collectées permettent aux utilisateurs d'étudier, par exemple:

- les conditions nécessaires pour que les forêts assurent les fonctions de protection du sol et de l'eau;
- les indicateurs servant à déterminer quand des interventions peuvent être nécessaires en vue de protéger les ressources en sols et en eau;
- la topographie importante pour la protection des sols et de l'eau;
- le rôle joué par le couvert forestier dans la protection des sols et de l'eau;
- le seuil critique du couvert forestier et terrestre pour déterminer les meilleures pratiques de gestion en matière de protection des sols et de l'eau.

LES FORÊTS RIPICOLES – UNE NOUVELLE MESURE MONDIALE DE SUIVI DES FORÊTS ET DE L'EAU

Les forêts ripicoles mettent en avant les défis, les opportunités et les lacunes d'information en matière de suivi des interactions entre les forêts et l'eau. Les forêts ripicoles – les forêts se trouvant dans les zones ripicoles – fournissent des services écosystémiques importants mais leur suivi et leur gestion sont difficiles, même dans les zones bien documentées (Riis et al., 2020). Les progrès réalisés en matière de télédétection et d'évaluation rapide sur le terrain qui sous-tendent les décisions de gestion sur les forêts aux échelles locales fournissent la possibilité de créer des outils et des méthodologies qui facilitent la gestion des zones ripicoles. Cette section examine les définitions des forêts ripicoles; les difficultés à mettre en œuvre une définition donnée à l'échelle mondiale; le potentiel des technologies de télédétection; les bases de données et les méthodes

disponibles; les méthodes de validation; les limitations et les lacunes importantes.

Définition de forêt ripicole

Les définitions des forêts ripicoles sont matière de débat depuis longtemps et il existe trois grandes catégories: 1) les définitions qui considèrent les aspects géomorphologiques; 2) les définitions qui considèrent les fonctions des forêts ripicoles; 3) les définitions utilisées pour l'élaboration de politiques. Les zones ripicoles sont très variées et elles peuvent présenter plusieurs types de végétation qui n'entrent pas dans la définition des forêts (Clerici et al., 2011). Aussi, les recommandations ou les dispositions réglementaires sur la largeur d'une «forêt ripicole» ou le tracé d'une «superficie ripicole» peuvent dépendre de la définition utilisée. Il est donc important de choisir la bonne définition dans le suivi et la gestion des zones ripicoles pour assurer la fourniture des services écosystémiques, surtout dans le cas des paysages à usage mixte, où les forêts ripicoles peuvent concurrencer les autres utilisations des terres telles que l'agriculture.

Traditionnellement, la dynamique fluviale a été amplement expliquée par rapport au débit ainsi qu'au transport, à l'érosion et au dépôt de sédiments (Gurnell et Grabowski, 2015; Osterkamp, Hupp et Stoffel, 2011). Récemment, toutefois, il a été reconnu que la végétation est un moteur important des processus morphologiques des lits fluviaux et des plaines d'inondation (Gurnell et Grabowski, 2015) et qu'elle a une incidence directe sur la fourniture des services écosystémiques. Les zones ripicoles sont considérées des écosystèmes transitionnels qui existent entre les écosystèmes terrestres et aquatiques et dont les caractéristiques changent avec la distance de la voie d'eau ou du lit du fleuve. La structure et la fonction de la végétation ripicole change également selon le régime bioclimatique, qui détermine: la quantité et la périodicité de l'eau; les caractéristiques morphologiques des lits fluviaux, touchant le type de végétation, les contraintes et le régime des perturbations; l'utilisation des terres, telles que des terres forestières ou agricoles. Un exemple de classification fondé sur ces paramètre est celui de Gurnell et al. (2015), qui fournit une classification des zones ripicoles pour les fleuves européens.

Les zones ripicoles sont complexes et leurs interactions avec les espaces terrestres et aquatiques donnent lieu à des processus qui doivent être pris en compte dans leur délimitation. Les définitions abordant cette complexité ont porté sur la fonctionnalité des zones ripicoles pour rendre compte de l'impact de la végétation ripicole sur l'hydrologie, la qualité de l'eau, la biodiversité, la connectivité des paysages et les autres services écosystémiques (Luke et al., 2019). Cette fonctionnalité est fondamentale car elle pourrait changer en fonction de perturbations comme les barrages, les dérivations d'eau ou les changements climatiques. Les perturbations humaines peuvent causer des altérations importantes de la végétation ripicole à cause des effets directs qu'elles ont sur le bioclimat, la morphologie et l'utilisation des terres; aussi, les zones ripicoles sont des systèmes socio-écologiques dont les caractéristiques spécifiques dépendent de facteurs biophysiques et humains (Dufour et Rodríguez-Gonzáles, 2019).

En théorie, une définition large des zones ripicoles permettrait d'adapter les approches de gestion au niveau local pour rendre compte de leur complexité et de leur variation. Ceci représente un défi pour les décideurs, toutefois, parce que l'élaboration, la mise en œuvre et l'application de politiques qui dépendent des interactions à l'échelle locale peuvent être difficiles. Ainsi, certains gouvernements ont choisi, par exemple, de fixer des limites minimales pour la largeur des zones ripicoles en se fondant sur un type d'écosystème particulier et en les appliquant à l'échelle nationale, indépendamment de la géomorphologie locale des fleuves. Toutefois, l'établissement d'une largeur minimale peut signifier que des parties importantes de certaines zones ripicoles ne sont pas protégées, avec des conséquences négatives pour les services écosystémiques qu'elles fournissent (Fernández et al., 2012).

Les difficultés liées à la définition et à la délimitation sont encore plus complexes dans le cas du suivi. Les pays et les organismes de surveillance ont investi des ressources financières et humaines importantes pour développer des méthodologies de télédétection dans leurs juridictions. Les avantages sont évidents: les données peuvent être collectées et analysées facilement à différentes échelles spatiales sur des zones vastes, sans que des activités sur le terrain soient nécessaires. En revanche, cela peut s'avérer compliqué pour les zones ripicoles parce que les produits de télédétection mesurent des paramètres fondés sur des attributs physiques qui peuvent être extrêmement variables dans ces zones. Par exemple, les modèles numériques d'élévation (MNE) peuvent aider à déterminer la forme des lits fluviaux et la topographie environnante, qui dicte souvent l'étendue d'une zone ripicole, en particulier dans les vallées escarpées aux lits étroits. Or ce n'est pas le cas partout parce que les zones ripicoles existent également dans des terrains plats. Dans ces cas-là, des MNE combinés à des informations sur les inondations peuvent donner une meilleure idée de la zone sous l'influence de l'eau (Fernández et al., 2012) -ces informations ne sont pas toujours disponibles. Les modèles pour délimiter les zones ripicoles peuvent inclure la présence de végétation, l'hydrologie et la biodiversité, entre autres variables, mais le même problème lié au manque d'information se pose (Fernández et al., 2012). Des études indiquent que des modèles de système d'information géographique (SIG) et des images de télédétection peuvent être utilisés pour délimiter les zones ripicoles selon la géomorphologie et l'hydrologie, mais il faut effectuer un calibrage au niveau local pour affiner les modèles, qui sont également limités par la résolution spatiale des MNE (Fernández et al., 2012).

En résumé, les zones ripicoles sont complexes et subissent l'influence de facteurs anthropiques et biophysiques. Leur importance pour les écosystèmes terrestres et aquatiques ne peut pas être surévaluée et il faut donc les gérer avec attention. Leur délimitation, leur gestion et leur suivi devraient être spécifiques au contexte, et le but devrait être d'optimiser toutes les fonctions de ces zones afin de fournir des services écosystémiques. Cependant, il existe des possibilités d'appliquer les connaissances au-delà des dynamiques propre au site, comme la délimitation des zones ripicoles à l'aide d'une combinaison de technologies SIG et de télédétection (par exemple, Clerici et al., 2013; Weissteiner et al., 2016), ainsi qu'une surveillance au niveau du site en vue d'une mise au point. Nous examinons plus bas comment la gestion des zones ripicoles peut être améliorée grâce à des approches mixtes.

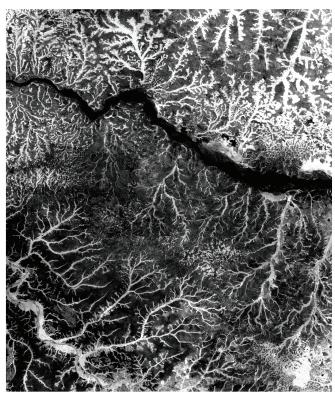
Défis de la surveillance mondiale des forêts ripicoles

La cartographie des forêts ripicoles à l'échelle mondiale a les deux objectifs suivants: 1) obtenir un aperçu mondial des forêts ripicoles et des dynamiques actuelles; 2) fournir des données et des méthodes pour permettre aux organismes forestiers nationaux de suivre l'évolution des forêts ripicoles, de valider les données et d'agir en fonction des informations.

Les questions clés pour établir un indicateur mondial relatif aux forêts ripicoles sont les suivantes:

- À quelle échelle faut-il cartographier les forêts ripicoles existe-t-il une unité cartographique minimale? Ceci est fondamental à l'échelle mondiale (voir photo).
- Existe-t-il un système de classification approprié pour les forêts ripicoles qui puisse être cartographié à l'échelle mondiale?
- Quels paramètres doivent être extraits (par exemple, la superficie des forêts ripicoles, les changements, la modification de l'interface avec les zones anthropiques)?
- Faut-il cumuler le total de chaque classe de forêts ripicoles? Il serait également nécessaire de faire la distinction entre les changements naturels (dus au débit des fleuves) et les changements anthropiques. Un produit mondial peut-il répondre à ces exigences?
- Comment peut-on «détecter», cartographier et valider une forêt ripicole?

Les définitions officielles de forêt ripicole varient en fonction des lois et des objectifs nationaux sur l'environnement. Dans la littérature, les définitions des forêts ripicoles



Ce produit dérivé – l'indice d'ombrage (Rikimaru, Roy et Miyatake, 2002) – du satellite Sentinel-2 met en évidence la végétation ligneuse (forêts) le long du réseau hydrographique, qui apparaît plus brillante. Les zones plus foncées correspondent à la savane et aux terres agricoles. On observe une grande forêt ripicole en bas de l'image à droite.

pour la cartographie de grandes surfaces sont souvent fondées sur une «distance tampon» par rapport à un cours d'eau (souvent entre 10 mètres et 200 mètres) (Broadmeadow et Nisbet, 2004; De Oliveira Ramos et dos Anjos, 2014). En matière de suivi, le défi est de mettre au point une définition claire sans trop la simplifier. La définition légale et les fonctionnalités de ces forêts varient en fonction des écosystèmes et des pays, rendant difficile une approche globale cohérente. Un système à deux niveaux peut être pris en considération: une évaluation mondiale générale fournissant un aperçu; une base de données pertinente au niveau national pour favoriser l'élaboration de stratégies de gestion appropriées. Les deux niveaux peuvent être compatibles en imbriquant les systèmes nationaux de suivi dans le système mondial.

De même, il est difficile de faire le suivi de différents écosystèmes en utilisant la même méthodologie. Cet aspect est illustré par les travaux réalisés en République démocratique du Congo (voir étude de cas à la page 27) où deux zones sont étudiées: une zone (équatoriale) avec un couvert forestier fermé et une deuxième zone (subtropicale) dans un écosystème forêt-savane (voir figure 2.11).

La télédétection comme outil de suivi des forêts ripicoles

La télédétection sert d'outil synoptique pour le suivi de la couverture terrestre et de ses changements sur de grandes surfaces souvent inaccessibles. Lorsqu'elles sont utilisées de manière appropriée, les méthodes sont solides et reproductibles; elles fournissent un produit homogène qui permet de comparer des mesures quantitatives

à travers les pays et les régions. Les résultats géo-référencés du traitement des images peuvent être transférés dans un SIG pour produire des cartes et des statistiques pour la gestion des terres ou des scénarios de modélisation. Bon nombre d'institutions (la FAO, l'Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais du Brésil, le Centre commun de recherche de la Commission européenne et l'Université du Maryland aux États-Unis d'Amérique) utilisent la télédétection depuis plusieurs années pour produire des cartes et des statistiques de répartition et d'évolution des forêts.

La cartographie des forêts ripicoles comporte deux éléments: la cartographie du couvert forestier (et de ses changements); l'identification des forêts ripicoles dans la couche du couvert forestier. De nombreux ensembles de données, méthodes et outils sont disponibles pour mettre en œuvre un système mondial de suivi valable et pertinent au niveau local.

Pour les zones ripicoles dans la plupart du monde, les images à la résolution nécessaire pour faire un suivi adéquat ne sont pas disponibles. Aussi, les efforts de gestion et de suivi des forêts ripicoles qui dépendent de la télédétection satellitaire sont limités et doivent être combinés à des méthodologies plus précises, comme des données de télédétection obtenues par des drones et un suivi sur le terrain. Les encadrés 2.3 et 2.4 présentent des exemples d'utilisation de la technologie de télédétection et des méthodes de terrain.

ENCADRÉ 2.3

Outil Blue Targeting Tool pour l'évaluation rapide des habitats ripicoles

Le Blue Targeting Tool (BTT) est un exemple de comment les pays ont commencé à mettre en œuvre des outils qui peuvent être facilement appliqués par tout citoyen pour améliorer la gestion des zones ripicoles. Ces initiatives au sol peuvent compléter les approches gouvernementales basées sur la télédétection. Il en résulte une surveillance et une gestion plus complètes des zones ripicoles, une sensibilisation accrue des citoyens et des industries aux ressources forestières et hydriques, et une plus grande participation à leur gestion.

Le BTT a été développé par le Fonds mondial pour la nature (WWF) et les associations suédoises de propriétaires forestiers dans le but d'inclure la gestion de l'eau dans la planification forestière. Le public cible comprend les petits propriétaires forestiers privés et les gestionnaires.

Le BTT a initialement été développé pour les petits cours d'eau (10 mètres de largeur) dans des conditions climatiques boréales et nordiques (Henrikson, 2018). Il comprend une enquête basée sur une fiche de notation qui peut être appliquée à des tronçons de cours d'eau et qui requiert peu de connaissances techniques pour être complétée. L'enquête évalue quatre aspects clés d'un tronçon de cours d'eau: 1) les valeurs de conservation; 2) l'impact; 3) la sensibilité; 4) les valeur ajoutées (Henrikson, 2018).

En fonction du résultat obtenu, le BTT place les tronçons de cours d'eau dans des «classes cibles bleues» qui fixent les interventions nécessaires par rapport à la largeur de la zone ripicole, à l'utilisation de mesures de protection ou à la gestion des forêts adjacentes aux cours d'eau (Henrikson, 2018).

Le BTT s'appuie sur un environnement propice et des plateformes développées au cours de nombreuses années. Le secteur forestier a toujours influencé la gestion des forêts ou les mesures politiques et législatives en Suède (Lindahl *et al.*, 2017). La politique a également évolué pour devenir un modèle dans lequel la production, l'environnement et

la conservation ont le même poids, les acteurs privés étant en grande partie responsables de rechercher cet équilibre dans la gestion. La révision de la loi suédoise sur les forêts en 1993 a favorisé une nouvelle vague d'efforts de restauration axés sur les défis de gestion à l'échelle du paysage, y compris la gestion des forêts qui prend en compte les ressources en eau et évalue l'importance des processus de participation multipartite. La nécessité de cette révision a été renforcée par la Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne, qui reconnaît le rôle que le secteur forestier joue dans la gestion des eaux et la nécessité de prendre des mesures supplémentaires (Eriksson et al., 2018).

La mise en œuvre réussie du BTT en Suède a conduit à son adaptation et mise en œuvre dans d'autres pays. Le projet Interreg de gestion des eaux dans les forêts de l'Union européenne (WAMBAF) a démarré en 2016 avec pour but de réduire l'exportation de nutriments et de polluants depuis les forêts vers les cours d'eau, les lacs et la mer Baltique. Le projet s'emploie également à améliorer les connaissances et la coordination entre les pays, les organismes et les autres parties prenantes de la région Baltique, et à créer des outils efficaces pour la gestion des forêts ripicoles, du drainage des forêts et de l'activité des castors (Interreg Baltic Sea Region, 2020). Le BTT a été inclut dans le projet en tant qu'outil de gestion des forêts ripicoles. Le projet prévoyait une formation pour tester le BTT et d'autres outils, en faisant intervenir plus de 600 personnes dont les représentants des entreprises forestières privées et publiques, les planificateurs, les propriétaires fonciers, les chasseurs, les autorités, les organisations non gouvernementales et les scientifiques (Agence forestière suédoise, 2020). Des zones de démonstration ont été établies et le BTT a désormais été adapté et traduit pour sa mise en œuvre en Finlande, Lettonie, Lituanie et Pologne (WAMBAF, 2020). Un nouveau projet de suivi, le WAMBAF Toolbox, a pour but d'élargir l'utilisation de ces outils. Le BTT est en cours d'adaptation pour être employé dans d'autres écosystèmes, y compris les forêts boréales dans la Fédération de Russie et les forêts tropicales au Brésil (Taniwaki et al., 2018).

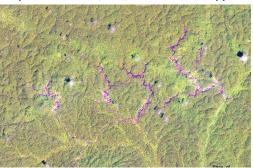
Utilisation de la télédétection pour mesurer l'évolution des forêts ripicoles. De nombreuses activités – comme l'exploitation minière industrielle (figure 2.4), les projets hydroélectriques, l'expansion agricole à petite échelle et les projets agricoles à grande échelle – peuvent provoquer une modification des forêts ripicoles avec des effets sur, par exemple, le couvert forestier, les débits et la qualité de l'eau. Plusieurs de ces activités procurent des avantages économiques au niveau national et local; il est toutefois important de documenter les changements qu'elles provoquent dans les forêts ripicoles et dans les relations entre les forêts et l'eau plus en général, d'assurer le suivi et de prendre, si nécessaire, des mesures pour atténuer les impacts sur la qualité des ressources et pour soustendre la gouvernance des forêts et des eaux.

FIGURE 2.4

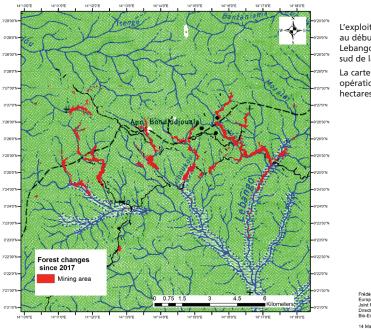
Données optiques du satellite Sentinel-2 montrant le développement minier le long d'un réseau fluvial dans le nord de la République du Congo



a) Image prise par Sentinel-2 (2016) avant le développement minier



b) Image prise par Sentinel-2 (2018) montrant les zones minières le long des fleuves



Bondjodjouala

L'exploitation minière a commencé au début de 2017 le long des fleuves Lebango, Lolo, Ibouku et Koutangoy au sud de la ville de Bondjodjoula.

La carte actuelle montre l'étendue des opérations en février 2019. Au total, 250 hectares (en rouge) ont été exploités.



Frédéric Achard, Hugh Eva & Guido Ceccherlini
European Commission
oint Research Central De Sustainable Resources
Directorate D – Sustainable Resources
De-Econeny Unit

Produit cartographique – environ 250 hectares de forêts ripicoles le long des 25 kilomètres du cours d'eau ont été éliminées; ce changement a été cartographié en utilisant la segmentation de l'image et en la superposant à la carte topographique

Source: Eva et al. (2020).

ENCADRÉ 2.4 Zones ripicoles: la rencontre des réseaux verts et bleus

L'initiative de l'Union européenne sur les zones ripicoles a été menée en 2016 dans le but d'identifier et de cartographier les zones ripicoles dans les 28 (à l'époque) pays de l'Union européenne, plus les pays coopérants (voir exemple de la figure 2.5). L'initiative était fondée sur une méthodologie développée par le Centre commun de recherche de la Commission européenne (JRC) (Clerici et al., 2011; 2013) et s'appuyait sur un ensemble de données tels que EU-HYDRO, EU-DEM, JRC Flood Hazard Risk, Corine Land Cover et High Resolution Forests Layer. Ces données ont été combinées selon une approche de modélisation spatiale complexe fondée sur une logique floue et une analyse d'image basée sur les objets. À la fin, le modèle pouvait délimiter les zones ripicoles potentielles, observées et actuelles. Compte tenu de l'ampleur de la superficie et de la complexité, le niveau de détail du produit est sans précédent.

Pour la présente publication les auteurs se sont posé la question «Pouvons-nous développer l'initiative sur les zones ripicoles à l'échelle supérieure?» (Clerici et al., 2011; Weissteiner et al., 2016). L'initiative a été menée dans un environnement riche en données, qui n'existe pas au niveau mondial.

Cependant, étant donné la disponibilité croissante de données satellitaires et de nouvelles techniques de traitement des images, il est désormais possible de produire un ensemble de données mondiales en utilisant des valeurs de remplacement pour remplir les conditions requises par la méthode de l'Union européenne.



FIGURE 2.5
Exemple du produit modélisé des zones ripicoles

Note: L'eau permanente est en bleu, les zones ripicoles sont en vert.

Source: Clerici et al. (2011).

Bases de données disponibles pour la mise en œuvre du suivi des forêts ripicoles

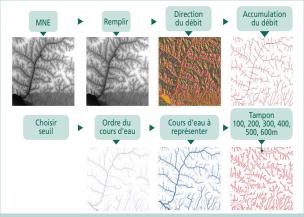
Les ensembles de données mondiales sur les réseaux fluviaux et les produits dérivés sont disponibles pour permettre la distinction entre les forêts ripicoles et les forêts de montagne (Pekel et al., 2016), y compris le modèle altimétrique 3 Arc Seconds Digital Elevation Model développé à la suite de la mission Shuttle Radar Topography Mission menée par la National Aeronautics and Space Administration (NASA). Ce modèle permet de créer des produits utiles tels que l'accumulation de débits, qui définit la quantité de zone en amont (mesurée en nombre de cellules) s'écoulant vers des zones discrètes en aval, qui peut être utilisée pour former la base des zones tampons ripicoles dans un réseau fluvial (encadré 2.5).

ENCADRÉ 2.5 Méthodes possibles pour définir les zones ripicoles

Une des méthodes possibles pour définir les zones ripicoles consiste à utiliser le modèle numérique d'élévation (MNE) de 90 mètres de la mission Shuttle Radar Topography Mission pour obtenir une couche du débit accumulé estimé, comme montré dans la figure 2.6.

FIGURE 2.6

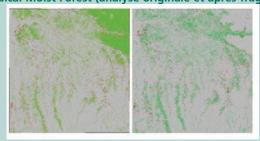
Processus d'identification des zones-tampon ripicoles qui utilisent le flux de l'eau accumulée



Une autre approche consiste à utiliser les produits sur les changements mondiaux des forêts comme Tropical Moist Forest en masquant l'eau (Pekel et al., 2016) et à appliquer des algorithmes de fragmentation pour séparer les blocs centraux des forêts-galeries (figure 2.7). Le fait de masquer l'eau permet de limiter l'analyse aux seules surfaces se trouvant dans les zones touchées par l'eau. Cette approche rend des résultats améliorés grâce à des masques plus précis des forêts et des eaux produits localement.

FIGURE 2.7

Produit Tropical Moist Forest (analyse originale et après fragmentation)



Note: Dans l'image de droite, les forêts ripicoles ont été éliminées (en vert) et les changements de forêt à non-forêt sont indiqués en rouge

Source: Pekel et al. (2016).

L'analyse par télédétection qui utilise des indices appropriés validés par la segmentation de l'image peut générer une couche ripicole adéquate dans certains écosystèmes. Les bases de données produites de cette manière doivent être évaluées pour assurer une délimitation solide des forêts ripicoles pour de nombreux écosystèmes. De même, l'analyse morphologique des formes spatiales (AMFS) (Soille et Vogt, 2009) produit des cartes et des statistiques sur la taille des parcelles et la connectivité avec la contribution de cartes forestières de base.

Bien que développée pour soutenir des études écologiques sur la répartition et la circulation des espèces, l'AMFS est utile pour mettre en évidence la configuration des forêts, ce qui peut également aider à différencier les forêts ripicoles. Des outils en ligne et autonomes sont disponibles pour cette approche.

Bases de données commerciales sur les forêts et images de télédétection disponibles (seuil 1). Une base de données commerciales sur le couvert forestier est la Global Forest Change, qui donne le pourcentage du couvert forestier et des changements depuis 2000 à une résolution de 30 mètres (Hansen et al., 2013). Un produit similaire, avec la même résolution et échelle temporelle, est le Tropical Moist Forest bien qu'il ne couvre que les ceintures de forêt sempervirente (Vancutsem et Achard, 2017). Un ensemble mondial de données sur les mangroves basé sur les données ALOS PALSAR et Landsat est disponible pour l'année de référence 2010 (Bunting et al., 2018), avec des changements par rapport à ces conditions de base pour six époques entre 1996 et 2016. Des cartes annuelles provenant de cette base de données ont été planifiées à partir de 2018. Les images satellites prétraitées des satellites Landsat et Sentinel, et les images en libre accès disponibles pour téléchargement ou traitement en ligne, peuvent être utilisées pour créer des cartes du couvert forestier et de ses changements pour n'importe quelle superficie sélectionnée en utilisant des images à date unique dans une saison ou un ensemble temporel appropriés. Ces images à moyenne résolution (10-30 mètres) peuvent être utilisées pour cartographier les forêts ripicoles à des échelles mondiales. La couverture mondiale existe désormais pour les données des images à très haute résolution (5 mètres), qui peuvent être utilisées pour valider les cartes provenant de satellites à moyenne résolution. Il existe des outils en libre accès – autonomes (par exemple, IMPACT - Simonetti, Marelli et Eva, 2015) et en ligne (par exemple, SEPAL) qui permettent aux utilisateurs de convertir les images satellite en mosaïques et en cartes sans nuages, ou d'extraire des statistiques et de valider les produits grâce à des données satellite plus fines à très haute résolution (encadré 2.6).

ENCADRÉ 2.6 Données satellite à très haute résolution pour la validation des produits

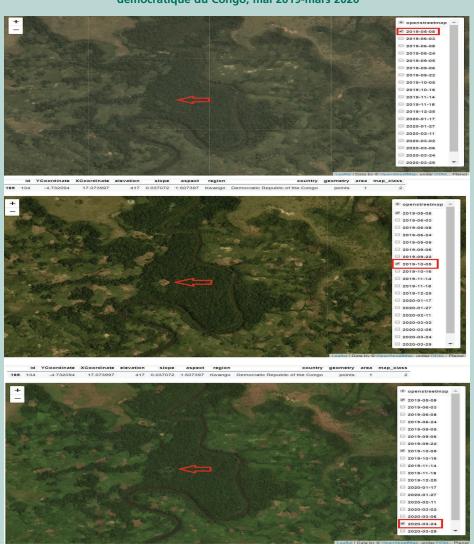
Les entreprises commerciales de satellites ont commencé à déployer des constellations de satellites à très haute résolution capables de fournir une couverture des données quasi mondiale, comme RapidEye (5 mètres) et Planet (3 mètres). La couverture mondiale signifie que, bien que la réalisation de cartographies exhaustives avec ces données demeure un défi en raison du volume et des coûts, des plans d'échantillonnage statistique peuvent être utilisés aux fins de la validation. L'initiative internationale pour le climat et les forêts du Gouvernement norvégien a récemment conclu un contrat avec KSAT, Airbus et Planet afin de fournir un accès universel au suivi à haute résolution par satellite dans les régions tropicales pour soutenir les efforts déployés en vue de réduire la déforestation dans ces régions. De nouvelles mosaïques sans nuages provenant des données Planet avec une résolution spatiale de 3 mètres seront disponibles chaque mois, de façon gratuite pendant deux ans. Les archives historiques (à partir de 2015), couvrant tous les pays tropicaux touchés par la déforestation et la dégradation des forêts, seront également disponibles.

Cet ensemble de données, qui sera accessible à travers la plateforme en accès libre SEPAL de la FAO, complétera les systèmes d'alerte en temps réel pour permettre la validation précise de la déforestation et de la dégradation des forêts ripicoles.

Ces données à très haute résolution s'avèrent utiles pour valider les changements rapides qui surviennent dans les paysages. La figure 2.8 montre les forêts ripicoles de la République démocratique du Congo en mai 2019, octobre 2019 et mars 2020. En octobre 2019, une nouvelle clairière (automatiquement détectée par l'algorithme Tropical Moist Forest) était visible dans la forêt mais, en mars 2020, la repousse de la végétation l'avait en grande partie obscurcie. Cet exemple montre que des images à haute cadence sont nécessaires pour valider les perturbations du couvert d'arbres détectées automatiquement, même dans des écosystèmes très localisés tels que les forêts ripicoles. Les données à haute résolution doivent être validées sur le terrain pour s'assurer de leur qualité et pour être acceptées par les organismes forestiers nationaux.

FIGURE 2.8

Changement dans le couvert des forêts ripicoles dans un site de la République démocratique du Congo, mai 2019-mars 2020



Note: En haut: mai 2019; au milieu: octobre 2019; en bas: mars 2020.

Source: www.nicfi.no/current/new-satellite-images-to-allow-anyone-anywhere-to-monitor-tropical-deforestation

Méthodes de traitement des images de télédétection pour les forêts ripicoles (seuil 2). La plupart des publications sur la cartographie des forêts ripicoles se limitent à l'Amérique du Nord et l'Europe (par exemple, Klemas, 2014; Clerici et al., 2011). Une étude récente de 428 articles revus par des pairs sur la cartographie des forêts ripicoles par télédétection a trouvé que 79 pour cent de ces études se centraient sur hémisphère nord et 14 pour cent sur les écosystèmes tropicaux et subtropicaux (Huylenbroeck et al., 2020), le restant des études portant sur les écosystèmes de toundra et désertiques. La cartographie par télédétection des mangroves dans les régions tropicales est plus étudiée, les efforts portant sur l'utilisation des senseurs optiques, le radar à ouverture synthétique et une combinaison des deux (Kuenzer et al., 2011; Bunting et al., 2018; Thomas et al., 2018).

Pour les instruments optiques, une gamme étendue de techniques (par exemple, indices spectraux, classifications dirigées et non dirigées, classificateurs sous la forme d'arbres de décision) et de senseurs a été utilisée pour cartographier les forêts ripicoles, en fonction de l'échelle et de l'étendue de la zone étudiée et de l'imagerie disponible (voir étude de Huylenbroeck *et al.*, 2020).

L'extraction de données peut se faire au niveau du pixel ou en utilisant la segmentation de l'image, sur la base de la réflectivité de la bande ou des indices dérivés, ce qui permet d'utiliser des unités cartographiques minimales (Raši et al., 2011). Bien qu'efficaces, les classificateurs basés sur les pixels ont tendance à créer un effet «poivre et sel» qu'il faut éliminer avec des filtres. Dans les zones de savane, la segmentation présente l'avantage potentiel de fournir un fort contraste pour les forêts ripicoles (figure 2.9). Dans la zone équatoriale, toutefois, où le couvert forestier fermé est plus courant, la détection des forêts ripicoles requiert une combinaison de détection des forêts et de sources supplémentaires pour délimiter les zones ripicoles.

FIGURE 2.9

Exemple d'utilisation des indices spectraux en conjonction avec la segmentation pour mettre en évidence les forêts ripicoles dans le domaine forêt-savane

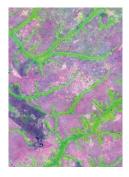
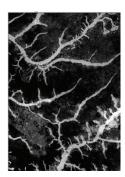
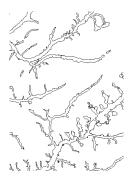


Image Sentinel-2 d'une forêt ripicole dans le domaine forêt-sayane



Indice d'ombrage de l'image Sentinel-2



Segmentation de l'indice d'ombrage



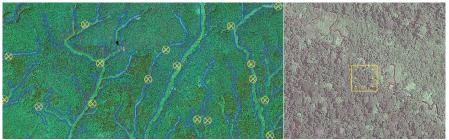
Segmentation superposée à l'image originale

Validation. Pour préserver la qualité et la fiabilité des résultats, il est essentiel de valider les produits de télédétection en utilisant les données à une résolution spatiale plus fine et, si possible, les inventaires de terrain (Olofsson et al., 2013). Des plans d'échantillonnage tels que des échantillons aléatoires stratifiés de points de validation peuvent être générés pour des classes cibles (par exemple, la superficie de la forêt ripicole et ses changements) en utilisant SEPAL ou d'autres outils. Les points générés peuvent ensuite être examinés avec des outils de représentation comme Open Foris Collect Earth en utilisant des données à très haute définition (figure 2.10). Lorsque ces données ne sont pas disponibles, des mosaïques Landsat et Sentinel-2 peuvent

être utilisées comme outil de confirmation de substitution. Il est essentiel pour l'exercice de validation de déterminer une unité cartographique de validation (point, superficie) et des critères permettant aux interprètes d'obtenir des résultats cohérents. L'interprétation des forêts et de leur évolution pose peu de problèmes mais le concept de confirmation d'une forêt ripicole est plus compliqué. Les résultats de la validation ne servent pas uniquement à renforcer la confiance dans le produit: ils peuvent aussi être utilisés dans la phase de correction pour ajuster les statistiques sur la superficie des forêts ripicoles et leur évolution (Tyukavina et al., 2013). Plusieurs pays disposent de données Planet avec une résolution optique de 3 mètres.

FIGURE 2.10

Exemple de la manière dont des outils comme SEPAL et Collect Earth peuvent être utilisés pour valider les observations par télédétection



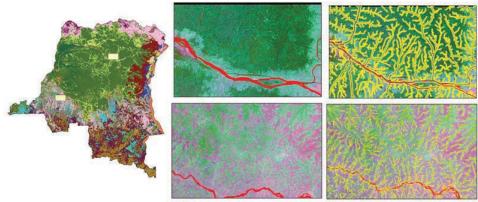
Note: Ensemble de points de validation (gauche) générés par SEPAL en utilisant le produit Tropical Moist Forest à 30 mètres; interprétation de parcelle (droite) dans Collect Earth. Puisque les forêts ripicoles constituent des cibles étroites, le co-positionnement de points de validation générés à partir d'un ensemble de données à moyenne résolution (par exemple, Landsat à résolution 30 mètres) et la validation d'images à résolution fine pourraient poser problème.

Étude de cas: cartographie des forêts ripicoles dans la République démocratique du Congo

La figure 2.11, qui montre deux types d'écosystèmes (forêt tropicale humide et savane) dans la République démocratique du Congo, illustre la diversité de la nature et les défis liés à la surveillance des zones ripicoles. Une forêt à couvert fermé pose un défi en matière de différenciation entre les forêts ripicoles et les forêts de montagne. Le type d'écosystème savane pose moins de problèmes car les forêts ripicoles sont généralement faciles à différencier des formations herbeuses environnantes; d'autre part, elles sont souvent entourées de superficies de culturess itinérantes qui incluent des formes arbustives (par exemple, cassava) difficiles à différencier des autres espèces ligneuses.

FIGURE 2.11

Zones ripicoles dans les écosystèmes de forêt dense et de savane, République démocratique du Congo

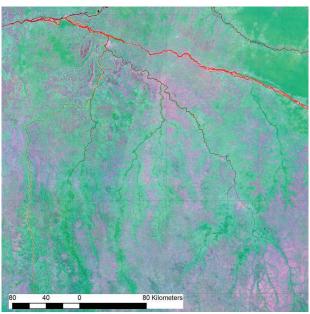


Note: La carte à gauche montre l'emplacement des deux zones d'étude; l'image Sentinel-2 en haut au centre montre une forêt dense, et l'image Sentinel-2 en bas au centre une savane. Les images de droite montrent les mêmes endroits superposés avec les vecteurs des forêts ripicoles dérivés à partir du débit accumulé.

Étude des forêts-savanes ripicoles. La superficie de savane étudiée (voir figure 2.11) comporte 157 620 km², dont la plupart correspond à un ensemble de forêt-galerie et savane (figure 2.12). Le nord-est de la zone d'étude est dominé par une grande superficie (1 400 000 hectares) de forêt dense, avec des activités d'exploitation – cette région a été supprimée de l'analyse parce qu'aucun changement de couvert forestier n'avait lieu le long des cours d'eau dans ce terrain forestier intact.

FIGURE 2.12

Zone d'étude dasns le sud de la République démocratique du Congo à Bandunu, qui montre des forêts intactes dans le nord-est et des forêts-galeries dans la savane au sud de la rivière Kasaï

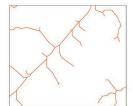


Source: Image composite en fausses couleurs Sentinel-2 (IRCL, NIR, ROUGE) utilisée avec l'autorisation du programme Copernicus.

Les données sur le couvert forestier ont été tirées de la base de données Tropical Moist Forest (Vancutsem et Achard, 2016), qui rassemble les informations de l'archive Landsat s'étendant sur 37 ans. Les données ont été regroupées en trois classes: 1) forêt; 2) non-forêt; 3) changement du couvert forestier entre décembre 2015 et décembre 2018. Une évaluation a montré que, bien que le produit soit acceptable pour délimiter les forêts ripicoles, les estimations des changements du couvert forestier dans cette écozone sont bien moins fiables en raison des changements à petite échelle autour des forêts-galeries. Un certain nombre d'«informations parasites» (détection de faux changements) ont été observées dans ces données.

Pour séparer les forêts ripicoles des forêts de montagne dans cette écozone, la démarche suivante a été utilisée: un masque des cours d'eau a été créé à partir du MNE construit sur une grille de 3 secondes d'arc avec une zone tampon de 200 mètres. Les données ont ensuite été recoupées avec la carte de Tropical Moist Forest pour calculer la superficie et les changements des forêts ripicoles (figure 2.13). Les forêts ripicoles représentait 80 pour cent des 1 845 500 hectares de forêt dans le domaine des savanes, mais 48 600 hectares ont été perdues par an – soit un taux de déforestation dépassant à peine trois pour cent. Ce taux élevé est dû à une combinaison de la superficie relativement petite de forêts ripicoles, de leur accès libre et, potentiellement, de leurs sols naturellement irrigués. Les résultats peuvent être désagrégés par ordre de cours d'eau.

FIGURE 2.13 Combinaison des réseaux fluviaux avec les données sur les forêts, savanes, République démocratique du Congo









Note: De gauche à droite: 1) réseau hydrographique; 2) ordre des cours d'eau résultant du réseau hydrographique superposé aux données Sentinel-2; 3) carte Tropical Moist Forest; 4) forêt située dans la couche de l'ordre du cours d'eau classée comme ripicole.

Un produit comme la carte Tropical Moist Forest peut mettre en lumière les zones critiques de la déforestation et indiquer où elles se situent dans l'ordre des cours d'eau. En combinant les données historiques de la déforestation avec les données de terrain, ces cartes permettent de cibler des zones appropriées pour la restauration.

Lacunes dans la surveillance par télédétection des forêts ripicoles

Limites des données et des systèmes. La faible résolution spatiale des ensembles de données sur l'eau peut limiter la précision de détection des forêts-galeries. Comme on l'a vu dans l'étude de cas sur la savane en République démocratique du Congo, les masques des cours d'eau générés à partir d'un MNE ne correspond pas toujours au couvert forestier réel.

La résolution spatiale et temporelle des ensembles de données télédétectées peut limiter leur précision dans la détection des changements rapides du couvert forestier, qui peut également être entravée par une couverture nuageuse persistante (surtout dans les régions tropicales). Des cartes d'humidité du sol peuvent être dérivées et régulièrement mises à jour à partir d'ensembles de données de télédétection sur le couvert forestier (Ali *et al.*, 2015) mais elles sont limitées aux zones situées en dehors de la zone forestière, car les capteurs de bande C accessibles au public (Sentinel-1) ne peuvent pas «voir» à travers le couvert forestier (Frolking *et al.*, 2009).

Masques du réseau ripicole national. Il existe peu de bases de données sur les réseaux ripicoles. Les ensembles de données mondiales, notamment les MNE, doivent être examinés pour produire des couches exemptes d'artéfacts pouvant être utilisées au niveau national et modifiées pour fournir les informations requises. Comme montré dans l'étude de cas de la République démocratique du Congo, les forêts ripicoles dans les écosystèmes de savane se démarquent des formations herbeuses et des terres agricoles mais sont spectralement inséparables des forêts de montagne dans les environnements à couvert forestier fermé. Cela signifie que des ensembles de règles basés sur l'élévation et les zones tampons doivent être développés et testés.

Données facilement disponibles sur le couvert forestier historique et actuel. Bien que deux bases de données disponibles (Global Forest Change de 2000 et Tropical Moist Forests de 1987) contiennent des données historiques Landsat sur le couvert forestier tropical, toutes deux présentent des inconvénients, en particulier dans les écosystèmes secs. Plusieurs régions ne disposent pas de données antérieures à 2000 en raison de la couverture nuageuse et du faible nombre d'acquisitions en dehors des stations de réception existantes à l'époque.

Système d'alerte automatique pour détecter les changements potentiels. Le laboratoire Global Land Analysis and Discovery de l'Université de Maryland (Hansen et al., 2016), soutenu par Global Forest Watch, est un système d'alerte basé sur Landsat qui fournit des alertes hebdomadaires sur la perte de couvert forestier à une résolution de 30 mètres dans la ceinture tropicale et subtropicale. Le système est intégré dans SEPAL et peut être complété par des systèmes d'alerte en temps quasi réel personnalisés basés sur différentes approches d'analyse de données des séries chronologiques (par

exemple, Breaks For Additive Season and Trend-BFAST, la méthode de classification et de détection des changements-CCDC, et la démarche bayésienne pour combiner plusieurs séries chronologiques afin de détecter les changements forestiers en temps quasi réel-BAYTS).

Interface personnalisée pour inspecter, vérifier et confirmer les changements. Un suivi efficace requiert une interface permettant la vérification rapide et solide des changements en cours, qui pourrait être fondée sur l'interface Collect Earth. La clé du succès d'une telle interface est l'accès direct aux données récentes à haute résolution (5 mètres). Compte tenu de la couverture nuageuse persistante dans de nombreuses régions, ce système devrait également permettre d'accéder à toutes les données météorologiques du radar à synthèse d'ouverture (RSO). Actuellement, les données de Sentinel-1 sont disponibles mais à une résolution inférieure au niveau optimal. Le prochain satellite-radar à synthèse d'ouverture de la NASA-Indian Space Research Organisation (Stavros et al., 2018), dont le lancement est prévu en 2022 et qui sera équipé de la bande L (adaptée à la surveillance des forêts), recueillera des données 4 à 6 fois par mois à une résolution de 3 à 10 mètres et améliorera également la base de données MNE mondiale.

Analyse du système d'information géographique pour évaluer les impacts sur les débits de l'eau. Afin de soutenir les organismes nationaux dans les efforts déployés pour surveiller et préserver les forêts ripicoles, une suite de modules SIG pourrait être développée pour faciliter l'analyse rapide des données de télédétection, de même que la production d'alertes cartographiques et de produits statistiques. Ces modules pourraient également fournir des informations sur les impacts potentiels relatifs des changements dans les forêts ripicoles le long des cours d'eau, depuis les eaux d'amont jusqu'aux estuaires, et aider à prioriser les efforts de restauration. Des efforts coordonnés entre experts seraient nécessaires pour affiner les modules et leur mise en œuvre dans un logiciel libre, et pour fournir des exemples ou des didacticiels d'accompagnement.

3 Gestion des forêts pour l'eau

Points saillants

- La population qui continue de croître et les changements climatiques exercent une pression sur de nombreux services écosystémiques, ce qui augmente la nécessité d'une gestion des forêts tournée vers l'eau. La demande d'eau devrait continuer à augmenter au cours du XX^e siècle.
- La gestion durable des forêts pour d'autres biens et services écosystémiques, dont le bois d'œuvre, est compatible avec les objectifs de qualité de l'eau bien que des compromis sont parfois nécessaires. Il peut également y avoir des synergies; par exemple, la qualité de l'eau est parfoisétroitement liée à la conservation des sols, la gestion durable des forêts est parfois prioritairementtournée vers la production de bois d'œuvre.
- Une meilleure résilience des forêts aux contraintes environnementales permettra de réduire les risques de dégradation des services écosystémiques forestiers, y compris les services hydrologiques.
- Plusieurs outils de gestion des écosystèmes sont disponibles pour aider à gérer les forêts au profit de la quantité, de la qualité et de la périodicité de l'eau.
 Inversement, une mauvaise gestion des forêts peut avoir des répercussions négatives à long terme sur la santé des forêts et les ressources en eau.

Les forêts sont souvent gérées à des fins très variées comme, par exemple, la production de bois, les loisirs et la conservation de la biodiversité. Des forêts saines et bien gérées permettent également de stocker et de filtrer l'eau, ainsi que de réduire l'écoulement de surface et les risques d'inondation. La repousse des forêts, en revanche, peut réduire les réserves d'eau en aval. Les forêts qui ne sont pas gérées peuvent devenir surpeuplées (c'est-à-dire avoir une très forte densité d'arbres par unité de surface). Cela peut, à son tour, accroître la vulnérabilité aux infestations d'insectes et le risque d'incendies de forêt dus à l'accumulation de combustibles (Shang et al., 2004), deux facteurs qui peuvent avoir des répercussions considérables sur le cycle hydrologique de la forêt (Goeking et Tarboton, 2020). En outre, certaines forêts non gérées et potentiellement surpeuplées utilisent plus d'eau et sont donc susceptibles de produire un débit inférieur par rapport aux forêts gérées (c'est-à-dire, avec moins de volume sur pied). Les gestionnaires des forêts doivent trouver à un équilibre entre l'optimisation du rendement en eau (Evaristo et McDonnell, 2019) et le maintien d'un couvert suffisant pour minimiser l'érosion du sol, assurer l'albédo (la proportion de lumière ou de rayonnement réfléchis par une surface) et promouvoir la qualité de l'eau. Les compromis concurrents entre les demandesdes forêts en eau et en ressources naturelles autres que l'eau constituent un défi majeur de la gestion des forêts (Sun et Vose, 2016). La nécessité de disposer de réserves d'eau propres, abondantes et constantes va probablement s'accroître avec l'augmentation des changements climatiques et de la population (Sun et Vose, 2016). Actuellement, environ 4 milliards de personnes sont touchées par la pénurie d'eau au moins une fois par an (Mekonnen et Hoekstra, 2016); ce chiffre devrait atteindre 6 milliards d'ici 2050 (Boretti et Rosa, 2019). Il est donc urgent de mettre en place une gestion des forêts qui soit explicitement conçue pour augmenter l'approvisionnement en eau de grandequalité.

Les forêts fournissent déjà la plupart de l'eau utilisée par les populations mais cette contribution doit augmenter si l'on veut assurer une sécurité hydrique adéquate. Même si une forêt n'est pas gérée principalement pour l'eau, une meilleure compréhension des principes associés à la gestion de l'eau favorisera la capacité d'une forêt de contribuer efficacement aux avantages connexes, y compris les avantages en matière d'eau. Par rapport à d'autres utilisations des terres (par exemple, l'agriculture et le pâturage), les forêts produisent généralement moins de ruissellement des eaux de surface et de subsurface en raison de leur taux de transpiration relativement élevé. Ce chapitre examine les méthodes de gestion des forêts qui optimisent la quantité, la qualité et la périodicité des ressources en eau.

Principes des relations entre les forêts et l'eau

Les forêts régulent le débit de l'eau à travers l'évapotranspiration, le stockage d'eau dans le sol et l'écoulement des eaux pluviales (Andréassian, 2004; Smith *et al.*, 2011). La suppression des plantes (arbres, arbustes, plantes herbacées et autres) et les changements d'utilisation des terres en faveur d'un couvert végétal faible ou saisonnier peuvent avoir des répercussions importantes sur la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau. Les impacts sur les sols forestiers peuvent affecter l'eau des forêts (Smith *et al.*, 2011) c'est pourquoi, les forêts non perturbées ont souvent la meilleure qualité d'eau (Fredriksen, 1971).

ENCADRÉ 3.1

Changements mondiaux dans le débit fluvial d'eau douce déversé dans les systèmes marins

Plusieurs pressions anthropiques, dont les changements climatiques, affectent le régime des débits fluviaux, les propriétés physiques et le cycle biogéochimique à l'échelle locale (Grill et al., 2019). La plupart des méthodes visant à comprendre et à évaluer le risque climatique pour les débits fluviaux repose sur l'analyse statistique des séries temporelles des débits historiques ou sur de grands modèles de ruissellement basés sur la physique, couplés de modèles de circulation générale.

L'analyse des données historiques portant sur les grands cours d'eau se déversant dans l'océan indique des hausses et des baisses des débits, avec un nombre considérable de baisses (Gerten et al., 2008; Dai et al., 2009; Su et al., 2018). La quantité de débit fluvial déversée dans les océans est en baisse, sauf pour l'océan Arctique. Les régions de haute latitude connaissent une tendance croissante du débit et les régions de basse latitude connaissent une tendance décroissante du débit. Ces tendances sont imputables aux précipitations irrégulières et aux effets du réchauffement climatique (Su et al., 2018). Les schémas de circulation océanique à grande échelle, tels que l'oscillation australe El-Niño, l'oscillation arctique et l'oscillation décennale du Pacifique peuvent provoquer une modification des débits fluviaux en influençant les précipitations (Su et al., 2018).

Les modèles couplés climat-hydrologie ont l'avantage de simuler les processus hydrologiques pour de nombreux scénarios du changement climatique et de prévoir explicitement les hydrogrammes futurs. La modélisation semble indiquer que d'ici la fin du XXIe siècle, la moyenne annuelle des précipitations, l'évapotranspiration et le ruissellement auront augmenté dans les hautes latitudes de l'hémisphère Nord, dans le sud et l'est de l'Asie, et en Afrique centrale, et auront diminué dans les régions méditerranéennes, dans le sud de l'Afrique, dans le sud de l'Amérique du Nord, en Amérique centrale et en Australie (Nohara et al., 2006; van Vliet et al., 2013). Le caractère saisonnier du débit des cours d'eau devrait s'accentuer, et les cours d'eau des hautes latitudes devraient connaître une modification de la période d'écoulement en raison de la fonte précoce des neiges (Nohara et al., 2006; van Vliet et al., 2013).

La compréhension des principes de la gestion des forêts et de l'eau est fondamentale pour garantir les meilleures pratiques d'utilisation d'une ressource en eau (McNulty et al., 2010). L'eau des forêts comporte deux composantes générales: l'eau stockée dans le sol et utilisée par la flore et la faune forestières; l'eau qui réalimente les nappes phréatiques ou qui est exportée de la forêt sous forme de débit. La modification de l'approvisionnement en eau souterraine et du débit des cours d'eau détermine la qualité et la quantité de l'eau (Ellison, Futter et Bishop, 2012).

L'étage supérieur de la forêt est la principale source de litière feuillue qui contribue, lorsqu'elle tombe et se décompose, à la santé des sols forestiers et à une bonne infiltration et filtration de l'eau. Ceci est important pour le cycle de l'eau et l'approvisionnement en eau potable (Hongve, Van Hees et Lundström, 2000; Boggs, Sun et McNulty, 2015). Les cours d'eau et les sources dans les forêts continuent de s'écouler avec une eau de qualité relativement élevée longtemps - voire des mois - après les dernières précipitations en raison de la lenteur de l'infiltration de l'eau à travers les profils des sols forestiers sains (Che, Li et Zhang, 2013). Les racines des arbres de la forêt contribuent également à atténuer les mouvements de masse (c'est-à-dire les glissements de terrain) et l'érosion des sols en retenant les sols sur les pentes des collines (Marden et Rowan, 2015). L'eau s'écoulant de certains bassins versants boisés (par exemple, ceux qui desservent Vienne en Autriche, et New York et Seattle aux États-Unis d'Amérique) est d'une qualité suffisante pour ne nécessiter qu'un traitement secondaire minimal avant la consommation humaine. Les effets des forêts sur l'eausont examinés plus bas en fonction de trois propriétés des ressources en eau (généralement appelées serviceshydrologiques ou valeurs de l'eau): la quantité, la qualité et la périodicité.

Quantité d'eau. La croissance des forêts peut avoir un impact direct sur la disponibilité en eau. Les forêts plantées utilisent plus d'eau que les forêts naturelles en raison d'un «effet de plantation» (Kuczera, 1987) selon lequel les arbres plantés

ENCADRÉ 3.2 Le sol: une clé pour les relations entre les forêts et l'eau

Des sols sains sont essentiels pour la périodicité de l'approvisionnement d'eau en aval, pour la protection de la qualité de l'eau liée à la filtration de l'eau par le sol et pour la réduction de la perte de qualité de l'eau due à l'érosion. Les forêts contribuent à la santé des sols en les protégeant de la dégradation épisodique et chronique. Les racines des arbres fixent la masse de sol et en augmentent la macroporosité, accroissant ainsi l'infiltration. Le risque de mouvements de masse et de coulées de boue diminue à mesure que l'infiltration de l'eau augmente. Les racines des arbres dans les zones ripicoles et le long des cours d'eau ralentissent le débit des cours d'eau et des crues, assurant ainsi une protection contre l'érosion des berges et les coulées boueuses tout en permettant aux sédiments grossiers de se déposer et aux processus de filtration de se produire. La vitesse de mouvement et l'énergie associés à l'eau qui se déplace sur le sol lors de fortes précipitations augmentent avec la raideur de la pente (Miyata et al., 2009). Lors de précipitations intenses, le mouvement rapide de l'eau peut provoquer l'érosion en rigoles, réduisant ainsi la quantité d'eau qui peut être stockée dans le sol et conduisant, finalement, à l'érosion des ravines. Le couvert forestier constitue également une barrière contre le processus physique de l'eau qui frappe et déplace le sol. Un couvert fermé (ou plein) protège la surface du sol des effets directs des gouttelettes de pluie et réduit donc l'érosion des sols. Lorsque l'érosion des sols est réduite, la matière organique est conservée et l'infiltration de l'eau dans le sol s'améliore. Inversement, le sol exposé est soumis à de grands risques d'érosion, avec la perte conséquente de la qualité de l'eau (Jiang et al., 2019).

en même temps et poussant au même rythme élevé entraînent une forte demande en eau; par conséquent, elles ont un potentiel relativement plus important que les forêts naturelles pour réduire la disponibilité d'eau en période de forte croissance.

Le rendement de l'eau (c'est à dire la quantité) d'une forêt est déterminé par la quantité de précipitations moins l'évapotranspiration et l'eau stockée dans le sol. Les gestionnaires forestiers ne peuvent pas contrôler les précipitations mais ils peuvent influencer l'évapotranspiration grâce aux pratiques de gestion. Tous les arbres utilisent l'eau pour la photosynthèse, et ils perdent également de l'eau avec la respiration des feuilles. C'est pourquoi la plupart des forêts perdent l'eau du sol à travers leurs couverts bien que, dans certaines circonstances, les couverts forestiers peuvent augmenter l'eau du sol en l'interceptant directement à travers l'égouttement du brouillard à partir des feuilles vers le sol (voir la section sur les forêts de nuages tropicales de montagne dans le chapitre 5). Ainsi, la densité des feuilles (appelée surface foliaire d'un couvert) peut avoir des répercussions importantes sur la quantité d'eau perdue à travers la transpiration des arbres.

Une deuxième variable qui affecte l'utilisation de l'eau des forêts est l'efficacité avec laquelle les arbres et la végétation utilisent l'eau pour pousser et survivre –connue sous le nom d'efficience d'utilisation de l'eau (EUE). Une espèce d'arbre avec une EUE faible utilise plus d'eau pour produire le même volume de croissance qu'une espèce d'arbre avec une EUE plus élevée.

La troisième variable à prendre en compte pour comprendre l'utilisation de l'eau par les forêts est la vitesse à laquelle poussent les arbres. Une croissance plus rapide implique une utilisation absolue plus élevée de l'eau par unité de temps (Forrester, 2015; White *et al.*, 2014). Les changements climatiques anthropiques dans la température de l'air et les précipitations peuvent aussi avoir des effets considérables sur la quantité d'eau douce disponible (encadré 3.1).

Qualité de l'eau. La qualité de l'eau provenant des forêts est presque toujours plus élevée que celle de l'eau provenant d'autres utilisations des terres (par exemple, l'agriculture) qui exposent le sol, mais la qualité de l'eau change dans le temps et dans l'espace. L'eau contient généralement plus d'oxygène et des niveaux de sédiments en suspension plus faiblesdans les forêts d'amont que dans les forêts d'aval. Par ailleurs, la qualité de l'eau peut être inférieure après des précipitations importantes par rapport à celle du même cours d'eau en période de débit de base (c'est à dire, sans précipitations) à cause de l'augmentation de la turbidité et de la contamination chimique dues au ruissellement de surface. Les gestionnaires des forêts peuvent avoir une forte influence sur la qualité de l'eau: par exemple, les opérations comme la récolte, la préparation des sols et la fertilisation peuvent augmenter la quantité de sédiments et de nutriments en suspension dans les cours d'eau, et certaines activités (comme l'application d'engrais et l'utilisation de pesticides) peuvent introduire des produits chimiques dans les cours d'eau (Neary, Ice et Jackson, 2009).

Périodicité de l'eau. La croissance et la gestion des forêts ont des effets sur la répartition de l'eau de pluie entre ruissellement et infiltration. La croissance rapide des forêts peut réduire la disponibilité d'eau; à l'inverse, la coupe rase des arbres peut se traduire par une augmentation considérable. Les changements dans le couvert forestier peuvent avoir des conséquences pour la quantité de précipitations stockée sous forme de neige et – en influençant la santé des sols – sur la quantité d'eau stockée dans les sols (encadré 3.2). Ces types d'impacts peuvent modifier la périodicité saisonnière des débits. Le suivi est essentiel pour s'assurer que les pratiques de gestion n'ont pas d'effets négatifs sur la périodicité de l'eau (Harris et al., 2007).

Les arbres des forêts sont une source de matière organique pour la construction de nouveaux sols. La litière (feuilles, branches et fûts) se décompose en contact avec le sol (Krishna et Mohan, 2017). Si le taux d'apport est plus rapide que le taux de décomposition, un horizon organique se forme au-dessus du sol minéral (Van Cleve et Powers, 2006). En plus de la matière organique de surface, la décomposition des

racines et d'autres éléments biotiques peut incorporer de la matière organique dans le profil du sol.

Ce processus est essentiel pour l'infiltration de l'eau, et donc pour réduire rapidement le ruissellement de surface pendant les précipitations (Krishna et Mohan, 2017) et préserver la périodicité saisonnière naturelle et les débits modérés, même après des orages intenses. D'un autre côté, le débit fluvial d'une forêt dont les sols sont très érodés est extrêmement variable, avec des épisodes de ruissellement intense suivis de périodes de débit limité (Yoho, 1980). Certains écosystèmes, comme les forêts des tourbières (voir chapitre 5) présentent des horizons organiques de plusieurs mètres de profondeur. Étant donné que cette matière organique est très poreuse, les forêts des tourbières peuvent contenir de gros volumes d'eau (Miller, 1983).

GESTION DES FORÊTS PRINCIPALEMENT POUR L'EAU

En Europe et ailleurs, les premières formes de gestion des forêts étaient probablement des sous-produits de la sélection préférentielle d'espèces pour la production de combustible, de matériaux de construction et de fourrage (Dufraisse, 2008). Certaines espèces et tailles d'arbres préférées ont été privilégiées pour répondre aux besoins de la communauté, ce qui a modifié la composition des arbres de la forêt et les espèces dominantes. La gestion des forêts s'est développée au Moyen Âge pour inclure la vie sauvage (Jørgensen, 2004), comme dans les forêts royales anglaises auxquelles les dirigeants pouvaient accorder l'accès pour chasser le gibier (par exemple, lapins, renards et cerfs). Des exemples similaires de gestion forestière précoce existent dans plusieurs autres cultures. Bien que dans certaines cultures l'eau n'ait pas été traditionnellement considérée un objectif primordial de la gestion forestière, d'autres cultures – comme les Chinois, les Mayas et les Amérindiens – ont reconnu la relation étroite entre les forêts et un approvisionnement en eau propre durable et ont géré leurs forêts en conséquence (Neary, Ice et Jackson, 2009).

Les gestionnaires des forêts ont recours à toute une gamme de pratiques pour manipuler les forêts afin d'obtenir les résultats souhaités, comme l'augmentation de l'accroissement forestier, la conservation de la biodiversité, le piégeage du carbone et la réduction du risque d'apparition de ravageurs ou des incendies de forêt. Plusieurs de ces pratiques sylvicoles ont également des effets sur les services hydrologiques (figure 3.1): si elles sont bien conçues et mises en œuvre, elles peuvent contribuer à réaliser les objectifs de gestion en matière d'eau. (La gestion des forêts pour laquelle



Extraction de grumes à l'aide d'un débusqueur dans une concession forestière en Indonésie



Chemin forestier avec une traversée de cours d'eau mal construite

l'optimisation de la qualité et de la quantité de l'eau est l'objectif de gestion principal peut apporter des avantages accessoires de la même façon.)

Les effets des opérations d'exploitation forestière sur la qualité de l'eau peuvent être réduits en respectant les trois principes suivants:

- Réduire le tassement des sols, ce qui réduit l'infiltration de l'eau. Il conviendra pour cela: de réduire ou d'éliminer l'utilisation d'équipement lourd; de limiter les opérations forestières à des périodes où le sol est moins susceptible de se tasser (par exemple, lorsqu'il est sec ou gelé); d'éviter les opérations d'exploitation lorsque le niveau de tassement est vraisemblablement inacceptable; de développer des réseaux routiers pour contrebalancer les effets délétères des routes sur les sols avec ceux des activités hors route d'engins lourds.
- Réduire l'érosion des sols due au ruissellement de surface. Il faudra, pour cela: éviter d'abattre et d'extraire les arbres sur les pentes raides; réduire la taille de la zone d'exploitation contiguë, notamment sur les pentes plus raides; construire et entretenir les routes en déployant les meilleures pratiques de gestion (par exemple, utilisation de pentes larges, construction loin des traversées des cours d'eau, et utilisation de pontons, de ponceaux ou de sentiers en lacets).
- Conserver des zones tampons intactes entre les zones de récolte et l'eau de surface. Il est essentiel de conserver des zones tampons relativement intactes d'arbres, d'arbustes et d'autre couches végétales le long des cours d'eau et autour des lacs, des étangs et des autres plans d'eau, en partie pour garantir un couvert continu de la litière sur la surface des sols proche de l'eau (ce qui peut réduire la sédimentation et atténuer la fluctuation inusuelle des températures de l'eau) et pour réduire l'érosion. La récolte sélective peut être autorisée dans les zones tampons à certaines conditions (par exemple, si cela peut être fait sans utiliser d'engins lourds dans la zone tampon). Pour les petits cours d'eau, une zone tampon devrait dans l'idéalmesurer 10 à 30 mètresde largeur la règle de base étant que la largeur de la zone tampon de chaque côté devrait être au moins égale à la largeur du cours d'eau. Les besoins spécifiques des forêts ripicoles sont examinés plus bas dans ce chapitre.

De nombreuses pratiques sylvicoles aident à conserver ou à améliorer les valeurs de l'eau, bien que leur application varie en fonction de facteurs comme le type de forêt, les autres objectifs de gestion, l'état de la forêt, les ressources disponibles pour la gestion, la période de l'année, et l'état futur souhaité (Sun et al., 2008; Filoso et al., 2017). Les impacts que certaines pratiques de gestion plus courantes – la construction et l'entretien des infrastructures routières; les opérations d'exploitation; la régénération – ont sur les ressources en eau des forêts sont étudiés plus bas, en même temps que les éléments clés pour les atténuer (FAO, 2008; Boggs, Sun and McNulty, 2015; Boggs et al., 2015).

Infrastructures routières. Les routes sont essentielles dans la gestion efficace des forêts et de l'eau parce qu'elles facilitent l'accès pour l'application des pratiques de gestion, mais elles peuvent aussi avoir des impacts négatifs sur les services hydrologiques. Par exemple, dans le Pacifique Nord-Ouest des États-Unis d'Amérique, les réseaux de routes et de fossés réduisent l'érosion des sols en détournant les précipitations loin des cours d'eau lors des pluies intenses (Harr et al., 1975; Jones and Grant, 1996). L'eau qui s'écoule le long des routes et des fossés peut récupérer des polluants qui entrent ensuite dans les rivières, les fleuves et les réservoirs sans être filtrés par le sol. L'eau qui coule le long des routes et des fossés se déplace à grande vitesse, favorisant le transport de grosses particules de sédiments et augmentant les risques d'érosion, de coulées boueuses et de mouvements de masse lorsque l'eau à grande vitesse s'écoule sur les sols ou le long des lits des cours d'eau. Étant donné que les réseaux routiers modifient les débits de pointe et qu'ils peuvent potentiellement réduire la qualité de l'eau, il est important que les routes soient hydrologiquement déconnectées des réseaux fluviaux au moyen de ponceaux ou d'autres œuvres de génie civil (Harr et al., 1975).

Les routes peuvent avoir des impacts spatiaux et temporels importants sur la qualité des forêts et leur quantité (figure 3.1). Les pratiques suivantes peuvent aider à atténuer les impacts négatifs:

- identifier, décrire et cartographier tous les cours d'eau, les zones humides et les autres caractéristiques hydrographiques, ainsi que les pentes et les types de sol, et en tenir entièrement compte dans la planification routière;
- faire la planification pré-exploitation des routes, des pistes de débardage et des jetées pour permettre l'accès à la forêt et aux arbres à récolter tout en atténuant la perturbation du sol et en protégeant les cours d'eau;
- fixer la densité maximale des pistes de débardage (par exemple, 20 km par blocs de 100 hectares) pour guider la planification;
- assurer la construction et l'entretien adéquat de routes conformément à des normes environnementales et techniques solides;
- placer les routes sur des sols stables à une distance adéquate des cours d'eau en évitant les zones vulnérables aux glissement de terrain;
- construire des traversées de cours d'eau bien conçues telles que des ponts et des ponceaux;
- pour les sols très vulnérables, atténuer la pression exercée sur le sol par les véhicules forestiers lourds en recouvrant les pistes de débardage avec des branches pour réduire les dommages au sol;
- équiper les routes qui pénètrent dans les zones tampons des cours d'eau de fossés en bordure et de drains transversaux correctement espacés, l'écoulement des drains étant dévié vers la végétation environnante au moins 50 mètres avant les traversées, et des pièges à sédiments étant placés dans les drains et les fossés;
- construire les routes pendant la saison sèche;
- entretenir correctement toutes les routes du réseau.

Des évaluations de la vulnérabilité au climat et des plans d'adaptation ont préconisé la fermeture, voire la suppression, des routes en raison de leur impact sur les services écosystémiques en aval (Halofsky *et al.*, 2011). La restauration par déclassement de routes peut être utile dans les bassins versants où limiter l'impact humain est un objectif mais,

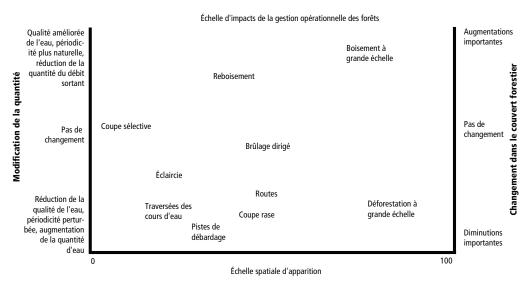
pour de nombreuses forêts, il est important de conserver les accès routiers pour soutenir la fourniture de biens et de services écosystémiques. Aux États-Unis d'Amérique, par exemple, les tribus amérindiennes ont insisté sur la nécessité de disposer de routes d'accès vers les forêts pour favoriser les pratiques traditionnelles (Long et Lake, 2018). En Asie du Sud-Est, certains plans d'évaluation de la vulnérabilité et d'adaptation au changement climatique reconnaissent l'importance des routes pour assurer la capacité d'adaptation (Yusuf et Francisco, 2009) car elles permettent aux communautés locales d'acheminer leurs produits vers les marchés et de recevoir des services en cas d'urgence. Les routes peuvent également être essentielles pour la gestion des forêts dans les écosystèmes dépendants du feu car elles facilitent l'accès aux traitements de réduction des matières combustibles, la gestion des feux d'espaces naturels et l'extinction des incendies de forêt (Spies et al., 2018).

Exploitation forestière. L'éclaircie des forêts et la récolte de produits forestiers – l'exploitation forestière – font partie de la gestion productive des forêts pour obtenir du bois d'œuvre et du bois de feu. L'exploitation des arbres réduit temporairement la surface foliaire d'une forêt, réduisant ainsi l'évapotranspiration de la forêt (Yan et al., 2012) et augmentant potentiellement l'apport d'eau des forêts (Goeking et Tarboton, 2020). D'autres facteurs associés à l'exploitation forestière, tels que la hausse de l'albédo et la baisse du captage de l'eau des nuages, peuvent également avoir des répercussions sur le rendement des cours d'eau (Goeking et Tarboton, 2020). Les sols nus ont tendance à avoir un albédo plus élevé (c'est-à-dire qu'ils réfléchissent davantage la lumière incidente) que les forêts dont le couvert est intact. Lorsque l'albédo diminue, une forêt absorbe (par définition) plus d'énergie et utilise donc plus d'eau, ce qui entraîne une diminution du rendement en eau de la forêt si tous les autres facteurs restent constants.

D'autre part, une réduction du couvert forestier peut entraîner une augmentation de l'érosion et une diminution de la matière organique du sol (et donc une perte de la qualité de l'eau), en partie parce qu'une plus grande quantité de pluie frappera la surface du sol; un équilibre doit être trouvé entre le volume de bois récolté, l'augmentation du rendement de l'eau, la qualité de l'eau et la périodicité des débits d'eau.

L'érosion des sols est généralement le risque le plus grave pour la qualité de l'eau associé à l'exploitation forestière. Elle est souvent causée par l'exploitation sur des pentes raides et par des chemins forestiers ou des pistes de débardage mal planifiés ou mal construits. Les pratiques visant à minimiser les perturbations du sol dues à l'exploitation au sol comprennent: le treuillage des grumes pour réduire les

FIGURE 3.1
Les perturbations naturelles et anthropiques peuvent influer sur la qualité et la quantité d'eau à différentes échelles spatiales en raison des changements dans le couvert forestier



perturbations du sol associées au débardage; l'utilisation de systèmes de triage qui protègent les sols en suspendant les grumes au-dessus du sol (par exemple, l'utilisation d'excavateurs «logfisher» et de systèmes de câbles, et l'hélidébardage); pas de récolte au sol sur les pentes raides au-dessus d'un certain seuil (par exemple, 15°-40°) et pas du tout de récolte sur les pentes les plus raides; la conception de réseaux de pistes de débardage et de jetées pour optimiser le débardage en amont; la diminution du débardage par temps de pluie.

D'autres considérations opérationnelles liées à l'atténuation des perturbations du sol pendant les opérations d'exploitation forestière sont examinées plus bas.

Coupe rase. La récolte du bois en coupe rase (également appelée coupe à blanc)² augmente le risque de mouvements de masse et d'érosion des sols et peut nuire à la fonctionnalité du sol forestier à cause du tassement provoqué par les engins lourds (Poff, 1996). Bien que la coupe rase puisse augmenter les rendements de l'eau à court terme, ses effets sur les sols forestiers peuvent provoquer une diminution de la qualité de l'eau (Borrelli *et al.*, 2017). La reconstruction d'une couche de sol stable et fonctionnelle après une coupe rase peut prendre des décennies.

Coupe sélective. Lorsqu'elle est bien mise en œuvre, la récolte sélective³ comporte moins d'élimination de végétation et de perturbations du sol que la coupe rase, ce qui génère moins d'écoulement de surface ainsi qu'une réduction des débits de pointe et de l'érosion. Les effets indésirables de la coupe sélective sur les sols et l'eau peuvent être considérablement réduits grâce à l'adoption de mesures à faible impact par des équipes d'exploitation forestière correctement formées, supervisées et rémunérées (Putz et al ., 2008). Il est toutefois important de relever que les gestionnaires et les exploitants forestiers ne bénéficient pas de stimulants les incitant à mettre en œuvre des mesures de protection ou de restauration des valeurs eau-forêt au-delà de ce qui est légalement requis (à moins, par exemple, que la forêt ne soit certifiée comme étant bien gérée et que cela ne constitue un élément important des efforts commerciaux). Dans de nombreux pays en développement, il est difficile de faire respecter les dispositions sur les permis d'exploitation en raison, par exemple, de l'éloignement des forêts, de l'insuffisance des ressources et des capacités de contrôle, et de la mauvaise gouvernance. La protection et le maintien des services écosystémiques des forêts, y compris les services hydrologiques, seront probablement moins prioritaires en l'absence de mesures d'incitation pour couvrir les coûts de lamise en œuvre de mesures supplémentaires. La reconnaissance de la valeur des services écosystémiques forestiers et les mesures d'incitation pour la gestion des forêts et de l'eau sont examinées plus en détail dans le chapitre 4.

Éclaircie de la forêt. L'éclaircie à densité variable est un outil sylvicole pour gérer les forêts naturelles inéquiennes, l'objectif étant d'augmenter la variabilité environnementale (structure et fonction des forêts) à travers un paysage tout en préservant la résilience des espèces d'arbres autochtones et en réduisant les effets négatifs sur le rendement en eau des forêts (Sun, Caldwell et McNulty, 2015). En général, l'éclaircie à densité variable cible des peuplements forestiers homogènes relativement jeunes et élimine les plus petits individus des espèces arboricoles les plus abondantes («éclaircie par le bas»), ce qui permet de conserver des arbres plus grands et d'améliorer la diversité relative des espèces tout en diminuant la concurrence à l'égard de la lumière et des ressources en eau et en augmentant l'espace de croissance pour les arbres résiduels.

² La coupe rase est un système d'exploitation dans lequel tous les arbres commercialisables d'une superficie physique déterminée sont abattus et où il ne reste aucun couvert d'arbres notable (Dykstra et Heinrich, 1996).

³ Un système sélectif de récolte («récolte sélective») est un système d'exploitation forestière dans lequel les arbres d'avenir sont enlevés selon un cycle de coupes qui se produisent plus fréquemment que la rotation. Dans ces systèmes, tous les arbres d'avenir ne sont pas enlevés lors d'une coupe donnée: la sélection des arbres qui doivent être récoltés et des arbres qui doivent être conservés peut être basée sur le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) (par exemple, seuls les arbres d'avenir de plus de 60 cm de dhp sont à enlever) ou sur d'autres critères (Dykstra et Heinrich, 1996).

Brûlage dirigé. Le brûlage dirigé peut être utilisé en tant qu'outil de sylviculture pour réduire la végétation au sol et influencer la répartition des espèces arboricoles (Ditomaso *et al.*, 2006).

À court terme, la destruction de certaines plantes du sol forestier par des feux de faible intensité réduit la surface foliaire et l'évapotranspiration, et augmente l'albédo du sol forestier, ce qui entraîne des modifications de l'hydrologie (Hallema *et al.*, 2018). Il faut faire preuve de prudence dans l'application des brûlages dirigés afin de s'assurer que les feux restent de faible intensité et gérables. L'escalade d'un brûlage dirigé en un incendie de forêt peut provoquer des réductions importantes de la qualité de l'eau; dans les situations extrêmes, le rétablissement de la qualité de l'eau peut prendre de nombreuses années (Hallema *et al.*, 2018).

Sélection des espèces. Toutes les espèces d'arbres n'utilisent pas le même volume d'eau par unité de surface foliaire. Certaines espèces, dont plusieurs espèces d'eucalyptus, ont des demandes en eau élevées pour soutenir leur croissance rapide, alors que d'autres espèces conservent plus l'eau (Aranda et al., 2012). En outre, certaines espèces sont mieux adaptées que d'autres aux conditions de sécheresse (Eilmann et Rigling, 2012). Ces éléments doivent être pris en compte lors de la plantation ou de la récolte d'arbres pour le combustible ou le bois d'œuvre. Une espèce à croissance rapide comme le pin à encens (Pinus taeda) peut produire rapidement un grand volume de bois d'œuvre mais au prix d'une utilisation d'eau élevée et d'une conséquente réduction du rendement des cours d'eau (Sun et Vose, 2016). Si la gestion de l'eau est l'objectif principal d'une forêt, il faut peut-être trouver un équilibre entre les arbres à croissance lente, à faible consommation d'eau, et les arbres à croissance rapide, à forte consommation d'eau. Les espèces d'arbres autochtones adaptées aux conditions locales sont souvent les plus adéquates au reboisement en vue d'une meilleure gestion de l'eau, en raison de leur grande EUE dans les conditions locales et de leur résistance aux pressions environnementales locales, bien que cela se fasse au prix d'une production de biomasse inférieure à celle qui pourrait être obtenue en utilisant des espèces non autochtones à croissance rapide.

La régénération de forêts mixtes utilisant plusieurs espèces d'arbres ayant des caractéristiques morphologiques d'enracinement différentes est une solution qui présente plusieurs avantages.

Certaines espèces (par exemple, *Pinus* spp.) ont des racines pivotantes uniques qui peuvent pénétrer profondément dans le sol pour trouver de l'eau qui pourrait être inaccessible aux espèces dont les racines sont moins profondes et plus étendues (par exemple, *Quercus* spp.; Vose et al.,2016). De plus, les peuplements mixtes sont vraisemblablement plus efficaces pour optimiser le captage du rayonnement solaire, ils sont susceptibles d'abriter une plus grande diversité d'espèces végétales et animales, et ilssont moins exposés aux graves épidémies de ravageurs. Ainsi, les forêts d'espèces mixtes fournissent généralement une gamme plus vaste de services écosystémiques par rapport aux plantations en monoculture.

La plantation d'arbres peut constituer un outil sylvicole important pour accroître la diversité des espèces d'arbres autochtones et des arbustes de sous-bois souhaités (comme ceux qui produisent des baies ou fournissent un habitat à des espèces animales clés) dans les forêts autochtones équiennes (Richards *et al.*, 2012). La plantation peut cibler des peuplements qui ont récemment fait l'objet d'une éclaircie à densité variable et des zones se rétablissant de perturbations comme les incendies ou les tempêtes. Les prescriptions peuvent varier en fonction des circonstances locales (et la variabilité peut augmenter la résilience) (Reynolds *et al.*, 2013).

Gestion axée sur l'approvisionnement en eau potable

Environ 80 pour cent des ressources en eau douce des États-Unis d'Amérique provient des forêts, la plupart de l'eau potable s'écoulant des 78 millions d'hectares du système forestier national (Levin et al., 2002). À l'échelle nationale, 3 400 villes dépendent des captages des forêts nationales pour leur approvisionnement en eau, et 3 000 autres sites administratifs tels que les campings, les aires de pique-nique et les sites historiques dépendent des mêmes sources ou de sources similaires (Ryan et Glasser, 2000). Près de 70 pour cent des superficies forestières des États-Unis d'Amérique se trouvent en-dehors du système forestier national et plus de 50 pour cent de la population dépend des terres forestières pour produire un approvisionnement suffisant en eau de bonne qualité (USDA Forest Service, 2014).

Le pourcentage de villes utilisant l'eau des bassins versants forestiers est encore plus élevé au Canada – qui a une superficie forestière vaste – par rapport aux États-Unis d'Amérique (Bakker, 2007). La ville de Toronto tire son eau du lac Ontario, un des Grands Lacs, dont les bassins versants sont en grande partie boisés.

La fourniture en eau de Montréal provient de deux lacs et deux fleuves: l'utilisation des terres autour de ces lacs et des cours inférieurs des fleuves est un mélange d'agriculture et d'agglomérations tandis que les cours supérieurs sont boisés. La fourniture en eau de haute qualité de Vancouver provient de trois bassins versants forestiers au nord de la ville.

L'Allemagne a établi des districts de conservation des eaux (*Wasserschutzgebieten*) pour la protection de l'approvisionnement municipal en eau (Napier, 2000) qui sont, pour l'essentiel, boisés. L'utilisation des terres est strictement réglementée et il existe trois niveaux de protection de l'eau, depuis les têtes de puits (niveau 1) jusqu'aux bassins versants entiers (niveau 3).

La vaste superficie terrestre d'Australie détient moins d'un pour cent des ressources en eau douce du monde (Pigram, 2006). Les grandes villes de Brisbane, Canberra, Hobart, Melbourne, Perth et Sydney dépendent toutes de l'eau qui provient essentiellement de bassins hydrographiques forestiers. L'approvisionnement durable en eau de bonne qualité est une contrainte majeure pour la croissance économique et démographique du pays.

L'approvisionnement municipal en eau provient souvent de bassins versants boisés parce que les arbres ont tendance à pousser dans des paysages relativement humides et contribuent à garantir une eau propre et régulière, soit par ruissellement à la surface du sol à travers les cours d'eau, soit par percolation souterraine à travers la géologie karstique vers le stockage souterrain (Richards et al., 2012). Dans la plupart des cas, les précipitations - la principale source d'eau d'un bassin versant - sont très saisonnières (Robinson et al., 2013) et requièrent une sorte d'installation de stockage pour garantir un approvisionnement régulier tout au long de l'année. Les cours d'eau peuvent être endigués pour créer des réservoirs de stockage de l'eau, pour permettre aux ressources de produire de l'hydroélectricité et pour réduire les inondations en aval; mais ces digues peuvent aussi avoir des répercussions négatives sur les populations de poissons autochtones, les débits en aval et l'écologie générale des systèmes fluviaux. Les précipitations qui tombent sous forme de neige peuvent jouer un rôle important dans le stockage de l'eau (Forman, Reichle et Rodell, 2012) parce qu'il faut des mois – souvent jusqu'en été – pour que la neige accumulée en hiver fonde complètement et s'écoule en aval vers les cours d'eau et les sources.

La qualité de l'eau produite par un bassin versant dépend généralement de l'utilisation des terres dans ce bassin versant (Fiquepron, Garcia et Stenger, 2013). Un bassin versant boisé peut fournir une eau propre et abondante; en revanche, un bassin versant défriché ou autrement «développé» peut produire une eau qu'il faudra traiter pour la rendre potable. Les installations de traitement des eaux à l'échelle industrielle sont généralement coûteuses, ce qui pousse les gestionnaires de l'eau à réduire les

prélèvements forestiers et à améliorer la gestion des forêts et des terres dans les bassins versants sources d'eau potable (Calder, 2007), ce qui peut exiger la consolidation de la propriété foncière municipale et la limitation de l'accès public.

La gestion forestière dans les bassins versants qui sont des sources d'approvisionnement municipal en eau devrait se concentrer sur le maintien d'un couvert continu de forêt naturelle pour obtenir un cycle hydrologique sain (Richards *et al.*, 2012). Les forêts naturelles sont adaptées aux conditions environnementales locales et constituent la structure et la fonction principales de la phase terrestre du cycle hydrologique. L'eau joue un rôle important dans la productivité primaire nette des forêts (par exemple, l'accumulation de biomasse), et la chute des feuilles (litière) des arbres aide à former et à conserver des sols forestiers sains qui retiennent, filtrent et percolent les précipitations par le drainage gravitaire et l'écoulement souterrain. Les forêts naturelles présentent également une biodiversité adaptée à l'écosystème qui sera plus résiliente aux perturbations naturelles (Thompson *et al.*, 2009; Welch, 2008).

La foresterie à couvert continu doit garantir l'atténuation des impacts négatifs de la gestion sur la qualité de l'eau; elle peut inclure la conservation de la forêt primaire (c'est-à-dire des forêts anciennes), l'adoption de zones tampons sans récolte le long des cours d'eau et des fleuves, et la restauration des zones dégradées. En général, les plus grandes menaces pour la qualité de l'eau dans les bassins versants entièrement boisés sont l'érosion et les mouvements de masse causés par les routes forestières en terrain escarpé (Neary, Ice et Jackson, 2009). La réduction du développement routier et le déclassement des routes à haut risque ou inutiles peuvent réduire ces menaces (voir page 36).

La gestion des forêts équiennes et la récolte du bois en coupes rases ont des effets négatifs sur la quantité, la qualité et la périodicité des débits des cours d'eau (Segura et al., 2020). La coupe rase est également incompatible avec le maintien d'un couvert forestier continu et augmente le risque de mouvements de masse en supprimant la principale structure physique (c'est à dire, les racines) qui retient le sol le long des pentes (Barik et al., 2017). La gestion des forêts inéquiennes, l'éclaircie à densité variable et la récolte sélective peuvent être déployées pour restaurer les superficies forestières dégradées (Puettmann et al., 2016) tout en générant des revenus grâce à la vente de bois d'œuvre. L'éclaircie à densité variable dans les peuplements denses qui présentent une croissance stagnante et une mortalité imputable à la densité typique du stade d'exclusion des tiges des successions forestières s'obtient en éclaircissant par le bas (c'est-à-dire en coupant les arbres plus petits), en exploitant uniquement les espèces les plus abondantes pour améliorer l'abondance relative des espèces d'arbres plus rares et en conservant les arbres individuels les plus grands. L'éclaircie à densité variable présente des avantages écologiques limités dans les peuplements plus anciens qui sortent naturellement du stade d'exclusion des tiges (où l'on observe une différence de couvert entre les arbres dominants et les arbres codominants). Les peuplements plus jeunes qui sont soumis à l'éclaircie à densité variable alors qu'ils sont encore au stade initial peuvent nécessiter une éclaircie supplémentaire lorsque le couvert se referme, afin d'éviter une stagnation de la croissance. Le bois issu d'éclaircies à ce stade précoce a une valeur commerciale limitée en raison de son petit diamètre.

Généralement, une éclaircie à densité variable ne devrait pas enlever plus de 30 à 35 pour cent de la surface terrière d'un peuplement, bien que de petites parcelles éclaircies (0,25 heactares) pourraient être créées pour stimuler la régénération des espèces intolérantes à l'ombre (Knapp et al., 2012). Les pentes détermineront les méthodes de débardage (par exemple, au sol, par câble ou à l'aide d'un animal) pendant la récolte mais il faudra accorder une attention particulière aux possibles répercussions de l'extraction de grumes pour éviter un tassement excessif et une éventuelle érosion des sols. Il convient de développer des

⁴ Le stade d'exclusion des tiges dans une succession forestière est le stade auquel l'ensoleillement et les ressources du sol s'amenuisent et où les plants supplémentaires sont exclus.

traitements pour augmenter la variabilité structurelle d'un paysage quant à la densité, à la taille (par exemple, hauteur, diamètre et structure) et à la diversité des espèces d'arbres (Wederspahn, 2012) – l'augmentation de la variabilité se traduisant par une augmentation de la résilience (Koontz *et al.*, 2020). L'éclaircie pourra être suivie d'une plantation supplémentaire pour augmenter le nombre des espèces moins abondantes d'arbres et d'arbustes. La plantation de restauration peut aussi être effectuée dans les bassins versants dégradés qui ne disposent pas d'un couvert ou d'une diversité d'espèces d'arbres suffisants.

Les opérations d'éclaircie sont à prévoir dans les paysages de manière à réduire les impacts sur l'approvisionnement en eau (par exemple, loin des cours d'eau). Elles peuvent aussi être déployées au profit de la connectivité des habitats pour les espèces rares, pour les zones tampons sensibles (par exemple, les forêts anciennes, les affleurements rocheux et les zones humides), ou pour atténuer la propagation des maladies et réduire la gravité des feux de végétation.

La gestion des forêts tournée vers l'approvisionnement municipal en eau peut aider à augmenter la résilience de l'écosystème. Les menaces que le changement climatique fait peser sur les forêts comprennent la modification des schémas historiques de précipitations (par exemple, l'allongement des périodes de sécheresse), l'augmentation du risque d'incendies de forêt, la propagation accrue des espèces non autochtones, et l'augmentation des infestations d'insectes et de maladies. La biodiversité des forêts autochtones gérées de manière durable leur confère un pouvoir tampon face aux perturbations et aux changements des paramètres climatiques. Les pratiques d'éclaircie peuvent aider à préserver la vigueur des arbres résiduels en leur donnant plus de place pour capturer la lumière, l'humidité et les nutriments nécessaires; cela est particulièrement important en cas de modification des régimes hydriques (Willis, Roberts et Harrington, 2018). Le prélèvement ou le paillage avec des débris provenant de l'éclaircie et de la récolte sélective réduiront la disponibilité de matériaux inflammables, atténuant de ce fait les incendies de forêt.

La garantie de sources d'eau potable multiples et extensibles (par exemple, plusieurs bassins versants; des aquifères et des installations de dessalement) permet d'assurer la redondance et augmente la sécurité hydrique face à la variabilité croissante du climat et à la demande de populations humaines en augmentation (Simpson, Shearing et Dupont, 2020). Les programmes de conservation de l'eau destinés aux consommateurs peuvent aider à réduire les gaspillages dans l'utilisation de l'eau, ce qui peut être vital surtout en période de forte demande et faible approvisionnement, mais ces programmes puissent aussi réduire les revenus basés sur l'utilisation de l'eau (Spang et al., 2015). L'encadré 3.3 décrit la mise en place et la gestion d'un bassin versant forestier destiné à approvisionner en eau la ville de Seattle aux États-Unis d'Amérique. L'encadré 3.4 présente une étude sur la relation entre le couvert forestier et les coûts de traitement de l'eau pour la ville de Bombay en Inde.

Contrôle des risques liés à l'eau

Les forêts peuvent être considérées comme une solution fondée sur la nature pour toute une série de problèmes environnementaux en raison de leur capacité à réduire l'érosion des sols, des berges et des côtes, et à atténuer les aléas naturels comme les inondations, les mouvements de masse, les glissements de terrain, les éboulements, les avalanches et les tempêtes. Lorsqu'elles sont gérées pour atténuer les risques que ces aléas font peser, les forêts sont parfois appelées forêts protectrices ou de protection. Les forêts de protection sont surtout situées en montagne et le long des côtes sur des sols exposés à l'érosion, mais les zones tampons ripicoles ainsi que plusieurs arbres et forêts urbaines et périurbaines ont également des fonctions protectives (encadré 3.5). Les forêts de protection se trouvent souvent dans des environnements très dynamiques et devraient être gérées de façon à garantir qu'elles continuent de servir leurs fonctions de protection à mesure que les conditions changent.

ENCADRÉ 3.3 Bassin versant municipal de la ville de Seattle

Le bassin versant municipal de la rivière Cedar (Cedar River Municipal Watershed, CRMW) fournit environ deux tiers de l'eau potable de la ville de Seattle, située dans le Pacifique Nord-Ouest aux États-Unis d'Amérique et son million et demi d'habitants. Le bassin versant comprend 36 680 hectares de terrain sur les pentes ouest des montagnes Cascade, dont l'altitude va de 165 mètres à 1 650 mètres au-dessus du niveau de la mer. Le climat maritime reçoit 1 450-3 550 mm de précipitations par an, les neiges hivernales ayant une fonction importante de stockage de l'eau dans le cycle annuel d'approvisionnement en eau.

Les forêts couvrent 95 pour cent du CRMW et sont réparties dans trois zones distinctes, caractérisées par l'altitude et l'éventuelle végétation naturelle (Franklin et Dyrness, 1973). Les trois zones sont dominées par des conifères, avec une faible abondance d'espèces à feuilles caduques. La diversité des plantes autochtones est relativement basse mais la production primaire nette est relativement élevée.



Le bassin versant municipal de la rivière Cedar vu du Rattlesnake Ledge, Washington, États-Unis d'Amérique

Le bassin de la rivière Cedar a été identifié comme source potentielle d'eau suite à l'incendie de 1889 qui a détruit les 26 hectares du quartier d'affaires de Seattle. En 1901, l'eau a été détournée pour la première fois de la rivière Cedar dans une canalisation située au barrage de Landsburg pour parcourir 46 kilomètres jusqu'à la ville. Inquiète pour la qualité de l'eau, la ville de Seattle a entamé un long processus d'acquisition de toutes les terres dans le bassin versant au-dessus de la dérivation; ce processus a pris fin en 1996.

La gestion du CRMW est principalement régie par deux lois fédérales. La première est la Loi sur la salubrité de l'eau potable (Safe Drinking Water Act) de 1974, qui est appliquée par la L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis d'Amérique à l'échelle fédérale et par le Département de la santé de l'État de Washington à l'échelle locale. Cette loi fixe les normes de qualité de l'eau et incite la ville à garder le CRMW fermé aux visites sans supervision pour préserver la qualité élevée de l'eau (et éviter ainsi de construire une installation coûteuse de traitement des eaux). Malgré une longue histoire de colonisation dans le CRMW, plus personne n'y vit et toute activité récréative y est interdite.

La deuxième loi qui régit la gestion du CRMW est la Loi sur les espèces en danger de 1973 (Endangered Species Act), qui est appliquée par le Service de la pêche et de la faune et l'Administration nationale des océans et de l'atmosphère (NOAA) à l'échelle fédérale. La NOAA a inscrit la population locale de saumon Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) dans les espèces menacées d'extinction en 1999, et elle considère que l'extraction d'eau potable de la rivière Cedar est en conflit avec la protection de cette espèce anadrome.

Un Plan de conservation de l'habitat a été développé (comme prévu dans l'Acte sur les espèces en danger) en 2000 (Ville de Seattle, 2000) pour sécuriser la gestion de l'eau et assurer la survie à long terme de l'espèce. Le Plan de conservation de l'habitat concernait également 82 autres espèces de poissons et d'animaux sauvages susceptibles d'habiter le CRMW et était assorti d'un financement pour la restauration de l'habitat garanti par la ville pendant 50 ans.

Le Plan de conservation de l'habitat a officiellement mis fin à la récolte de bois d'œuvre et a déclaré le CRMW réserve écologique, en y incluant les 5 660 hectares de forêt ancienne. La plupart des programmes de restauration financés par le Plan ciblent les dommages causés par plus d'un siècle de coupes rases pour obtenir du bois d'œuvre dans les autres 23 590 hectares de forêt dans le CRMW, y compris le déclassement des routes forestières excédentaires ou la restauration des cours d'eau et des habitats forestiers. La restauration des cours d'eau inclut l'élimination des dérivations artificielles et l'amélioration des habitats de frai des poissons par la pose de gros bois. La régénération des forêts inclut l'éclaircie des jeunes forêts pour promouvoir la vigueur des arbres et la plantation de graines dans les zones dégradées pour améliorer la diversité des espèces autochtones. Ces programmes ont un effet bénéfique direct sur la qualité et la quantité de l'eau.

Récemment, le langage de gestion de la restauration des habitats est devenu le langage de l'adaptation et de la résilience à la variabilité climatique. Les incendies de forêt, les ravageurs, les maladies et les espèces envahissantes sont des préoccupations quotidiennes en matière de gestion. Heureusement, les outils de restauration des habitats sont semblables aux outils employés pour augmenter la résilience des paysages.

ENCADRÉ 3.4

Coûts induits par la déforestation sur les fournitures en eau potable de Bombay

L'approvisionnement en eau de Bombay, une des villes les plus peuplées au monde, dépend entièrement de réservoirs alimentés par des sources éloignées de la ville qui dépendent, à leur tour, de bassins versants forestiers qui sont menacés par la déforestation et la dégradation dues surtout au pâturage, à l'abatage d'arbres et au développement.

En utilisant la turbidité pour mesurer la qualité de l'eau brute, Singh et Mishra (2014) ont étudié la relation entre le couvert forestier et les coûts de traitement de l'eau. Ils ont trouvé que chaque diminution d'un pour cent du couvert forestier augmentait la turbidité de l'eau de 8,4 pour cent et les frais de traitement de l'eau potable de presque 1,6 pour cent. En outre, les pertes d'eau dues au retrait et au désenvasement ont augmenté de 0,6 pour cent pour chaque pour cent de perte du couvert forestier. L'impact total de la déforestation annuelle sur l'approvisionnement en eau potable, calculé comme la somme des coûts de traitement accrus et des pertes d'eau, est estimé à environ 1,3 USD par mètre cube d'eau traitée par hectare par an.

ENCADRÉ 3.5 Foresterie urbaine et périurbaine

D'après les prévisions, 1,7 à 2,4 milliards de citadins dans le monde seront confrontés à une pénurie d'eau d'ici 2050 (He et al., 2021) et la sécurité de nombreuses communautés urbaines est en danger à cause des inondations et des sécheresses de plus en plus fréquentes. Grâce à leur fonction de protection des bassins versants, de filtration de l'eau et d'amélioration de la perméabilité du sol, les forêts urbaines et périurbaines apportent une contribution essentielle aux approvisionnements durables urbains en eau (Nagabhatla, Dudley et Springgay, 2018). Lorsque les forêts périurbaines et les autres systèmes arboricoles sont bien gérés et sains, ils peuvent protéger les bassins versants, atténuer les phénomènes climatiques extrêmes, sous-tendre les processus écosystémiques naturels, intercepter les polluants de l'air, réduire les sédiments et filtrer l'eau de pluie, assurant ainsi un approvisionnement en eau de haute qualité vers les villes pour des utilisations résidentielles, industrielles et agricoles.

La planification, la conception et la gestion solides des forêts et des arbres des zones urbaines et périurbaines peuvent être indispensables, non seulement pour augmenter la disponibilité et la qualité des approvisionnements en eau vers les villes mais aussi pour empêcher et atténuer les catastrophes liées à l'eau.

Dans les zones urbaines, l'optimisation du couvert forestier peut augmenter considérablement la surface perméable, améliorer le cycle hydrologique général et favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol, tout en réduisant l'écoulement et la gravité des inondations. La gestion des forêts devrait viser l'amélioration des conditions de croissance des arbres urbains pour atténuer le stress exercé par les pressions sur l'environnement imposées par les milieux urbains. Le rôle joué par les forêts et les arbres urbains dans la réduction des inondations provoquées par les eaux d'orage peut aussi réduire le risque de débordements dangereux des égouts. La recherche montre que les interventions vertes peuvent contribuer énormément à la gestion des eaux urbaines à un coût inférieur ou équivalent par rapport à celui des projets d'infrastructures grises (par exemple, Copeland, 2014; McGarity et al., 2015). Les revêtements bio forestiers, les dallages perméables, les toits verts, les rues vertes, les stratégies de gestion des eaux pluviales qui incorporent la végétation (plantes vivaces, arbustes, arbres), le sol et des systèmes aménagés (par exemple, les dallages imperméables) pour ralentir, filtrer et nettoyer l'écoulement des eaux d'orage des surfaces étanches (par exemple, les rues, les trottoirs), les zones humides boisées, les jardins de pluie, la biorétention, la bioinfiltration, les bandes-filtres forestières et les fosses de plantations linéaires adaptées aux eaux d'orage sont tous des exemples de solutions axées sur les forêts qui peuvent atténuer les effets de l'écoulement des eaux d'orage dans les villes. Certaines villes tropicales côtières utilisent les mangroves comme bouclier de protection contre les effets des aléas côtiers qui touchent les personnes et les infrastructures (FAO, 2007), ainsi que pour traiter les eaux usées et éliminer les polluants chimiques atténuant de ce fait la pollution des côtes. Un nouveau concept qui semble émerger est celui des «villes éponges», qui privilégie la planification et la conception des villes pour optimiser leurs capacités d'absorption des eaux pluviales, qui sont ensuite filtrées par le sol avant d'atteindre les aquifères urbains, puis extraites, traitées et réutilisées pour une partie de l'approvisionnement en eau de la ville.

Étant donné que les forêts de protection poussent souvent sur des sols pauvres, elles tendent à être relativement vulnérables aux impacts à grande échelle de perturbations telles que les incendies de forêt, les tempêtes de vent, les inondations et les infestations par les insectes. Les changements climatiques représentent aussi une menace grandissante pour les fonctions protectrices des forêts, compte tenu des conséquences possibles de la hausse des



a) Juillet 2016, des étudiants mettent en place b) Rue verte un petit jardin conçu pour absorber les eaux pluviales dans le quartier Soundview du Bronx, à New York, États-Unis d'Amérique.

températures, des variations des précipitations et des orages et inondations plus intenses. Plusieurs forêts de protection se trouvent dans des milieux vulnérables: dans les régions montagneuses, par exemple, les zones écologiques se modifient avec la variation des températures et des régimes de précipitation; dans les régions côtières, la hausse du niveau des océans et la modification de la salinité se profilent comme les principales menaces pour ces forêts.

Les forêts de protection dans les régions de montagne sont souvent équiennes – parce qu'elles sont généralement établies après des perturbations – et présentent une diversité d'espèces arboricoles limitées. À mesure que ces peuplements vieillissent, ils sont plus exposés aux ravageurs, aux maladies, aux incendies de forêt et à d'autres risques, qui peuvent réduire leur fonction de protection. Les changements d'utilisation des sols posent souvent moins de problèmes parce qu'il est pratiquement impossible de mettre en valeur les terres des pentes raides; en revanche, ces zones sont sujettes à des pressions de broutage des animaux domestiques et sauvages, ce qui peut entraîner une mauvaise régénération.

Les régimes écologiques se modifient à cause du changement climatique, le déplacement de la limite des arbres en amont étant un phénomène très répandu (Greenwood et Jump, 2014) notamment dans les régions exposées aux avalanches, aux éboulements, aux inondations et aux glissements de terrain. Les forêts réduisent le risque d'avalanches et d'éboulements parce que le couvert forestier, les troncs et les structures racinaires amortissent l'énergie cinétique des chutes de neige et de pierres réduisant ainsi leur vitesse de chute. De plus, les sols couverts d'arbres ou d'arbustes ont généralement une capacité de rétention de l'eau plus élevée que ceux qui ont un autre type de végétation et cela leur permet de réduire le ruissellement de surface et l'érosion tout en augmentant leur niveau d'infiltration et de perméabilité.. Les sols de montagne avec des forêts sont souvent plus profonds que ceux qui abritent d' autres types de végétation, avec une teneur en matières organiques et une capacité de stockage de l'eau élevés. Selon le type, l'intensité et la fréquence des précipitations, les forêts réduisent généralement les effets des inondations locales



Fosse de plantation linéaire adaptée aux eaux d'orage

et des torrents en montagne. Par conséquent, les débits de pointe dans les bassins versants forestiers généralement plus faibles et avec un décalage temporel - par rapport à ceux des bassins versants non forestiers, réduisant de ce fait la possibilité d'inondations en aval.

ENCADRÉ 3.6 Gestion des forêts axée sur les risques

En France, les plans de gestion des forêts sont fondés sur l'Indice de maîtrise de l'aléa (IMA) qui mesure le rôle de protection des forêts en attribuant un score entre 0 (la végétation ne maîtrise pas l'aléa) et 6 (maîtrise maximale de l'aléa).

Cet indice a été développé dans le cadre d'un programme national de rénovation des peuplements à fonction de protection lancé en 2005.

L'Office national des forêts prévoit les risques en se basant sur un tableau dans lequel les indicateurs (pourcentage de couvert végétal en été/hiver, ainsi que densité et diamètre) reflètent les aléas considérés (par exemple, éboulement, avalanche, érosion de surface, inondation torrentielle et glissement de terrain). Bien que l'IMA ne soit pas exclusivement appliqué aux régions de montagne, il est particulièrement utile dans ces zones où les forêts jouent un rôle de protection important.

Après avoir appliqué l'IMA et cartographié les zones dangereuses dans 555 600 hectares de forêts domaniales, il a été constaté que la plupart des forêts de protection avaient plus de 100 ans et qu'elles demandent des efforts importants pour préserver leurs fonctions de protection. Sept pour cent des forêts considérées à haut potentiel de protection ont été restaurées en priorité au cours d'une première phase, complétée en 2011. Une seconde phase visant la rénovation des forêts de protection selon la notation IMA a déjà commencé, à un coût de 3-4 millions d'EUR par an (Dubois, Marco et Evans, 2017).

La capacité d'une forêt à réduire les glissements de terrain dépend de facteurs tels que les pentes, la profondeur et le type de sol, et le type, la fréquence et l'intensité des précipitations (Segura, Ray et Maroto, 2014). Il est prouvé que les forêts atténuent les effets des glissements de terrain profonds (2 mètres de profondeur). D'un autre côté, le bois flotté des érosions latérales, des avalanches, des glissements de terrain, des bris de vent et des inondations peut augmenter le risque de coulées boueuses en formant des embâcles de bois.

Une gestion forestière ciblée et spécifique au site, conçue pour maintenir un couvert forestier permanent, qui encourage la régénération, la diversité des espèces et les peuplements inéquiens, peut accroître les fonctions de protection de la forêt. Ce type de gestion peut inclure la planification axée sur les risques (encadré 3.6), l'exclusion ou l'atténuation du pâturage, l'éclaircie, la gestion des débris ligneux grossiers, la régénération et la restauration des essences d'abri. La gestion doit viser à optimiser la diversité des espèces des peuplements forestiers, en tenant compte de l'évolution probable des conditions climatiques dans l'avenir et des changements qui s'ensuivraient dans les zones écologiques. Enfin, les peuplements inéquiens d'espèces mixtes sont susceptibles d'être plus résilients aux perturbations naturelles et humaines, et ils sont donc plus capables de remplir leurs fonctions de protection.

Les deltas et les autres régions côtières évoluent sans cesse entre l'érosion et la sédimentation. Une des fonctions majeures des cours d'eau est de transporter les sédiments qui contribuent à façonner les habitats aquatiques en aval, tels que les plaines inondables, les deltas, les marais salés, les mangroves et les autres écosystèmes côtiers. La quantité et le débit des sédiments transportés en aval peuvent être régulés au moins partiellement par les forêts en amont, qui ralentissent la circulation de l'eau et piègent les sédiments. Toutefois, lorsque l'accumulation des sédiments en aval est trop ou pas assez importante, les zones côtières subissent une accrétion ou une érosion.

Les espèces autochtones de mangroves sont adaptées à des niveaux particuliers de salinité, régulés par l'accrétion, l'érosion et les remontées d'eau douce. Les variations de quantité et de périodicité peuvent donc avoir des répercussions négatives sur les forêts

de mangroves. Les changements dans les forêts de mangroves peuvent entraîner des variations importantes de la biologie aquatique. De nombreux poissons juvéniles, par exemple, utilisent les mangroves pour l'alimentation et l'alevinage; la pêche de crevettes côtières est généralement liée à la superficie et à la qualité des mangroves, ainsi qu'aux débits d'eau douce. Les deltas et les embouchures des fleuves sont des éléments essentiels des cycles de vie des espèces anadromes comme hilsa (et d'autres aloses).

Agroforesterie

L'agroforesterie constitue une option intéressante pour parvenir à une utilisation durable de l'eau dans les terres agricoles. En augmentant la couverture et la matière organique du sol par rapport aux cultures vivrières en monoculture, les systèmes agroforestiers bien conçus peuvent réduire le ruissellement de l'eau et l'évaporation du sol et augmenter les taux d'infiltration de l'eau et la capacité de rétention du sol (Bayala et Wallace, 2015; Anderson et al., 2009). Cela permet d'augmenter la biomasse des arbres et des cultures produite par unité d'eau utilisée, améliorant ainsi la productivité globale de l'eau, en particulier dans les zones où l'eau est rare (Ong, Black et Muthuri, 2006).

En faisant de l'ombre aux cultures grâce à leur couvert et en les protégeant des vents, les arbres des exploitations agricoles peuvent réduire l'évapotranspiration du sol et contribuer à maintenir l'humidité du sol, avec des avantages notables pour la productivité des cultures. Les arbres plantés le long des courbes de niveau peuvent contribuer à la réduction du ruissellement de l'eau et à la stabilisation des sols. Les systèmes de culture en couloirs, les jardins familiaux et les combinaisons plantation-culture présentent tous des taux d'infiltration et une capacité de rétention d'eau plus élevés que les monocultures, grâce à la production de litière et à l'utilisation des branches taillées comme paillis pour augmenter la matière organique du sol et, par conséquent, la rétention d'eau. Le Quesungual et le Kuxur Rum (au Honduras et au Guatemala, respectivement) sont des systèmes agroforestiers qui ont été développés en alternative à l'agriculture sur brûlis pour augmenter la productivité dans les zones vallonnées du Couloir de la sécheresse d'Amérique centrale. Dans les deux systèmes, les parcelles sont dépouillées manuellement de la végétation et les débris sont broyés et distribués à la surface du sol comme paillis. En conservant les systèmes racinaires des arbres, en recouvrant les sols de façon permanente et en augmentant la matière organique du sol, ces systèmes permettent l'infiltration, la rétention et la conservation de grands volumes d'eau sur de longues périodes, tout en réduisant le ruissellement de surface et l'érosion des sols.

L'agroforesterie est une stratégie éprouvée pour atténuer les pertes de qualité de l'eau dues à l'agriculture intensive. Les zones tampons ripicoles en bordure des champs agricoles interceptent et éliminent les polluants des eaux de ruissellement et des eaux souterraines peu profondes qui pourraient autrement atteindre les plans d'eau (Bayala et Prieto, 2020). Les systèmes agroforestiers dans les zones tampons en montagne peuvent également aider à réduire l'érosion des sols et les pertes de nutriments dans les bassins versants pâturés, protégeant ainsi la qualité de l'eau. Une étude menée dans une zone concernée par un projet de reverdissement du bassin versant depuis les années 1970 au sud de Sulawesi, en Indonésie, a montré que les interventions agroforestières du projet permettent au bassin versant de rester écologiquement sain pendant au moins les deux prochaines décennies (McNie et al., 2008).

La concurrence éventuelle pour l'eau doit être prise en compte lors de la conception et de la mise en place de systèmes agroforestiers. Deux stratégies pour minimiser la baisse de rendement des cultures consistent à sélectionner des espèces d'arbres qui utilisent l'eau de manière complémentaire aux cultures pratiquées sur les mêmes terres et à mettre en place des interventions de gestion des arbres appropriées pour limiter la concurrence entre les arbres et les cultures agricoles (Cannell, Van Noordwijk et Ong, 1996; Ong, Black et Muthuri, 2006). La complémentarité peut être spatiale (par exemple, lorsque les arbres exploitent des nutriments et de l'eau qui sont inaccessibles

ou non requis par la culture) ou temporelle (la principale demande en eau se produisant à des moments différents pour les arbres et les cultures). En général, les arbres à croissance rapide utilisent plus d'eau et les espèces à racines profondes réduisent les flux en saison sèche. L'élagage et la réduction de la densité des arbres peuvent constituer des solutions de gestion intéressantes pour atténuer la transpiration et donc le besoin en eau des arbres. Les espèces d'arbres avec de faibles besoins en eau devraient être utilisées dans des environnements où l'eau est rare – comme dans les climats arides et semi-arides où la disponibilité en eau est une contrainte majeure à la production. Les sites devraient être soigneusement sélectionnés pour l'établissement de l'agroforesterie car la mesure dans laquelle ces systèmes interceptent et traitent les débits d'eau est en partie déterminée par les sols locaux, la topographie, la géologie superficielle et l'hydrologie (Tomer et al., 2009).

GESTION DES FORÊTS AU NIVEAU DES BASSINS VERSANTS

Lorsque des précipitations – sous n'importe quelle forme – se produisent, l'eau a tendance à se déplacer en aval immédiatement ou être temporairement stockée comme neige et glace ou dans les sols. En tant que ruissellement, l'eau se déplace dans les eaux de surface comme les fleuves et les rivières et peut être stockée dans les lacs et les zones humides; elle peut également être stockée à plus long terme sous forme d'eau souterraine dans les aquifères. Dans tous les cas, l'eau qui tombe sous forme de précipitation dans un bassin versant finit par s'écouler en aval à travers le réseau fluvial. Une grande partie de cette eau est visible en surface mais une partie s'écoule également en subsurface (c'est-à-dire, en dessous de la surface du sol) ou sous forme d'eau hyporhéique à travers le gravier et les roches sous la surface et le long des cours d'eau. La gestion des forêts influence l'eau de surface ainsi que l'écoulement souterrain et l'approvisionnement à long terme de l'eau souterraine.

La quantité, la qualité et la périodicité de l'approvisionnement en eau sont étroitement liées aux conditions des bassins versants dans lesquels l'eau est stockée et par lesquels elle s'écoule. Les bassins versants sont subordonnés à plusieurs processus biologiques, socio-économiques et physiques actifs dans le paysage (Beechie *et al.*, 1996; Dobrowolski et Thurow, 1995). Les bassins versants constituent une unité pratique pour la planification de la restauration et de la gestion parce qu'ils peuvent être identifiés sur les cartes et à partir de données de télédétection, et parce qu'ils ne changent pas beaucoup dans le temps (Reid, Ziemer et Furniss, 1996; Bohn et Kershner, 2002).

Le rôle des forêts dans le maintien des valeurs de l'eau varie en fonction de leur emplacement dans un bassin versant, ce qui exige des approches de gestion différentes (figure 3.2). Les décisions en matière de gestion des forêts doivent prendre en compte des facteurs comme la régulation de la température et du débit de l'eau, la qualité de l'eau et la pêche d'aval à l'échelle du bassin versant. Par exemple, un système d'aide à la décision mis en place pour le bassin du fleuve Lewis à Washington, aux États-Unis d'Amérique, permet aux gestionnaires d'estimer l'influence de mesures de restauration dans différentes parties d'un bassin versant de 270 900 hectares sur de multiples services écosystémiques en aval (Steel et al., 2008).

Délimitation du bassin versant. L'identification des limites des bassins versants à l'échelle nationale est une première étape importante de la gestion efficace de l'eau parce qu'elle permet de considérer la gestion des forêts dans le contexte des bassins versants. La Commission géologique des États-Unis d'Amérique (United States Geological Survey) utilise un système de bassins versants emboîtés pour classer l'ensemble des États-Unis d'Amérique en unités hydrologiques (UH) identifiées par des codes UH (figure 3.3). Les codes les plus courts représentent les bassins les plus grands – des bassins fluviaux généralement bien connus et identifiés. Il est possible de réduire chaque UH à des UH emboîtées plus petites représentant des systèmes hydrographiques plus petits dans chaque grand bassin versant.

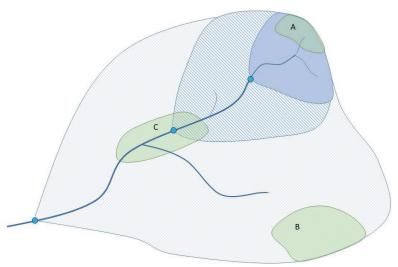


FIGURE 3.2

Diagramme schématique de trois bassins versants emboîtés dans un réseau fluvial

Note: Les lignes bleues indiquent le système fluvial et les trois polygones bleus représentent les bassins versants emboîtés s'écoulant vers chacun des points bleu clair du réseau hydrographique. Les polygones verts A, B et C indiquent les éventuelles parcelles forestières dans un contexte de bassin versant. La gestion de la forêt d'amont A a une forte influence sur l'approvisionnement en eau au point le plus en amont; une influence moyenne sur l'approvisionnement en eau au point intermédiaire et une influence moindre sur l'approvisionnement en eau du point le plus en aval. La zone boisée A contient un cours d'eau supérieur, qui constitue un élément de gestion supplémentaire. La gestion de la zone boisée B se déroule dans la partie supérieure du point le plus en aval. Des trois points identifiés en bleu, la gestion de la zone boisée B a une influence directe uniquement sur le point le plus en aval, mais de nombreux autres points pourraient être identifiés sur le réseau fluvial qui seraient influencés par la gestion de la zone boisée B. La zone boisée C contient de grandes sections de forêt ripicole et, très probablement, de forêt de plaine d'inondation. Les considérations de gestion dans cette zone peuvent donc être différentes et concerner directement les conditions au point intermédiaire, l'approvisionnement en eau au point le plus en aval et la stabilité du fleuve à la confluence des deux plus grandes fourchettes.

Forêts ripicoles

Les forêts ripicoles jouent un rôle important dans la régulation des services hydrologiques (Boggs, Sun et McNulty, 2015) et sont essentielles pour la préservation à long terme de la qualité de l'eau en aval. Elles constituent une transition entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, et ellesse distinguent en fonction de gradients de conditions biophysiques, de processus écologiques et de biotes. L'hydrologie de surface et de subsurface relie les plans d'eau aux régions montagneuses adjacentes dans les zones ripicoles, avec des échanges importants d'énergie et de matière entre les écosystèmes terrestres (montagnes) et aquatiques (basses-terres) (Quinn, Wilhere et Krueger, 2020).

Les forêts ripicoles dissipent l'énergie et atténuent le ruissellement de surface pendant les inondations (Bentrup, 2008). Les zones tampons ripicoles boisées offrent une résistance à l'érosion des berges et fournissent des débris ligneux aux cours d'eau, ce qui permet de créer des cuvettes et des habitats de retenue qui réduisent la vitesse de l'eau en cas de crue. Les zones tampons ripicoles le long des cours d'eau et les forêts protégées des plaines d'inondation permettent de préserver la résilience des systèmes hydrographiques, qui résistent mieux aux augmentations inattendues du débit (Boggs, Sun et McNulty, 2015).

Lorsqu'elles sont gérées de manière à accroître et à préserver la valeur de l'eau, les forêts ripicoles offrent également de nombreux avantages connexes, notamment en matière de loisirs et de tourisme (voir ci-dessous). Les forêts ripicoles intactes augmentent la stabilité des lits et des berges des cours d'eau (Hupp et Osterkamp, 1996; Hubble, Docker et Rutherford, 2010) et aident à réguler les nappes phréatiques (Burt et al., 2002; Schilling, 2007). Les forêts ripicoles constituent un habitat pour les espèces terrestres (Williams, O'Farrell et Riddle, 2006; Gillies et St Clair, 2008) et aquatiques (Fausch et al., 2002; Stanford et al., 2019; Quinn, Wilhere et Krueger, 2020) et présentent souvent des espèces végétales qui ne poussent pas au-delà des zones

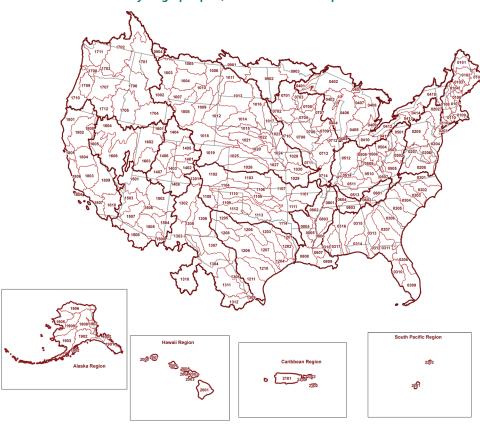


FIGURE 3.3

Codes d'unités hydrologiques à quatre chiffres identifiant les principaux bassins hydrographiques, États-Unis d'Amérique

Note: Les bassins versants de plus en plus petits sont identifiés par des codes numériques de plus en plus longs qui représentent la nature intrinsèquement emboîtée des bassins versants (voir figure 3.4). Source: USGS (2018a).

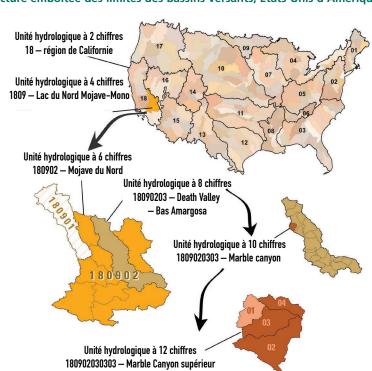


FIGURE 3.4
Structure emboîtée des limites des bassins versants, États-Unis d'Amérique

Source: USGS (2018b).

ripicoles. Elles fournissent des habitats saisonniers pour de nombreuses espèces qui ne peuvent pas vivre à longueur d'année dans régions montagneuses plus sèches (Stromberg et al., 2013). Les insectes, les graines et les détritus qui tombent des arbres dans l'eau fournissent de la nourriture et des nutriments pour la vie aquatique. Les systèmes racinaires de la végétation ripicole offrent un abri et un habitat aux poissons, et l'ombre des arbres contribue à maintenir l'eau fraîche par temps chaud.

La suppression du couvert ripicole augmente la quantité de lumière solaire qui frappe l'eau, ce qui accroît la photosynthèse des plantes aquatiques et des algues, et augmente la température de l'eau; l'augmentation des nutriments organiques peut également modifier l'équilibre trophique du phytoplancton et du zooplancton et faire évoluer les communautés aquatiques vers des espèces généralistes à reproduction rapide. Des niveaux élevés de nutriments dans l'eau peuvent favoriser des espèces de plantes aquatiques opportunistes à croissance rapide, qui peuvent assombrir et étouffer les habitats, ralentir les débits d'eau (exacerbant la sédimentation) et, dans des cas extrêmes, conduire à la désoxygénation et à la stagnation de l'eau. Plusieurs espèces aquatiques présentent une plage de tolérance relativement petite en matière de pH et d'alcalinité et se sont adaptées aux systèmes particuliers dans lesquels elles vivent. Les changements du couvert terrestre (tels que la déforestation) et le lessivage associé peuvent avoir des répercussions importantes sur le pH et, par conséquent, entraîner la disparition d'espèces sensibles, voire même, d'écosystèmes entiers (par exemple, la perte de la quasi-totalité de la biodiversité dans les lacs et les rivières très acides).

Forêts des plaines d'inondation

Les forêts des plaines d'inondation poussent dans les vallées fluviales qui reçoivent des dépôts alluviaux à la suite d'inondations fréquentes; elles diffèrent généralement des forêts des régions montagneuses par leur structure et la composition de leurs espèces (Yin, 1999). Les forêts des plaines d'inondation sont généralement constituées de plantes herbacées, de petites espèces d'arbres, de jeunes tiges, d'arbustes et de couverts d'arbres exploitables qui dominent la communauté (Yin, 1999). Parce qu'elles sont adjacentes aux systèmes fluviaux et en font partie, les forêts des plaines d'inondation se composent généralement d'un large éventail de types de végétation associés à la quantité et à la durée de l'inondation (Hamilton et al., 2007). Parmi les nombreux services écosystémiques produits par les plaines d'inondation et leurs forêts, on peut citer la rétention des sédiments et des nutriments, le piégeage du carbone et la réalimentation des eaux souterraines (Opperman et al., 2017). Ces services sont fournis grâce à l'interaction entre les débits (débit faible ou élevé) et une plaine d'inondation donnée (Opperman et al., 2017). Cette interaction terrestre-aquatique, qui repose sur la quantité, la durée, la fréquence, l'ampleur et le temps de séjour de l'eau, permet de déterminer la quantité, la qualité et la périodicité de l'approvisionnement d'eau en aval. L'influence des plaines d'inondation forestières varie non seulement avec la fréquence des inondations mais aussi avec la périodicité et la prévisibilité des débits (Opperman et al., 2017). Ainsi, le climat joue un rôle important en régulant les effets des écosystèmes des plaines d'inondation sur la qualité et la quantité de l'eau. Les écosystèmes des plaines d'inondations sont associés (entre autres) aux cours d'eau tropicaux saisonniers, tempérés saisonniers, tempérés saisonniers, boréaux, désertiques éphémères et alpins (Winemiller, 2004; Opperman et al., 2017).

Les systèmes de plaines inondables tropicales saisonnières comprennent quelques-unes des plus grandes plaines inondables du monde, comme celles de l'Amazone, du Mékong et du Congo (Opperman *et al.*, 2017). Les inondations dans ces systèmes sont souvent prévisibles et saisonnières à long terme (c'est-à-dire qu'elles durent des mois) et peuvent englober de grandes étendues de plaines inondables boisées. La rétention des sédiments et des nutriments et la capacité de réalimenter les eaux souterraines, en particulier dans les zones boisées des plaines d'inondation tropicales saisonnières, peuvent être plus élevées que dans les zones d'eau libre (Smith *et al.*, 2000).

Les écosystèmes des plaines d'inondation saisonnières tempérées sont plus variables que les systèmes tropicaux et subtropicaux pour ce qui est de l'étendue et de la périodicité des inondations, qui sont liées aux différences de latitude et d'altitude des pics de débit (par exemple, les systèmes dominés par la fonte des neiges comparés à ceux dominés par les précipitations) (Winemiller, 2004). Les grandes tempêtes et les inondations peuvent se produire à tout moment de l'année dans les systèmes de plaines inondables tempérées saisonnières comme la rivière Brazos (Texas, États-Unis d'Amérique) et le système fluvial Murray-Darling (Australie) (Opperman et al., 2017). Dans ces deux systèmes tempérés, les plaines d'inondation forestières jouent un rôle clé dans la rétention, l'assimilation et l'intégration des sédiments, des nutriments et de la chimie de l'eau, tout en offrant des avantages aux poissons et à la vie sauvage (Johnston, 1991; Opperman et al., 2017).

Les fleuves boréaux et leurs plaines d'inondation sont exposés à un autre type d'inondation causé par la rupture d'embâcles qui peut élever le niveau des crues, augmenter la quantité de sédiments en suspension et modifier les paramètres de la qualité de l'eau, notamment le pH et la teneur en métaux (Peters et al., 2016). Les forêts des plaines d'inondation dans les systèmes boréaux jouent un rôle crucial dans le transport à longue distance du carbone organique dissous, dans la stabilité des berges, dans la dynamique du réseau alimentaire et dans la préservation des espèces d'arbres des hautes terres (Peters et al., 2016).

Les cours d'eau désertiques à court terme ont des systèmes de plaine d'inondation uniques en raison de leur hydrologie de crue soudaine (Grimm et Fisher, 1989), et les échanges entre les écoulements de surface et de subsurface influencent la végétation ripicole (Grim et Fisher, 1989). Les systèmes des plaines inondables désertiques, ainsi que leurs échanges hydriques et biogéochimiques, peuvent différer énormément – par exemple, certains systèmes présentent peu ou pas de végétation et une abondance de sédiments grossiers dans les lits, tandis que d'autres ont une végétation émergente étendue qui comprend de larges sections avec des eaux à écoulement lent (Heffernan, 2008).

Quel que soit le système, le lien entre les zones ripicoles et les rivières est essentiel pour préserver le fonctionnement hydrologique, qui se traduit par un fonctionnement géomorphologique et écologique et, en fin de compte, par la qualité et la périodicité de l'approvisionnement en eau en aval.

Plusieurs systèmes de plaines d'inondation ont été modifiés, simplifiés et endommagés à tel point qu'ils ne sont plus en mesure de fournir de nombreuses fonctions (Winemiller, 2004; Opperman et al., 2017). Les efforts pour restaurer ces systèmes se poursuivent depuis des décennies (Opperman et al., 2017) mais, récemment, l'accent a été mis sur la restauration des processus fluviaux et des bassins versants plutôt que sur des mesures de restauration spécifiques ou basées sur des techniques (Beechie et al., 2010; Wohl, Lane et Wilcox, 2015; Powers, Helstab and Niezgoda, 2019). Ces efforts axés sur les processus qui rétablissent la connectivité physique entre les lits des fleuves et les plaines d'inondation, ainsi que la diversité et la variabilité naturelles des régimes d'écoulement et de sédimentation, sont plus efficaces pour restaurer les fonctions écologiques (Cluer et Thorne, 2014; Wohl, Lane et Wilcox, 2015; Powers, Helstab et Niezgoda, 2019).

Le lien entre les cours d'eau et les plaines d'inondation est crucial parce que l'eau est transportée et stockée à la fois en surface et dans les zones souterraines, ces dernières étant difficiles à voir et à estimer. La plupart de l'eau retenue et transportée dans un bassin versant à dominante alluviale passe généralement par les parties souterraines du réseau fluvial, y compris les zones hyporhéiques associées aux forêts des plaines inondables (Stanford et Ward, 1993).

Un large éventail d'activités humaines peut provoquer des coupures dans le lit des cours d'eau et une réduction consécutive de la capacité de stockage et de transport de l'eau en raison de la déconnexion des plaines inondables de leurs cours d'eau, tels que: les barrages en amont qui coupent l'apport sédimentaire et les débits; l'urbanisation qui provoque des événements d'écoulement plus importants et plus fréquents; l'éclaircie des forêts, qui peut entraîner des

débits plus importants et plus fréquents, et une déconnexion directe des lits des cours d'eau et la perte de bois dans les cours d'eau (Abbe *et al.*, 2019).

Pour inverser le processus de déconnexion des forêts des plaines inondables, les spécialistes de la restauration des cours d'eau proposent d'utiliser des analyses SIG et de terrain pour établir des cartes des surfaces des vallées d'avant la perturbation. Ces cartes peuvent orienter le remplissage et l'élimination des fonds de vallée de manière à permettre au cours d'eau, à la plaine d'inondation et à la vallée de rétablir les connexions de surface et de subsurface qui permettent aux processus écosystémiques naturels de réapparaître (Powers, Helstab et Niezgoda, 2019).

Plantations forestières

Les plantations forestières sont une forme intensive de forêt plantée, généralement établie avec dans le but principal de produire du bois. Les arbres cultivés dans des plantations à croissance rapide consomment de grandes quantités d'eau, bien qu'ils soient généralement efficaces dans la production de bois par unité de volume d'eau.

Un des aspects les plus importants à prendre en compte dans la gestion d'une plantation forestière est la disponibilité de l'eau au niveau régional. Calder (2007) a proposé un premier cadre de zonage de la disponibilité en eau et Ferraz *et al.* (2019) ont développé un cadre de décisions modifié pour évaluer la disponibilité d'eau dans les plantations à croissance rapide. Il existe trois grands scénarios de disponibilité d'eau pour orienter les décisions relatives à l'établissement et à la gestion des plantations forestières:

1. Faible disponibilité d'eau – Dans les régions où l'eau est précaire pendant la plupart ou la totalité de l'année, les plantations forestières ne sont pas recommandées en raison du risque élevé de conflits liés à l'eau (encadré 3.7).

ENCADRÉ 3.7

Techniques de gestion pour les plantations forestières dans les zones à risque de conflits liés à l'eau

Toute technique visant à atténuer le risque de conflits liés à l'eau dans les plantations forestières présente des compromis économiques. Toutes les techniques ne sont pas applicables au niveau local; les gestionnaires forestiers doivent élaborer leurs propres prescriptions spécifiques au site pour réduire la consommation d'eau et garantir le maintien des valeurs de l'eau, avec un suivi indépendant.

Création de mosaïques d'occupation du sol. Pour des raisons principalement liées à la logistique des transports, les grandes plantations forestières sont souvent établies autour des usines et des parcs à grumes, ce qui concentre les effets hydrologiques connexes dans les bassins versants (Garcia et al., 2018). Ces effets peuvent être réduits en créant des mosaïques d'occupation du sol dans lesquelles les plantations forestières se combinent à des zones de végétation naturelle et d'agriculture. Les mosaïques d'occupation du sol permettent de diluer les effets des plantations forestières dans l'espace et dans le temps (Ferraz et al., 2014), bien que de meilleurs résultats seront obtenus grâce à une approche cohérente entre les utilisations du sol parce que l'eau se déplace dans les paysages et toutes les utilisations du sol ont des répercussions sur l'eau.

Prolongation des rotations. Le bois peut être cultivé en rotations très courtes dans les plantations forestières des régions tropicales et subtropicales, mais il faut être prudents car les intervalles très courts entre les récoltes et les apports intensifs de ressources, comme les engrais, peuvent augmenter les effets de la gestion sur les

services hydrologiques. Des cycles de récolte plus longs permettent de mieux respecter la plupart des objectifs de gestion de l'eau parce qu'ils augmentent l'intervalle entre les perturbations, et les plantations plus matures ont besoin de moins d'eau.

Réduction de l'intensité de gestion. Les gestionnaires des plantations forestières ont recours à différentes approches pour assurer un niveau élevé de productivité du bois, y compris l'application d'engrais, l'utilisation de pesticides et la plantation d'arbres à haute densité; tous ces outils et d'autres mécanismes encore peuvent avoir des effets sur les valeurs de l'eau. Les techniques qui réduisent les répercussions des plantations forestières sur l'eau comprennent: l'adoption de bonnes pratiques de conservation des sols et de l'eau; l'épandage sur site des résidus de récolte; la diminution de l'utilisation des produits agrochimiques; l'établissement de nouvelles plantations (Gonçalves et al., 2017). L'efficacité d'utilisation de l'eau des espèces employées (Stape, Binkley et Ryan, 2004) et la densité des arbres (Hakamada et al., 2020) sont des éléments importants pour la réduction des répercussions des plantations forestières sur la quantité d'eau.

Renforcement de la diversité génétique et des espèces. Les plantations forestières à échelle industrielle sont généralement en monoculture, et les espèces les plus utilisées sont Eucalyptus, Pinus et Acacia, et leurs hybrides. Le matériel de reproduction comprend souvent des clones d'hybrides améliorés, ce qui réduit encore la variabilité génétique. Dans certaines régions, les plantations d'espèces mixtes ont eu des interactions bénéfiques en ce qui concerne l'utilisation de l'eau et des nutriments (Forrester et al., 2010). La diversification des espèces et des classes d'âge dans les peuplements peut réduire l'utilisation totale d'eau du peuplement parce que les arbres d'espèces et d'âges différents utilisent l'eau de manière différente.

Réduction de la taille des coupes d'abattage. Les plantations forestières font généralement l'objet de coupes d'abattage sur des territoires relativement vastes pour optimiser la logistique de la récolte mécanisée et le transport des grumes. Le recours à des coupes plus modestes pour créer des mosaïques de zones coupées et non coupées, et des peuplements d'âges différents dans un bassin versant peuvent augmenter la cohérence des rendements de l'eau au fil du temps et être particulièrement importante dans les zones aux sols fragiles ou aux pentes raides (Stednick, 1996).

- 2. Disponibilité intermédiaire de l'eau Dans les régions où l'eau est relativement abondante mais où l'insécurité hydrique peut survenir périodiquement, le risque de conflits liés à l'eau demeure, selon la gravité des limitations, la saisonnalité et la concurrence, notamment entre l'utilisation dans les centres urbains et les utilisations agricoles. Dans ces situations, il faudra surveiller l'utilisation de l'eau et recourir à des techniques de gestion pour la réduire le cas échéant.
- 3. Haute disponibilité d'eau Les plantations forestières ne connaissant généralement que de faibles conflits liés à l'eau dans les régions où elle est abondante. Les bonnes pratiques en matière de gestion des forêts et de l'eau comprendront: la mise en place de zones tampons appropriées dans les zones ripicoles; la conception, la construction et l'entretien adéquats des routes; le rétablissement rapide des zones de plantation après la récolte; la réduction de l'utilisation de pesticides, d'engrais et de fongicides; la réduction de l'érosion des sols.

Restauration

Les efforts de restauration des forêts devraient prendre en considération leurs effets potentiels sur la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau. Les arbres à croissance rapide peuvent diminuer la quantité d'eau disponible pour d'autres usages, et les forêts plantées mal gérées avec une mortalité élevée des plants peuvent faciliter l'intrusion d'espèces envahissantes ou subir des perturbations dues aux incendies, au pacage, aux ravageurs et

aux maladies, avec des effets néfastes sur les valeurs de l'eau (Filoso et al., 2017).

La régénération des forêts est généralement axée sur la construction de la structure forestière, mais le développement de sols permettant l'infiltration de l'eau est tout aussi important. L'amélioration des sols forestiers peut prendre plus de temps que le développement de la structure forestière (Lozano-Baez et al., 2019), et les avantages de la restauration forestière pour la régulation du rendement et de la qualité de l'eau sont plus lents à se concrétiser dans les forêts plantées que dans les forêts qui se régénèrent naturellement.

Les forêts plantées sont les plus exigeantes en eau pendant les périodes de croissance rapide – c'est le cas pour les jeunes forêts avant la fermeture du couvert. Lorsqu'une nouvelle forêt est plantée, tous ses arbres poussent rapidement simultanément et utilisent, par conséquent, d'importants volumes d'eau; les forêts plantées arrivées à maturité, en revanche, utilisent moins d'eau parce que leur croissance est moindre. Aussi, l'établissement d'une forêt plantée est susceptible d'engendrer une première réduction dans le volume total disponible d'eau. La plupart de l'eau forestière transpirée finit par retourner dans les sols par les précipitations, mais il n'est pas possible de contrôler où cela aura lieu. Si la quantité d'eau est une priorité de gestion, les solutions pour réduire la consommation d'eau par les forêts incluent la diminution de la densité des arbres plantés sur un site et la plantation en mosaïques autour d'un bassin versant (Bonet et al., 2012). Par rapport aux autres utilisations des sols, les forêts – y compris les forêts plantées – augmentent généralement la qualité et la prévisibilité des rendements de l'eau; d'autre part, bien que les rendements absolus de la quantité d'eau puissent être plus faibles, la quantité d'eau utile est généralement plus élevée.

Forêts et approvisionnement d'eau à l'échelle des bassins versants

Les effets de la gestion des forêts sur la périodicité de l'approvisionnement en eau varient considérablement d'un écosystème à l'autre. Dans les zones sans fonte des neiges la récolte du bois est moins susceptible d'avoir un effet mesurable sur la gravité des inondations parce que, même dans des conditions naturelles, les couverts forestiers et les sols sont saturés lors de grosses tempêtes; par conséquent, une réduction du couvert forestier et de l'interception des précipitations influe moins sur la taille des inondations. Dans les régions où il y a de la neige, les réseaux routiers, les débits générés par la neige et la neige suivie de pluie peuvent augmenter considérablement le risque de débits élevés, en particulier au cours des dix premières années suivant la récolte du bois (McCabe, Clark et Hay, 2007). On connaît moins bien les écosystèmes tropicaux, car leurs régimes de précipitations et facteurs d'évapotranspiration forestière sont très différents et qu'ils sont moins étudiés.

En général, les effets les plus prononcés de la gestion forestière sur les débits de pointe ont été observés dans les petits cours d'eau (par exemple, Bosch et Hewlett, 1982), où même des tempêtes brèves sur de petites zones peuvent saturer les voies d'écoulement relativement courtes. L'intensité des tempêtes varie souvent dans les grandes aires de collecte, et les eaux de crue des différents affluents peuvent être déphasées au moment d'atteindre la section principale des fleuves. De plus, le pourcentage de la surface d'exploitation par rapport à la surface totale d'un bassin versant diminue lorsque la taille du bassin versant augmente, et il est donc de plus en plus difficile de détecter l'augmentation des débits de pointe due à l'exploitation forestière.

En principe, la gestion des forêts et de l'eau devrait avoir pour objectif de produire le plus grand volume d'eau utile et économiquement réalisable tout en préservant les rendements des autres biens et services forestiers. La mise en place de règles et de réglementations simples, acceptables pour tous et pouvant être appliquées de manière cohérente, est généralement le meilleur moyen d'y parvenir. À l'échelle expérimentale, il peut être possible de limiter la surface foliaire globale et d'augmenter le rendement en eau tout en maintenant des rendements en bois élevés (par exemple, par une récolte intensive bien planifiée). Dans la pratique, cependant, les priorités sociales et la diversité

des propriétaires fonciers, ainsi que le désir d'optimiser la qualité de l'eau, font qu'il est rare que les forêts soient gérées pour obtenir une surface foliaire spécifique dans le but d'optimiser les rendements en eau (Evaristo et McDonnell, 2019). Le plus souvent, les réglementations et les exigences forestières affectent certaines superficies de terrain en tant que forêt ou non à cette fin, ou bien certaines espèces d'arbres dans les forêts plantées perçues ou connues pour utiliser plus d'eau peuvent être limitées ou interdites.

De nombreux principes d'aménagement des bassins versants sont universels. L'interaction de l'environnement et des communautés peut varier en fonction des espèces endémiques, du climat et des cultures, mais la nécessité de trouver un équilibre entre les demandes concurrentes de ressources du bassin versant reste constante, comme l'illustre l'encadré 3.8.

ENCADRÉ 3.8

Comparaison du bassin versant Phetchaburi, en Thaïlande, et de la planification à l'échelle des bassins versants aux États-Unis d'Amérique

En Thaïlande, le projet «Watershed-based Adaptation to Climate Change» (Adaptation au changement climatique à l'échelle du bassin versant) était une initiative de planification collaborative à l'échelle du bassin versant visant à évaluer la vulnérabilité au changement climatique et à créer un plan d'adaptation pour le parc environnemental international Sirindhorn dans le district de Chaam, dans la province de Phetchaburi (Long et Steel, 2020). Le parc se trouve dans une des parties les plus sèches de la Thaïlande, dans une région importante pour l'agriculture et le tourisme.

Les bassins versants ont été amplement modifiés, notamment par de nombreux réservoirs et dérivations d'eau pour soutenir le développement et l'agriculture. Le projet a identifié plusieurs problèmes liés à la gestion des forêts et de l'eau, dont le fait avéré que la disparition des forêts au cours du siècle dernier a contribué à la diminution de l'approvisionnement en eau.

L'évaluation et la planification réalisées dans le cadre du projet reposaient sur de multiples sources d'information, allant d'un travail très quantitatif de réduction d'échelle du climat dans l'ensemble du bassin de la rivière Phetchaburi pour prévoir l'évolution de la disponibilité d'eau, à des entretiens qualitatifs et des réunions avec les membres et les dirigeants de la communauté pour comprendre les impacts sur les économies locales. Le Fonds pour le développement durable (FDD) a collecté des données de terrain dans les communautés sélectionnées pour représenter les principaux secteurs économiques dans le bassin versant. Dans le bassin versant supérieur, le FDD s'est concentré sur une communauté Karen qui était en conflit avec le gouvernement au sujet des droits fonciers et des activités agricoles (ainsi que les autres peuples autochtones dans les régions forestières de montagne). Dans le bassin versant central, le FDD a identifié quatre villages qui dépendaient de cultures commerciales particulières et deux communautés confrontées à l'expansion urbaine et à la gestion de l'approvisionnement en eau. Dans le bassin versant inférieur, le FDD s'est concentré sur trois communautés exposées aux inondations et aux sécheresses, et une communauté dans laquelle de nombreux moyens de subsistance dépendaient de la saliculture côtière. La méthodologie a explicitement pris en compte les facteurs climatiques et non climatiques contribuant à la vulnérabilité. Une démarche collaborative a permis d'identifier des indicateurs climatiques significatifs pour les communautés liés à la durée des inondations et des périodes de sécheresse qui influencent le succès des cultures.

Le projet a montré la nécessité de prendre en compte les interactions entre les forêts et les arbres de superficies et de secteurs différents dans un bassin versant, ainsi que l'élément humain dans la gestion à grande échelle spatiale. Les défis de la gestion durable

des forêts comprenaient la fixation d'objectifs de gestion pour l'agroforesterie menée par des groupes marginalisés dans les cours supérieurs des forêts, la garantie et l'équilibre de l'approvisionnement en eau pour l'utilisation humaine directe, et l'évaluation des exigences de débit en aval à des fins écologiques.

Les tensions entre les objectifs écologiques et sociaux, et entre les communautés en amont et en aval, ont compliqué les efforts en vue d'une gestion des forêts tournée vers l'eau dans l'ouest des États-Unis d'Amérique. Dans les années 1960, par exemple, l'État de l'Arizona et les utilisateurs privés d'eau ont financé: des projets pour augmenter les rendements en eau des forêts, y compris dans les terres tribales, à travers un processus de coupes rases dans des forêt de haute altitude; le traînage de lourdes chaînes et l'épandage d'herbicides pour éliminer le genévrier des pâturages; le réensemencement avec des herbes non indigènes; la coupe, l'anhélation et l'empoisonnement de la végétation ripicole autochtone et non autochtone. Ces efforts ont été présentés comme une situation gagnant-gagnant pour les communautés tribales et les utilisateurs en amont mais ont suscité des discussions acharnées, des batailles juridiques et de la méfiance parmi la population concernée.

L'évolution des valeurs sociétales aux États-Unis d'Amérique a conduit la gestion des bassins versants à délaisser la manipulation de la végétation à grande échelle pour augmenter les rendements en eau en se tournant vers la restauration afin de maintenir les fonctions écologiques et la biodiversité. Les efforts de réhabilitation des bassins versants ont continué à inclure la lutte contre l'érosion des sols, y compris l'érosion des ravins. Dans les dernières années, il a été demandé d'éclaircir les forêts qui se sont densifiées en l'absence d'incendies. Les ouvertures dans le couvert créées par les éclaircies aideront à retenir la neige, ce qui permettra d'atténuer les baisses prévues du manteau neigeux et d'augmenter la résilience des communautés terrestres et aquatiques à la sécheresse, aux infestations d'insectes et aux incendies de forêt (Harpold et al., 2020).

Ces deux exemples illustrent les défis que représente l'élaboration de régimes de gestion forestière qui favorisent la durabilité écologique et les services écosystémiques au profit de la société sans désavantager certaines communautés ni éroder la confiance du public. Une science bien intégrée et la participation publique sont importantes pour informer de tels régimes.



Éléphants asiatiques dans la forêt d'amont du bassin versant de Phetchaburi

ENCADRÉ 3.9 Le bassin versant de Sumberjaya, Sumatra, Indonésie

En Indonésie, de grandes étendues de terre ont été classées à l'époque coloniale comme forêt de protection, en se basant principalement sur les pentes des collines. Une tentative a été faite dans les années 1980 pour améliorer la délimitation et la classification des forêts de protection en fonction de la pente, de l'altitude, des précipitations et des sols. Ces efforts ont été formalisés dans le projet sur l'utilisation des terres par consensus, Tata Guna Hutan Kesepakatan (également connu comme carte TGHK). En l'absence de cartes pédologiques de haute qualité et d'un réseau dense de mesure des précipitations, les nouvelles délimitations ont été fondées principalement sur la pente et l'altitude.

La recherche montre l'importance de la géologie à l'échelle des bassins versants. L'affectation des terres en Indonésie est particulièrement importante en raison des investissements dans un vaste programme d'expansion de l'hydroélectricité. Un projet de recherche et développement pluriannuel à Sumberjaya a comparé l'érosion à l'échelle des parcelles et des sous-bassins versants pour évaluer la source et la quantité de sédiments qui finissent dans un petit lac de stockage devant un barrage hydroélectrique récemment construit. À l'échelle du bassin versant, les types d'affectation des terres les plus fréquents étaient le café d'ombre, la monoculture de café, la forêt et le riz paddy.

Le projet a produit des résultats surprenants: les plus grands contributeurs nets de sédiments étaient les affluents de Way Besai provenant des flancs nord de la montagne centrale de Bukit Rigis, qui présentaient également le plus grand couvert forestier. La production de sédiments à l'échelle du bassin versant a dépassé la perte de sol à l'échelle des parcelles (par unité de surface) d'un facteur de 3 à 10. Les glissements de terrain, l'érosion des berges et l'érosion par crues concentrées des petits sentiers pédestres étaient les principaux processus érosifs expliquant la perte de sol à l'échelle du bassin versant.

Conséquences pour la gestion des forêts tournée vers l'approvisionnement en eau. Les efforts déployés pour comprendre pourquoi les cours supérieurs boisés ont contribué à une sédimentation importante ont mis en évidence l'importance de la géologie sous-jacente. La topographie et la lithologie contrôlent la production des sédiments à Sumberjaya et sont plus influentes que l'utilisation des terres. Verbist et al. (2010) ont montré un décalage évident entre les zones géologiquement sensibles du bassin versant et la superficie forestière protégée. Étant donné l'étendue des régions volcaniques en Indonésie, on peut supposer que les conclusions ci-dessus s'appliquent également à de nombreux autres bassins versants.

Bien que la lithologie soit l'un des deux facteurs les plus importants, elle n'est pas suffisamment prise en compte dans la planification et la recherche sur l'approvisionnement en eau. Souvent, les parcelles et les bassins versants mesurés sont de petite taille, ou la variabilité des sols entre les zones étudiées est faible.

Bien que les politiques fondées sur des critères clairs et simples (par exemple, la carte TGHK) soient attrayantes pour leur facilité de mise en œuvre et leur transparence, le manque de données de base de haute qualité peut en compromettre la valeur. Dans le cas de Sumberjaya, l'application de critères simples dans les années 1990 a conduit à des actes de violence et à l'expulsion des populations autochtones (Kerr et al., 2017). Ceci sert à illustrer le risque de réglementations dictées d'en haut et l'importance d'intégrer les processus des bassins versants dans la gestion et la restauration des forêts.

LES AVANTAGES CONNEXES DE LA GESTION DES FORÊTS POUR L'EAU

Avantages connexes liés au carbone

La nouvelle nécessité de maximiser le piégeage du carbone terrestre constitue un défi pour la gestion des forêts et de l'eau. Les informations sur le rendement en eau et le stockage du carbone sont essentielles pour atteindre les objectifs de gestion. Le piégeage du carbone par les forêts est généralement plus rapide dans les régions humidestropicales et tempérées qui présentent des conditions de croissance favorables pour les arbres, notamment une grande disponibilité en eau; à l'autre extrême, les climats arides ont une capacité limitée de piégeage rapide du carbone par les forêts. Dans la plupart des environnements, la nécessité d'optimiser à la fois les valeurs de l'eau et du carbone imposera une évaluation de plus en plus fréquente des compromis.

La biomasse des arbres peut stocker le carbone pour de longues périodes (potentiellement des siècles; voir encadré 3.10) tout en conservant des fonctions bénéfiques liées à la fourniture des services hydrologiques. Dans la plupart des environnements, une augmentation de l'évapotranspiration (par exemple dans une forêt en régénération) entraînera une baisse des rendements en eau dans le paysage mais se traduira par une augmentation du piégeage du carbone, et les forêts matures peuvent stocker de grandes quantités de carbone. La récolte du bois peut augmenter temporairement le rendement en eau d'une superficie forestière – bien que cela varie en fonction de facteurs tels que le type de forêt, l'intensité de la récolte et le climat – et elle peut déplacer le stockage du carbone des arbres vers des produits ligneux récoltés.

ENCADRÉ 3.10 Gestion des forêts pour le carbone en Alaska, États-Unis d'Amérique

Les forêts côtières de l'Alaska stockent la plus grande quantité de carbone par unité de surface au monde lorsque les sols sont inclus dans le calcul total (Heath *et al.*, 2011; McNicol *et al.*, 2019), le carbone stocké dans les conifères de grande taille étant dépassé par le stockage de carbone souterrain dans les sols (Leighty, Hamburg et Caouette, 2006). Les forêts côtières de l'Alaska sont considérées comme un réservoir de carbone, mais une gestion active a lieu dans des zones de gestion spécifiques sur des terres publiques et privées. Les forêts gérées de la région sont régulièrement traitées pour réduire la densité des arbres en raison de la régénération vigoureuse des jeunes arbres. La réduction associée de la biomasse aérienne et la décomposition des arbres éclaircis réduisent le carbone total sur les sites traités (D'Amore *et al.*, 2015). L'accrétion négative nette de carbone est toutefois brève, et elle est suivie d'une accumulation rapide de carbone dans la biomasse aérienne à un taux d'environ 5 tonnes de carbone par hectare par an. (D'Amore *et al.*, 2015). La combinaison des faibles températures de l'air, des précipitations abondantes et de la faible densité démographique signifie qu'il y a peu de conflits entre l'optimisation du potentiel de piégeage du carbone forestier et la quantité d'eau.

En outre, l'accumulation de carbone en surface et de carbone souterrain protège l'écosystème contre l'érosion des sols et les réductions potentielles de la qualité de l'eau des cours d'eau. Cette étude de cas montre que l'optimisation du carbone et de l'eau est réalisable dans certains écosystèmes.

Avantages connexes de la biodiversité et des systèmes alimentaires

La disponibilité d'eau propre, en particulier pendant les périodes de précipitations limitées, est essentielle pour soutenir et maintenir différentes communautés d'espèces sauvages terrestres. L'eau provenant des forêts joue également un rôle central dans la

préservation de la biodiversité aquatique, tant dans les réseaux fluviaux que dans les systèmes littoraux (encadré 3.11).

La biodiversité vivante associée aux écosystèmes aquatiques – qu'ils soient boréaux, tempérés ou tropicaux et qu'il s'agisse de cours d'eau de montagne, de plaines inondables, de marécages, de zones humides ou de deltas – est adaptée aux conditions locales de qualité (par exemple, la température, la teneur en minéraux, le pH, l'oxygénation, la turbidité et les nutriments), de quantité et de périodicité de l'eau. Dans les systèmes aquatiques, les conditions sont déterminées par l'élévation et l'altitude, le couvert végétal, l'état des sols et les facteurs climatiques, surtout en ce qui concerne la forme et la périodicité des précipitations.

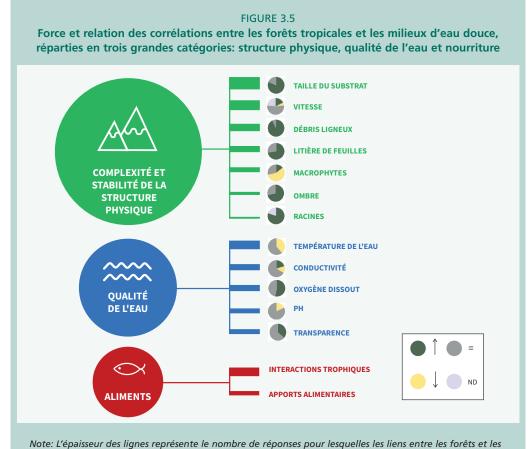
Une biodiversité aquatique et des pêches saines requièrent un approvisionnement prévisible en eau propre. Des niveaux élevés de sédiments, par exemple, interfèrent avec les branchies des animaux aquatiques, notamment aux stades de vie plus jeunes et dans le cas des espèces sensibles. Les sédiments peuvent aussi étouffer physiquement les œufs et les poissons juvéniles ainsi que les plantes, en les tuant ou en réduisant leur capacité à se développer et à se reproduire. La turbidité élevée due aux solides en suspension réduit la pénétration de la lumière et donc la productivité des plantes et du phytoplancton, ce qui modifie les réseaux alimentaires et réduit la productivité

ENCADRÉ 3.11

Liens entre les forêts et les poissons d'eau douce dans les régions tropicales

Une récente analyse bibliographique par Lo *et al.*(2020) a mis en évidence les nombreux modes d'interaction des forêts avec les systèmes d'eau douce et l'influence de ces interactions sur les communautés de poissons d'eau douce dans les régions tropicales.

- Forêts et habitat physique: Les forêts sont importantes pour la préservation de la diversité des poissons car elles augmentent l'hétérogénéité des habitats d'eau douce. L'évaluation des caractéristiques fonctionnelles des espèces halieutiques permet de mieux comprendre les réponses écologiques le long de gradients forestiers et de prédire quelles espèces sont les plus menacées par les changements d'affectation des terres.
- Forêts et qualité de l'eau: La documentation concernant l'influence des forêts sur la qualité de l'eau dans les régions tropicales présente des résultats divergents, qui pourraient être dus à des différences dans la conception méthodologique. Néanmoins, des études ont révélé que l'ombre des forêts ripicoles provoque une modification de la température de l'eau qui, à son tour, a des répercussions sur la biodiversité aquatique (figure 3.5).
- Forêts et aliments: Les apports terrestres dans les environnements aquatiques sont plus abondants dans les milieux boisées que dans les milieux non boisées, ce qui entraîne une plus grande abondance de plantes et d'insectes aquatiques. Les caractéristiques alimentaires des différentes espèces de poissons sont susceptibles d'influencer la dépendance des communautés de poissons à l'égard des forêts et les réponses aux changements d'affectation des terres.
- Échelle: Dans les régions tropicales, les forêts ripicoles jouent un rôle dans la structure physique locale des habitats d'eau douce, et d'autres rôles fonctionnels des forêts peuvent être observés à l'échelle du paysage ou du bassin versant. Des études suggèrent que les effets du couvert forestiOMBREI'échelle du bassin versant et du paysage sont en fin de compte soumis à la médiation des conditions écologiques des zones tampons ripicoles locales, qui déterminent la composition globale des espèces. Il est possible que les effets de la déforestation sur les populations de poissons ne soient pas immédiatement détectables en raison du décalage temporel.



caractéristiques des habitats d'eau douce ont été mesurés. Les diagrammes en fromage montrent la proportion de réponses à la couverture/présence forestière qui étaient positives (vert foncé), négatives (jaune), nulles (gris foncé), et non déterminées (ND; gris clair).

Source: Modifié à partir de Lo et al.(2020).

globale; l'accrétion des sédiments modifie les substrats et la vie benthique associée. Le plus souvent, les réductions importantes de la qualité de l'eau peuvent entraîner le déplacement d'espèces sensibles, au point que les communautés aquatiques touchées peuvent n'être composées que de quelques espèces généralistes résistantes. La réduction de la qualité de l'eau peut entraîner la perte complète de poissons et d'amphibiens dans certains systèmes d'eau claire. Les forêts intactes et la gestion durable des forêts et de l'eau peuvent aider à empêcher ce type de changements.

La modification des débits a des effets graves et subtiles sur la biodiversité aquatique. L'assèchement des cours d'eau des montagnes dû à la réduction des débits en saison sèche entraînera la disparition de la vie sauvage aquatique, et ses populations risquent de ne pas se reconstituer si le stock reproducteur d'un bassin versant est perdu. Les débordements causés par une perte de capacité de rétention de l'eau peuvent provoquer une érosion, avec des répercussions inévitables sur la vie sauvage aquatique.

Le maintien de l'approvisionnement d'eau en aval nécessite des réseaux fluviaux connectés. Le cloisonnement et la déconnexion des systèmes aquatiques ont un effet rapide et extrême sur les espèces qui ont besoin de débits d'eau et de liens à travers le système pour le transport des aliments, l'oxygénation, la reproduction et les déplacements. De nombreuses espèces ont besoin de débits faibles ou élevés selon la saison, afin de se déplacer en amont pour se reproduire ou de transporter leurs jeunes en aval vers des habitats adaptés à leur alimentation et à leur croissance. Les interruptions de la connectivité peuvent réellement éliminer les poissons et les invertébrés migrateurs d'un système fluvial. Un exemple extrême de ces interruptions est la construction de barrages sur les cours d'eau, mais d'autres changements moins radicaux peuvent

également avoir des effets importants: par exemple, le franchissement de cours d'eau par des routes utilisant des ponceaux de taille insuffisante peut cloisonner et déconnecter les cours d'eau et modifier rapidement l'équilibre de la vie aquatique. À l'inverse, il existe des possibilités de créer des synergies entre la biodiversité et les services liés à l'eau douce (encadré 3.12).

ENCADRÉ 3.12 Biodiversité et eau douce: services écosystémiques synergétiques

Des études ont identifié des synergies entre la biodiversité et les services liés à l'eau douce à différentes échelles. Une analyse multicritères par Larsen, Londoño-Murcia et Turner (2011) a mis en évidence le potentiel et la portée de l'alignement des objectifs de conservation de la biodiversité et de l'approvisionnement en eau douce à l'échelle mondiale. Un chevauchement a été constaté – environ 3 pour cent à l'échelle mondiale – entre les zones prioritaires identifiées sur la base d'un seul objectif (c'est-à-dire soit la conservation de la biodiversité, soit l'approvisionnement en eau), ce qui suggère que les efforts visant à conserver la biodiversité et à fournir d'autres services écosystémiques seraient inefficaces à moins de prendre en compte des objectifs de gestion multiples.

Une reconfiguration des zones prioritaires pour la biodiversité pourrait créer des synergies avec les objectifs visant à fournir de l'eau douce, augmentant ainsi la superficie des forêts gérées pour des objectifs liés à l'eau avec une réduction infime de la représentation des espèces. Tout compromis sur les valeurs de la biodiversité pourrait être compensé par un financement accru de la gestion.

La possibilité de créer des situations gagnant-gagnant entre la conservation de la biodiversité et les services hydrologiques indique qu'il est nécessaire d'adapter les politiques et les priorités de gestion à l'échelle régionale et locale. Locatelli, Imbach et Wunder (2013) ont analysé les corrélations spatiales entre les politiques existantes au Costa Rica (par exemple, le réseau d'aires protégées et le Fonds national de financement de la foresterie) et l'état des services écosystémiques. Les auteurs ont trouvé que la biodiversité et les services hydrologiques étaient positivement corrélés avec tous les autres services écosystémiques, y compris les services culturels (par exemple, loisirs et beauté des paysages). Ce chevauchement spatial peut être considéré comme le résultat d'une combinaison de solutions politiques et de facteurs biogéographiques: les grands parcs nationaux forestiers dans les zones montagneuses du Costa Rica sont des points chauds de la biodiversité, mais ils offrent également aux populations locales des avantages hydrologiques tels que l'interception de l'eau des nuages, l'infiltration de l'eau et la protection des sols. Zhang et Pagiola (2011) ont aussi trouvé des chevauchements importants entre les zones ciblées pour la protection des bassins versants et la conservation de la biodiversité au Costa Rica, suggérant des synergies possibles dans la mise en œuvre de mécanismes de paiement conjoints pour les services écosystémiques.

Avantages récréationnels et culturels connexes

Les forêts et les cours d'eau bien gérés peuvent offrir de multiples possibilités récréatives, comme la pêche, la navigation de plaisance, la natation, le pataugeage et la randonnée. La fourniture de débits prévisibles pour la navigation de plaisance est un avantage connexe important de la gestion forestière pour soutenir les services hydrologiques. Les possibilités récréatives peuvent générer des avantages économiques, mais aussi donner lieu à des compromis. Par exemple, le rafting en eaux vives génère des avantages économiques locaux d'environ 6 millions d'AUD par an dans une région de la Nouvelle-Galles du Sud, en Australie (Buultjens et Gale, 2006). Cependant, le rafting en eaux vives peut également avoir des impacts négatifs sur les services hydrologiques, comme le piétinement des berges et les

déchets, qui doivent être atténués (Greffrath et Roux, 2011).

Les forêts gérées pour l'eau peuvent fournir de nombreux services culturels comme le plaisir esthétique, les avantages pour la santé physique et mentale, et les expériences spirituelles. Il est difficile de surestimer l'intérêt de barboter dans une rivière, de contempler un paysage fluvial et de faire d'autres activités physiques ou mentales associées aux forêts et à l'eau. Les régimes d'écoulement prévisibles et naturels sont importants pour de nombreuses pratiques coutumières, telles que les cérémonies et les festivals religieux qui incluent le lavage rituel ou l'immersion des divinités. De nombreuses religions considèrent certains fleuves sacrés – par exemple: une source près du Gave de Pau à Lourdes, en France; le Jourdain au Moyen-Orient; le Gange en Asie du Sud. Dans l'hindouisme, les statues de Durga et de Ganesh sont immergées dans les fleuves à la fin des festivals de Durga Puja et de Ganesh Chaturthi, respectivement.

COMPRENDRE LES COMPROMIS ET LES SYNERGIES

Les effets hydrologiques des forêts ont fait l'objet d'un débat public pendant longtemps, et des hypothèses inexactes sur le lien entre les forêts et l'eau peuvent conduire à de mauvaises décisions en matière de gestion et de politiques (Brauman et al., 2007; Ellison et al., 2017). Les pratiques de gestion des terres et de l'eau jouent un rôle important dans la façon dont les bassins versants réagissent aux changements du couvert forestier, et les effets peuvent varier à de multiples échelles spatiales et temporelles. L'analyse des compromis et des synergies entre les services écosystémiques et les options de gestion est donc essentielle pour garantir des solutions efficaces et optimiser le rôle des forêts dans la réalisation des objectifs de développement durable, notamment ceux liés à la sécurité de l'eau, à la santé et au bien-être des populations. La prise en compte de ces compromis présente un intérêt politique particulier pour les questions politiques croisées suivantes: le climat (en particulier le rôle du piégeage du carbone dans les forêts sur pied et les produits ligneux récoltés); la bioéconomie (dans le but de décarboniser l'économie en remplaçant les matériaux à base de combustibles fossiles par des matériaux biosourcés); la conservation de la nature (par exemple, la restauration des écosystèmes forestiers, notamment pour la biodiversité et de multiples autres services écosystémiques).

Ellison, Futter et Bishop (2012) ont conceptualisé le débat sur les forêts et l'eau en deux écoles de pensée: 1) l'école de la demande (dans laquelle les arbres et les forêts sont principalement considérés comme des consommateurs d'eau et donc comme des concurrents pour d'autres utilisations de l'eau en aval, comme l'agriculture, lénergie, l'industrie et les ménages); 2) l'école de l'offre (qui souligne les effets bénéfiques des forêts sur le cycle hydrologique et, en fin de compte, sur le rendement de l'eau). Un examen systématique réalisé par Filoso et al. (2017) a montré que la plupart des études du couvert forestier et des rendements en eau ont été menées à petite échelle (sur des bassins versants de moins de 10 kilomètres 2) et à court terme (sur moins de dix ans); ces études ont généralement fait état d'effets négatifs de l'expansion du couvert forestier sur les rendements en eau, bien que nombre d'entre elles aient mentionné l'influence possible des échelles temporelles et spatiales sur les résultats comme une limite potentielle. L'examen réalisé par Filoso et al. (2017) a également révélé que la plupart des études existantes se concentraient sur des espèces d'arbres exotiques qui ont généralement une croissance rapide et peuvent ne pas être efficaces en termes d'utilisation de l'eau dans les conditions locales (Trabucco et al., 2008; Cavaleri et Sack,

Bien que l'école de pensée axée sur la demande souligne que la gestion forestière en amont peut toucher les approvisionnements d'eau en aval, l'école axée sur l'offre considère que les forêts peuvent améliorer la disponibilité d'eau à l'échelle régionale et mondiale en influençant la fourniture d'eau sous le vent en étant une source de précipitations (Ellison, Futter et Bishop, 2012; Ellison et al., 2017). Les forêts jouent

un rôle important dans la régulation des flux d'humidité atmosphérique et des régimes pluviométriques par le biais de l'évapotranspiration; elles sont à l'origine d'au moins 40 pour cent des précipitations sur terre (Jasechko *et al.*, 2013). La perte et la dégradation des forêts réduisent l'évapotranspiration, ce qui a des conséquences importantes sur les précipitations à des milliers de kilomètres sous le vent (Debortoli *et al.*, 2016). Selon les prévisions, la déforestation tropicale généralisée pourrait entraîner une diminution de 30 pour cent des précipitations (Lawrence et Vandecar, 2015).

En plus d'influencer la disponibilité d'eau, les forêts peuvent agir sur la qualité de l'eau et la variabilité temporelle. Par exemple, Knee et Encalada (2014) ont analysé les données sur la qualité de l'eau de cinq systèmes fluviaux dans la région Intag du nordouest de l'Équateur. En comparant des échantillons provenant de différentes utilisations des terres en amont, ils ont constaté que les cours d'eau situés dans des forêts protégées avaient tendance à présenter une meilleure qualité d'eau par rapport aux terres agricoles et pâturages, et aux zones urbaines et minières minière, et qu'ils enregistraient aussi de plus faibles concentrations de polluants. Wang et al. (2013) ont évalué les effets du type d'affectation des sols sur la qualité des eaux de surface dans le cours supérieur de la rivière Hun, qui fournit plus de 50 pour cent de la capacité de stockage du plus grand réservoir d'eau potable du nord-est de la Chine. Ils ont constaté que l'utilisation des terres en amont a des effets différents sur les paramètres physicochimiques de l'eau à différentes périodes de précipitations. En particulier, les forêts sont le plus souvent associées à une bonne qualité de l'eau car elles réduisent les charges de nutriments par dépôt et filtrage, et diminuent ainsi la quantité de sédiments transportés dans les eaux de ruissellement. D'autres études ont trouvé de fortes corrélations positives entre les paramètres de la qualité de l'eau et la proportion du couvert forestier en amont dans un bassin versant; tel est le cas de Huang et al.(2016) dans le réservoir du Barrage des Trois gorges dans le cours supérieur du bassin du fleuve Yangtze et de Mello et al. (2018) dans le sud-est du Brésil. L'examen d'environ 600 bassins versants dans l'est du Canada par Clément et al. (2017) a révélé que, même dans les zones d'agriculture intensive, les cours d'eau avec une superficie forestière qui couvre au moins 47 pour cent du bassin versant ont une meilleure qualité d'eau que ceux avec un couvert forestier moins important. Les mêmes auteurs ont également constaté que les zones boisées et les zones humides situées le long des cours d'eau et des ravins, dont la densité de bordure est supérieure à 36 mètres carrés par hectare, avaient un effet positif sur la qualité de l'eau; en outre, la forme et l'emplacement des parcelles boisées étaient importants, les parcelles forestières plus denses et plus complexes le long des cours d'eau et des ravins étant plus efficaces pour garantir la qualité de l'eau que les grandes parcelles uniformes.

Compromis à l'échelle spatiale

Des compromis à l'échelle spatiale peuvent apparaître dans les écosystèmes – tant du côté de l'offre que de la demande – en raison des choix de gestion et des facteurs biophysiques (Rodríguez et al., 2006; Mouchet et al., 2014). Les choix de gestion et l'utilisation de l'eau en amont ont des effets externes sur ceux qui vivent plus bas dans le bassin versant; par conséquent, les compromis spatiaux les plus courants pour les services écosystémiques hydrologiques se font entre les utilisateurs d'amont et d'aval (Rodríguez et al., 2006).

Les arbres utilisent généralement plus d'eau que les plantes plus petites en raison de leur hauteur et de la profondeur d'enracinement. Les plantations d'arbres peuvent également avoir besoin de nutriments supplémentaires, ce qui peut créer des compromis entre le piégeage du carbone et la production de bois d'œuvre, d'une part, et le rendement en eau et la fertilité des sols, d'autre part (Ellison, Futter et Bishop, 2012).

Les écosystèmes d'eau douce naturels étant dynamiques, ils ont besoin d'une série de variations et de perturbations naturelles pour maintenir leur viabilité et leur résilience; ils ont évolué en fonction des rythmes de la variabilité hydrologique (Baron et al., 2002). Les dérivations d'eau à des fins agricoles ou municipales, par exemple, et les modifications des conditions chimiques et nutritives naturelles peuvent altérer les systèmes d'eau douce et, en fin de compte, leur capacité à accueillir des poissons et d'autres espèces aquatiques en aval.

Cumming et Peterson (2005) ont signalé que les effets cumulatifs de multiples apports d'azote et de phosphore par de petits agriculteurs dans les fleuves Mississippi et Atchafalaya dans le sud des États-Unis d'Amérique ont créé une zone hypoxique (c'est-à-dire à faible teneur en oxygène dissous) dans le golfe du Mexique, affectant les populations d'espèces de crevettes et de poissons et, en fin de compte, la pêche locale (Rabalais et Turner, 2019).

Les changements d'affectation des terres, tels que la conversion des forêts en terres cultivées, peuvent également affecter les services écosystémiques hydrologiques. Par exemple, Lorsirirat (2007) a analysé les apports de sédiments provenant des zones en amont dans le bassin versant du réservoir Lam Phra Phloeng dans le nord-est de la Thaïlande pour trois périodes. Il a constaté que le plus grand volume de sédiments (2,23 millions de mètres cubes) s'est produit entre 1970 et 1980, lorsque le couvert forestier a diminué de 70 pour cent dans le bassin versant en raison de l'expansion des cultures commerciales, ce qui a provoqué une grave érosion (à un taux de 2,77 mm par kilomètre carré par an). L'augmentation de la superficie forestière entre 1980 et 1990 (+1 pour cent), et entre 1990 et 2000 (+5 pour cent), a contribué à réduire de manière significative le volume des sédiments (à 0,36 millions de mètres cubes par an) et le taux d'érosion (à 0,44 mm par kilomètre² par an).

Le tassement des charges sédimentaires créé par le changement d'affectation des terres, tel que la déforestation, peut entraîner un rehaussement du lit des cours d'eau, ce qui provoque des irrégularités dans leur dynamique et augmente le risque d'inondation en aval. Inversement, les forêts (et leur gestion appropriée) peuvent soutenir la gestion de l'eau et modérer les risques hydrogéologiques. Par exemple, les écosystèmes forestiers des bassins versants du fleuve Yangtze (province de Hubei, Chine) régulent le débit d'eau dans les fleuves par l'interception de la canopée, l'absorption de la litière et la conservation de l'eau du sol et des eaux souterraines. Les forêts réduisent les débits de la saison humide et augmentent ceux de la saison sèche: Guo, Xiao et Li (2000) ont estimé que, grâce à la régulation du débit de l'eau due à la présence de forêts, la centrale hydroélectrique de Gezhouba sur le fleuve Yangtze pourrait produire 40 millions de kilowattheures supplémentaires par an, avec une valeur équivalente en 2020 de 3,2 millions d'USD par an – soit plus de 40 pour cent des revenus générés par la foresterie dans la région (et la valeur pourrait s'élever à 220 pour cent de la foresterie lorsque la centrale fonctionne à pleine puissance).

L'encadré 3.13 décrit les énormes efforts de reboisement déployés par la Chine et la manière dont elle a créé des synergies et des compromis dans la gestion de l'eau.

ENCADRÉ 3.13

Leçons tirées du programme de grande envergure sur les forêts et l'eau en Chine

La science qui décrit les relations entre la forêt et l'eau a énormément progressé au cours des 50 dernières années, fournissant des conseils indispensables pour perpétuer les avantages liés à l'eau par la gestion des forêts. Néanmoins, les influences de la gestion forestière varient considérablement et il existe de nombreux compromis et synergies concernant les services écosystémiques forestiers (Xiao et al., 2013).

Cette étude de cas analyse les programmes de «gestion des forêts pour l'eau» dans le nord-ouest aride de la Chine comme une étude de cas sur la façon dont la science et la pratique hydrologiques ont progressé; elle montre comment les efforts de gestion des forêts pour l'eau peuvent être utiles aux communautés locales et d'aval, et présente les leçons tirées. En fin de compte, il faut adhérer aux principes écohydrologiques et reconnaître les compromis entre les services écosystémiques pour mettre en œuvre avec succès des programmes sur les forêts et l'eau dans différents contextes naturels et socio-économiques.

Durabilité des efforts de restauration écologique fondés sur les forêts

Les ressources forestières de la Chine ont été épuisées pendant la Seconde Guerre mondiale, puis dans les années 1950 et 1960, lorsque la production alimentaire et l'industrialisation sont devenues les principales priorités du pays. Les campagnes de reboisement en Chine ont débuté dans les années 1970 avec le Programme de développement des rideaux-abris des Trois régions du Nord (ci-après dénommé programme des Trois Nord), dont l'objectif était d'arrêter les tempêtes de poussière qui menaçaient Pékin et d'autres villes du nord provoquées par une forte érosion des sols. Les images satellite montrent qu'une grande partie de la Chine, surtout la région aride du plateau de Loess, est en train de «verdir» (Zhang et al., 2017), grâce en partie aux efforts de reboisement accomplis au cours des 20 dernières années, ainsi qu'au réchauffement climatique et à une augmentation des précipitations (Xie et al., 2015). Depuis les années 1990, la Chine a investi 378,5 milliards d'USD (en USD de 2015) dans des programmes de restauration qui ont couvert 623,9 millions d'hectares de terre et concerné plus de 500 millions de personnes (Bryan et al., 2018).

Aujourd'hui, la Chine possède la plus grande superficie de plantations forestières au monde – environ 84 millions d'hectares, soit plus d'un quart du total mondial de 293 millions d'hectares (FAO, 2020a). Le couvert forestier total de la Chine est passé d'environ 11 pour cent de la superficie terrestre dans les années 1980 à 23 pour cent en 2020 (FAO, 2020a). Dans le cadre d'une politique de création d'une «civilisation écologique», la Chine a des projets ambitieux visant à porter le couvert forestier à 26 pour cent d'ici 2035 et à 42 pour cent d'ici 2050. Une grande partie du nouveau domaine forestier de la Chine se trouve sur le plateau de Loess (figure 3.6), une superficie de la taille de la France où le couvert forestier a doublé en passant de 5 millions d'hectares en 2001 à 10 millions d'hectares en 2016. Le programme des Trois Nord s'étend sur près de 400 millions d'hectares de terres arides et semi-arides dans le nord du pays, soit plus de 42 pour cent de la superficie terrestre totale de la Chine (Xie et al., 2015). Dans le cadre de ce programme, de vastes zones ont été plantées d'arbres et d'arbustes exotiques tolérants aux conditions arides, y compris Robinia pseudoacacia, Caragana intermedia, Amorpha fruticosa, Pinus tabuliformis, Populus davidiana, Ulmus pumila et Hippophae rhamnoides (Cao, 2008).

La politique nationale de gestion des forêts et des herbages a connu un changement majeur à la fin des années 1990, lorsque la Chine a subi des inondations catastrophiques dans les bassins du Yangtze et du fleuve Jaune, qui ont touché plus de 240 millions de personnes. Le Programme de conservation des forêts naturelles, lancé en 1998, visait à mettre un terme à l'exploitation forestière et à la déforestation afin de protéger les forêts naturelles pour leurs bienfaits en matière d'écologie et de carbone, et il encourageait le boisement en

¹¹ Les principes écohydrologiques sont les facteurs hydrologiques et écologiques qui interagissent pour contrôler la structure et la fonction d'une forêt. Par exemple, la lumière du soleil entraîne la croissance des feuilles, qui contrôle l'évapotranspiration, laquelle contrôle l'hydrologie (Dale *et al.*, 2000).

fournissant des incitations aux entreprises forestières. Son objectif était de réduire la récolte de bois d'œuvre dans les forêts naturelles en passant de 32 millions de mètres cubes en 1997 à 12 millions de mètres cubes en 2003, et de boiser 31 millions d'hectares pour 2010 par la fermeture des montagnes (c'est-à-dire l'interdiction d'activités humaines telles que la collecte de bois de chauffage et le pâturage pour permettre la repousse), l'ensemencement aérien et la plantation artificielle (Liu et al., 2008).

Le Programme de conservation des forêts naturelles a été suivi d'une série de programmes de restauration écologique en reconnaissance des graves problèmes environnementaux et écologiques survenus lors d'un boom économique dans les années 2000. Par exemple, le Programme Grain-for-Green, lancé en 1999, a été décrit comme le plus grand programme de démobilisation des terres du monde en développement. Il utilise un système de paiement pour les services écosystémiques afin d'intéresser directement des millions de ménages ruraux comme agents principaux de la mise en œuvre du programme. Au cours de la période 1999-2008, l'administration centrale a investi directement 192 milliards de RMB (environ 28,8 milliards d'USD) dans le Programme Grain-for-Green; dans le cadre de ce programme, 120 millions d'agriculteurs ont converti 9,27 millions d'hectares de terres cultivées inclinées en forêts (Lü et al., 2012).

Les études d'évaluation des services écosystémiques suggèrent que ces efforts (et d'autres) déployés depuis des décennies en Chine ont apporté d'énormes avantages en matière d'amélioration de l'environnement local et du bien-être des populations, notamment par la lutte contre l'érosion, l'amélioration de la qualité de l'eau, le piégeage du carbone et le développement économique local (Liu et al., 2008; Lü et al., 2012; Bryan et al., 2018). Dans un examen des stratégies d'investissement de la Chine pour la durabilité des systèmes terrestres, Bryan et al. (2018) ont constaté que les programmes de boisement à grande échelle du pays ont été couronnés de succès et ont servi d'exemple au reste du monde pour relever le défi de la restauration des terres. Bryan et al. a toutefois formulé une mise en garde contre les conséquences négatives involontaires sur les ressources en eau à l'échelle locale (par exemple, la dessiccation des sols), à l'échelle des bassins versants et à l'échelle régionale (par exemple, la réduction du débit des cours d'eau), comme l'ont constaté Sun et al. (2006) et Cao (2008). Les répercussions hydrologiques du reboisement pourraient être importantes pour le fleuve Jaune (troisième plus grand fleuve d'Asie), dont le débit a diminué et dont la charge sédimentaire vers l'océan a chuté de 60 pour cent depuis les années 1980, principalement en raison du rétablissement de la végétation (Liang et al., 2015; Wang et al., 2016; Schwarzel et al., 2020). Les scientifiques et les décideurs chinois sont de plus en plus attentifs à la sécurité hydrique et la gestion des forêts (Feng et al., 2016; Cao, 2008; Zhang et Schwärzel, 2017).

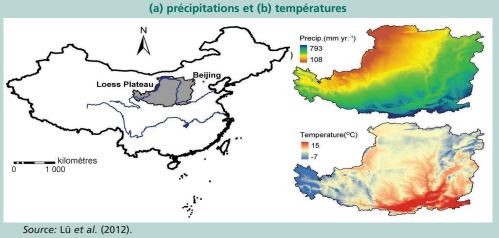


FIGURE 3.6
Emplacement du plateau de Loess et conditions climatiques moyennes:

(a) précipitations et (b) températures

Suite ...

FIGURE 3.7

Les plantations de pins sur le plateau de Loess ont réduit l'humidité du sol et ont donc une fonctionnalité relativement faible en matière de protection des sols de surface et de la biodiversité









Source: Yang et al. (2012).

De nombreuses leçons ont été tirées des programmes de boisement mis en œuvre sur le plateau de Loess, dont les suivantes:

- Les rendements de l'eau diminuent en réponse au boisement à grande échelle, aux mesures de conservation des sols (par exemple, les barrages de correction) et aux changements climatiques (Sun et al., 2006; Mu et al., 2007; Zhang et al., 2008).
- Il faut faire des compromis entre les différents services écosystémiques des forêts plantées (Lü et al., 2012).
- Le rendement en eau, l'évapotranspiration, la productivité des écosystèmes, le piégeage du carbone et la charge sédimentaire sont étroitement interconnectés dans les systèmes anthropiques-biologiques.
- La revégétation du plateau chinois de Loess s'approche des limites durables des ressources en eau (Feng et al., 2016; Wang et al., 2016).
- Le reboisement à forte densité d'arbres à l'aide d'espèces de pins non autochtones peut provoquer la dessiccation du sol (Yang et al., 2012; Liu, Kuchma et Krutovsky, 2018; Liang et al., 2018) et une faible pénétration de la lumière dans le sol forestier, ce qui réduit la productivité et la biodiversité de la forêt (figure 3.7).
- La plantation d'arbres dans des zones où les précipitations sont limitées (par exemple, moins de 400 mm par an) peut endommager les propriétés physiques du sol, réduire la capacité d'infiltration et favoriser les écoulements de surface et l'érosion (Chen et al., 2010); il est important de tenir compte des espèces et des densités de plantation lors de la plantation d'arbres.

Les modèles historiques de végétation sont une référence pour déterminer quelle végétation convient aux efforts de reboisement (ou de re-engazonnement). La sélection d'espèces destinées au reverdissement doit être spécifique au lieu et ne doit pas adopter une solution «à taille unique» (Cao et al., 2011). De nombreux écosystèmes dégradés ont une capacité remarquable à se rétablir grâce à des processus naturels. La dimension humaine (moyens de subsistance et politiques) doit être prise en compte dans les programmes de reboisement afin de répondre aux besoins multiples de la nature et des populations (Cao et al., 2009).

Compromis et synergies temporels

De nombreux processus écosystémiques, tels que la création des sols et les modifications de la fertilité des sols et des eaux souterraines, se produisent à des rythmes si lents qu'il faut beaucoup de temps avant que des effets significatifs puissent être perçus (Rodríguez et al., 2006). Dans une analyse globale de 504 observations annuelles de bassins versants, Jackson et al. (2005) ont constaté que le boisement avait tendance à réduire le débit des cours d'eau quelques années après la plantation, en particulier dans les régions plus sèches. Les compromis entre le bois d'œuvre, le carbone et l'eau ont également été observés dans d'autres études. Cademus et al. (2014) ont constaté que les rendements en eau diminuaient dans les forêts de *Pinus elliottii* en Floride, aux États-Unis d'Amérique, à mesure que la biomasse augmentait, mais que ce compromis variait dans le temps et dans l'espace en fonction de l'âge du peuplement, du traitement sylvicole et de la qualité du site.

Chisholm (2010) a étudié la viabilité économique d'une éventuelle expansion des plantations de *Pinus radiata* dans le bassin versant de Swartboskloof dans le biome du fynbos en Afrique du Sud (l'un des 25 points chauds de la biodiversité dans le monde). Si l'on considère une série de scénarios économiques, la viabilité marginale du boisement coïncide avec un compromis à peu près linéaire entre les valeurs du carbone et de l'eau. Pour les valeurs économiques actuelles de l'eau, du carbone et du bois et un intervalle moyen de 32 ans entre les incendies, le boisement s'est avéré économiquement non viable par rapport à la conservation du biome. Compte tenu des prix actuels du bois, le boisement ne serait viable que si le prix d'une tonne de dioxyde de carbone était environ 400 fois supérieur à celui d'un mètre cube d'eau (Chisholm, 2010).

Ovando, Beguería et Campos (2019) ont analysé des solutions de gestion alternatives pour les forêts naturelles de pin et de chêne en Andalousie, dans le sud de l'Espagne, en ce qui concerne les effets à long terme du piégeage du carbone et des services d'approvisionnement en eau (écoulement de surface et réalimentation des eaux souterraines). Ils ont constaté que les compromis entre le piégeage du carbone et l'approvisionnement en eau sont plus probables que les synergies dans les forêts méditerranéennes à court et à moyen terme (jusqu'à 2050), mais que des synergies se produiraient à long terme (entre 2060 et 2100).

Bien que le paradigme dominant indique des compromis entre le couvert forestier/ le piégeage du carbone et le rendement de l'eau, notamment en matière de recharge des nappes phréatiques, Ellison et al. (2017) ont fait apparaître plusieurs réserves et partis pris, et ont préconisé des études plus spécifiques à ce sujet. Dans les régions tropicales en particulier, la perte du couvert forestier peut favoriser la dégradation des sols et, finalement, réduire l'infiltration des sols, la capacité de rétention de l'eau et la qualité de l'eau, avec des conséquences majeures pour les ménages ruraux. Cela pourrait être primordial, notamment dans les pays à faible revenu où les coûts d'installation et d'entretien des systèmes de traitement de l'eau dans les petites communautés peuvent être inabordables.

Mapulanga et Naito (2019) ont analysé l'effet du déboisement sur l'accès des ménages à l'eau potable propre dans le nord du Malawi. Cette région a un taux de déforestation historiquement élevé par rapport au reste du pays, en raison de sa faible densité démographique et des difficultés qui en découlent pour contrôler et réglementer l'exploitation forestière et la collecte de bois de feu. Les membres de la communauté tirent leurs revenus de la vente du charbon de bois produit dans les forêts locales, mais cette activité a réduit la capacité des forêts à garantir la qualité de l'eau et, en fin de compte, l'accès à l'eau propre. La déforestation qui accroît les charges sédimentaires réduit la possibilité de canaliser l'eau parce que les systèmes de canalisation de l'eau requièrent des sources d'eau de haute qualité; dans ce contexte, l'utilisation de puits, de cours d'eau et d'étangs non protégés comme sources d'eau potable risque d'augmenter, en exposant davantage les populations à de l'eau de basse qualité, impropre à la

consommation (Organisation mondiale de la Santé, 2017). Mapulanga et Naito (2019) ont constaté que chaque augmentation de 1 pour cent de la déforestation entraîne une diminution de 0,93 pour cent de l'accès à l'eau potable propre. Sur la base de cette proportion, il a été estimé qu'en 2000-2010, la déforestation dans le nord du Malawi (une perte de 14 pour cent du couvert forestier) a eu les mêmes répercussions sur l'accès à l'eau potable que celles qui auraient été causées par une diminution de 9 pour cent des précipitations.

Zongo et al. (2017) ont examiné les effets du recul et de la dégradation des forêts sur les étangs temporaires à l'intérieur et à l'extérieur des aires forestières protégées dans l'est du Burkina Faso. Ces étangs fournissent de l'eau aux animaux sauvages et domestiques de même qu'aux populations des villages à proximité. Les auteurs ont constaté que la qualité de l'eau – ses caractéristiques à la fois chimiques et physiques – des étangs temporaires était plus élevée dans les aires protégées que dans les aires non protégées, ces dernières étant exposées à un plus grand risque de collecte de bois de feu et de conversion en terres agricoles ou en prairies. Ces utilisations provoquent, en fin de compte, une turbidité plus élevée dans les étangs, car le ruissellement des eaux de pluie contient davantage de détritus et de terre. De même, une eutrophisation a été observée dans les mares à l'extérieur des réserves en raison de concentrations plus élevées de matière organique. Une eutrophisation excessive peut entraîner la production de métabolites secondaires hautement toxiques pour les animaux et présentant des risques pour la santé des personnes.

Des compromis temporaires dans les services écosystémiques peuvent être identifiés dans les forêts de mangrove, qui fournissent un large éventail de ces services, tant au niveau local que mondial (Barbier, 2007). De nombreuses communautés côtières des pays en développement dépendent de l'extraction de bois de feu et de bois d'œuvre des forêts de mangrove pour leur survie et leurs moyens d'existence. Plus d'un quart des habitats de mangrove de la planète sont surexploités et dégradés (Valiela, Bowen et York, 2001). L'exploitation non durable du bois de mangrove n'affecte pas seulement l'intégrité et la biodiversité de l'écosystème, elle peut également avoir des répercussions négatives sur les habitats de reproduction des espèces de poissons et de crevettes qui sont vitales pour la survie et les moyens d'existence des communautés côtières. On estime qu'environ 80 pour cent des prises de poissons dans le monde dépendent directement ou indirectement des mangroves (Ellison, 2008).

McNally, Uchida et Gold (2011) ont étudié les compromis entre les services d'approvisionnement (bois de feu contre pêche) fournis aux communautés locales par les forêts de mangrove dans le parc national de Saadani, en République-Unie de Tanzanie. Ils ont constaté qu'il fallait faire un choix de compromis entre les avantages à court terme d'abattre les forêts de mangrove pour le bois de feu et les éventuels avantages à long terme de les conserver. L'étendue du compromis était différente en fonction de la santé du ménage: la protection des mangroves entraînait une perte immédiate de revenus due à la diminution de la collecte de bois de feu, les ménages plus riches étant particulièrement touchés. Toutes les classes de richesse auraient vraisemblablement bénéficié, toutefois, des gains réalisés en matière de durabilité à long terme de la pêche de crevettes et de poissons découlant de la protection des mangroves. McNally, Uchida et Gold (2011) ont observé qu'en moyenne, une augmentation de 10 pour cent du couvert de mangrove dans le Parc national Saadani se traduirait par un doublement des revenus découlant de la pêche de crevettes. Aussi, la création d'une aire protégée sous-tendrait le passage de la coupe non contrôlée de mangroves à la conservation, pourvu que cela comporte des gains de revenus pour les villages locaux découlant de la conservation des habitats d'alevinage et de la biodiversité.

LES INCENDIES DE FORÊT ET L'EAU

Les perturbations naturelles peuvent entraver même les plans les mieux conçus, et les incendies de forêt sont potentiellement les perturbations les plus destructrices et nuisibles. Il est donc essentiel de comprendre comment les incendies affectent les forêts et peuvent modifier les plans forestiers pour la santé à long terme des forêts et des ressources en eau. Les forêts sont des systèmes dynamiques formées par les perturbations (Oliver et Larson, 1996). La perte de forêts due à des incendies catastrophiques est un risque majeur pour les bassins versants et l'eau qu'ils produisent. La gestion des forêts peut contribuer à atténuer ce risque en rendant les forêts plus résilientes au feu. La réduction de la densité des forêts par des éclaircies peut assurer des rendements en bois et améliorer la santé des arbres en réduisant leur vulnérabilité aux ravageurs et aux maladies. Si les éclaircies sont bien réalisées, elles peuvent également réduire le volume du combustible forestier et la disposition spatiale pour atténuer le risque d'incendies importants et chauds capables de déboiser des bassins versants entiers.

Les effets des incendies sur le rendement et la qualité de l'eau sont extrêmement variables et complexes (Neary et Leonard, 2015). Les incendies de forêt peuvent avoir des répercussions hydrologiques profondes: il s'agit de la perturbation forestière ayant le plus grand potentiel pour modifier l'état des bassins versants (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). La condition d'un bassin versant, ou la capacité d'un système de captage à recevoir et à traiter les précipitations sans compromettre l'écosystème, est un bon indicateur des effets potentiels d'un incendie sur l'approvisionnement en eau et les autres ressources (par exemple, les routes, les installations récréatives, la végétation ripicole).

Gestion des incendies de forêt

Les incendies de forêt et le brûlage dirigé peuvent avoir un large éventail d'impacts sur les bassins versants forestiers en fonction des interactions entre la gravité et l'échelle de l'incendie, la pente, l'état hydrologique, les taux d'infiltration du sol et les précipitations après l'incendie (Neary, 2019); ces facteurs déterminent le degré d'impact de l'incendie et, par conséquent, la nécessité d'une gestion spéciale après l'incendie. Le feu peut être un outil de gestion utile, et son utilisation judicieuse ne devrait pas nécessiter de mesures préparatoires spécifiques. Des incendies de forêt répétés et incontrôlés peuvent toutefois provoquer une grave détérioration des services hydrologiques.

Il est peu probable qu'un brûlage dirigé de faible intensité dans une petite unité de paysage avec une charge en combustible minimale, des pentes inférieures à 10 pour cent et non imperméable à l'eau réduise l'état et les fonctions du bassin versant, sauf en cas de fortes pluies. D'autre part, un incendie de forêt grave dans une vaste zone de combustibles lourds avec des pentes supérieures à 100 pour cent et une forte imperméabilité à l'eau peut provoquer des dommages graves même avec des précipitations modérées (Hallema et al., 2018). La gestion des sols ne sera probablement pas nécessaire dans le premier cas et sera pratiquement impossible dans le second.

Gravité de l'incendie. La gravité de l'incendie – le terme courant pour décrire les effets écologiques d'un incendie spécifique – est un concept fondamental pour comprendre les effets des feux de forêt sur les conditions d'un bassin versant (Neary et Leonard, 2015); il décrit l'ampleur de la perturbation et reflète donc le degré de changement dans les composants d'un écosystème. La gravité de l'incendie intègre à la fois l'impulsion thermique de surface et l'impulsion thermique transférée vers le bas dans le sol (Borchers et Perry, 1990). Elle dépend de la nature des combustibles susceptibles d'être brûlés, de la durée de l'incendie, du climat, et des caractéristiques de combustion survenant lorsque les combustibles de la végétation et du tapis forestier s'enflamment (Simard, 1991). Les sols sont touchés à la fois par la combustion des horizons organiques de surface (Byram, 1959) et par l'impulsion thermique dans le sol minéral (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998).

Les effets et la gravité des incendies de forêt sont fortement influencés par les charges en combustible – le poids anhydre total de combustible par unité de surface – et le climat (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). La végétation vivante et la végétation morte contribuent toutes les deux à la biomasse qui constitue le combustible consommé lors de la combustion; la charge en combustible, qui est généralement mesurée comme la masse par unité de surface, est donc une bonne mesure de l'énergie qui pourrait être libérée par un incendie (Brown et Smith, 2000). Les charges naturelles en combustible peuvent varier de 0,5 tonne par hectare, dans les cas des combustibles légers, à plus de 400 tonnes par hectare, dans le cas des combustibles lourds (Neary et Leonard, 2015).

Brown et Smith (2000) ont décrit quatre type de régimes d'incendies axés sur la gravité qui affectent la végétation et les bassins versants: 1) le feu de sous-bois; 2) le feu à gravité mixte; 3) le feu de remplacement de peuplement; 4) l'absence de feu. Les feux de sous-bois sont généralement non létaux pour la végétation dominante et n'ont pas d'effet négatif sur les conditions du bassin versant. Il s'agit généralement de feux souterrains de faible gravité, tels que les brûlages dirigés. Les feux à gravité mixte produisent une mortalité sélective dans la végétation dominante, en fonction de l'espèce d'arbre et de la matrice de gravité. Les feux de remplacement de peuplement tuent les parties aériennes de la végétation dominante et ont généralement des effets néfastes sur les sols et les bassins versants. La plupart des incendies de forêt sont un mélange des trois régimes d'incendie et peuvent également contenir des zones classées comme ne relevant pas de ces régimes.

Six facteurs liés au combustible influent sur l'intensité du feu et la gravité de ses impacts sur la végétation, les sols, les bassins versants et d'autres éléments de l'écosystème: 1) la température; 2) l'humidité; 3) la position; 4) la charge; 5) la continuité; 6) le tassement (Neary, Ryan et DeBano, 2005). La température nécessaire à l'inflammation du combustible varie entre 204 °C et 371 °C (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). L'humidité du combustible est déterminée par le climat et les conditions météorologiques, les espèces végétales et l'âge de la végétation. Un temps humide augmente l'humidité du combustible, et l'âge de la végétation affecte l'humidité des plantes (les plantes plus âgées sont plus sèches que les plus jeunes). La teneur en humidité des combustibles vivants dépend également de la saison ainsi que de la présence d'humidité dans le sol et d'eau souterraine. La teneur en humidité des combustibles morts dépend de l'humidité de l'atmosphère, de la température de l'air et de la biomasse, et du rayonnement solaire. La position des combustibles par rapport au sol (souterraine, superficielle ou aérienne) influe également sur la facilité d'allumage.

Les combustibles souterrains comprennent principalement des racines vivantes et mortes et des couches organiques, qui sont les dernières à s'enflammer. Les combustibles superficiels comprennent la litière, les herbages et d'autres plantes herbacées. Les combustibles aériens incluent la biomasse des arbustes et des arbres. La continuité du combustible est l'espacement horizontal et vertical de la biomasse (elle est décrite comme étant soit continue, soit parcellaire). Le taux de combustion et la direction du mouvement du feu sont plus prévisibles avec des combustibles continus. L'allumage des combustibles parcellaires dépend davantage de la disposition spatiale, de sorte que l'allumage et la direction du mouvement du feu sont sporadiques et irréguliers. Enfin, la température à laquelle un combustible est susceptible de s'enflammer diminue lorsque le tassement des combustibles augmente (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). Une faible humidité relative de l'atmosphère contribue à la dessiccation de la végétation. De faibles précipitations antérieures, une faible humidité relative, des températures de l'air élevées et des vents violents constituent une recette pour des incendies de forêt de haute gravité (Bradstock, 2010).

Les feux de litière ou de matières organiques brûlent à des vitesses et des intensités faibles en raison des limitations de l'apport d'air; les feux d'herbes, en revanche, brûlent à une vitesse de propagation élevée, à une intensité élevée et à une faible gravité. Les feux

de cimes (c'est-à-dire les incendies dans lesquels la couronne des arbres brûle) ont une vitesse de propagation, une intensité et une gravité élevées.

Un feu de faible gravité peut être utile pour restaurer et préserver différents attributs écologiques qui sont généralement considérés comme positifs; c'est le cas, par exemple, du pin à feuilles longues (*Pinus palustris*), adapté au feu, et des écosystèmes de pin ponderosa (*P. ponderosa*). Les incendies de haute gravité, en revanche, ont des effets écologiques négatifs importants – biologiques, chimiques et physiques – et peuvent altérer le fonctionnement du sol et des systèmes hydrologiques pendant des décennies, des siècles, voire des millénaires.

Tendances en matière d'incendies. Liu, Stanturf et Goodrick (2010) ont étudié les tendances du risque mondial d'incendies de forêt dans le cadre du changement climatique et ont prédit des augmentations significatives en Amérique du Nord, en Amérique du Sud, en Asie centrale, dans le sud de l'Europe, en Afrique du Sud et en Australie. Selon les prévisions, les modifications relatives seront plus élevées dans le sud de l'Europe et plus faibles en Australie (où l'incidence des feux de forêt est déjà élevée). L'augmentation du potentiel d'incendie anticipée par Liu, Stanturf et Goodrick (2010) est principalement due au réchauffement prévu en Amérique du Nord et du Sud et en Australie, et à une combinaison de réchauffement et de dessèchement dans les autres régions. Certaines régions devraient connaître un potentiel d'incendie modéré tout au long de l'année, et la période de fort potentiel d'incendie s'allongera chaque année. L'analyse de Liu, Stanturf et Goodrick (2010) suggèrent une augmentation spectaculaire du potentiel des incendies de forêt qui nécessitera à l'avenir des efforts de gestion accrus pour assurer la prévention des catastrophes et la récupération.

Dans une étude similaire, Flannigan, Stocks et Wotton (2000) ont examiné les impacts potentiels du changement climatique sur les incendies de forêt et la structure des forêts d'Amérique du Nord. Ils ont constaté que les taux de gravité saisonnière pourraient augmenter de 10 à 50 pour cent dans la plupart de l'Amérique du Nord (bien que certaines régions subiront peu de changements ou de diminutions) d'ici la moitié du siècle.

Les implications de ces études et d'autres encore pour la gestion des incendies de forêt sont importantes. Le risque que les incendies de forêt représentent pour les ressources en eau augmentera sensiblement sur de vastes zones de forêts tempérées en raison du changement climatique et cela exigera forcément une attention particulière de la part des décideurs de la gestion des terres et de l'eau.

Les effets des incendies de forêt sur l'eau

Érosion. Après la destruction de la végétation, l'érosion est l'effet le plus visible et dramatique d'un incendies de forêt. L'augmentation des débits d'orage après un incendie, due à la perte de végétation, augmentera également le taux d'érosion. D'autre part, les travaux de réhabilitation peuvent diminuer l'érosion post-incendie à des degrés variables, selon la nature des travaux, le moment et l'intensité des précipitations (Robichaud, Beyers et Neary, 2000). Les activités de gestion des incendies, telles que la suppression des incendies de forêt, les brûlages dirigés, la construction de pare-feux et la réhabilitation des bassins versants après un incendie, peuvent également affecter les processus d'érosion dans les écosystèmes forestiers.

Les taux d'érosion naturelle dans les forêts non perturbées vont de moins de 0,01 tonne par hectare par an à 7 tonnes par hectare par an (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998); la limite supérieure de l'érosion géologique dans les sols très érodables et mal gérés est de 560 tonnes par hectare par an. Les différences dans les taux d'érosion naturelle sont dues à des facteurs liés au site tels que l'érosivité du sol et de la roche, les taux de soulèvement géologique, l'activité tectonique, la pente, la quantité et l'intensité des précipitations, la densité et le pourcentage de couvert végétal, et la fréquence des incendies. Les activités qui perturbent le paysage, telles que la préparation mécanique

des sites (causant potentiellement un taux d'érosion de 15 tonnes par hectare par an; Neary et Hornbeck, 1994), l'agriculture (560 tonnes par hectare par an; Larson, Pierce et Dowdy, 1983) et la construction de routes (140 tonnes par hectare par an; Swift, 1984) peuvent augmenter la perte de sédiments dans les bassins versants.

Les rendements sédimentaires liés aux incendies varient considérablement en fonction de la fréquence des incendies, du climat, de la végétation et de facteurs géomorphiques tels que la topographie, la géologie et les sols (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). Dans certaines régions, plus de 60 pour cent de la production totale de sédiments à long terme dans le paysage est liée aux incendies. Les taux d'érosion varient de moins de 0,1 tonne par hectare par an pour les feux de végétation de faible gravité à plus de 1 500 tonnes par hectare par an pour les incendies de forêt de forte gravité sur les pentes raides (Neary et al., 2012). Les rendements sédimentaires un an après un brûlage dirigé ou un incendies de forêt vont de très faibles en terrain plat et en l'absence d'événements pluvieux majeurs, à extrêmes en terrain escarpé touché par des pluies de forte intensité. L'érosion diminue généralement dans une surface brûlée au cours des années suivantes, à mesure que le site se stabilise (par exemple, lorsque la végétation au sol et une couche de litière sont rétablies), mais le taux de récupération varie en fonction de la gravité du feu et du rétablissement de la végétation.

Qualité de l'eau. Les incendies peuvent avoir des effets majeurs sur l'hydrologie, la géomorphologie et la qualité de l'eau d'un bassin versant dans les régions prédisposées aux incendies (Shakesby et Doerr, 2006). La turbidité peut augmenter après un incendie à cause de la suspension de cendres et de particules du sol de taille silteuse à argileuse dans le débit de crue; elle est souvent l'effet le plus visible du feu sur la qualité de l'eau (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). La turbidité est moins connue que la sédimentation, car elle est difficile à mesurer, très transitoire et extrêmement variable. Les sédiments extra-grossiers tels que le sable, le gravier et les rochers érodés dans les zones brûlées (en raison des débits de pointe plus élevés lors des orages) peuvent également nuire aux habitats aquatiques, aux zones de loisirs et aux réservoirs. Les rendements sédimentaires post-incendie varient considérablement en fonction de la gravité du feu, de la topographie, du type de combustible et du climat. Les taux d'érosion du sol les plus élevés sont généralement associés à des précipitations intenses sur des terrains escarpés (Moody et Martin, 2001; Neary, Ryan et DeBano, 2005).

Les formes d'azote les plus couramment étudiées en tant qu'indicateurs de perturbation par le feu sont le nitrate, l'ammoniac et l'azote organique, mais les hydrologues et les gestionnaires des bassins versants ont tendance à se concentrer sur le nitrate car il est très mobile. La possibilité d'une augmentation de la teneur en nitrates dans les cours d'eau après un incendie est principalement due à une minéralisation et une nitrification accélérées (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998), et à une diminution de la demande des plantes. Cela découle de la conversion de l'azote organique en formes d'azote disponibles, de la minéralisation et la mobilisation par la biomasse microbienne grâce à l'effet fertilisant des nutriments cendrés et à l'amélioration des microclimats. Ces effets post-incendie sont de courte durée toutefois (environ un an).

Quantité d'eau. Les débits annuels des bassins versants brûlés par des incendies de forêt ont été très variables en Australie, en Europe et en Amérique du Nord (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). Helvey (1980) a relevé des augmentations substantielles du débit dans un bassin versant dans lequel un incendies de forêt avait tué la quasi-totalité de la végétation d'une forêt mixte de conifères. Les différences entre le débit mesuré (brûlé) et prédit (non brûlé) variaient de 107 mm pour une année sèche à environ 477 mm pour une année humide.

Le débit annuel des bassins versants situés dans des terrains arbustifs de chaparral sujets aux incendies dans le sud-ouest des États-Unis d'Amérique augmente (de manière variable) au moins temporairement à la suite d'incendies de forêt de haute intensité. (Baker *et al.*, 1998). Les effets combinés de la perte de la couverture végétale, de la

diminution de l'accumulation de la litière et de la formation de sols imperméables après un incendie sont les raisons présumées de ces augmentations de débit (Hallema *et al.*, 2018).

Le débit annuel moyen d'un cours d'eau a augmenté d'environ 10 pour cent (jusqu'à 120 mm) dans un bassin versant boisé de la région du Cap, en Afrique du Sud, à la suite d'un incendies de forêt qui a brûlé la plupart de la végétation fynbos (sclérophylle) autochtone (Scott, 1993), ce qui a provoqué une augmentation du débit d'orage dans un bassin versant gravement brûlé par rapport à un bassin versant qui n'a été que modérément brûlé.

Lavabre, Gaweda et Froehlich (1993) ont constaté que le débit des cours d'eau augmentait de 30 pour cent pour atteindre près de 60 mm au cours de la première année suivant un incendies de forêt dans un bassin versant du sud de la France, où la végétation d'avant l'incendie était principalement constituée d'un mélange de maquis, de chêne-liège et de châtaignier. Ils ont attribué cette augmentation à une réduction de l'évapotranspiration due à une diminution correspondante de la surface terrière de la végétation ligneuse causée par l'incendie.

En général, les changements dans les rendements annuels des bassins versants après un incendie, tels que mesurés par de nombreuses études sur les incendies, sont le résultat de changements dans les caractéristiques de la végétation, les conditions du sol et le climat. La réduction de la densité de la végétation ligneuse et de la surface terrière affecte l'évapotranspiration post-incendie (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). La perte des horizons de matière organique du sol et le développement de l'imperméabilité entraînent des taux de ruissellement et d'érosion plus élevés. Dans le même temps, les surfaces terrestres noircies par le feu absorbent davantage de chaleur et provoquent une augmentation de l'activité orageuse, de sorte que les taux et l'intensité des précipitations sont souvent plus élevés après les feux de végétation (Neary, 2019).

La convection, l'intensité des précipitations et les quantités de précipitation augmentent de façon spectaculaire dans les bonnes conditions météorologiques. Même les taux de précipitations normaux historiques peuvent produire un ruissellement excessif en raison de l'effet combiné du feu sur la végétation, la litière et les conditions du sol (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). Les risques de précipitations élevées et d'inondations subséquentes sont plus importants au cours de la première année après un feu de végétation, mais peuvent se poursuivre pendant 10 à 20 ans en raison de la modification par le feu de l'environnement d'avant l'incendie.

Les effets sur l'eau du brûlage dirigé

Érosion. L'érosion du sol après un brûlage dirigé va de moins de 0,1 tonne par hectare par an à 15 tonnes par hectare par an. Les pentes, la gravité et le climat sont les principaux facteurs qui déterminent la quantité de sédiments produite lors des pluies qui suivent un brûlage dirigé.

Qualité de l'eau. Wright, Churchill et Stevens (1976) ont démontré l'effet de la pente sur la qualité de l'eau après un brûlage dirigé lors d'une étude dans des peuplements de genévriers au Texas, aux États-Unis d'Amérique. La perte annuelle de sédiments due au brûlage dirigé allait d'environ 0,0029 tonne par hectare par an sur un terrain plat (c'est-à-dire une pente de 0 pour cent) à 8,443 tonnes par hectare par an sur des pentes de 43 à 54 pour cent (la perte de sédiments sur un terrain comparable était de 0,013 et 0,025 tonne par hectare par an, respectivement, dans les bassins versants jumelés non brûlés).

Quantité d'eau. Les réactions du débit fluvial sont de moindre ampleur pour les brûlages contrôlés que pour les incendies de forêt. Le brûlage dirigé n'a généralement pas pour but de brûler complètement la litière forestière et les autres matières organiques décomposées à la surface du sol (DeBano, Neary et Ffolliott, 1998). La rétention d'au moins une partie de cette litière et de cette matière organique réduit la probabilité de modifications radicales des débits des cours d'eau, qui sont fréquentes après les incendies graves.

Un brûlage dirigé effectué pour réduire les charges de combustible accumulées dans un bassin versant de 180 hectares dans la région du Cap, en Afrique du Sud, a entraîné une augmentation de 15 pour cent (à 80 mm) du débit annuel moyen des cours d'eau (Scott, 1993). Et la plupart des arbustes fynbos du bassin versant n'ont pas été touchés. L'efficacité immédiate du feu pour réduire les charges de combustible a été moindre que prévu en raison des précipitations anormalement élevées au moment de l'incendie.

Un brûlage dirigé dans une communauté de prairies au Texas, États-Unis d'Amérique, a entraîné une forte augmentation (1 150 pour cent) du débit des cours d'eau par rapport à un bassin versant non brûlé au cours de la première année suivant le brûlage (Wright, Churchill et Stevens, 1982). L'augmentation du débit des cours d'eau après l'incendie a cependant été de courte durée, les débits revenant aux niveaux d'avant l'incendie peu de temps après l'incendie.

Le brûlage des résidus d'exploitation (débris végétaux) lors des opérations de récolte du bois, de la végétation concurrente pour préparer un site de plantation, et des forêts et des zones boisées lors du défrichement des terres pour la production agricole sont des pratiques courantes dans de nombreuses régions du monde. Selon leur intensité et leur étendue, les incendies allumés à ces fins peuvent entraîner des modifications du débit des cours d'eau. Dans l'analyse des réactions du débit des cours d'eau aux brûlages dirigés, il est toutefois difficile d'isoler les effets des traitements des impacts hydrologiques connexes de la récolte du bois, de la préparation du site et du défrichement de la végétation forestière.

Gestion des incendies et considérations liées à l'eau

Planification. Lors de la planification des traitements par brûlage dirigé, les gestionnaires des forêts devraient:

- tenir compte des éléments de prescription et des objectifs écosystémiques à l'échelle appropriée du bassin versant pour déterminer la taille optimale et maximale des unités de brûlage, la superficie totale du brûlage, l'intensité du brûlage, les seuils de perturbation des ressources en eau locales en aval, la superficie ou la longueur des ressources en eau qui seront atteintes, et les stratégies d'urgence;
- tenir compte de l'étendue et de la gravité des perturbations par le feu, ainsi que de la récupération postérieure, qu'un bassin versant a connues précédemment pour évaluer les effets cumulatifs et les délais de réintroduction;
- identifier les conditions environnementales favorables à la réalisation des conditions ou des objectifs de traitement souhaités du site tout en atténuant les perturbations mécaniques et thermiques des sols et des ressources en eau;
- élaborer des objectifs de brûlage qui évitent ou atténuent la création de conditions de sol imperméable, dans la mesure du possible, compte tenu des charges de combustible, des niveaux d'humidité du combustible et du sol, des temps de séjour du feu et de la gravité potentielle du brûlage;
- utiliser le brûlage dirigé à faible gravité lorsque le feu est le seul moyen pratique d'atteindre les objectifs du projet sur des pentes raides et des sols très érodables;
- fixer des objectifs pour les niveaux souhaités de couvert végétal après le brûlage en fonction de la pente, du type de sol et du risque de mouvement du sol et du versant;
- lorsque cela est possible, planifier les zones de brûlage en utilisant les barrières naturelles ou présentes telles que les routes, les canaux, les droits de passage, les zones dénudées ou à faible risque d'incendie, les cours d'eau, les lacs et les caractéristiques des zones humides afin de réduire ou de limiter la propagation du feu et de minimiser la nécessité de construire des pare-feux;
- identifier le type, la largeur et l'emplacement des pare-feux dans le plan de lutte contre les incendies;

- utiliser des sites pour l'allumage et le contrôle qui minimisent les effets potentiels sur le sol, la qualité de l'eau et les zones ripicoles;
- utiliser le brûlage dirigé dans les zones ripicoles uniquement lorsque cela permet d'atteindre les conditions écologiques à long terme et les objectifs de gestion de ces zones.

Bonnes pratiques de gestion. Les feux dirigés doivent respecter les directives disponibles sur les bonnes pratiques de gestion pour atteindre les objectifs de brûlage décrits dans le processus de planification (Neary, 2014). Les zones de sécurité, les voies d'accès et les aires de rassemblement doivent être identifiées et situées près des sites du projet, mais en dehors des zones ripicoles, des zones humides et des zones de sols sensibles. Les aires de rassemblement (c'est-à-dire les zones désignées où les personnes, les véhicules et les équipements sont rassemblés en vue d'un incendie) doivent être aussi petites que possible tout en permettant des opérations sûres et efficaces. Les combustibles pour dispositifs d'allumage doivent être stockés loin des plans d'eau de surface et des zones humides. Des mesures appropriées sont nécessaires pour minimiser et contrôler les débits concentrés et les sédiments provenant des aires de rassemblement. Les aires de rassemblement doivent être remises en état et stabilisées après utilisation. Le brûlage dirigé doit être géré de façon à réduire le temps de séjour du feu sur les sols tout en réalisant les objectifs de brûlage.

Amérique du Nord. L'Amérique du Nord a la documentation la plus complète au monde sur les incendies de forêt et l'eau. Des résumés d'études de cas sont disponibles dans DeBano, Neary et Ffolliott (1998), Neary, Ryan et DeBano (2005), Neary et Leonard (2015) et Hallema *et al.* (2017).

Amérique du Sud. Les incendies de forêt et les brûlages dirigés constituent un problème grave en Amérique du Sud en ce qui concerne le maintien des ressources en eau et d'autres valeurs écologiques dans le contexte du changement climatique, du défrichement et de la plantation intensive de forêts (Sanford *et al.*, 1985; Di Bella *et al.*, 2006; Úbeda et Sarricolea, 2016; Liu, Stanturf et Goodrick, 2010).

Europe. La fréquence des incendies de forêt en Europe a augmenté au cours des dernières décennies, en particulier dans la région méditerranéenne (Liu, Stanturf et Goodrick, 2010), mais aussi, plus récemment, dans les forêts boréales. Ces tendances présentent des risques pour l'approvisionnement en eau et les régimes hydrologiques naturels (Smith et al., 2011; Robinne et al., 2018). La sécheresse est un facteur important dans l'augmentation de la fréquence des incendies, mais les activités humaines sont également concernées (Turco et al., 2017). L'augmentation des feux de végétation a rendu plus complexe la gestion des incendies en Europe – et souligné le besoin de ressources d'extinction supplémentaires (Tedim, Xanthopoulos et Leone, 2015) – ainsi que la gestion des forêts et de l'eau.

Australie. Les incendies de forêt brûlent chaque année de vastes superficies de forêt en Australie, y compris potentiellement dans des bassins versants importants pour l'approvisionnement en eau potable, comme ceux des villes d'Adélaïde, de Brisbane, de Canberra, de Melbourne et de Sydney (Smith et al., 2011). L'Australie a connu sa pire saison d'incendies jamais enregistrée en 2019-2020, avec une superficie estimée à 10,2 millions d'hectares brûlés, dont 8,19 millions d'hectares de forêt naturelle (le reste comprenant des terres agricoles cultivées et des formations herbeuses, des plantations forestières, d'autres forêts, des terres périurbaines et des prairies, landes et arbustes naturels) (Davey et Sarre, 2020). Les incendies de forêt de 2003, 2009 et 2020 ont menacé ou perturbé l'approvisionnement en eau de plusieurs grandes régions métropolitaines.

AUTRES PERTURBATIONS AYANT DES IMPACTS SUR L'EAU

Les impacts du changement climatique devraient augmenter au cours du XXI^e siècle (GIEC, 2014a). La variabilité climatique accrue devrait provoquer une augmentation des inondations, des vagues de chaleur et des sécheresses, avec des répercussions importantes pour la gestion de l'eau. Les eaux de crue sont souvent chargées de sédiments qui peuvent se déposer dans les cours d'eau et augmenter ainsi le risque d'inondations futures et de perturbations du cycle hydrologique (Bathurst et al., 2017). Les vagues de chaleur augmentent le taux d'évapotranspiration des forêts (Guerrieri et al., 2016); l'augmentation de la demande en eau des arbres entraîne une diminution de l'humidité du sol et du débit des cours d'eau, même si les taux des précipitations ne changent pas. La sécheresse affecte directement le rendement en eau des forêts en diminuant l'apport des précipitations dans les sols (McNulty, Boggs et Sun, 2014). La végétation est la première à avoir accès à l'eau du sol par le biais de ses systèmes racinaires; l'eau ne s'écoulera dans les cours d'eau forestiers que lorsque la demande en eau des plantes aura été satisfaite. Par conséquent, les arbres peuvent subir un stress limité en cas de sécheresse, mais les cours d'eau peuvent s'assécher (Vose et al., 2016).

Les espèces envahissantes peuvent avoir des impacts sur le rendement en eau des forêts. Par exemple, les insectes envahissants peuvent provoquer une défoliation et une mortalité généralisées des arbres, ce qui réduira la demande d'eau des plantes et augmentera le rendement en eau des cours d'eau (Tamai et al., 2020). Inversement, les espèces végétales envahissantes peuvent augmenter la surface foliaire totale de la forêt, ce qui augmentera la demande en eau des plantes et diminuera le rendement en eau des cours d'eau (Dye et Poulter, 1995). Le feu peut être un avantage ou un fléau pour la gestion des forêts et des eaux.

Il est essentiel de comprendre comment les facteurs de stress biotiques et abiotiques interagissent avec la gestion des forêts pour assurer la durabilité des forêts et de l'eau. De tels facteurs de stress peuvent entraîner le déclin ou la mort des arbres forestiers, avec des répercussions sur le cycle hydrologique et le potentiel d'augmenter l'érosion des sols et les glissements de terrain qui affectent la qualité de l'eau (GIEC, 2014a). Le dioxyde de carbone est le principal responsable du changement climatique, mais d'autres polluants peuvent également affecter les processus forestiers et hydrologiques. Les émissions de composés d'azote et de soufre provenant de la combustion de combustibles fossiles ont diminué au cours des 30 dernières années dans de nombreuses régions de l'hémisphère nord, mais elles augmentent en Asie de l'Est (Aas et al., 2019). La plupart des forêts sont déficientes en azote, et l'azote déposé par les aérosols agit comme un engrais, augmentant la surface foliaire, la croissance des forêts et l'utilisation de l'eau (Carter et al., 2017). Dans certaines forêts, cependant, la quantité des apports d'azote est excessive au point d'être toxique, créant ainsi des conditions de saturation en azote (Aber et al., 1998) et entraînant un déclin de la santé des forêts, ainsi que des augmentations ultérieures du rendement de l'eau et des diminutions de la qualité de l'eau (sous la forme d'un excès de nitrites rejetés dans les cours d'eau) (McNulty et al., 2017). L'excès de composés soufrés dans l'atmosphère peut acidifier les sols forestiers, entraînant une toxicité en aluminium dans le sol et conduisant au déclin des forêts, à l'augmentation du rendement de l'eau et à la réduction de la qualité de l'eau (Sullivan et al., 2013). Ces facteurs de stress affectent la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau de différentes manières, mais tous impliquent des changements dans le couvert forestier (et des changements associés dans la masse des racines forestières). En général, plus le débit d'eau de la forêt augmente, plus la qualité de l'eau diminue, car le pourcentage du débit de surface par rapport au débit souterrain augmente. Le sol agit comme un filtre qui purifie l'eau. À l'inverse, l'écoulement des eaux de surface peut déloger des particules du sol et les transporter dans les cours d'eau, augmentant ainsi la turbidité des cours d'eau tout en provoquant une érosion du sol. Le contraire est vrai lorsque le couvert forestier s'étend. La masse des racines augmente avec le développement de la surface foliaire des forêts, ce qui permet de mieux protéger le sol. De plus, les précipitations touchent le couvert forestier avant de tomber sur la surface du sol. La quantité d'énergie contenue dans une goutte de pluie qui tombe de 30 mètres dans un couvert forestier est bien moindre que l'énergie d'une précipitation qui tombe depuis plusieurs centaines (ou milliers) de mètres d'un nuage sur un sol exposé.

4 Évaluation de l'eau des forêts

Points saillants

- La fourniture mondiale de services hydrologiques a diminué de presque 10 mille milliards d'USD par an entre 1997 et 2011.
- L'évaluation des services écosystémiques est le point de départ de la gestion des forêts et de tous les avantages qu'elles procurent.
- Plusieurs méthodologies ont été mises en place pour reconnaître la valeur des nombreux services écosystémiques forestiers. La valeur d'un service écosystémique peut être établi à partir d'informations fournies par les transactions de marché concernant directement ou indirectement le service écosystémique visé, ou bien à partir de marchés hypothétiques créés pour en obtenir la valeur.
- Le paiement des services rendus par les bassins versants (PSB) constitue un mécanisme prometteur pour le partage des avantages et la coopération entre le secteur des forêts et celui de l'eau, surtout en l'absence de cadres législatifs ou d'une gouvernance locale opérationnelle.
- Le PSB devrait être perçu comme l'élément d'un processus plus ample de gouvernance participative locale plutôt que comme une alternative axée sur le marché à une gestion gouvernementale ou communautaire inefficace.
- Les réseaux et les approches collaboratives au niveau local sont une caractéristique commune des régimes de PSB réussis, dans lesquels les régulateurs, les entreprises privées, les administrations locales et les organisations techniques et de la société civile partagent leurs compétences par le biais de financements jumelés pour mettre en place des systèmes de bassins versants forestiers de haut niveau.
- Les deux systèmes de PSB les plus courants dans le domaine des forêts et de l'eau sont les redevances pour l'utilisation de l'eau (service public) et les partenariats présentant des avantages multiples. Les systèmes qui appliquent des frais pour l'utilisation de l'eau reposent généralement sur un contexte normatif définit. Les gouvernements nationaux peuvent encourager l'utilisation de ces systèmes par le biais de réglementations appropriées, comme illustré dans les exemples.

Pour prendre des décisions politiques et de gestion bien informées sur le lien entre les forêts et l'eau, il faut comprendre la valeur réelle des relations entre les forêts et l'eau, les compromis et les synergies. Ces dernières décennies, l'importance des forêts et des arbres dans la fourniture de services écosystémiques tels que la conservation de la biodiversité, le piégeage du carbone et l'approvisionnement en eau est de plus en plus reconnue. L'estimation de la valeur économique de ces services permet de les intégrer dans les discours politiques et la planification, bien que de telles évaluations soient difficiles. Les systèmes de paiement pour les services écosystémiques sont de plus en plus répandus. Les services hydrologiques, qui constituent le type de système le plus important et celui qui connaît la croissance la plus rapide, ont vu leur valeur passer de 6,7 milliards d'USD en 2009 à 24,7 milliards d'USD dans 62 pays en 2015 (Salzman et al., 2018).

Les pratiques de gestion des terres et de l'eau jouent un rôle important dans la façon dont les bassins versants réagissent aux changements du couvert forestier, et les effets peuvent varier à de multiples échelles spatiales et temporelles. L'analyse des compromis et des synergies entre les services écosystémiques et les solutions de gestion est essentielle, surtout dans le cadre des politiques liées au changement climatique (par

exemple, celles qui favorisent le piégeage du carbone dans les forêts sur pied et les produits ligneux récoltés), la bioéconomie (dont le but est de décarboniser l'économie en remplaçant les matériaux dérivés des combustibles fossiles par des matériaux biosourcés) et la conservation de la nature (par exemple, la restauration des écosystèmes forestiers pour la biodiversité et de multiples autres avantages) – des politiques qui sont toutes interconnectées.

Ce chapitre examine l'évaluation des services écosystémiques forestiers et hydrologiques ainsi que les compromis et les synergies, et la manière de les gérer.

VALEUR DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES FORESTIERS ET HYDROLOGIQUES

Combien valent les services écosystémiques forestiers et hydrologiques?

Une base de données impressionnante a été développée, comprenant 1 350 études de cas estimant la valeur de 22 services écosystémiques dans plusieurs biomes (van der Ploeg, de Groot et Wang, 2010) (voir encadré 4.1 pour deux autres bases de données)¹². En utilisant cette base de données, une valeur moyenne a été estimée pour chaque service écosystémique par hectare de biome (de Groot et al., 2012) et agrégée pour obtenir une estimation globale de la valeur des forêts pour les services écosystémiques, avec des valeurs converties en un ensemble commun d'unités (Costanza et al., 2014). Le tableau 4.1 présente les résultats pour les services hydrologiques (en USD internationaux de 2020), où l'on constate que les zones humides côtières - mangroves et marais littoraux - ont une valeur par unité de surface beaucoup plus élevée que les autres forêts. Le tableau montre qu'au niveau mondial, la valeur annuelle des services hydrologiques liés aux forêts a diminué de près de 10 000 milliards de dollars entre 1997 et 2011 en raison de la diminution de la superficie des forêts. Les valeurs estimées supposent un lien linéaire entre la perte de forêt et la perte de services. Il s'agit d'une simplification, car il peut exister des relations différentes (c'est-à-dire non linéaires) dans la réalité.

L'évaluation n'est que la première étape de l'analyse intégrée des contributions des services écosystémiques forestiers au bien-être des populations. Plusieurs autres actions devraient suivre, comme décrit plus bas.

Conseils pratiques pour l'évaluation des services écosystémiques

L'évaluation des services écosystémiques est le point de départ de la gestion des forêts et de tous les avantages qu'elles procurent. Pour augmenter l'impact d'une évaluation, il faut considérer les aspects suivants avant l'évaluation (Pierrot-Maitre, 2005):

- Le but de l'analyse et comment seront utilisés les résultats. Les évaluations des services écosystémiques s'inscrivent toujours dans le cadre de processus décisionnels plus larges qui devraient aboutir à l'adoption de politiques et d'instruments fondés sur le marché permettant de corriger les déséquilibres mis en évidence par l'évaluation.
- Budget et chronologie. Les méthodes diffèrent par leur coût, mais le transfert d'avantages est généralement considéré comme le moins cher, et les méthodes de la valeur de marché sont généralement moins coûteuses que les méthodes de la courbe de la demande.
- Méthode la plus appropriée. Cela peut dépendre en partie du budget mais aussi

La base de donnée complète peut être consultée à l'adresse www.es-partnership.org/services/data-knowledge-sharing/ ecosystem-service-valuation-database. Elle fournit des informations utiles sur la valeur monétaire de types d'écosystèmes spécifiques et d'autres zones définies dans l'espace (par exemple, les parcs, les bassins versants et les régions) et peut également aider à analyser les effets de différentes solutions d'utilisation des terres en faisant recours à la fois la recherche empirique et aux méthodes de transfert de valeur; malgré leurs limites, ces dernières constituent une solution de plus en plus attrayante pour les décideurs politiques ayant des contraintes de temps et de budget (de Groot et al., 2012).

du service écosystémique à évaluer et des valeurs qui caractérisent un service écosystémique particulier. Chaque méthode a des avantages et des inconvénients: il convient de les peser soigneusement avant de faire son choix. Voir Masiero et al. (2019) et le chapitre 5 de TEEB (2010) pour plus d'informations sur les avantages et les inconvénients des différentes méthodes d'évaluation des services écosystémiques forestiers.

ENCADRÉ 4.1

Bases de données et outils sur l'évaluation des services écosystémiques

Inventaire de référence des évaluations environnementales. Une fois connectés, vous pouvez naviguer à travers les régions géographiques et les méthodes pour trouver des études de cas pertinentes, qui sont fréquemment mises à jour. www.evri.calfr Envalue. Cette base de données (Morrison, Groenhout et Moore, 1995) permet aux utilisateurs de consulter les études de cas par méthode ou par écosystème. Elle est utile pour trouver des études cas plus anciennes (jusqu'à 2002). http://environmentaltrust.nsw. gov.au/envalueapp

InVEST. (Évaluation intégrée des services écosystémiques et des compromis). Ce logiciel fournit une série de modèles pour cartographier et apprécier les biens ou les services des écosystèmes qui sous-tendent et enrichissent la vie humaine. Il se sert d'un système d'information géographique et est relativement simple à utiliser.

Navigateur de méthodes. Ce site vous guide dans le choix de la meilleure méthode par la sélection de variables, fournissant un bon point de départ pour naviguer parmi les différentes méthodes d'évaluation. www.aboutvalues.net/method_navigator/policy_areas

TABLEAU 4.1

Valeurs moyennes et cumulées estimées de différents services hydrologiques pour des biomes sélectionnés, 1997 et 2011

Biome	teri	rface estre tale			Val	eur du service	écosystén	nique			
	1997	2011	Régulation de l'eau	Approvisionnement en eau	Lutte contre l'érosion	Traitement des déchets	Habitat	Culturelle	Total	Total (superficie en 1997)	Total (superficie en 2011)
	(millio	ons ha)		(U:	SD de 2020	par ha par an)				(milliards d	'USD par an)
Forêt tropicale	1 900	1 258	90	34	419	149	49	1 082	1 826	3 469	2 297
Forêt tempérée/ boréale	2 955	3 003	158	238	51	149	1 073	1 232	2 902	8 575	8 714
Marais littoral/ mangrove	165	128	6 661	1 515	4 891	201 825	21 335	2 730	238 958	39 427	30 587
Total	5 020	4 389								50 853	40 971

Source: Adapté de Costanza et al. (2014).

Méthodologies pour l'estimation des services écosystémiques

La valeur d'un service écosystémique peut être établie à partir d'informations fournies par les transactions de marché concernant directement le service écosystémique visé, mais ces informations font souvent défaut. Les prix peuvent également être dérivés de transactions sur le marché parallèle associées indirectement aux biens à évaluer. Si les informations sur les prix directs et indirects des services écosystémiques font défaut (encadré 4.2), des marchés hypothétiques peuvent être créés pour obtenir des valeurs (TEEB, 2010).

ENCADRÉ 4.2 Valeur économique totale

Les valeurs économiques peuvent être classées de manière générale en tant qu'usage ou non-usage (ou utilisation passive) (Masiero et al., 2019), et la somme des deux fournit la valeur économique totale (figure 4.1).

Les valeurs d'usage peuvent être directes ou indirectes. Les valeurs d'usage direct incluent les avantages tirés de l'utilisation directe d'un écosystème (comme dans le cas d'une forêt qui a un effet sur l'eau); on les classe généralement en valeurs de consommation (ou d'extraction, comme l'extraction d'eau potable) et de nonconsommation (ou de non-extraction, comme les activités de loisirs). Les valeurs d'usage indirect font référence aux avantages tirés des fonctions d'un écosystème sans interaction directe avec celui-ci – comme la protection contre les inondations. Les valeurs de quasioption sont les avantages dérivés de l'option d'utiliser directement ou indirectement les forêts dans le futur.

Les composants de la valeur économique totale Valeur totale Valeurs d'usage Valeurs d'usage passif Valeurs Valeurs Valeurs Valeur d'usage d'usage de quasi Autre d'existence option direct indirect De De non-Altruisme Legs consommation consommation

FIGURE 4.1

Source: Masiero et al. (2019).

Les valeurs d'usage passif, comme la valeur d'existence, sont des valeurs non associées à un usage effectif qui incluent les avantages tirés de la connaissance de l'existence d'une caractéristique environnementale, telle que la biodiversité. D'autres types de valeurs d'usage passif comprennent les avantages tirés de l'attribution d'une valeur à la conservation d'une certaine caractéristique environnementale au nom d'autres personnes (altruisme) et des générations futures (legs) (Masiero et al., 2019). L'ensemble des composants pertinents de la valeur économique totale change selon le service écosystémique: les valeurs d e quasi-option, de legs et d'altruisme s'appliquent à tous les services écosystémiques, tandis que les services d'approvisionnement sont généralement liés à une utilisation directe et que les services de régulation sont davantage liés à une utilisation indirecte. Les services culturels comprennent habituellement tous les types de valeurs (Masiero et al., 2019), et les services de soutien sont évalués à travers d'autres catégories de services écosystémiques (Price, 2014). Chaque méthode d'évaluation porte sur un certain ensemble de valeurs et est donc adaptée à l'évaluation de services écosystémiques spécifiques (TEEB, 2010). Par exemple, les méthodes des préférences révélées s'appliquent généralement aux valeurs d'usage et sont donc utilisées pour estimer les services caractérisés par un usage (comme les loisirs). Les méthodes des préférences déclarées donnent des informations sur les valeurs d'usage et de non-usage, et elles sont généralement utilisées pour évaluer la biodiversité.

Méthodes de la valeur de marché. Le prix de marché représente le point de rencontre entre l'offre et la demande (correspondant à la somme que le consommateur/usager est disposé à payer et la somme à laquelle le fournisseur/producteur est disposé à vendre). Ce prix est une représentation adéquate de la valeur des services écosystémiques avec des marchés préexistants, en supposant que le marché n'est pas faussé (par exemple, par un pouvoir monopoliste) et que le prix est donc librement attribué par le marché.

Le prix du marché pourrait être un mécanisme adéquat pour les tarifs de l'eau potable; dans la plupart des cas, cependant, il n'existe pas de valeur marchande pour les services écosystémiques fournis spécifiquement par les forêts.

Lorsqu'il n'y a pas de marché direct, les deux méthodes suivantes peuvent être appliquées:

- Coût d'opportunité. Ce terme désigne le revenu qui serait perdu en choisissant de fournir un service écosystémique (l'objet de l'estimation) au lieu d'un autre produit ou service ayant une valeur de marché. Par exemple, le coût d'opportunité peut être utilisé pour quantifier le montant que les gestionnaires forestiers devraient recevoir en compensation s'ils devaient suivre des pratiques de gestion spécifiques pour améliorer la qualité de l'eau, et de ce fait renoncer à des revenus qu'ils recevraient autrement (Masiero et al., 2019).
- Fonction de production. Ce terme désigne dans quelle mesure un service écosystémique donné (par exemple un service de régulation) contribue à la fourniture d'un autre service ou d'une marchandise qui est échangé sur un marché existant (TEEB, 2010). Par exemple, les forêts fournissent des services d'infiltration de l'eau et augmentent la disponibilité de l'eau pour l'hydroélectricité, favorisant ainsi une augmentation de la production d'énergie (encadré 4.3).

ENCADRÉ 4.3 Production d'hydroélectricité dans la province de Hubei, en Chine

Données de base

Services écosystémiques	Approvision nement
	Amélioration de l'approvisionnement en eau des cours d'eau
	Production d'hydroélectricité
Méthode d'évaluation	Fonction de production
Région	Commune de Xingshan, Province de Hubei , Chine (231 600 ha)
Année	2000

Source: Guo, Xiao and Li (2000).

Les forêts peuvent avoir une valeur économique considérable du fait de leurs services de régulation du débit d'eau dans les bassins versants locaux. Cependant, compte tenu de la distance entre le service écosystémique à la source et la réalisation de ses avantages, le rôle des forêts a tendance à être peu reconnu. Les objectifs d'une étude de Guo, Xiao et Li (2000) étaient de:

- développer une approche intégrée de l'évaluation des forêts pour la régulation du débit d'eau en utilisant des modèles de simulation et un système d'information géographique (plusieurs variables ont été utilisées pour modéliser la capacité des forêts dans différentes combinaisons de types de végétation, de types de sol et de pentes);
- estimer la valeur économique de la régulation du débit d'eau assurée par les écosystèmes forestiers pour augmenter la production de la centrale hydroélectrique

- de Gezhouba (une augmentation relativement faible du débit d'eau dans le fleuve Yangtze augmenterait la production d'électricité de la centrale);
- fournir un modèle de compensation économique dans lequel les bénéfices sont répartis entre la centrale hydroélectrique et les propriétaires des forêts en calculant la quantité optimale d'eau à réguler et le bénéfice correspondant pour les propriétaires fonciers.

Le tableau 4.2 montre que la valeur économique estimée des services de régulation du débit d'eau des forêts et d'autres complexes de végétation de la commune de Xingshan est de 916 millions d'USD par an. Le modèle utilisé pour réaliser cette estimation indique également comment identifier la combinaison la plus efficace entre l'eau libérée et le bois vendu, favorisant ainsi des partenariats entre acteurs pour partager les avantages de ce service écosystémique.

TABLEAU 4.2

Régulation totale du débit d'eau dans 90 types de complexes de végétation-sol-pente pendant la saison sèche et la saison des pluies, et son impact économique

Description	Unité	Période sèche	Période pluvieuse	Total (an)
Eau libérée	millions de m³	80,7		
Eau retenue	millions de m³		868	
Débit augmenté	m³ par seconde	10,4		
Débit diminué	m³par seconde		112	
Augmentation de la production de la centrale hydroélectrique	millions de kWh	27,4	13,0	40,4
Valeur économique	millions de RMB par an			5 050
	millions d'USD par an			916

Le coût peut également être utilisé pour estimer la valeur d'un service écosystémique, la valeur étant égale au coût de production (ou de reproduction) du service.

Le coût de remplacement désigne le coût de la restauration d'un bien endommagé à son état d'origine ou de son remplacement par des mesures artificielles (TEEB, 2010). Par exemple, le coût des traitements rendus nécessaires en l'absence des services de purification fournis par les forêts peuvent être utilisés pour estimer la valeur de ces services. (Elias et al., 2014; encadré 4.4).

Approvisionneme	ENCADRÉ 4.4 ent public d'eau en Alabama, États-Unis d'Amérique
Services écosystémiques	Approvisionnement Amélioration de la distribution d'eau d'extraction
	Qualité de l'eau potable
Méthode d'évaluation	Coût de remplacement
Région	Bassin versant du réservoir de Converse, Alabama, États-Unis d'Amérique (31 600 ha)
	2010

Elias et al. (2014) ont estimé la valeur économique du service écosystémique fourni par un paysage forestier pour atténuer le carbone organique total (COT), un contaminant de l'eau potable. L'étude a utilisé des modèles hydrologiques solides pour simuler les processus nutritifs des bassins versants et des réservoirs dans des scénarios d'urbanisation progressive afin d'évaluer les effets de la conversion des terres forestières sur les concentrations de COT dans les réservoirs et, par conséquent, le coût de l'élimination du COT pendant le traitement de l'eau (c'est-à-dire le coût de remplacement).

La simulation du passage d'une utilisation forestière à une utilisation urbaine a entraîné une augmentation de 33 à 49 pour cent des concentrations médianes mensuelles prévues de COT à la source de l'apport d'eau entre mai et octobre. Un traitement supplémentaire de l'eau potable est nécessaire lorsque la concentration en COT de l'eau brute est supérieure à 2,7 milligrammes par litre entre mai et octobre. En utilisant les données de 1992 pour l'utilisation des terres pré-urbanisées, la simulation a indiqué que l'eau potable devait être traitée avec du charbon actif en poudre pendant 47 pour cent des jours. Dans le cadre d'une urbanisation simulée, le modèle a indiqué que l'eau potable devait subir un traitement supplémentaire continu. Le tableau 4.3 montre que le coût du traitement augmente considérablement à mesure que l'urbanisation s'étend.

TABLEAU 4.3
Estimation de l'augmentation du coût du traitement due au passage des conditions de base (forêt) à une utilisation urbaine des terres, réservoir de Converse, Alabama, entre 1992 et 2004

USD par jour (52 Km²)	Volume d'eau traitée enregistré		
	minimum	maximum	
conditions de base (1992)	1 100	1 360	
urbanisé (2004)	5 560	5 920	

Note: En USD indexés de 2020. Une gamme de volumes minimum et maximum a été maintenue pour tenir compte de la variabilité enregistrée dans la quantité d'eau traitée, qui dépend elle-même des précipitations annuelles.

Source: Adapté de Elias et al. (2014).

Bien que les résultats présentés dans le tableau 4.3 soient spécifiques au réservoir de Converse, la méthodologie peut être appliquée ailleurs pour estimer les valeurs des services écosystémiques associés à divers paramètres de qualité de l'eau.

Ces études peuvent être utiles pour planifier des interventions publiques dans lesquelles un pourcentage fixe des revenus tirés d'un tarif est versé aux propriétaires forestiers qui s'engagent à gérer durablement les forêts (et donc l'eau).

Les dépenses défensives sont des dépenses engagées pour éviter ou réduire les effets d'une externalité négative, ou pour réduire ou compenser les dommages résultant d'une telle externalité. Par exemple, l'argent dépensé par les communautés côtières pour améliorer leurs maisons afin de se protéger contre la fréquence et la gravité croissantes des cyclones et des tempêtes peut être considéré comme une dépense défensive et donc utilisé pour estimer le service de protection fourni par les mangroves (Masiero et al., 2019). L'encadré 4.5 donne un exemple de la méthode d'évaluation du coût des dommages.

ENCADRÉ 4.5

Atténuation des dégâts provoqués par les inondations dans le parc national de Mantadia, Madagascar

Données de base

Services écosystémiques	Régulation Atténuation des dégâts provoqués par l'eau Protection contre les inondations
Méthode d'évaluation	Coût des dégâts
Région	Bassin versant de la rivière Vohitra, parc national de Mantadia, Madagascar (26 800 ha)
Année	1997

Source: Kramer et al. (1997).

Les forêts tropicales ont un impact considérable sur la dynamique des inondations. L'inquiétude grandit face à l'augmentation du taux de déforestation qui provoque de plus en plus d'inondations dans la moitié orientale de Madagascar, où les pluies de mousson sont particulièrement violentes.

L'objectif d'une étude de Kramer *et al.* (1997) était d'estimer les avantages économiques de la réduction des inondations résultant de la création du parc national de Mantadia. L'analyse a suivi une méthode en trois étapes pour évaluer:

- La qualité de l'environnement (ampleur des inondations) et les interventions humaines (pratiques d'utilisation des terres, notamment la déforestation) qui l'affectent. Les techniques de télédétection ont permis de retracer les schémas de déforestation et l'analyse hydrologique a permis d'identifier les effets de la déforestation.
- Les utilisations humaines de l'environnement (agriculture) et la dépendance des populations à l'égard de la qualité de l'environnement (intensité des inondations et des dégâts). Plusieurs paramètres ont été modelés la superficie, la profondeur, la durée, le caractère saisonnier et la fréquence des inondations.
- Modification du bien-être économique en raison d'un changement d'utilisation de l'environnement (perte du surplus du producteur). La valeur monétaire de la perte du surplus du producteur a été estimée en utilisant un prix moyen, déduction faite des coûts de production.

Le tableau 4.4 montre les résultats de l'étude. Il a permis de démontrer l'ensemble des effets de la création d'une aire protégée et l'importance de la conserver dans le temps. Sans la protection du parc, les forêts à l'intérieur de ses limites auraient disparu en 46 ans.

TABLEAU 4.4

Valeur actuelle nette de la perte de rendement agricole pendant la durée de vie du parc en raison des inondations de faible et de forte intensité

	Volume minimum Volume maximum d'ea d'eau (inondation) (inondation)	
		USD
Sans parc	83 127	1 090 982
Avec parc	81 680	887 224
Différence	1 447	203 758

Note: En USD indexés de 2020.



Méthodes de détermination de la courbe de demande. La méthode de détermination de la courbe de demande, qui a une longue tradition en économie, est basée sur l'estimation de marchés hypothétiques. Elle est utile pour évaluer les services écosystémiques lorsque les valeurs de marché ne sont pas disponibles et que les méthodes basées sur les bénéfices et les coûts sont irréalisables ou peu pratiques. La méthode consiste à déduire la valeur d'un service (définie comme la volonté du consommateur de payer pour ce service), soit en observant les comportements («préférences révélées»), soit en demandant aux personnes interrogées de déclarer des préférences hypothétiques («préférences déclarées ») (TEEB, 2010).

Les techniques des **préférences révélées** sont fondées sur l'observation des choix individuels dans les marchés existants par rapport au service écosystémiques à évaluer. Ces marchés parallèles peuvent être:

- Les **dépenses engagées** pour atteindre un site de loisirs (c'est-à-dire les frais de déplacement). Dans cette démarche, la volonté de payer pour visiter un site est estimée sur la base du nombre de voyages effectués par les touristes et des frais de déplacement associés (Masiero *et al.*, 2019).
- Les attributs environnementaux des biens commercialisés tels que les maisons (c'està-dire les prix hédoniques). Ces attributs – par exemple la proximité d'une maison par rapportà un parc forestier – se reflètent dans le prix du bien, et les changements de qualité de ces attributs influencent le prix d'une manière qui peut être évaluée (TEEB, 2010).

Les méthodes des **préférences déclarées** établissent que, lorsqu'un marché parallèle ne peut pas être trouvé, il peut être simulé par des enquêtes sur des changements hypothétiques dans la fourniture de services écosystémiques (TEEB, 2010). En particulier, **l'évaluation contingente** utilise des questionnaires qui demandent aux personnes combien elles seraient prêtes à payer pour augmenter ou améliorer la fourniture d'un service écosystémique, ou bien, combien elles seraient prêtes à recevoir pour compenser sa perte ou sa dégradation.

L'objectif de la **modélisation sélective** est de modéliser les processus de décision des individus dans un contexte donné. Dans cette méthode, les individus doivent choisir entre deux ou plusieurs moyens alternatifs pour fournir les attributs des services écosystémiques à évaluer (l'un des attributs étant l'argent que les personnes devraient

payer pour le service) (TEEB, 2010). Cette méthode a été utilisée, par exemple, pour estimer la valeur de la protection des eaux souterraines contre la contamination dans le secteur de l'eau potable au Danemark par rapport au traitement pour purifier l'eau (Hasler et al., 2005), les personnes interrogées devant choisir entre des alternatives où les niveaux de qualité de l'eau potable, de qualité des eaux de surface et de prix varient systématiquement. L'étude a révélé que la volonté estimée de payer pour la protection des eaux souterraines était plus élevée que la volonté de payer pour de l'eau purifiée, ce qui soutient l'actuelle politique danoise en matière d'eaux souterraines.

Transfert des avantages. Le transfert des avantages comprend des méthodes qui reposent sur l'utilisation des résultats de recherche d'études primaires préexistantes sur un ou plusieurs sites pour prédire les estimations pour d'autres sites, généralement non étudiés (Rolfe *et al.*, 2015).

INSTRUMENTS AXÉS SUR LES POLITIQUES ET LES MARCHÉS POUR PROMOUVOIR LES SERVICES HYDROLOGIQUES FORESTIERS

Un «déficit de gouvernance» existe entre l'aménagement du territoire et la planification de l'eau (Bates, 2012), ce qui affecte la capacité à établir des politiques intégrées et des outils de marché reliant les secteurs des forêts et de l'eau. Les services publics de l'eau, les centrales hydroélectriques et les ménages sont souvent des «resquilleurs» des services hydrologiques fournis par la gestion durable des forêts, qui en bénéficient sans indemniser les propriétaires et les gestionnaires des forêts (Obeng, Aguilar et Mccann, 2018).

Les gouvernements et les organismes publics disposent d'instruments financiers («carottes»), réglementaires («bâtons») et informationnels («sermons») pour répondre à la demande croissante de services écosystémiques forestiers. Ici, l'accent est mis principalement sur les politiques et les instruments basés sur le marché qui peuvent être classés comme des carottes, tels que les récompenses, les mesures d'incitation, les paiements et les investissements visant à augmenter la fourniture des services hydrologiques forestiers.

Les politiques et instruments basés sur la carotte comprennent les paiements pour les services écosystémiques (PSE), définis comme le «transfert de ressources entre acteurs sociaux, qui vise à créer des mesures d'incitation pour aligner les décisions individuelles et/ou collectives d'utilisation des terres sur l'intérêt social dans la gestion des ressources naturelles» (Muradian et al., 2010). Les paiements pour les services rendus par les bassins versants (PSB) représentent une sous-catégorie de PSE dans laquelle les propriétaires ou les gestionnaires des forêts sont indemnisés pour la fourniture de services hydrologiques.

Le PSB constitue un mécanisme prometteur pour le partage des avantages et la coopération entre le secteur des forêts et celui des eaux, surtout en l'absence de cadres législatifs ou d'une gouvernance locale opérationnelle (Schomers et Matzdorf, 2013).

Néanmoins, dans la pratique, la démarche et l'adéquation des PSB dans un contexte donné doivent être attentivement évaluées (Engel, 2016) et, si elles sont adoptées, elles doivent être mises en œuvre non pas comme une solution autonome, mais plutôt dans le cadre d'un ensemble de mesures incitatives, de restrictions légales et de campagnes de sensibilisation (Barton et al., 2017). Les PSB, donc, devraient être perçus comme l'élément d'un processus plus ample de gouvernance participative locale plutôt que comme une alternative axée sur le marché à une gestion gouvernementale ou communautaire inefficace (Van Hecken et Bastiaensen, 2010).

Types de systèmes de paiement pour les services hydrologiques forestiers

Les mécanismes de PSB peuvent être classés en fonction du rôle joué par le secteur public, qui peut être un acheteur de services hydrologiques (par exemple, une société publique d'eau) et un acteur juridique fournissant un cadre juridique dans lequel les utilisateurs peuvent – ou sont obligés de – compenser ou payer pour les services

hydrologiques (par exemple, en taxant les centrales hydroélectriques). La figure 4.2 classe les quatre types principaux de modèle de gouvernance des PSB en fonction du rôle de l'État: 1) les paiements financés par su utilisateurs et non financés par les gouvernements; 2) les paiements financés par les gouvernements; 3) les paiemen-stas conformes; 4) les paiements compensatoires (Leonardi, 2015).

FIGURE 4.2 Types de systèmes de paiement pour les services écosystémiques, selon le rôle de l'État

ÉTAT INTERVENANT COMME RÉGULATEUR

		NON	OUI
ÉTAT INTERVENANT COMME ACHETEUR	NON	Paiements financés par l'utilisateur (solution Coase) et paiements non financés par le gouvernement, par ex. étude de cas sur Vittel	Paiement conformes, par exemple, atténuation et mise en réserve des zones humides aux États-Unis d'Amérique
ÉTAT INTERVENANT	INO	Paiements financés par le gouvernement (approche Pigouvian), par ex. dispositifs agro-environnementa ux dans l'Union européenne	Paiements de compensation Paiements pour restrictions juridiques, par ex. paiements pour les eaux souterraines des aires protégées

Source: Leonardi (2015), modifié à partir Matzdorf, Sattler et Engel (2013).

Le tableau 4.5 montre les principales typologies de PSB et leurs sous-types, en fonction de: le caractère volontaire (si l'offre et la demande sont volontaires ou imposées par règlement) et direct (du transfert des avantages entre le bénéficiaire et le fournisseur); les objectifs et les moteurs (par exemple, compenser les dommages, éviter les impacts tels que l'utilisation de produits chimiques, ou fournir des services écosystémiques supplémentaires en améliorant et préservant l'état de conservation des ressources existantes); les mécanismes de financement employés (Leonardi, 2015).

TABLEAU 4.5

Types de systèmes de paiement pour les services rendus par les bassins versants

Typologie du programme	Sous-type	Principaux moteurs	Descriptions dans les services écosystémiqueshydrologiques hydrologiques forestiers	Exemples
Public – non- volontaire	Compensation pour restrictions légale, par	Acceptation accrue des restrictions légales à travers la compensation des coûts d'opportunité	Dispositifs utilisés par les gouvernements pour compenser les exploitants agricoles ou propriétaires des forêts des coûts d'opportunité encourus en appliquant certaines restrictions sur leurs pratiques de gestion agricole/ forestière dans un bassin versant. Cette démarche est souvent utilisée pour améliorer l'acceptation des réglementations ou par souci d'équité.	Ce type de programme est relativement courant en Europe et lorsqu'il existe une législation environnementale forte; de nombreux dispositifs nationaux de paiement en Amérique latine, comme au Costa Rica, font partie de cette catégorie (Pagiola, 2008)

Typologie du programme	Sous-type	Principaux moteurs	Descriptions dans les services écosystémiqueshydrologiques hydrologiques forestiers	Exemples
Public – réglementé	Dispositifs basés sur l'agroforesterie	Fourniture de biens publics, et peut couvrir partiellement l'adoption de pratiques de gestion	Ce type est relativement courant en Australie, en Europe et aux États-Unis d'Amérique, où il remonte aux années 1970. Il s'agit typiquement de mesures d'incitation à l'échelle nationale, avec peu de ciblage et de complémentarité; ces dispositifs peuvent encourager la plantation d'arbres, le maintien des haies d'arbres, la lutte contre les incendies et la gestion durable des forêts tournée vers la qualité de l'eau.	90 pour cent du financement de l'Union européenne pour les forêts vient du Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER). Pendant la période de programmation 2007–2013, environ 5,4 milliards d'EUR ont été alloués au budget du FEADER pour co-financer des mesures forestières, dont des mesures relatives à l'eau (Commission européenne, 2020).
	Accords publics bilatéraux	Fourniture locale de biens publics	Ces dispositifs sont appliqués par les organismes publics au nom des contribuables, avec les fournisseurs publics ou privés participant volontairement à un accord. Les accords sont principalement gérés par les municipalités ou les services publics. Le mécanisme de financement comporte l'allocation ou le transfert budgétaire direct, sans recourir à des mécanismes ou politiques de financement innovants.	L'accord sur le bassin versant de la ville de New York (New York City Watershed Agreement) est un exemple d'organisme public qui a établi un accord direct avec les exploitants agricoles et les propriétaires forestiers. Le mécanisme de financement consiste en une simple allocation budgétaire à un programme de bassin versant piloté par la ville elle-même (Grolleau et McCann, 2012). Le programme chinois de conversion des terrains en pente, qui est en cours depuis 1999, est le plus grand mécanisme de paiement de services écosystémiques au monde: son but est de réduire l'érosion des sols, et presque 69 milliards d'USD lui ont été alloués à travers le budget central (Leshan et al., 2017).
	Redevance d'eau – accords publics bilatéraux	Investissements dans la qualité de l'eau – les clients sont facturés pour l'utilisation de l'eau	Ce mécanisme de financement est fondé sur la facturation de frais pour l'utilisation de l'eau, dont au moins une partie est distribuée à des «fournisseurs» d'amont. Ces mécanismes sont assez répandus dans toutes les régions.	Le mécanisme de paiement pour les services environnementaux des forêts au Viet Nam concerne l'alimentation des centrales hydroélectriques et les services publics pour l'utilisation de l'eau. La plupart des mécanismes de paiement pour services écosystémiques hydrologiques en Amérique latine utilise la facturation de frais pour l'utilisation de l'eau comme principale source de financement.
	Initiatives de réglementation des marchés	Compensation réglementaire/compensation	Ces dispositifs établissent des systèmes de commerce de l'eau en allouant des droits de prélèvement qui peuvent être vendus entre utilisateurs, favorisant une allocation efficace.	Ces dispositifs sont rarement appliqués au secteur forestier. Les principaux exemples sont les régimes de commerce de l'eau dans le secteur agricole en Australie et aux États-Unis d'Amérique, et ils sont habituellement appliqués à l'échelle des bassins versants (Heberling, García et Thurston, 2010; Mariola, 2012).
	Fonds garantis	Stimuler les investissements dans les infrastructures vertes avec des taux d'intérêt inférieurs à ceux du marché	Ces fonds publics acceptent d'intervenir pour couvrir les obligations financières d'un emprunteur de rembourser un prêteur dans certains scénarios. Une garantie peut aussi être fournie par une troisième partie pour permettre à l'emprunteur d'accéder à un prêt. Cela encouragera les investissements dans des entreprises moins rentables, telles que les infrastructures vertes.	Le Mécanisme de financement du capital naturel (NCFF) de la Banque européenne d'investissement est soutenu par une garantie de l'Union européenne (encadré 4.9). D'autres mécanismes financiers spécialisés qui peuvent fournir un financement à taux préférentiel ou combiné pour des projets d'infrastructure verte sont le Fonds pour l'environnement mondial, le Fonds vert pour le climat, le Fonds d'ihydrologiquesnvestissement climatique.

Typologie du programme	Sous-type	Principaux moteurs	Descriptions dans les services écosystémiqueshydrologiques hydrologiques forestiers	Exemples
Privé volontaire	Compensation dans le cadre de la responsabilité sociale des entreprises (RSE)	Compensation volontaire de l'empreinte en eau dans le cadre de la RSE	De nombreuses entreprises privées financent des projets sur l'eau et les forêts pour «reverdir» leur image et mettre en œuvre leur politiques de RSE. Beaucoup de ces projets n'ont pas de méthodologie propre en matière de compensation; beaucoup peuvent être classés comme des interventions ponctuelles ou spéciales.	Ces mécanismes concernent souvent les producteurs de boissons, tels que Coca Cola ou Bionade.
	Partenariats reposant sur de multiples avantages	Améliorer la fourniture de serviceSs hydrologiques par la préservation et l'amélioration du capital naturel	Ces mécanismes œuvrent souvent à travers un modèle de partenariat intéressant des sociétés privées, des régulateurs publics, des organisations non gouvernementales et des entités locales. Les partenariats sont généralement gérés par des organisations intermédiaires qui recueillent les fonds des bénéficiaires et paient directement les fournisseurs de services ou mettent en œuvre les projets de réhabilitation. Les accords de partenariat sont établis au niveau du bassin versant, où les objectifs de conservation sont alignés entre acteurs avec des intérêts différents. En général, un ensemble d'interventions (pour la régénération des forêts, par exemple) est mis en œuvre pour fournir des avantages multiples, par exemple relatifs à la qualité de l'eau, la conservation climatique.	Au Kenya, le Projet de plan d'action intégré pour les ressources en eau du bassin du lac Naivasha est un partenariat entre le Fonds mondial pour la nature (WWF), CARE, les associations des utilisateurs d'eau autour du lac et les communautés d'amont. Tous ces acteurs se sont engagés à suivre un plan d'action, et les communautés d'amont sont payées pour réhabiliter les forêts et pour éviter d'utiliser des engrais afin d'améliorerla qualité de l'eau du lac (WWF, 2015).
	Fonds d'investissement	Économie des coûts opérationnels en investissant dans les infrastructures vertes	Ces fonds privés, tels que les obligations axées sur l'environnement, financés par les investisseurs à impact ou les philanthropes qui investissent dans des projets d'infrastructures vertes et grises pour remplir leur mission orientée sur l'impact tout en prévoyant des rendements de leur investissement découlant de coûts opérationnels réduits.	Obligations de résilience forestière, obligations vertes et obligations climatiques. Par exemple, les normes et systèmes de certification des obligations climatiques (Climate Bonds Standard and Certification Scheme) est un système d'étiquetage des obligations qui inclut une section pour les projets d'infrastructures vertes liées à l'eau.

Chaque système de PSB est une combinaison unique de paramètres institutionnels, de réglementations locales, d'acteurs clés, de pratiques de gestion des forêts et de mécanismes financiers utilisés pour transférer les fonds des bénéficiaires aux fournisseurs des services écosystémiques.

Les deux régimes de PSB les plus courants dans le domaine des forêts et de l'eau sont les redevances pour l'utilisation de l'eau et les partenariats à avantages multiples. Les mécanismes qui appliquent des redevances pour l'utilisation de l'eau reposent généralement sur des cadres normatifs définis; ils sont valables longtemps et capables de mobiliser des quantités importantes de fonds aux échelles infranationales et nationales. Les partenariats à avantages multiples sont considérés relativement résilients en raison de leur capacité à valoriser les avantages accessoires, y compris les aspects sociaux et les moyens d'existence, et de leur capacité à aligner les différents acteurs sur une démarche

de gestion des forêts et de l'eau à l'échelle des bassins versants (Bennett, Nathaniel et Leonardi, 2014; CEE-ONU et FAO, 2018). Outre les redevances sur l'eau et les partenariats à avantages multiples, une tendance à encourager les investissements dans les infrastructures forêts-eau a commencé à se dégager.

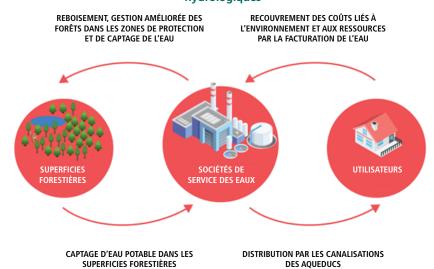
Redevances sur l'eau. En général, les utilisateurs des services hydrologiques, tels que les services publics d'approvisionnement en eau et les centrales hydroélectriques, dépendent directement des ressources naturelles comme les aquifères, les bassins versants et les forêts. La dégradation des forêts et l'augmentation associée des polluants et des sédiments peut entraîner une hausse des coûts opérationnels de traitement de l'eau et d'élimination des sédiments (Arias et al., 2011; Bennett et al., 2014). Pour traiter cette question de manière équitable, il faut réunir les communautés en amont et les bénéficiaires en aval. Les communautés en amont sont souvent des populations rurales marginalisées, qui contribuent à la dégradation des bassins versants en tirant leur subsistance de l'agriculture et de la sylviculture. Les communautés en aval bénéficieraient de l'amélioration des pratiques de gestion des terres en amont.

Pour réduire la dégradation, les gouvernements fixent des réglementations conçues pour modifier les activités des communautés en amont dans le but de protéger les populations urbaines en aval. Ces règlements, toutefois, exacerbent parfois la pauvreté, la marginalisation et les pratiques illégales des communautés en amont. Une autre solution consiste à faire payer une redevance ou un droit d'utilisation de l'eau dans les factures d'eau et d'électricité des ménages et des industries, fournissant ainsi une base pour des contrats bilatéraux visant à payer les communautés en amont pour qu'elles améliorent leurs pratiques agricoles et forestières et à les compenser pour leur manque à gagner (figure 4.3).

Dans de nombreux pays, les gouvernements ont inséré des redevances sur l'eau dans la législation existante sur l'eau ou les forêts. Dans certains pays, comme le Viet Nam, les gouvernements perçoivent les redevances et utilisent les recettes pour financer des programmes nationaux de gestion forestière et de protection de l'eau (encadré 4.6). Des systèmes payants sont prévus dans les secteurs des forêts et de l'eau en Asie (Bennett, 2016), en Europe (Bennett et Leonardi, 2017), en Amérique latine (de Paulo et Camões, 2020) et aux États-Unis d'Amérique (Bennett et al., 2014). Ces dispositifs sont relativement peu nombreux en Afrique, bien qu'ils soient en augmentation (l'Afrique du Sud présente l'un des exemples les plus anciens du continent; encadré 4.7). La boîte à outils du fonds pour l'eau du Nature Conservancy soutient la mise en place de mécanismes de PSE payants et fournit des exemples régionaux.

FIGURE 4.3

Le concept de base des systèmes de paiement reposant sur les redevances pour les services hydrologiques



ENCADRÉ 4.6

Système de paiement pour les services écosystémiques rendus par les bassins versants au Viet Nam

Le Viet Nam a été le premier pays d'Asie à mettre en œuvre un système de paiement national pour les services écosystémiques rendus par les bassins versants, ce que le gouvernement vietnamien considère comme une avancée majeure pour le secteur forestier. Mis en œuvre en 2011, le système de paiement pour les services environnementaux forestiers (PSEF), qui est réglementé par le Décret n°99, a contribué à environ 22 pour cent du total des investissements dans le secteur forestier en 2015. Les paiements sont effectués à travers les factures d'eau et d'électricité à la suite du Décret 147/ND-CP de 2016, qui a modifié et complété les articles d'un précédent décret établissant les PSEF. Ainsi, à partir du 1er janvier 2017, le prix unitaire de l'électricité a augmenté de 20 à 36 VND par kilowattheure pour les centrales hydroélectriques d'électricité commerciale et de 40 à 52 VND par mètre cube pour les installations d'approvisionnement en eau propre. Cette révision des prix a permis d'augmenter les revenus de PSEF à environ 86,7 millions d'USD par an, avec des augmentations potentielles supplémentaires pour le secteur forestier. Le PSEF finance: les contrats de protection des forêts, le temps du personnel, les coûts opérationnels et le développement des capacités pour les activités forestières; les revenus des conseils de gestion des forêts, des aires protégées, des parcs nationaux et des entreprises forestières d'État; le soutien des programmes de développement communautaire.

Malgré le succès du système dans la collecte de fonds pour la gestion forestière, des doutes subsistent quant à son efficacité et son équité. L'une des principales conclusions d'une étude sur ce système est que «quelle que soit la manière dont le mécanisme de distribution des paiements est conçu et sélectionné, il doit être mené de manière participative, les parties prenantes étant consultées de manière appropriée et leurs voix étant bien prises en compte dans la décision finale» (Pham et al., 2018).

ENCADRÉ 4.7 Programme «Working for Water» (Œuvrer pour l'eau) d'Afrique du Sud

Le programme sud-africain Working for Water (WfW), lancé en 1995, est administré par le Département national des affaires environnementales. Le programme a permis d'éliminer plus d'un million d'hectares de plantes exotiques envahissantes dans les bassins hydrographiques de montagne, a rétabli les régimes naturels des feux et le fonctionnement hydrologique, et a fourni des emplois et une formation à quelque 20 000 personnes issues des secteurs les plus marginalisés de la société sud-africaine. Par le biais de leurs redevances, les services publicsde distribution d'eau et les municipalités confient à WfW la restauration des bassins versants qui influent sur leur approvisionnement en eau.

Le succès du programme est dû à une combinaison d'avantages hydrologiques clairs et d'avantages sociaux connexes (Turpie, Marais et Blignaut, 2008; DEA, 2020). Bien que le programme WfW ait porté ses fruits, les systèmes de paiement pour les services rendus par les bassins versants ne parviennent souvent pas à améliorer les services hydrologiques en Afrique, car la nécessité de se concentrer sur la réduction de la pauvreté augmente les coûts des transactions. Ces systèmes ont également tendance à s'appuyer sur les recettes fiscales publiques générales pour le financement plutôt que sur les paiements directs des bénéficiaires privés (Ferraro, 2009).

Partenariats à avantages multiples. Ce modèle (link with non breakable space) porte différents noms dans la littérature, notamment partenariat de bassin versant, partenariat de bassin hydrographique, co-investissement et fonds d'action collective. Sa principale caractéristique est qu'il repose sur un système de gouvernance locale-nationale participative et collaborative dans lequel les régulateurs publics, les autorités locales, les entreprises privées, les organisationss non gouvernementales set les associations professionnelles agissent ensemble – souvent regroupés au sein d'une organisation cadre, un partenariat ou une institution transversale – pour améliorer la gestion des bassins versants. Le modèle présente les points forts suivants:

- Accords multilatéraux. Les contrats sont signés par plus d'une organisation et diffèrent donc de l'orientation du marché et de la simple relation acheteur-fournisseur. Les contrats multi-acteurs établissent plutôt une vision et un accord communs pour la gestion d'un bassin versant ou d'une forêt.
- Sources multiples de financement. Plusieurs sources de financement sont utilisées au cours des différentes phases de développement du partenariat, et un financement assorti assure une plus grande stabilité et complémentarité entre les sources. Les subventions sont utilisées dans la phase de démarrage, les paiements des bénéficiaires dans la phase de mise en œuvre et les investissements privés-publics pour la mise à l'échelle.
- Avantages connexes. Même si les partenariats multi-avantages ont pour principal
 objectif de garantir une qualité et une quantité d'eau adéquates, ils apportent souvent
 aussi des avantages en matière de biodiversité, de carbone et de socio-économie. C'est
 le principal moyen d'obtenir la participation de plusieurs acteurs et l'acceptabilité du
 système.

Les réseaux et les démarches collaboratives au niveau local sont une caractéristique commune des études de cas réussies, dans lesquelles les régulateurs, les sociétés privées, les administrations locales et les organisations techniques et de la société civile partagent leurs compétences – par le biais de financements jumelés – pour mettre en place des systèmes de bassins versants de haut niveau (CEE-ONU et FAO, 2018).

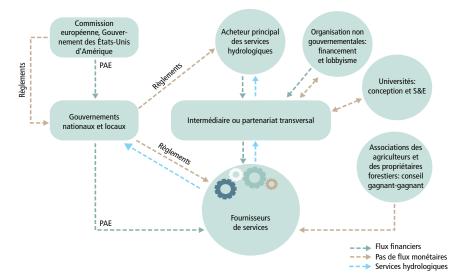


FIGURE 4.4 Représentation graphique d'un modèle de partenariat

Note: PAE = programmes agro-environmentaux; S&E = suivi et évaluation. *Source:* Leonardi (2015).

Investir dans les forêts en tant qu'infrastructures naturelles

La demande mondiale d'infrastructures est en hausse mais les gouvernements ont souvent du mal à les financer; de nombreux gouvernements ne parviennent pas non plus à garantir la mise au point de normes sociales et environnementales strictes. C'est pourquoi les gouvernements, le secteur privé et les organismes de développement proposent de plus en plus de prêts concessionnels et de fonds garantis pour coupler les projets de développement d'infrastructures grises avec des infrastructures vertes, de manière à soutenir des objectifs environnementaux et sociaux plus larges tout en atténuant les difficultés de financement. La Banque mondiale, par exemple, a financé 81 projets avec des démarches fondées sur la nature entre 2012 et 2017; la plupart de ces infrastructures vertes-grises concernent des forêts dans le but, par exemple, d'atténuer la sédimentation des barrages, d'absorber les eaux pluviales urbaines et de stabiliser les côtes (Browder et al., 2019).

Ces programmes fonctionnent selon des logiques d'investissement, ce qui signifie qu'ils sont censés fournir un retour financier. Par rapport aux systèmes de PSE typiques, les projets d'investissement dans l'infrastructure verte œuvrent en partenariat avec des fonds fiduciaires, des fonds garantis, des banques et d'autres institutions financières afin de fournir les liquidités nécessaires aux investissements liés aux forêts (figure 4.5). Contrairement aux entreprises forestières typiques, dont les revenus sont générés par la vente de bois, les projets d'infrastructure forestière permettent de réaliser des économies en réduisant les coûts opérationnels, par exemple pour l'entretien des barrages et la réparation des sols; cela constitue le facteur clé pour établir des accords d'investissement (Banque européenne d'investissement, 2019). Ce modèle est utile lorsque:

- les acteurs concernés ont des problèmes de trésorerie, avec une liquidité réduite;
- le projet peut démontrer la réalisation d'économies importantes grâce à la réduction des coûts opérationnels;
- des investisseurs à impact ou des fonds garantis existent pour assurer des taux d'intérêt inférieurs à ceux du marché.

Aux États-Unis d'Amérique, les investisseurs privés peuvent acheter des «obligations de résilience forestière» pour financer une gestion des forêts et de l'eau qui réduit les coûts opérationnels et augmente le capital naturel (encadré 4.8).

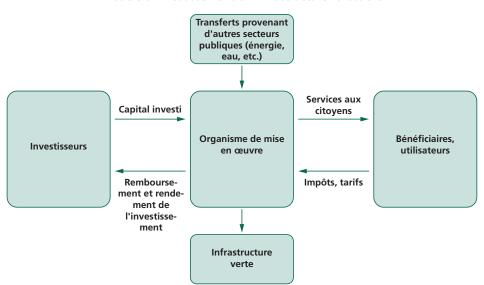


FIGURE 4.5

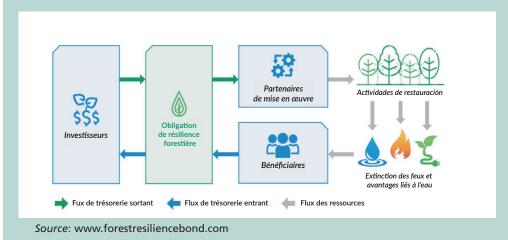
Modèle d'investissement en infrastructure forestière

ENCADRÉ 4.8 Obligations de résilience forestière aux États-Unis d'Amérique

L'obligation de résilience forestière est un partenariat public-privé permettant de financer la restauration des forêts dans l'ouest des États-Unis d'Amérique en recourant à des capitaux privés. Dans ce système, les investisseurs fournissent un capital initial, en collaboration avec des bénéficiaires publics et privés (tels que les servicespublics de distribution d'eau et le Service des forêts des États-Unis d'Amérique), et effectuent des paiements contractuels fondés sur les avantages liés à l'eau et autres avantages fournis par le projet de restauration (figure 4.6). La possibilité d'investissement (d'un point de vue financier, technique et opérationnel) est présentée sous forme d'obligations – un instrument financier largement utilisé – afin de faciliter la participation des investisseurs.

FIGURE 4.6

Représentation graphique des flux de trésorerie et de ressources au titre des obligations de résilience forestière



Principales étapes du développement des systèmes de paiement liés à l'eau

À l'échelle mondiale, les investissements dans les services rendus par les bassins versants liés aux forêts gagnent en importance en tant qu'outil permettant d'atteindre les objectifs de la politique sur les forêts et l'eau (Bennett, 2016) mais leur conception et leur gouvernance sont complexes. Les principaux défis sont les suivants:

- la complexité du choix des modèles de gouvernance appropriés (Engel, 2016);
- les obstacles juridiques et de gouvernance (Hawkins, 2011);
- les coûts de transaction pour la mise en place et la direction des systèmes (Viani, Bracale et Taffarello, 2019);
- l'additionnalité et la pérénnité des interventions (Ezzine-De-Blas et al., 2016);
- effets des fuites et équité (Lopa et al., 2012);
- le suivi et la détermination de l'efficacité des pratiques de gestion forestière dans l'amélioration des indicateurs de l'eau.

Avant de se lancer dans un système de paiement, il convient donc d'examiner attentivement s'il s'agit de la solution politique la plus appropriée. Engel (2016) a fourni un guide utile pour évaluer la pertinence des PSB dans un contexte donné et sélectionner les caractéristiques de conception appropriées, en fonction des objectifs.

La conception d'un système de PSB comprend les dix étapes opérationnelles suivantes:

• Identifier et définir un problème concernant la qualité/quantité d'eau et trouver la «solution forestière» qui lui est associée. Établir un lien clair entre les forêts

(structure biophysique), leurs fonctions environnementales primaires (par exemple, la phytoépuration et la rétention d'eau) et les services écosystémiques qu'elles fournissent (par exemple, la qualité de l'eau et la protection contre les inondations) (Brauman et al., 2007). Une campagne de sensibilisation est généralement nécessaire avant de commencer à développer un système de PSB car il est essentiel que les principales parties prenantes reconnaissent le problème et le potentiel du système de PSB pour le régler.

- Identifier les acteurs locaux. Toutes les parties prenantes liées aux services hydrologiques doivent être répertoriées. Il peut s'agir: des utilisateurs d'eau en aval et d'autres personnes susceptibles d'être touchées par la perte d'un service d'eau existant; des propriétaires et des gestionnaires fonciers fournissant les services hydrologiques (ou des personnes responsables de la source de polluants diffus); des autorités locales et des régulateurs; des intermédiaires de confiance.
- Évaluer la faisabilité d'un système de PSB. Existe-t-il des acheteurs ou des payeurs disposés à payer pour les services écosystémiques hydrologiques forestiers? Les acteurs qui retirent des avantages des forêts ou qui sont touchés par la dégradation des forêts sont-ils disposés à coopérer et à payer pour améliorer les pratiques d'utilisation des terres en amont? Le gouvernement concerné est-il prêt à réviser ou à établir de nouvelles réglementations et à encourager les acteurs privés à s'engager dans une gestion collaborative et participative des ressources?
- Réaliser une analyse des coûts-bénéfices. Il est important d'évaluer si le système sera en mesure d'atteindre ses objectifs compte tenu du budget probable et de la volonté des bénéficiaires de payer. Il est également important de comprendre le cadre temporel et l'échelle géographique dans lesquels les objectifs peuvent être atteints. Des mesures d'incitation et les récompenses destinées à améliorer la gestion des forêts ne peuvent être mises en place que lorsque la valeur économique des avantages à tirer de cette amélioration est claire et comprise par les parties prenantes et les bénéficiaires.
- Explorer les possibilités de gains mutuels (gagnant-gagnant). Se demander si la fourniture des services hydrologiques identifiés permettra également de fournir d'autres services écosystémiques, tels que le piégeage du carbone, les loisirs et la biodiversité et, dans l'affirmative, si des marchés existent pour ces services. Lorsque des acheteurs bien disposés existent, il convient d'évaluer la possibilité de mettre en place un système intégré et de réviser l'évaluation coûts-bénéfices en conséquence.
- Définir les rôles et les responsabilités. En supposant qu'il existe un soutien local pour la mise en place d'un système de PSB, il faut définir les rôles et les responsabilités des acteurs, fixer les limites et convenir des mesures, des coûts associés, des paiements et des délais.
- Résoudre tout problème juridique. Examiner les questions juridiques, fiscales et réglementaires auxquelles les différents acteurspeuvent être confrontés, en particulier ceux qui réalisent ou reçoivent des paiements, telles que les implications en matière d'impôts, de droits de propriété et de contrôle de la pollution.
- Fixer des spécifications techniques. Élaborer et convenir des spécifications techniques pour la conception et la gestion de la ou des mesures forestières à mettre en œuvre (telles qu'identifiées dans les étapes précédentes). Celles-ci doivent garantir l'efficacité des interventions forestières, notamment en termes d'additionnalité et de fuites évitées.
- Formaliser les contrats de paiement. Rédiger et finaliser des contrats formels entre acheteurs et vendeurs couvrant, entre autres, les spécifications techniques des mesures à mettre en œuvre, les délais de livraison, les conditions hydriques de base, les critères de réussite, les critères de suivi, les paiements échelonnés et les révisions programmées.
- Faire le suivi, l'évaluation et la vérification. Le suivi peut prendre de nombreuses formes dont le coût est très variable. Il doit comprendre: les aspects biophysiques pour vérifier si les mesures forestières fournissent des avantages clairs liés à l'eau;

les aspects sociaux et économiques pour vérifier comment les paiements affectent les communautés locales et les autres parties prenantes; les aspects de gouvernance et de conception pour évaluer leur efficacité et la nécessité ou non de les modifier.

La complexité du développement d'un système de PSB signifie qu'il nécessite un engagement fort et continu de tous les acteurs.

Que peuvent faire les gouvernements pour favoriser l'apparition, la consolidation et la durée des systèmes de paiement pour les services hydrologiques?

Les gouvernements sont déterminants pour assurer le succès et la longévité des systèmes de PSB; les moyens par lesquels ils peuvent soutenir ces systèmes sont décrits plus bas.

Élaborer des lignes directrices nationales, des boîtes à outils et des meilleures pratiques. Dans de nombreux pays, les spécialistes et les praticiens locaux ont du mal à trouver des informations adéquates sur les systèmes de PSB dans leur propre langue et adaptées à leur contexte local. Les gouvernements peuvent y contribuer en créant des documents d'orientation clairs qui serviront de base à l'élaboration de systèmes de PSB aux niveaux national et infranational. Par exemple, le gouvernement du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord a publié un guide national sur les PSE, comprenant une annexe des meilleures pratiques (DEFRA, 2013), qui a constitué la base du développement des PSE au niveau national et également ailleurs en Europe. En Amérique latine, les gouvernements nationaux (soutenus par des organisations internationales) ont coopéré pour développer l'Alliance des fonds d'eau en Amérique latine (Latin America Water Funds Alliance), un site web dédié à la mise en place de «fonds pour l'eau» dans la région (voir tableau 4.6, qui fournit également des informations sur une boîte à outils créée par The Nature Conservancy et une base de données d'études de cas gérée par Forest Trends).

Établir des cadres juridiques qui permettent/imposent les services hydrologiques.

TABLEAU 4.6 Boîtes à outils et bases de données sur les systèmes de paiement pour les services rendus par les bassins versants

Propriétaire	Туре	Source
The Nature Conservancy	Boîte à outils avec base de données sur des études de cas, des formations et un réseau en ligne dédié	www.waterfundstoolbox.org
Forest Trends	Base de données avec des études de cas	www.forest-trends.org/about-our- project-data
Alliance des fonds pour l'eau en Amérique latine	Boîte à outils avec base de données sur des études de cas, des formations et un réseau en ligne dédié pour l'Amérique latine	www.fondosdeagua.org

Les utilisations domestiques et industrielles de l'eau (par exemple l'irrigation, la production d'hydroélectricité et la fourniture d'eau potable) devraient inclure des impôts ou des frais verts dans les factures d'eau/énergie afin de réinvestir dans la protection des bassins versants forestiers. Les systèmes de PSB ont vu le jour partout dans le monde lorsqu'un cadre juridique solide a été mis en place par les pouvoirs publics. Le plus souvent, ces cadres ont été inclus dans des lois exhaustives sur l'eau et fournissent donc une approche holistique de la gestion des bassins versants. Le tableau 4.7 présente des exemples de lois qui ont créé des redevances pour les services liés aux bassins versants afin d'aider à financer la gestion des bassins versants forestiers.

TABLEAU 4.7

Exemples de législation incluant des redevances pour la gestion des bassins versants forestiers

Lieu	Législation	Articles énumérant les redevances liées à l'eau
Union européenne	Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (CE, 2000)	Article 9. Récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau. 1. Les États membres tiennent compte du principe de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources, eu égard à l'analyse économique et conformément, en particulier, au principe du pollueur-payeur.
Colombie	Décret 1900/2006 et modifications successives (MADS, 2006)	Article 1. Tout projet qui prévoit l'utilisation d'eau prélevée directement des sources naturelles et qui est soumis à l'obtention d'un permis environnemental, doit allouer 1 pour cent de l'investissement total à la récupération, la conservation, la préservation et la surveillance du bassin hydrographique qui alimente la source d'eau en question.
Pérou	Loi 28823 – Création du Fonds national pour l'eau FONAGUA (Gouvernement de Pérou, 2006)	Article 1. Crée le Fonds pour l'eau FONAGUA dans le but de promouvoir la gestion durable et intégrée des bassins versants. L'Article 3 établit que les ressources économiques de FONAGUA sont constituées de: a) 2 pour cent de la composante Association de la Régie des Eaux visée à l'article 8 du Règlement des tarifs et des redevances pour l'utilisation de l'eau approuvé par le Décret suprême n° 003-90-AG; b) 3 pour cent des redevances sur l'eau pour les usages non agraires.
Costa Rica	Décret 32868 (Gouvernement du Costa Rica, 1997)	La facturation pour l'utilisation de l'eau doit être utilisée comme un instrument économique pour la régulation de l'utilisation et de l'administration des ressources hydriques qui assure la disponibilité en eau permettant un approvisionnement fiable pour la consommation humaine et le développement social. La croissance économique du pays et la génération de ressources économiques pour financer la gestion durable à long terme des ressources en eau au Costa Rica
Viet Nam	Décret 147/2016/ND-CP modifiant le Décret 99/2010/ ND-CP	Les bénéficiaires des services écosystémiques forestiers devront payer une redevance aux fournisseurs des services. 1. Pour les sociétés de production d'énergie hydroélectrique: les redevances pour les services écosystémiques forestiers que les sociétés de production d'énergie hydroélectrique doivent payer sont de 36 VND par kWh d'électricité commerciale. La quantité d'électricité utilisée pour calculer la somme due correspond à la quantié vendue par la société de production d'énergie hydroélectrique aux acheteurs d'électricité en vertu de contrats commerciaux d'électricité; 2. Pour les société de production et de distribution d'eau potable, la redevance pour les services écosystémiques forestiers que les sociétés de production et de distribution d'eau potable diovent payer sont de 52 VND par mètre cube d'eau commerciale. Le volume d'eau utilisé pour calculer la somme due correspond au volume vendu par une société de production et de distribution d'eau potable aux consommateurs.

Note: Une partie des textes de ce tableau comprend des traductions non officielles.

Établir un petit programme de financement pour les activités pilotes. La phase de démarrage d'un système de PSB (ou de tout autre système de PSE) est susceptible de nécessiter beaucoup de temps et de ressources. Les coûts de démarrage sont généralement considérés comme plus élevés que les coûts opérationnels et de transaction généraux, et ils peuvent influencer directement l'efficacité d'un programme (Wunder, 2007). Il est possible de couvrir au moins partiellement les coûts de démarrage à l'aide de fonds internationaux sous forme de subventions pour les études de faisabilité, le suivi environnemental et les activités participatives. Les organisations internationales non gouvernementales telles que le WWF, The Nature Conservancy et Forest Trends ont des programmes de soutien spécifiques qui peuvent fournir une assistance technique et un financement de démarrage.

Dans certains cas, les gouvernements ont créé et financé des programmes conçus pour soutenir systématiquement les processus d'apprentissage et le développement des capacités au niveau national. Le gouvernement du Royaume-Uni de Grande-

Bretagne et d'Irlande du Nord, par exemple, a commandé trois séries de projets pilotes de recherche sur les PSE entre 2012 et 2015 afin de tester l'application pratique du concept dans de nouveaux contextes. Les 16 projets pilotes, qui portaient sur une série d'habitats, de services et d'échelles spatiales, ont été lancés à l'issue de procédures d'appel d'offres: chacun d'entre eux a reçu une subvention d'environ 30 000 USD pour financer les études de faisabilité et les coûts de démarrage. Les projets basés sur les bassins versants ont montré le plus grand potentiel, par exemple en apportant des améliorations rentables à la qualité de l'eau. L'essai pilote a été une expérience d'apprentissage précieuse pour les parties prenantes et les gouvernements dans l'élaboration de concepts de PSE réalisables: il a mis en évidence le rôle important des gouvernements dans l'élaboration de mesures et de cadres qui fournissent une assurance et une confiance pour les investissements (DEFRA, 2016).

Créer un fonds national d'investissement public-privé. Les systèmes de PSB sont des outils relativement nouveaux et leur retour sur investissement n'est pas toujours clair ou prévisible. Par conséquent, les projets d'infrastructures sur les forêts et l'eau peuvent avoir du mal à attirer des co-investisseurs ou des donateurs qui ne comprennent pas les risques encourus. Le fonds pour l'environnement et l'action climatique de l'Union européenne a créé un fonds de garantie pour inciter la Banque européenne d'investissement à s'engager dans des projets d'infrastructure verte et de gestion durable des forêts. Cela aidera la banque à supporter le risque de projets très innovants et à offrir des taux d'intérêt inférieurs à ceux du marché pour les projets de l'ordre de 10 à 20 millions d'USD (Banque européenne d'investissement, 2019); la banque a également créé le Mécanisme de financement du capital naturel pour soutenir ces investissements (encadré 4.9).

Créer un lien avec les programmes pour la protection sociale et les moyens de subsistance. Dans les pays en développement en particulier, des systèmes de paiement ont vu le jour pour associer les objectifs de protection de l'environnement à l'inclusion sociale et à l'amélioration des moyens de subsistance dans les régions rurales et forestières marginalisées.

Dans le bassin versant de Kulekhani au Népal, par exemple, un mécanisme de partage des revenus vise à éviter la sédimentation du barrage dans un projet hydroélectrique et à fournir des fonds annuels supplémentaires à la communauté pour, par exemple, fournir de l'électricité aux ménages, construire de nouvelles routes et soutenir l'éducation des enfants. Ce dispositif a toutefois été remis en question pour des questions de politique locale et parce qu'il n'a pas atteint ses objectifs environnementaux (Khatri, 2012).

Dans la vallée du Serchio, en Toscane, Italie, un programme de surveillance des bassins versants forestiers a été mis en place pour intéresser les propriétaires forestiers au nettoyage des cours d'eau et à la restauration de la végétation ripicole comme moyens d'atténuer les inondations et l'érosion des pentes. Le projet a été couronné de succès grâce à ses avantages connexes évidents: il offre aux propriétaires forestiers une source de revenus supplémentaire et une alternative rentable aux interventions centralisées des autorités chargées de l'eau. Un mécanisme de paiement axé sur les résultats permet de maintenir les performances et l'engagement des propriétaires forestiers, d'assurer un suivi adéquat et la réalisation des objectifs environnementaux.

La fourniture de co-bénéfices sociaux est un élément clé de la réussite des projets de PSB, mais ceux-ci ne doivent pas détourner l'attention de l'objectif principal, qui est d'améliorer la fourniture des services hydrologiques par la gestion forestière. Il convient d'éviter une forte implication et dépendance politique, et de mettre en place des paiements axés sur les résultats et des systèmes de suivi efficaces pour garantir la réalisation des objectifs écosystémiques du projet.

GESTION DES COMPROMIS ET SYSTÈMES D'AIDE À LA DÉCISION

Les forêts sont confrontées à des demandes contradictoires pour les services écosystémiques qu'elles fournissent. La plupart des services écosystémiques sont

ENCADRÉ 4.9

Le Mécanisme de financement du capital naturel (NCFF) de la Banque européenne d'investissement

Le secteur de la conservation s'intéresse de plus en plus aux formes innovantes de financement mixte, c'est-à-dire aux mécanismes de financement qui prévoient l'intégration de fonds de sources et de caractères différents, combinant souvent des investissements publics et privés. Le Mécanisme de financement du capital naturel (NCFF), qui a été mis en place par la Direction générale de l'environnement de la Commission européenne et la Banque européenne d'investissement, soutient des projets innovants de conservation du capital naturel et l'application de solutions fondées sur la nature. Le NCFF est à la recherche de nouveaux projets situés dans l'UE pour financer des infrastructures vertes, des paiements pour les services écosystémiques, des fonds de compensation environnementale et des activités commerciales respectueuses de la biodiversité. Parmi les projets de forêts et d'infrastructures vertes on peut citer un projet visant à augmenter l'absorption des eaux d'orage à Athènes, en Grèce, et un autre visant à convertir des plantations de monoculture en forêts multifonctionnelles en Irlande. Le mécanisme comporte deux éléments:

- 1. Un service d'assistance technique qui offre un financement non remboursable pour la préparation, la mise en œuvre, le suivi et l'évaluation (jusqu'à 1 million d'EUR).
- 2. Un service financier flexible qui fournit des prêts ou des investissements sous forme de créance ou de participations (de 2 à 15 millions d'USD) jusqu'à concurrence de 75 pour cent du coût du projet. L'utilisation de cet outil offre plusieurs avantages, notamment:
 - l'augmentation du nombre de prêts disponibles à des taux inférieurs aux taux du marché;
 - la diminution du risque d'investissement grâce au fonds de garantie de la Commission européenne;
 - l'intégration entre soutien financier et aide extérieure par le biais d'un financement non remboursable.

Le service d'assistance technique est considéré comme un outil préparatoire parallèle à la phase d'investissement. Le fonds est testé depuis 2017 et acceptera des projets jusqu'à la fin de 2021.

Source: https://www.eib.org/fr/products/mandates-partnerships/ncff/index.htm

interdépendants et leurs relations peuvent être non linéaires (Heal et al., 2001); par conséquent, la compréhension de leurs interactions peut être difficile (Tallis et al., 2008). Néanmoins, une compréhension des liens entre les services écosystémiques et leur gestion est nécessaire pour une prise de décision efficace.

Il existe différents termes pour désigner les relations entre les services écosystémiques, comme les associations et les regroupements (Mouchet et al., 2014) mais, dans la plupart des cas, ces relations sont définies comme des compromis et des synergies (Raudsepp-Hearne, Peterson et Bennet, 2010). Dans ce sens, le terme «compromis» signifie que l'augmentation d'un service écosystémique entraîne une diminution d'un ou de plusieurs autres services écosystémiques (par exemple, l'augmentation du stock de carbone dans une forêt peut entraîner une diminution du rendement de l'eau). La «synergie» fait référence à des situations dans lesquelles la gestion visant à augmenter la fourniture d'un service écosystémique augmente également la fourniture d'un ou plusieurs autres services (par exemple, la végétation ripicole, si elle est correctement gérée et conservée, peut à la fois augmenter la qualité de l'eau et améliorer la qualité de l'habitat pour les espèces aquatiques et amphibies).

Les compromis et les synergies dans les services écosystémiques découlent des

propriétés biophysiques des écosystèmes et des contraintes qui leur sont associées, mais ils sont également liés aux dimensions socio-économiques. Les parties prenantes peuvent avoir des besoins ou des préférences différents en matière de services écosystémiques en raison de contextes, de cultures ou d'échelles différents. En outre, des facteurs politiques, institutionnels, culturels et économiques externes peuvent influencer la gestion efficace des services écosystémiques en empêchant ou en permettant les compromis et les synergies (Cavender-Bares et al., 2015).

Les compromis et les synergies peuvent apparaître à différentes échelles (Rodríguez et al., 2006), comme suit:

- échelle spatiale lorsque des décalages spatiaux peuvent être identifiés entre l'offre et la demande de services écosystémiques (par exemple, les effets des interactions entre les services écosystémiques sont perçus localement ou à des endroits plus éloignés);
- échelle temporelle lorsque les effets des interactions entre les services écosystémiques diffèrent dans le temps et que des décalages temporels peuvent être identifiés;
- la réversibilité c'est-à-dire la probabilité qu'un service écosystémique puisse revenir à son état initial après une perturbation.

Des compromis et des synergies peuvent également être observés dans différentes situations (par exemple, une offre plus ou moins importante) d'un même service écosystémique en raison de facteurs externes indépendants (Bennett, Peterson et Gordon, 2009).

L'Évaluation de l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB, 2010) a proposé une classification qui utilise une terminologie similaire à celle suggérée par Rodríguez et al. (2006) pour l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire, mais formulée en termes de bénéfices et de coûts économiques. Elle implique des compromis entre les bénéficiaires, qui peuvent être soit des «perdants», soit des «gagnants», en fonction de qui supporte le coût ou les avantages du service écosystémique (Mouchet et al., 2014). Par exemple, les agriculteurs en amont peuvent augmenter la production agricole, et donc leurs revenus, en augmentant les intrants chimiques (par exemple, les engrais), mais cela peut générer des coûts pour les communautés en aval et réduire leur accès à l'eau potable.

Les compromis sont inhérents à la fourniture de services hydrologiques, qui peuvent varier du point de vue de la quantité, de la qualité, de l'emplacement et du moment (Brauman et al., 2007). Par conséquent, une compréhension solide des relations entre les services écosystémiques est nécessaire pour optimiser les décisions d'utilisation des terres et les synergies et pour éviter les compromis non désirés, les changements inattendus dans la fourniture des services écosystémiques et les opportunités manquées pour soutenir les interactions synergiques et les solutions de gestion gagnantes pour tous. Cette compréhension doit s'inscrire dans un cadre favorable qui intègre des politiques et des initiatives conformes à l'évolution de la demande sociale de services écosystémiques forestiers.

En général, les responsables des politiques et les décideurs reconnaissent difficilement le rôle que les arbres et les forêts jouent dans le recyclage de l'eau; les arbres et les forêts sont donc souvent considérés comme des utilisateurs finaux plutôt que comme faisant partie d'un système plus vaste qui redistribue l'eau (Springgay, 2015). Pour optimiser les compromis entre l'utilisation de l'eau, le rendement de l'eau et les services écosystémiques forestiers, il faut renforcer l'interface entre la communauté scientifique, les détenteurs de connaissances et les décideurs, et ainsi développer les capacités et renforcer l'utilisation de la science et des connaissances dans l'élaboration des politiques sur les interactions entre les forêts et l'eau.

La plupart des études sur le lien entre les forêts et l'eau et sur les interactions entre les services écosystémiques ont porté sur le rendement et la qualité de l'eau à

différentes échelles, en tenant compte à la fois des compromis et des synergies entre les utilisations des terres et les services écosystémiques, en particulier le rendement du bois et le piégeage du carbone et, dans une moindre mesure, la conservation de la biodiversité. Les services hydrologiques, cependant, vont bien au-delà du rendement de l'eau; ils comprennent des aspects tels que la rétention de l'humidité dans les sols, le refroidissement de la surface terrestre, la gestion de la salinité des sols, la protection des barrières physiques et des zones ripicoles, les avantages de la biodiversité de l'eau douce, l'infiltration et l'alimentation des nappes phréatiques et les contributions aux régimes de précipitations. Beaucoup d'entre eux sont peu étudiés dans la littérature scientifique sur les compromis et les synergies (Malmer et al., 2010; Creed et al., 2016; 2019).

Équilibrer les services écosystémiques, le bien-être humain, les moyens d'existence et la réduction de la pauvreté

Les stratégies de gestion des écosystèmes et des terres impliquent de faire des choix, non seulement entre les diverses utilisations des terres et les services écosystémiques, mais aussi entre les groupes de la société (par exemple, les communautés en amont et en aval, les générations actuelles et futures, les utilisateurs locaux des ressources et la communauté mondiale) (Vira et al., 2012; Lehmann et al., 2014). Les choix d'utilisation et de gestion des terres peuvent exacerber les compromis en modifiant les interactions socio-environnementales, en affectant les utilisateurs des ressources locales et en augmentant la vulnérabilité de certains groupes ou membres de la communauté (Kerr et al., 2007; Goldman-Benner et al., 2012). Cela peut notamment être le cas de la répartition des avantages et des coûts des services écosystémiques, en particulier si les processus de gouvernance sont mal conçus (Lehmann, Martin et Fisher, 2018). Toute stratégie de gestion des écosystèmes implique des coûts d'opportunité (Tallis et al., 2008), et les parties prenantes du système y sont exposées de manière différenciée (Vira et al., 2012). De même, les individus et les groupes peuvent percevoir différemment les avantages des services écosystémiques en raison des différences d'accès, de connaissances, de normes et de valeurs et des contextes environnants et individuels (Daw et al., 2011; McDermott, Mahanty et Schrekenberg, 2013). Ronnback, Crona et Ingwall (2007) ont signalé que, bien que les villageois des zones côtières du Kenya utilisent une large gamme de services écosystémiques fournis par les forêts de mangrove, les individus perçoivent ces services différemment selon leur village d'origine, leur sexe et leurs moyens de subsistance.

Les choix de gestion qui modifient la prestation des services écosystémiques peuvent toucher les gens différemment, générer des compromis entre les personnes et, en fin de compte, créer des gagnants et des perdants. Par exemple, la création d'une zone protégée pour les forêts de mangrove peut avoir des effets négatifs sur les pêcheurs et les collecteurs de bois de feu, qui peuvent perdre (une partie) de leurs moyens d'existence mais augmenter les revenus et les possibilités d'emploi dans le secteur du tourisme (Daw et al., 2011).

Il existe des lacunes dans les connaissances sur la manière dont le bien-être de groupes particuliers de personnes est touché par les compromis entre les services écosystémiques. Les coûts et les avantages des services écosystémiques sont souvent considérés en fonction de la valeur sociale totale – c'est-à-dire agrégés à un niveau régional ou supérieur – sans tenir compte de la manière dont différents groupes peuvent partager les coûts et les avantages (Kovács et al., 2015; Robinson, Zheng et Peng, 2019). La plupart des tentatives d'évaluation et de quantification des services écosystémiques ne désagrègent pas les bénéficiaires ou ne font pas de distinction entre les groupes de parties prenantes à différentes échelles (Lau et al., 2018). Les valeurs agrégées fournissent des informations importantes pour comprendre les options politiques

et évaluer les compromis biophysiques (Zheng et al., 2016), mais elles peuvent être inappropriées pour concevoir des systèmes de PSB ciblés et identifier où les compromis se produisent (Robinson, Zheng et Peng, 2019). La relation directe entre les services écosystémiques et le bien-être humain peut être mieux mesurée à l'échelle locale, comme celle d'une communauté ou d'un ménage, ce qui favorise l'amélioration de l'efficacité et l'intégration de multiples dimensions de l'équité sociale dans les politiques relatives aux services écosystémiques (McDermott, Mahanty et Schrekenberg, 2013; Pascual et al., 2014).

Lors de la conception et de la mise en œuvre de mécanismes d'évaluation des services écosystémiques, y compris dans les systèmes de PSB, les compromis doivent être identifiés avec soin afin d'assurer à la fois la protection des ressources naturelles et la sécurité des moyens de subsistance. Les instruments fondés sur le marché tels que les PSB peuvent constituer de nouvelles stratégies pour exploiter les synergies entre les services écosystémiques, mais il est peu probable qu'ils éliminent les compromis qui caractérisent de nombreuses décisions relatives à l'utilisation des ressources (Redford et Adams, 2009). L'analyse économique (Carpenter et al., 2009) et l'analyse décisionnelle multicritères (Vogdrup-Schmidt et al., 2017) peuvent aider à gérer les compromis, mais une confiance excessive dans les approches techniques peut négliger la dimension politique de la négociation et de l'intégration de différentes visions (Friend et Blake, 2009). Cela suggère que les considérations d'équité sociale devraient être intégrées dans la gestion des services écosystémiques – bien qu'il existe un risque que ces considérations soient obscurcies par l'accent mis sur l'efficacité économique qui caractérise certains mécanismes de PSE (Pascual et al., 2014).

La conception des systèmes de PSB exige de désagréger les services écosystémiques et leurs valeurs, ainsi que de négocier avec de multiples parties prenantes dont les positions sont différentes et parfois conflictuelles (Hope *et al.*, 2007). Les démarches d'aide à la décision et les outils de prise de décision peuvent aider à construire et à négocier des accords et des mécanismes efficaces.

Processus de prise de décisions

Les propriétaires, les utilisateurs et les gestionnaires de forêts doivent tenir compte des compromis et des synergies qui découlent de décisions de gestion spécifiques (par exemple, politiques, plans et investissements). Le processus de prise de décision devra être adapté en fonction du nombre de parties prenantes concernées, des différences dans leurs objectifs, intérêts et perceptions, de leur niveau de participation souhaité (Germain, Floyd et Stehman, 2001) et des modèles et méthodes adoptés pour les scénarios d'évaluation. Une fois que les hiérarchies de décision ont été définies et qu'un rôle a été attribué à chaque service écosystémique considéré, il est nécessaire d'aborder les compromis et les synergies dans l'évaluation et la prise de décision.

Inclusion de l'évaluation des services écosystémiques dans la prise de décisions

TEEB (2010) a proposé une approche par étapes citée par Masiero *et al.* (2019) pour l'évaluation des services écosystémiques et leur prise en compte dans les décisions. Les trois principales étapes sont décrites ci-dessous.

- 1. Obtenir les informations nécessaires pour identifier et évaluer chaque service écosystémique. Prendre en compte et prendre des mesures pour impliquer l'ensemble des parties prenantes qui influencent ou bénéficient du service écosystémique concerné.
- 2. Définir et mettre en œuvre des méthodes d'évaluation appropriées pour rendre explicite la valeur économique de chaque service écosystémique. Cette étape

implique également l'analyse des liens spatio-temporels qui influent sur le moment et l'endroit où les coûts et les avantages d'utilisations particulières de la biodiversité et des écosystèmes sont réalisés (par exemple, du local au mondial, de l'utilisation actuelle à l'utilisation future, de l'amont à l'aval, de l'urbain au rural) pour aider à encadrer les impacts distributifs des décisions. L'évaluation est mieux utilisée pour évaluer les conséquences des changements dans la fourniture des services écosystémiques découlant de différentes options de gestion (scénarios) que pour tenter d'estimer la valeur totale des écosystèmes (TEEB, 2010). Les scénarios peuvent prendre en compte des solutions alternatives mutuellement exclusives ainsi que des développements futurs possibles découlant d'une solution donnée en raison de différents facteurs et moteurs internes et externes. Plusieurs approches peuvent être adoptées pour élaborer des scénarios et analyser les services écosystémiques, dont certaines peuvent être mises en œuvre ensemble de manière complémentaire, plutôt que comme des démarches autonomes. Il s'agit notamment de:

- Techniques participatives. Lynam *et al.* (2007) ont examiné les outils pour intégrer les connaissances, les préférences et les valeurs des communautés dans la gestion des ressources naturelles.
- Opinion des experts. Des professionnels spécialisés dans les effets économiques des services écosystémiques fournissent des informations et décrivent les impacts attendus des changements de politique (par exemple, via des groupes de discussion ou en utilisant la méthode Delphi voir Mukherjee et al., 2015) (Masiero et al., 2019).
- Analyse de cas similaires. Surtout lorsque la collecte de données primaires spécifiques au site est coûteuse, une méthode alternative populaire consiste à effectuer un transfert de bénéfices impliquant l'application des estimations de la valeur économique d'un site à un site similaire situé ailleurs (Plummer, 2009).
- Modélisation. Cette démarche pourrait impliquer l'utilisation d'outils spécialisés pour la modélisation des services écosystémiques et de logiciels pour soutenir et améliorer la prise de décision et la planification (voir ci-dessous).
- Approches mixtes. Une combinaison de deux ou plusieurs de ces approches est utilisée (Masiero *et al.*, 2019).
- 3. Capturer la valeur des services écosystémiques. Il est possible de saisir la valeur des services écosystémiques et de chercher des moyens de surmonter leur sous-évaluation en utilisant des instruments politiques techniquement et économiquement rationnels et informés. Ces instruments peuvent inclure des modifications des subventions et des mesures d'incitation fiscales, la facturation de frais d'accès et d'utilisation, les PSE, le ciblage de la biodiversité dans les stratégies de réduction de la pauvreté et d'adaptation au changement climatique et son atténuation, la création et le renforcement des droits de propriété et des responsabilités, ainsi que l'écolabel et la certification volontaires. Le choix des outils dépendra du contexte et devra prendre en compte les frais de mise en œuvre.

Une approche plus opérationnelle de l'utilisation des systèmes d'aide à la décision pour gérer les compromis et les synergies dans la gestion des forêts et de l'eau est fournie ci-dessous.

Systèmes d'aide à la décision pour la gestion des forêts et de l'eau. Bien que de nombreux modèles et une série de logiciels existent pour soutenir les décisions en matière de foresterie, la plupart sont des outils d'évaluation des services écosystémiques biophysiques qui simulent divers scénarios et fournissent des résultats quantitatifs.

¹³ Aux fins de la présente publication, les systèmes d'aide à la décision sont «des systèmes informatiques qui représentent et traitent les connaissances de manière à permettre à l'utilisateur de prendre des décisions plus productives, plus agiles, plus innovantes et plus fiables» (Burstein et Holsapple, 2008).

Ainsi, ces systèmes d'aide à la décision¹³ doivent être utilisés en conjonction avec d'autres techniques, telles que les approches participatives, pour garantir des décisions solides et complètes. Cela inclut également la prise en compte des facteurs socio-économiques, qui sont parfois difficiles à estimer. À cet égard, un guide à l'intention des décideurs rédigé par Ranganathan *et al.* (2008) constitue une référence utile.

La littérature scientifique fait référence à de nombreux logiciels et outils pour l'évaluation des services écosystémiques, qu'ils soient généraux ou spécifiques. Nous avons examiné 108 systèmes d'aide à la décision en matière de gestion forestière afin d'identifier ceux qui traitent spécifiquement des objectifs de gestion forestière liés aux services hydrologiques. Douze systèmes (environ 11 pour cent du total) avaient des objectifs de gestion liés à l'eau (principalement la qualité de l'eau et l'alimentation des nappes phréatiques). Quatre parmi ceux qui ont des objectifs liés à l'eau permettent de faire une analyse au niveau régional ou national – c'est-à-dire à une échelle spatiale adaptée au soutien des décisions à l'échelle des bassins fluviaux (la plupart des systèmes fonctionnent au niveau local ou du paysage). Le tableau 4.8 décrit ces quatre outils, qui sont considérés comme adaptés à la gestion des compromis et des synergies pour les services hydrologiques.

TABLEAU 4.8

Systèmes d'aide à la décision en matière de gestion forestière potentiellement pour gérer les compromis liés aux services hydrologiques

Système d'aide à la décision	Description	Objectifs de gestion en matière de services hydrologiques
InVEST (Sharp, Douglass y Wolny, 2016)	Un outil pour étudier comment les changements dans les écosystèmes sont susceptibles d'entraîner des changements dans les avantages pour les populations. Il permet aux décideurs d'évaluer les compromis quantifiés associés à des choix de gestion alternatifs et d'identifier les domaines où l'investissement dans le capital naturel peut améliorer le développement humain et la conservation.	Qualité de l'eau Hydroélectricité
Aide à la décision pour la gestion des écosystèmes (Reynolds, 2006)	Un cadre d'application pour les évaluations écologiques basées sur les connaissances à toutes les échelles géographiques. Le système intègre des systèmes d'information géographique de pointe avec des technologies de raisonnement et de modélisation des décisions basées sur les connaissances afin de fournir une aide à la décision pour une partie importante du processus de gestion adaptative de la gestion des écosystèmes.	Remise en état des bassins versants
NED-2 (Twery et al., 2005)	Un système à base Windows conçu pour améliorer la planification et la prise de décisions au niveau du projet en fournissant des gestionnaires des ressources naturelles avec des informations utiles et scientifiquement fiables. Les ressources visées sont: la qualité visuelle, l'écologie, la santé des forêts, le bois, l'eau et la faune sauvage. Le système NED-2 est adaptable aux petites exploitations privées, aux grandes propriétés publiques et à la gestion coopérative entre plusieurs propriétaires. NED-2 met en œuvre un processus décisionnel axé sur les objectifs qui garantit que tous les objectifs pertinents sont pris en compte, que le caractère et l'état actuel des terres forestières sont connus, que des alternatives de gestion des terres sont conçues et testées, que la future forêt sous chaque alternative est simulée et que l'alternative choisie atteint les objectifs fixés par le propriétaire.	Alimentation des eaux souterraines Qualité de l'eau
Pimp your Landscape (Personnalisez votre paysage) (Fürst <i>et al.</i> , 2010)	Une plateforme pour aider les planificateurs en simulant des scénarios d'utilisation des sols et en évaluant les avantages et les risques pour les services écosystémiques importants au niveau régional. La plateforme permet également d'intégrer les informations sur les conditions environnementales et paysagères dans les évaluations d'impact et d'intégrer les impacts des mesures d'aménagement du territoire sur les services écosystémiques. Il s'agit d'un automate cellulaire bi-dimensionnel modifié avec les caractéristiques d'un système géographique d'information	Qualité de l'eau

Autres méthodes de prise de décisions. De nombreuses applications SIG libres peuvent aussi être utilisées pour faciliter la prise de décisions. Par exemple, Brancalion et al. (2019) et Strassburg et al. (2019) ont présenté des cadres multicritères de priorisation de la restauration spatiale qui peuvent simuler des scénarios en tenant compte de chaque facteur à observer.

COMMUNICATION ET BRANDING DES PROJETS ET INITIATIVES SUR LES FORÊTS POUR L'EAU

La communication dans les activités liées à la forêt n'est pas un sujet de recherche majeur ni une des principales compétences des praticiens des forêts et de l'eau (UICN, 2010). La recherche de l'expression anglaise «forest communication» (communication forestière) dans Scopus (la principale base de données mondiale de littérature scientifique) n'a donné lieu qu'à dix d'entrées, la recherche de l'expression anglaise «forest marketing» (marketing forestier) a donné cinq entrées et la recherche de l'expression anglaise «forest branding» (image de marque des forêts) n'a donné lieu à aucune entrée. Aucun article identifié dans ces recherches ne traite des forêts ou de la gestion durable des forêts dans une perspective de marketing ou de communication. Le nombre d'articles scientifiques sur le sujet n'est pas le seul indicateur possible des efforts de communication; néanmoins, le manque d'attention académique suggère que la communication forestière n'a pas été une grande priorité dans le secteur. Étant donné l'importance des forêts dans la fourniture d'un large éventail de biens et de services écosystémiques, y compris les services hydrologiques, il est essentiel de combler ce déficit de communication afin d'influencer les connaissances des communautés et leurs attitudes à l'égard de la gestion des forêts tournée vers l'eau. Dans ce chapitre, nous présentons une démarche de communication et de valorisation de l'image de marque de la gestion des forêts et de l'eau comme moyen de renforcer la participation de la communauté, l'engagement politique et la propension à investir.

Le terme «marketing» se réfère aux valeurs qu'un projet apporte aux bénéficiaires cibles (par exemple, les changements environnementaux à produire); la «communication»

ENCADRÉ 4.10 Marketing, communication et image de marque

Selon l'American Marketing Society, le marketing «est l'activité, l'ensemble des institutions et les processus de création, de communication, de fourniture et d'échange d'offres qui ont une valeur pour les consommateurs, les clients, les partenaires et la société en général»; une autre définition est «l'acte de faire en sorte que le changement se produise» (Godin, 2018).

La communication est l'acte de transmettre des significations d'une entité ou d'un groupe à un autre par l'utilisation de signes, de symboles et de règles sémiotiques mutuellement compris.

Une marque est un ensemble d'attentes, de valeurs, de principes, de souvenirs, d'histoires et de relations qui, ensemble, expliquent la décision d'un consommateur de choisir un produit ou un service plutôt qu'un autre. Si le consommateur (que ce soit une entreprise, un acheteur, un électeur ou un donateur) ne paie pas une prime, ne fait pas de choix ou ne fait pas passer le message, aucune valeur de marque n'existe alors pour ce consommateur. La valeur d'une marque n'est que la somme totale de ce que les personnes paieront de plus, ou de la fréquence à laquelle elles choisiront les attentes, les souvenirs, les histoires et les relations d'une marque par rapport aux autres (Godin, 2018). L'image de marque est le plus souvent mise en œuvre par des sociétés individuelles, mais elle peut également s'inscrire dans le cadre de campagnes de communication environnementale plus vastes qui encouragent des changements de comportement spécifiques.

est le moyen (c'est-à-dire le contenu et les canaux) par lequel ces valeurs et ces changements sont transmis. Une entreprise, un projet ou un programme peut créer une «marque» par le biais du marketing et de la communication, c'est-à-dire la manière dont les parties prenantes perçoivent l'initiative et la soutiennent, y participent et finalement la payent (encadré 4.10). Dans cette section, nous utilisons le terme «communication» pour englober les concepts de marketing, de communication et d'image de marque.

Il convient de se servir d'une stratégie de communication comme moyen pour augmenter l'efficacité des initiatives en matière de forêts et d'eau. Malheureusement, le secteur forestier n'a généralement pas adopté les règles fondamentales de la communication suivantes:

- Messages négatifs ou messages émotionnels. L'approche dominante en matière de communication dans le domaine de la conservation et de la sylviculture a consisté à utiliser des messages négatifs tels que les messages sur la déforestation et les incendies de forêt (UICN, 2010). En revanche, il est possible de produire du matériel de communication qui souligne l'importance de la gestion forestière dans l'approvisionnement en eau douce propre.
- Langage Technique ou langage simple. Les personnes ont tendance à faire confiance aux scientifiques et aux techniciens de la conservation mais ils ne comprennent souvent pas ce que ces experts disent (Thompson et al., 2016) et il est donc nécessaire de simplifier les messages. Par exemple, les liens entre les arbres et l'eau pourraient être utilisés pour accroître la sensibilisation à la relation entre les forêts et l'eau. Les arbres sont des objets naturels simples que la plupart des personnes comprennent bien; les «forêts» et la «gestion des forêts», par contre, sont des concepts que beaucoup de personnes ont du mal à appréhender.
- Cible publique ou cible spécifique. Il peut être utile de connaître les motivations des propriétaires de forêts privées qui modifient leurs comportements pour se conformer aux objectifs de la politique forestière (Boon, Meilby et Thorsen, 2004). Un projet sur les forêts et l'eau peut avoir des messages de communication différents pour les utilisateurs en amont ou en aval et pour d'autres acteurs clés. Ces projets sont généralement complexes, et la communication doit être soigneusement ciblée pour atteindre le bon public avec les bons messages.
- Il faut un appel à l'action. Un message de communication doit finir par un «appel à l'action» c'est-à-dire, quelque chose que le public cible peut faire pour relever le défi identifié. Quel changement espérons-nous? Comment pouvons-nous aider le public cible à réaliser un changement?

La communication d'un projet sur les forêts et l'eau permettra de (Konijnendijk et al., 2005):

- obtenir un soutien et un financement politiques et publiques;
- renforcer le moral et l'organisation interne des institutions et des partenariats participant à l'initiative en fournissant une vision et une mission plus larges;
- impliquer plus de bénéficiaires et d'acheteurs, contribuant ainsi à faire passer le message;
- à établir la confiance et les relations avec de nouveaux utilisateurs, y compris les minorités ethniques, les femmes et les jeunes.

Élaborer une stratégie de communication

L'objectif de la communication est de donner à une entreprise – comme un projet, un programme ou une initiative sur les forêts et l'eau – une identité reconnaissable, de la différencier des autres et d'obtenir le soutien du public en créant une communauté de «followers» (suiveurs).

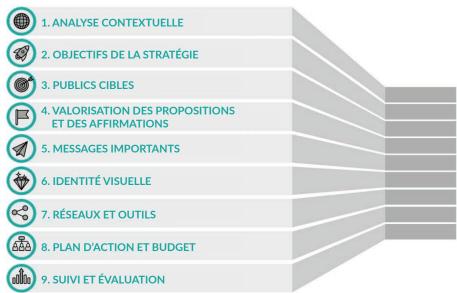
La transformation d'une entreprise spécialisée dans les forêts et l'eau en une marque nécessite une stratégie visant à traduire les objectifs environnementaux de l'entreprise

en une identité spécifique et un ensemble d'activités de marketing et de communication qui doivent être intégrées dans les opérations de l'entreprise. Aussi, la communication ne doit pas être abordée à la fin de la phase de préparation d'un projet: elle doit être prise en compte pendant toutes les phases.

Bien que les recherches sur le marketing, la communication et l'image de marque directement liées aux projets sur les forêts et l'eau fassent généralement défaut, des exemples existent. Des leçons peuvent également être tirées de la «marque territoriale», une pratique des projets de marketing de destination dans laquelle des organisations publiques et privées s'associent pour créer une marque afin de promouvoir un site de tourisme de nature.

À la suite d'une analyse des stratégies de communication pour les projets sur les forêts et l'eau et le tourisme de nature existants, nous proposons un processus en neuf étapes pour concevoir une stratégie de communication (figure 4.7). Toutes ces étapes, décrites en détail plus bas, peuvent être suivies lors du développement ou de l'amélioration d'une activité ou d'un projet, et en répondant aux questions «pourquoi, quoi, où, qui et quand» de la stratégie.

FIGURE 4.7 Éléments d'une stratégie de communication sur les forêts et l'eau



- 1. Analyse contextuelle. Cette étape est réalisée pour analyser l'environnement de l'entreprise afin de mieux comprendre où positionner la marque. Il sera probablement utile de recueillir des informations sur des projets similaires et d'impliquer le personnel clé et les experts en communication, marketing et image de marque afin de trouver des idées pour développer la stratégie.
- 2. Objectifs de la stratégie. Cette étape répond à la question «Pourquoi?» et «Quel changement voulons-nous apporter?» L'analyse devrait commencer par une discussion sur les objectifs clés de l'entreprise et une compréhension du changement de comportement souhaité. Les questions spécifiques possibles pourraient être les suivantes: «Voulons-nous que les citoyens paient pour une facture d'eau verte?» «Voulons-nous que les gestionnaires forestiers améliorent leur gestion pour garantir une qualité d'eau élevée?» et «Voulons-nous que les investisseurs financent notre projet d'infrastructure verte?». Énumérez les objectifs par ordre d'importance. L'initiative de la Grande muraille verte du Sahara et du Sahel fournit

¹⁴ Pour plus d'informations sur l'initiative, consulter www.greatgreenwall.org/about-great-green-wall

- un bon exemple d'objectifs qualitatifs et quantitatifs clairement énoncés.
- 3. Publics cibles. Analyser les parties prenantes potentielles intéressées par l'entreprise sur les forêts et l'eau en tant que clients ou bénéficiaires et les classer selon l'échelle, l'influence et l'intérêt. Qui sont les partenaires clés? Quelles personnes et quels groupes de personnes seront touchés par le projet ou en bénéficieront? Quels acteurs pourraient influencer ces parties prenantes (par exemple, les influenceurs, les médias et les décideurs)? Regroupez les parties prenantes en catégories de public et par ordre d'importance (Raum, 2018).
- 4. Valorisation des propositions et des affirmations. Une proposition de valeur est une promesse de la valeur à fournir, communiquée et reconnue par l'entreprise. C'est aussi la conviction entretenue par les clients ou les bénéficiaires de la façon dont la valeur (avantage) sera livrée, vécue et acquise. L'identification de la proposition de valeur est la première étape de l'élaboration d'une revendication efficace permettant de communiquer l'entreprise aux publics clés. Les questions à poser sont les suivantes: «Quels sont les principaux avantages que les publics clés tireront de l'entreprise?» (par exemple, l'amélioration de la qualité de l'eau); «Quels maux (ou problèmes) l'entreprise va-t-elle résoudre pour eux?» (par exemple, l'augmentation des factures d'eau ou le risque d'incendie de forêt). Voici quelques exemples d'affirmations qui communiquent les principaux avantages pour les publics concernés.
 - ▷ la Mersey Forest au Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord – qui combine le nom du projet, «The Mersey Forest», avec le slogan accrocheur, «obtenir plus des arbres (more from trees)», ce qui donne: «The Mersey Forest – more from trees»¹⁵
 - le slogan de The Coca Cola Foundation «Replenish Africa Initiative (RAIN)» (initiative de réalimentation de l'Afrique, sachant que «rain» signifiepluie en anglais)¹⁶.
 - en réaffirmant que sa marque est définie par un milieu naturel (les montagnes), le slogan d'Évian est «Évian vient à vous telle que la nature l'a créée»¹⁷.
- 5. Messages importants. Les messages clés doivent cibler des publics spécifiques en rapport avec le projet sur les forêts et l'eau, et ils doivent présenter les caractéristiques suivantes: clarté, cohérence, répétition, ton, attrait, crédibilité, besoins du public et langue de communication. Il ne doit pas y avoir trop de messages clés, qui doivent être simples, faciles à comprendre et contribuer à motiver le public. Dressez la liste des messages clés et fournissez un contenu pour chacun d'entre eux, avec des références et des faits et chiffres clés.
- **6. Identité visuelle.** Une identité visuelle peut être formée de divers éléments (figure 4.8) pour attirer l'attention du téléspectateur et communiquer plus que par les mots les valeurs intrinsèques de l'entreprise. Une identité visuelle forte est une identité qui.
 - est facilement reconnaissable une direction conceptuelle et une identité visuelle uniques permettent aux parties prenantes et au public de reconnaître plus facilement les produits d'une entreprise.
 - renforce la confiance lorsque le matériel de communication est bien conçu et organisé, on a davantage confiance dans le bon fonctionnement des choses. En revanche, un désordre inhérent, à commencer par la conception et l'utilisation de la marque, risque de dérouter le public (qui ne sait pas à quoi s'attendre) et de réduire sa confiance dans les matériels de connaissance.
 - ⊳ se démarque.

¹⁵ Pour plus d'informations, voir le site www.merseyforest.org.uk

¹⁶ Pour plus d'informations, voir le site https://replenishafrica.com

Pour plus d'informations, voir le site https://www.evian.com/fr/nos-engagements/protection-de-la-source-evian/

- 7. Réseaux et outils. Cette étape répond à la question «Où?» et «Comment?». La bonne communication des informations à l'ensemble des parties prenantes et des autres acteurs est cruciale pour la conception et la mise en œuvre de l'entreprise et nécessite de choisir les moyens et les canaux de communication appropriés. Il peut s'agir de visites sur le terrain, de séminaires, d'événements, de télévision, de médias, de films, d'affiches et de dépliants, d'actions de sensibilisation en ligne avec des sites web et des bulletins d'information, de médias sociaux et d'ateliers d'information (hors ligne et en ligne) (encadré 4.11). Les canaux de communication doivent être sélectionnés et planifiés pour différents publics, en tenant compte des contraintes liées aux fonds, au temps et aux ressources humaines. Parfois, les actions de conservation peuvent être adaptées pour servir elles-mêmes de canaux de communication par exemple, la plantation d'arbres pour protéger une ressource en eau peut être réalisée en organisant des journées communautaires de plantation d'arbres pour les familles, qui servent également d'occasions de communication sur l'entreprise.
- **8. Plan d'action et budget.** Un ensemble clair de lots de travail et d'activités doit être planifié et mis en œuvre (figure 4.9). Le plan d'action doit préciser les ressources humaines et financières nécessaires à la mise en œuvre.
- 9. Suivi et évaluation. Le plan de suivi et d'évaluation doit répondre à la question suivante: Quels sont les objectifs de l'évaluation? (Ils devraient être liés aux objectifs de la stratégie de communication et aux objectifs plus amples de l'entreprise). Le suivi et l'évaluation devrait suivre les progrès réalisés dans la mise en œuvre des activités de communication clés, y compris les indicateurs des impacts de la communication.

FIGURE 4.8 Éléments de l'identité visuelle

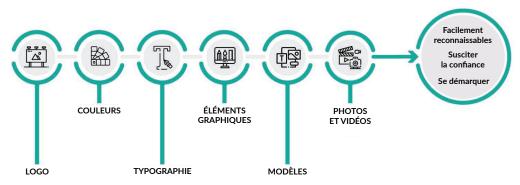


FIGURE 4.9 Éléments d'un plan d'action en matière de communication



ENCADRÉ 4.11 Exemples de messages et d'outils de communication dans le domaine de l'eau

L'agence régionale des services agricoles et forestiers (ERSAF) de Lombardie, en Italie, promeut son engagement en faveur de la gestion durable des forêts et de la protection des sources d'eau en forêt en interdisant les bouteilles en plastique dans tous les sites de loisirs (par exemple, les refuges de montagne) et en servant l'eau du robinet dans des pichets étiquetés indiquant la source forestière. La gestion forestière de l'ERSAF est certifiée par le Forest Stewardship Council (FSC), et sa contribution aux services hydrologiques est certifiée selon la procédure FSC sur les services écosystémiques.

Pour plus d'information, consulter le site http://www.ersaf. lombardia.it/it/b/460/imbroccalacquadibosco

Les zones de protection de l'eau potable peuvent faire l'objet d'une signalisation publique sur l'importance de ces zones forestières. La protection des sources d'eau contre la contamination permet de réduire les coûts de traitement et peut éviter ou différer la nécessité d'un traitement complexe. La délimitation et la communication des aires de protection des forêts et de l'eau peuvent faire partie des politiques nationales de protection des ressources en eau. Pour plus d'informations, consulter: https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=76951800

Les sites de démonstration ou les zones de loisirs peuvent être utilisés comme des espaces contrôlés dans lesquels le public interagit avec les caractéristiques spécifiques d'une entreprise. C'est le cas de Bosco Limite en Italie, où une «zone d'infiltration forestière» a été ouverte au public afin de fournir une «salle d'exposition» extérieure à des fins récréatives et éducatives. Les milliers de personnes qui ont visité ce petit site ont désormais une meilleure compréhension du concept de zone d'infiltration forestière. Une stratégie de communication massive a été déployée pour accroître l'exposition, notamment un site web, une campagne d'adoption d'arbres, un affichage de marque, des réseaux sociaux et d'autres supports de communication. Pour plus d'informations, consulter: www.wownature.eu/areewow/bosco-limite

L'objectif de la campagne «Forests to faucets (Des forêts aux robinets)» du Service des forêts des États-Unis d'Amérique est de communiquer aux communautés l'importance des superficies forestières pour l'eau potable; elle comprend l'utilisation intéressante de cartes web.

Pour plus d'informations, consulter: www.fs.fed.us/ ecosystemservices/FS_Efforts/forests2faucets.shtml



CamminaForeste 2017, CC par ERSAF Lombardie



BY-SA 4.0



Zone d'infiltration de la forêt dans la région Vénétie, Italie



Campagne de Seattle par LukeMcGuff

Le tableau 4.9 présente une liste des boîtes à outils et des réseaux internationaux et régionaux existants qui fournissent des instruments intéressants de communication et de promotion des projets sur les forêts et l'eau. La communication a un coût, mais elle est essentielle à la mise en place de projets réussis. Par conséquent, les entreprises sur les forêts et l'eau devraient inclure une planification, des budgets et un personnel adéquats pour une communication efficace.

TABLEAU 4.9

Réseaux et boîtes à outils de communication sur les forêts et l'eau

	Description	Source
Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) Centre de communication et de sensibilisation et Réseau des communicateurs forestiers	Produit des communiqués de presse, présente le Tableau d'information forestière, partage les présentations et les rapports et participe à une série d'évènements sur les forêts. L'équipe d'experts en communication forestière de CEPE/FAO, le réseau des communicateurs forestiers, est la principale plateforme où les experts en communication forestière échangent leurs visions et élaborent des stratégies communes.	www.unece.org/forests/ information/fcn.html
Pédagogie forestière	Fournit un forum européen pour les informations et communications sur la pédagogie forestière, présentant des données, des activités, des matériels et des réseaux pour les forestiers, les enseignants et les autres acteurs de l'enseignement forestier pour le développement durable.	http://forestpedagogics.eu/ portal
Boîte à outils de la FAO de communication sur les forêts	Comprend des photos, des vidéos, des infographies, des billets de médias sociaux, des présentations PowerPoint, et des faits et des messages essentiels, par sujet, y compris sur la gestion des bassins versants et la gestion durable des forêts. Depuis 2011, la FAO a apporté son soutien au développement des réseaux des communicateurs forestiers dans cinq régions: Afrique, Asie-Pacifique, Europe et Asie centrale, Amérique latine, la région méditerranéenne et le Proche-Orient.	www.fao.org/forestry/ communication-toolkit
Boîte à outil du Nature Conservancy's Water Funds	Contient des présentations, des modèles, des exemples, et des documents d'orientation pour le développement des messages et matériels cohérents sur la sécurité de l'eau, la protection des sources d'eau et les fonds liés à l'eau	https://waterfundstoolbox. org/component/ communication

5 Écosystèmes essentiels pour la gestion des forêts et de l'eau

L'eau fait partie intégrante de tous les écosystèmes forestiers mais cette relation est particulièrement prononcée dans certains écosystèmes. Ce chapitre rassemble les différents concepts étudiés dans les chapitres 3 et 4, en décrivant quatre types d'écosystèmes forestiers – mangroves, tourbières, nuageux tropicaux de montagne, et zones arides – dans lesquels la gestion axée sur les services hydrologiques est particulièrement importante et qui sont extrêmement vulnérables au changement climatique, à la déforestation, à la dégradation des sols et au changement d'affectation des terres. Bien que ces types d'écosystèmes utilisent et fournissent de l'eau de manière unique, ils servent tous à préserver la durabilité des forêts et des ressources naturelles. De plus, chacun de ces écosystèmes est menacé par le changement climatique, la variabilité climatique et les perturbations associées (par exemple, la modification des régimes climatiques, la montée du niveau des eaux, la sécheresse et les feux de végétation).

FORÊTS DE MANGROVE

- Il y a environ 13,8 millions d'hectares de forêts de mangrove dans le monde, la plus grande proportion se trouvant dans 15 pays.
- Les mangroves fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels et jouent un rôle important dans l'adaptation au changement climatique et l'atténuation de ses effets.
- Il a été estimé que 30 à 35 pour cent de mangroves ont été perdues depuis les années 1980. Environ un quart des mangroves restantes sont considérées comme étant dégradées de façon modérée à grave.
- La largeur de la forêt est le facteur le plus important pour déterminer la capacité d'atténuation des mangroves contre les tsunamis et les ondes de tempête.
- L'intégration des mangroves dans les stratégies de réduction des risques de catastrophe et la planification de la gestion du littoral peut aider à réduire le risque de catastrophes côtières.

Points saillants

Les forêts de mangrove sont généralement situées le long des côtes, des fleuves et des estuaires dans les régions tropicales et subtropicales, les surfaces les plus grandes se trouvant entre 5° Nord et 5° Sud. En 2020, 113 pays ont fait état d'environ 14,8 millions d'hectares de mangroves dans le monde (FAO, 2020a), réparties principalement dans 15 pays (Giri et al., 2011) Ces systèmes humides forestiers hautement spécialisés (qui se différencient par la fonctionnalité des espèces végétales qu'ils contiennent – encadré 5.1) occupent les zones intertidales et sont adaptées aux inondations régulières d'eau dans une gamme de salinités (par exemple, eau douce à hypersaline) (Tomlinson, 1986).

Les mangroves fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels aux populations vivant à l'intérieur et aux alentours de ces écosystèmes. Par exemple, de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés qui vivent dans les systèmes de mangrove ou qui y accèdent pendant les marées sont des sources importantes de protéines pour les

ENCADRÉ 5.1 Définition des mangroves

Le terme mangrove est un descripteur de fonction, et non de relation phylogénétique, avec près de 75 espèces de palétuviers réparties en 20 familles qui comprennent de petits arbustes, des palmiers et des arbres (Duke, 1992). Plusieurs adaptations morphologiques et physiologiques permettent aux palétuviers de survivre aux conditions difficiles de la vie côtière et estuarienne. Leurs systèmes racinaires hautement vascularisés excluent le sel de l'eau du sol qu'ils utilisent et pompent l'oxygène dans les sédiments anoxiques. Les pneumatophores et les racines à genoux se projettent vers le haut à partir des sédiments, tandis que les racines en échasse et les contreforts s'étendent radialement à partir des troncs pour assurer la stabilité dans les sédiments non consolidés et les zones de forte action des marées. Chez certaines espèces, les racines et les feuilles sont également capables d'extraire du sel pour maintenir l'équilibre des fluides cellulaires.

humains, les autres espèces sauvages et le bétail (Primavera et al., 2004; Nagelkerken et al., 2008; MacKenzie et Cormier, 2012; Analuddin et al., 2019). De nombreuses espèces de mangroves sont récoltées pour leur bois résistant aux insectes et à la pourriture, qui est utilisé pour la construction, l'artisanat et le bois de feu; les palmiers de mangrove sont des sources importantes pour la construction de toits de chaume (Dahdouh-Guebas et al., 2000; Primavera et al., 2004; Naylor et Drew, 1998).

Les mangroves ont un rôle important à jouer dans l'adaptation du changement climatique et l'atténuation de ses effets. Leurs taux élevés de productivité primaire peuvent éliminer de grandes quantités de dioxyde de carbone de l'atmosphère (Alongi, 2012). La majorité (jusqu'à 90 pour cent) de ce carbone est stockée dans les sols des mangroves dans des conditions d'engorgement et d'anaérobie qui réduisent la respiration microbienne (Donato et al., 2011; Murdiyarso et al., 2015). Si elles ne sont pas perturbées, les mangroves peuvent servir de puits de carbone pendant des milliers d'années (Atwood et al., 2017). La croissance des racines souterraines est un mécanisme important pour maintenir l'élévation des sols des forêts de mangroves par rapport à l'élévation du niveau de la mer (Krauss et Allen, 2003), ce qui confère aux forêts de mangroves une capacité d'adaptation au changement climatique, bien que le taux d'élévation du niveau de la mer puisse outrepasser cette capacité. Les mangroves étant situées à l'interface entre la terre et l'océan, elles peuvent être considérées comme des gardiens côtiers qui protègent les zones intérieures des tempêtes et les zones littorales des sédiments et de la pollution. Les mangroves et les structures racinaires aériennes (par exemple, les racines proprement dites et les pneumatophores) peuvent réduire considérablement la vitesse de l'eau qui les traverse (Furukawa et Wolanski, 1996), atténuant ainsi l'énergie des vagues générées par les tempêtes. Pendant les inondations dues aux marées de crue, la diminution de la vitesse de l'eau réduit le transport des sédiments, qui sont alors plus susceptibles d'être déposés et piégés au niveau du sol forestier (Furukawa et Wolanski, 1996; MacKenzie et al., 2016). Cela augmente également le temps de séjour de l'eau dans les forêts de mangroves et, dans une certaine mesure, permet aux nutriments et aux métaux lourds d'être absorbés par les plantes ou incorporés dans les sédiments, et d'accroître la qualité de l'eau qui finit par s'écouler vers les herbiers marins, les récifs coralliens et les plans d'eau littoraux adjacents (Clough, Boto et Attiwill, 1983; Schaffelke, Mellors et Duke, 2005). Outre la protection qu'elles offrent aux écosystèmes littoraux adjacents, les forêts de mangroves contribuent à protéger les forêts situées directement à l'intérieur des terres, telles que les forêts ripicoles et les marais tourbeux, en atténuant l'énergie des vagues et en réduisant les embruns salés.



Mangroves à Guna Yala, Panama

Menaces qui pèsent sur les relations entre les forêts de mangrove et l'eau

Malgré les avantages qu'elles procurent, on estime que 30 à 35 pour cent des forêts de mangrove ont disparu dans le monde depuis les années 1980 (Alongi, 2002; FAO, 2007), bien que dans certaines régions, les pertes soient beaucoup plus importantes (FAO, 2007). Environ un quart des mangroves restantes sont considérées comme étant dégradées de façon modérée à grave et menacées de conversion à l'agriculture, à l'aquaculture et à d'autres formes de développement, ainsi que de surexploitation pour la production de charbon de bois et de bois d'œuvre (Giri et al., 2008). La hausse du niveau des mers due au réchauffement climatique a été identifiée comme l'une des plus grandes menaces futures pour les mangroves et les services écosystémiques qu'elles fournissent (Gilman et al., 2008).

Gestion des forêts de mangrove pour les services hydrologiques

Les paramètres clés qui déterminent l'ampleur et l'efficacité de la protection offerte par les mangroves contre les catastrophes côtières sont la largeur de la forêt, la densité des arbres, leur âge, leur diamètre, leur hauteur et la composition des espèces (encadrés 5.2 et 5.3). Ces paramètres peuvent être manipulés grâce à la gestion forestière afin de produire le niveau d'atténuation requis contre les catastrophes potentielles; ils sont toutefois co-dépendants, interconnectés et influencés par d'autres caractéristiques physiques et géographiques, telles que l'élévation du sol, l'apport de nutriments et d'eau douce, l'exposition à la mer et la topographie sous-marine (Forbes et Broadhead, 2007).

Les conseils pratiques suivants, fondés sur la compréhension actuelle de la manière et du moment où les mangroves peuvent contribuer à réduire les risques posés par les catastrophes côtières, sont fournis pour aider les gestionnaires des forêts à optimiser le rôle des mangroves dans les stratégies de protection côtière.

• Maintenir de larges bandes de mangrove. Idéalement, les bandes de mangrove devraient avoir une largeur de plusieurs centaines ou milliers de mètres afin de réduire l'impact des vents et des fortes vagues lors des tempêtes et des tsunamis. S'il n'est pas possible de maintenir ou de restaurer des bandes de mangrove de cette largeur, des bandes plus étroites et même des parcelles isolées peuvent offrir

- un certain degré de protection et servir de sources de propagules pour l'expansion et la replantation naturelles des mangroves. La réduction des inondations côtières par les bandes de mangrove peut minimiser l'intrusion d'eau salée dans l'eau douce et potentiellement conserver les ressources en eau douce pour la consommation et/ ou l'agriculture.
- Éviter la conversion de forêts de mangrove. Il convient de préserver les forêts de mangrove existantes en permettant aux communautés locales de les utiliser durablement, ce qui incite à une gestion responsable des mangroves. L'aquaculture respectueuse des mangroves et la gestion communautaire des forêts et des pêches peuvent être efficaces pour atténuer la dégradation des mangroves et leur conversion.
- Conserver des forêts de mangrove saines. La qualité de la forêt influe sur le degré de protection qu'offrent les mangroves. Il est donc important de promouvoir et de préserver des mangroves matures, structurellement et biologiquement diversifiées, sur de grandes surfaces, en réduisant (par exemple) la pollution, le déversement de déchets, le drainage (depuis l'amont et les zones locales) et l'utilisation non durable. En outre, l'évapotranspiration des forêts de mangroves intactes est également une source d'eau importante pour les paysages situés en amont et dans les hautes terres, notamment les forêts et/ou les cours d'eau.
- Rétablir les forêts de mangrove. La restauration des mangroves est hautement souhaitable dans les zones qui étaient auparavant couvertes de forêts de mangroves et où la cause initiale de la disparition des mangroves a cessé (par exemple, là où les bassins d'aquaculture ont été abandonnés et où les mangroves ont été détruites par des catastrophes). Dans de nombreux cas, les mangroves se rétabliront naturellement lorsque les conditions écologiques et socio-économiques s'y prêtent; les mangroves restaurées par régénération naturelle survivent et fonctionnent généralement mieux que les systèmes de mangrove plantés. Si la replantation s'avère nécessaire, l'adéquation entre le site et l'espèce augmentera les chances de réussite, de même que la participation des communautés locales dans la planification et la gestion.
- Intégrer les mangroves dans les stratégies de réduction des risques de catastrophe et la planification de la gestion du littoral. Cela devrait se faire sur la base d'évaluations locales du rôle des mangroves dans la défense des côtes et l'atténuation des risques, ainsi que de la valeur totale et des coûts de la conservation des mangroves.
- Adopter des méthodes hybrides de réduction des risques de catastrophes. Il est peu probable qu'il soit possible d'établir et de maintenir un bio-bouclier de mangroves ininterrompu et suffisamment large le long de toute une côte, et il convient d'envisager des approches hybrides combinant infrastructures vertes et grises (Spurrier et al., 2019). Compte tenu du faible coût de l'établissement et de l'entretien des mangroves par rapport aux infrastructures, cependant, et de leur potentiel à fournir des avantages économiques et environnementaux supplémentaires, les mangroves devraient être privilégiées pour autant que possible (Forbes et Broadhead, 2007)

Besoins en matière de recherche sur les mangroves et lacunes dans les connaissances

La capacité des mangroves à protéger les forêts intérieures de l'action des vagues et du vent est bien documentée, mais les mangroves peuvent également influencer les cycles de l'eau au niveau local, régional et mondial. L'évapotranspiration des forêts côtières intactes peut constituer une source importante de précipitations. L'eau douce qui s'écoule dans les eaux côtières est utilisée par les mangroves et retournée à l'atmosphère par évapotranspiration (MacKenzie et Kryss, 2013), ce qui contribue à son tour aux précipitations en amont et à l'intérieur des terres, fournissant de l'eau aux paysages,

ENCADRÉ 5.2 Facteurs des effets d'atténuation des mangroves

La largeur de la forêt est le facteur le plus important pour déterminer la capacité d'atténuation des mangroves contre les tsunamis et les ondes de tempête. Les vagues perdent de l'énergie et de la hauteur lorsqu'elles traversent la végétation des mangroves. Les estimations varient sur la façon dont différentes largeurs de forêts de mangrove réduisent l'énergie et la hauteur des vagues. Spalding et al. (2014) ont rapporté que la hauteur des vagues causées par des événements de tempête majeurs est réduite de 13 à 66 pour cent sur une largeur de 100 mètres de végétation de mangrove. Hiraishi et Harada (2003) ont utilisé des modèles analytiques pour démontrer que 30 arbres par 100 mètres carrés dans une bande verte de 100 mètres de large pourraient potentiellement réduire la pression d'écoulement maximale du tsunami de plus de 90 pour cent. La modélisation de Yanagisawa et al. (2010) a indiqué qu'une bande de 500 mètres de large de forêts de mangrove pouvait potentiellement réduire la force hydrodynamique d'un tsunami de 70 pour cent en cas de vagues de moins de 3 mètres de hauteur. En résumé, plus les bandes sont larges, mieux c'est: des bandes de mangroves de 100 à 500 mètres de large sont susceptibles d'offrir une protection substantielle contre les tsunamis et les vagues fortes provoquées par les tempêtes. Pour les vagues d'une hauteur inférieure à 6-8 mètres, des largeurs de 50-100 mètres peuvent offrir une protection considérable (Forbes et Broadhead, 2007).

La densité ou la perméabilité des mangroves est un autre facteur important dans leur capacité à renvoyer et à absorber l'énergie des vagues. La densité verticale (c'est-à-dire la façon dont la biomasse est répartie verticalement) et horizontale est importante. En général, le potentiel d'atténuation augmente avec la densité verticale et horizontale (Forbes et Broadhead, 2007). La densité est plus facile à manipuler dans les forêts de mangrove plantées que dans les forêts naturelles, mais ces dernières présentent d'autres avantages. La forte densité des racines aériennes (par exemple, des espèces de Rhizophora) dans les forêts de mangroves matures et saines, qui sont généralement d'âge irrégulier et multiétagées, offre une protection considérable contre les catastrophes côtières. Lors du tsunami de 2004 dans l'océan Indien, une relation claire a été observée dans de nombreux pays entre le couvert de mangroves denses et intacts et la réduction des dommages causés aux infrastructures côtières (Forbes et Broadhead, 2007). L'augmentation de l'âge, du diamètre et de la hauteur renforce généralement les effets d'atténuation des forêts côtières, y compris des mangroves (Harada et Kawata, 2005; Tanaka et al., 2007; Forbes et Broadhead, 2007). À mesure que les mangroves vieillissent, la densité, la hauteur et l'épaisseur de leurs racines aériennes ainsi que la hauteur de leurs canopées augmentent, réduisant la porosité et augmentant la réflexion des vagues incidentes, ce qui entraîne une augmentation de la résistance hydraulique avec l'âge (Mazda et al., 1997). Le risque de débordement par de fortes vagues diminue avec l'augmentation de la hauteur des arbres; la hauteur supérieure des peuplements de palétuviers matures peut atteindre plus de 30 mètres, ce qui est au-delà de la hauteur des ondes de tempête et même des grands tsunamis.

La composition des espèces a également des répercussions sur le potentiel d'atténuation des mangroves, car elle détermine la structure de la forêt. Dans une forêt de mangrove naturelle, différentes espèces de palétuviers dominent généralement dans différentes zones, en fonction des réactions des différentes espèces aux variations de l'inondation par la marée, de la salinité et d'autres gradients édaphiques.

Les combinaisons de différentes espèces de mangroves poussant dans leurs habitats naturels optimisent le potentiel d'atténuation en offrant différents types de résistance et en augmentant l'hétérogénéité structurelle. Si des plantations sont nécessaires pour restaurer des forêts de mangroves, il convient de veiller à ce que les espèces correspondent bien au site afin d'en garantir la durabilité à long terme.

ENCADRÉ 5.3 Le rôle de protection joué par la végétation côtière

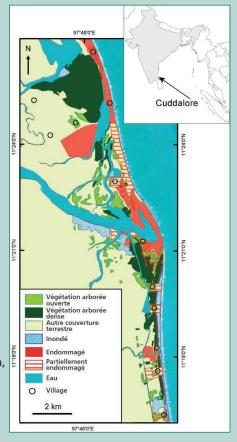
Le 26 décembre 2004, un tremblement de terre de grande amplitude au large de la côte ouest du nord de Sumatra, en Indonésie, a provoqué une série sans précédent de vagues de tsunami massives dont la hauteur variait, selon les endroits, de moins d'un mètre à près de 20 mètres (Danielsen et al., 2005; Goff et al., 2006; Satake et al., 2006; Tsuji et al., 2006). Les vagues ont inondé des zones allant jusqu'à 2 kilomètres à l'intérieur des terres, détruisant des parties de côtes de 14 pays de l'océan Indien et tuant plus de

280 000 personnes (Danielsen et al., 2005; Lay et al., 2005; Jankaew et al., 2008). Une étude réalisée en Inde par Danielsen et al. (2005) a documenté la barrière physique efficace que constituent les mangroves intactes contre les puissantes vagues de tsunami. Le littoral du district de Cuddalore dans le Tamil Nadu, en Inde, est relativement rectiligne et comprend des zones végétalisées et non végétalisées. Les zones végétalisées comprennent des forêts de mangroves et des plantations de Casuarina equisetifolia. Les forêts de mangrove étaient dominées par des arbres de 3 à 8 mètres de haut et de 4,5 à 16,5 centimètres de diamètre à hauteur de poitrine; les principales espèces d'arbres étaient Rhizophora apiculata et Avicennia marina à les densités des tiges allant de 1 400 à 2 600 arbres par hectare.

Les plantations de C. equisetifolia ont été établies le long de la côte comme brise-vent de 200 mètres de large après un cyclone en 1969; les arbres mesuraient de 18 à 23 mètres de haut et de 9,8 à 18,8 centimètres de diamètre à hauteur de poitrine, et la densité des tiges était de 1 900 à 2 200 arbres par hectare. L'évaluation, avant et après le tsunami, de bandes de littoral de 1 000 mètres de large à l'aide d'images LANDSAT a révélé que le tsunami, dont la hauteur de chute maximale était de 4,5 mètres, a complètement détruit la plus grosse partie d'un village situé à l'embouchure d'une rivière dépourvue de végétation protectrice, ainsi que deux villages situés au nord, en face d'une forêt dense de mangrove (figure 5.1). En revanche, trois villages, également au nord mais situés derrière une forêt de mangroves, n'ont subi

FIGURE 5.1

Couvert végétal pré-tsunami et dégâts
post-tsunami à Cuddalore, Tamil Nadu,
Inde



Note: Les zones en vert foncé représentent les mangroves et les plantations brisevent de Casuarina equisetifolia qui ont été plantées après un cyclone en 1969. La végétation ouverte comprend tout le reste de la végétation ligneuse, y compris les mangroves dégradées et les trous des plantations.

aucune destruction, même si le tsunami a endommagé des zones au nord et au sud des villages qui n'étaient pas protégées par la végétation. L'étude a également révélé que la végétation arborée dense était associée aux zones non endommagées et non associée aux zones endommagées.

Bien que l'étude de Danielsen et al. (2005) souligne l'importance de préserver des mangroves intactes pour protéger les zones intérieures contre les tsunamis et les autres tempêtes, les différences entre les zones endommagées et non endommagées signalées ici pourraient être dues à des différences dans l'énergie des vagues le long de la côte. Bien que les cartes bathymétriques suggèrent que la pente des côtes était similaire, des caractéristiques topographiques non détectées ont pu influencer l'énergie des vagues. Ces résultats ne concernent qu'une petite zone d'étude située à plus de 1 500 kilomètres de la source du tsunami.

y compris les forêts et les cours d'eau. Bien que les études sur l'évapotranspiration des forêts de mangrove fassent généralement défaut, Lagomasino et al. (2015) ont suggéré que les taux d'évapotranspiration des mangroves pourraient produire une quantité d'eau équivalente aux précipitations annuelles certaines années, bien que cela varie probablement en fonction de la structure de la forêt, des régimes de marée et des salinités (Barr, DeLong et Fuentes, 2014; Krauss et al., 2015). Des études combinant la télédétection et les mesures sur le terrain sont nécessaires pour comprendre pleinement la variabilité spatiale de l'évapotranspiration des mangroves ainsi que leur contribution au bilan hydrique régional.

FORÊTS DES TOURBIÈRES

Points saillants

- Les forêts des sols tourbeux jouent un rôle crucial dans la régulation (atténuation des inondations et des sécheresses) et la préservation de la qualité de l'eau au niveau des bassins versants.
- Contrairement à d'autres types de forêts, il existe une relation synergétique entre les services hydrologiques et les services liés au carbone rendus par les forêts des tourbières.
- Les tourbières sont les écosystèmes terrestres les plus denses au monde; leur conservation constitue un des moyens les plus rentables pour baisser les émissions de gaz à effet de serre.
- Environ un quart des forêts des tourbières du monde auraient disparu entre 1990 et 2008.
- Le drainage des tourbières augmente fortement le risque d'incendies.
- Une restauration efficace des systèmes de tourbières aiderait à assurer la fourniture de services de filtrage et de régulation des eaux, ainsi que des solutions de subsistance durables dans les tourbières humides tout en réduisant les incendies de forêt et de tourbières, la dégradation et la perte de terres.

Les forêts des tourbières (définies dans l'encadré 5.4) se distinguent des autres écosystèmes tourbeux par les arbres, qui constituent la principale flore formant la biomasse, ce qui donne lieu à une tourbe ligneuse. Elles sont présentes dans le monde entier et leur superficie totale est généralement en déclin malgré les efforts cartographiques en cours pour identifier chaque année de nouvelles zones de tourbières, en particulier dans les tropiques (Joosten, 2010; FAO, 2014; Dargie et al., 2017). On estime que les forêts des tourbières sont passées de plus de 93 millions d'hectares en 1990 à moins de 70 millions d'hectares en 2008 (Joosten, 2010). Les régions boréales et tempérées abritent la majorité des tourbières du monde, où elles se sont formées sous des régimes climatiques à fortes précipitations et basses températures (FAO, 2014; Dargie et al., 2017). Sous les tropiques, les forêts des tourbes se présentent généralement sous la forme de marais tourbeux – des écosystèmes



Les mangroves qui bordent la rivière Pukusruk sur l'île de Kosrae, dans les États fédérés de Micronésie, protègent les forêts de montagne contre les tempêtes, stockent de grandes quantités de carbone et constituent un habitat précieux pour de nombreuses espèces de poissons, de crevettes et de crabes autochtones.

alimentés par les pluies dans lesquels la matière organique partiellement décomposée de la végétation dense des forêts tropicales s'accumule dans la tourbe.

Au cours de plusieurs milliers d'années, l'accroissement de la tourbe entraîne la formation de massifs tourbeux entre les rivières. La diversité arboricole des forêts des tourbières boréales et tempérées est faible, généralement dominée par la famille des pins (*Pinaceae*) accompagnée de *Picea*, *Pinus* et *Larix* (Bourgeau-Chavez et al., 2018). En revanche, les forêts tropicales de tourbe sont souvent extrêmement riches en biodiversité. Au moins 200 espèces d'arbres et de palmiers occupent les marais tourbeux tropicaux rien qu'en Indonésie (Bourgeau- Chavez et al., 2018). Une étude indonésienne portant sur 26 parcelles (2000 mètres carrés) contenait 82 espèces d'arbres d'un diamètre supérieur à 5 centimètres (Lampela et al., 2017; Astiani et al., 2021.).

Les tourbières fournissent divers services hydrologiques. La tourbe se forme à partir de l'accumulation de matières végétales partiellement décomposées pendant des milliers d'années dans des conditions d'engorgement d'eau et de manque d'oxygène. Les forêts des tourbières, les arbres et d'autres plantes telles que les mousses sont essentiels à la régulation (atténuation des inondations et des sécheresses) et au maintien de la qualité de l'eau au niveau des bassins versants. L'eau potable et l'eau d'irrigation sont souvent extraites des forêts des tourbières.

Les forêts des tourbières ont un effet de climatisation grâce à l'évapotranspiration dans le paysage. L'évapotranspiration relativement élevée des arbres et des zones humides réduit les températures de surface et atténue les extrêmes des températures, minimisant ainsi les pertes de nutriments et d'eau (Hesslerová et al., 2019). L'évapotranspiration, et donc la végétation, sont considérées comme des régulateurs climatiques efficaces, non seulement à l'échelle locale, mais aussi à l'échelle mondiale (Hesslerová et al., 2019).

Outre les services hydrologiques qu'elles rendent, les tourbières sont les écosystèmes terrestres les plus denses en carbone au monde et sont donc cruciales pour l'atténuation du changement climatique (FAO, 2020c). Contrairement à d'autres types de forêts, la gestion des forêts des tourbières ne nécessite pas de compromis entre l'eau et le carbone. La majeure partie du carbone des forêts des tourbières étant stockée dans le sol organique, qui a besoin d'eau pour se former et se conserver, il existe une relation synergique entre ces deux éléments.

De nombreuses forêts des tourbières sont des points chauds de la biodiversité qui abritent une grande diversité d'habitats pour des espèces rares de flore et de faune. Cela facilite la fourniture de divers produits – aliments, biocarburants et fibres – qui

soutiennent les moyens d'existence de nombreuses communautés locales (Wichtmann, Schröder et Joosten, 2016).

Menaces qui pèsent sur les relations entre les forêts des tourbières et l'eau

Malgré leur importance et le large éventail de services rendus par les forêts des tourbières, nombre de ces écosystèmes se sont dégradés et sont de plus en plus menacés par les cultures agricoles telles que l'huile de palme et le cacao (FAO, 2020c; Miettinen et Liew, 2010). Selon les estimations actuelles, 11 à 15 pour cent des tourbières de la planète ont été drainées et 5 à 10 pour cent supplémentaires sont dégradées en raison d'autres changements tels que l'élimination ou l'altération de la végétation (FAO, 2020c). En outre, l'agriculture et les plantations sur les tourbières asséchées ne sont pas durables. La combinaison de la dégradation progressive des sols, de la baisse de la productivité et du coût croissant du drainage a entraîné l'abandon de nombreuses tourbières, qui sont particulièrement exposées aux incendies (FAO, 2014).

Une conversion généralisée des forêts tropicales de tourbières a eu lieu en Asie du Sud-Est; cela pourrait également se produire dans d'autres régions (par exemple, les bassins de l'Amazone et du Congo), à moins que des leçons ne soient tirées et des solutions trouvées (Murdiyarso, Lilleskov et Kolka, 2019). Les autres menaces qui pèsent sur les forêts de tourbières sont les plantations forestières (pour la pâte de bois ou le bois d'œuvre), l'exploitation minière, l'extraction pétrolière et l'extraction de tourbe.

Le drainage des tourbières augmente fortement le risque d'incendies. Les incendies dans la couche de sol tourbeux, qui sont très difficiles à détecter et à éteindre, peuvent durer des mois, même en cas de pluies importantes (Joosten et Clarke, 2002). Par le passé, les feux de tourbe ont été associés à un grand nombre de décès humains prématurés dus à des maladies respiratoires, ainsi qu'à d'importantes pertes économiques dues principalement à la pollution atmosphérique sous forme de brume sèche (Koplitz et al., 2016). Les perturbations peuvent également influencer l'équilibre hydrologique des forêts de tourbières et provoquer une forte érosion dans les régions montagneuses, ainsi que le tassement des sols et l'affaissement des terrains.

L'affaissement des terres dû à l'assèchement des forêts de tourbières peut se produire particulièrement rapidement sous les tropiques – jusqu'à 1,5 mètres dans les cinq

ENCADRÉ 5.4 Qu'est-ce qu'une forêt de tourbières?

Les forêts des tourbières sont un type de zone humide reconnu par la Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (également connue sous le nom de Convention de Ramsar). Plus de 280 forêts des tourbières couvrant plus de 19,8 millions d'hectares ont été désignées dans le monde entier comme sites Ramsar ou «zones humides d'importance internationale» (Secrétariat de la Convention de Ramsar, sans date). Il n'existe pas de définition universelle des forêts des tourbières; ce rapport s'appuie sur la définition de la forêt utilisée dans l'Évaluation des ressources forestières mondiales (FAO, 2020a) et sur l'approche du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour les tourbières. Le supplément sur les zones humides du GIEC (GIEC, 2014b) inclut les tourbières dans (les terres avec) des sols organiques. Les sols organiques, également appelés histosols ou tourbières, sont identifiés sur la base de trois critères liés à: l'épaisseur de l'horizon organique (au moins 10-20 centimètres); la teneur en carbone organique (au moins 12-20 pour cent en poids); la saturation en eau (FAO, 2020b). Par conséquent, les forêts des tourbières peuvent être définies grossièrement comme des forêts de zones humides poussant naturellement sur des sols organiques (FAO, 2020b).

premières années suivant l'assèchement et 3 à 5 centimètres par an les années suivantes, en fonction de l'oxydation de la tourbe et de la profondeur de la nappe phréatique (Hooijer et al., 2012). L'abaissement du niveau de la surface des tourbières, combiné à l'élévation du niveau de la mer, augmente le risque d'inondation (et d'intrusion ultérieure d'eau salée) dans les zones côtières et de pertes importantes de terres productives. Le drainage des forêts des tourbières accroît également le risque global de sécheresse et d'inondation, car les sols tourbeux s'affaissent en raison du tassement et du drainage, ce qui modifie la capacité du sol à retenir l'eau. (FAO, 2020c; Taufik et al., 2020; Ikkala et al., 2021). Si la surface de la tourbe est fortement dégradée, elle peut devenir hydrophobe, réduisant ainsi l'infiltration du sol et augmentant le ruissellement, ce qui empêche l'alimentation des eaux souterraines (Wösten et al., 2008) et rend impossible la restauration de la tourbière. Le drainage des tourbières entraîne également une pollution croissante de l'eau associée à une augmentation des concentrations de nitrates et de carbone organique dissous (Abrams et al., 2016). Il est donc clair que la gestion durable des forêts des tourbières est essentielle pour leurs fonctions de régulation de l'eau et leur rôle dans la réduction de la vulnérabilité des communautés locales à la probabilité accrue d'événements climatiques extrêmes et d'impacts hydrologiques.

Gestion des forêts des tourbières pour les services hydrologiques

Les éléments de la gestion durable des forêts des tourbières pour leurs services hydrologiques sont examinés ci-dessous.

Reconnaître, définir et quantifier le problème. La première condition pour améliorer la gestion des forêts des tourbières pour l'eau est de reconnaître et de définir le problème. Les informations de base peuvent être acquises grâce à la cartographie et le suivi en utilisant à la fois la télédétection et les données au sol (voir FAO, 2020c).

Il convient également d'identifier les parties prenantes et de développer leur capacité à évaluer et à surveiller l'état des forêts des tourbières, à définir des objectifs de gestion et à élaborer des plans, des règlements et des politiques de gestion tangibles et durables. En donnant aux populations locales les moyens de devenir les gardiens de leur environnement et de ses ressources, on leur permettra de tirer des avantages financiers et sociaux de l'utilisation durable des forêts des tourbières. Les solutions ascendantes mises en œuvre conjointement avec les communautés locales et d'autres parties prenantes, ainsi que des scientifiques, sont plus efficaces que les approches décisionnelles centralisées et descendantes (Wösten, Rieley et Page, 2008).

Protéger les forêts des tourbières. La protection est le moyen le plus simple et le plus rentable d'accroître la résilience des communautés locales face à la variabilité climatique croissante, qui menace de compromettre la disponibilité de l'eau, la production alimentaire et les moyens d'existence. La protection des écosystèmes de tourbières contre la déforestation et le drainage aura des avantages tangibles pour l'environnement et les sociétés (FAO, 2014; Banque mondiale, 2016); à défaut, il faudra restaurer les écosystèmes, ce qui est coûteux et ne permet pas de rétablir la pleine fonctionnalité des écosystèmes. Par exemple, il a été estimé que 4,6 milliards d'USD sont nécessaires pour restaurer entièrement 2 millions d'hectares de forêts des tourbières en Indonésie (Hansson et Dargusch, 2018).

Utiliser les approches holistiques axées sur les paysages. Les forêts des tourbières doivent être gérées de manière holistique à l'échelle du paysage. Elles doivent être considérées à l'échelle des forêts individuelles (c'est-à-dire le dôme de tourbe) et à celle du bassin versant. Les changements dans la quantité et la qualité de l'eau dans les forêts des tourbières peuvent toucher leur santé et leur fonctionnalité. Ceci est important car le drainage ou d'autres perturbations de l'hydrologie d'un système de tourbières (ou d'une partie de celui-ci) abaisseront la nappe phréatique de toute la zone de tourbières. Les approches paysagères doivent être appliquées dans toute intervention visant à conserver et à restaurer les tourbières

afin d'optimiser l'efficacité de la prise de décision et d'éviter ou de minimiser les fuites.

Passer à des systèmes de gestion humides. Une sensibilisation accrue et des investissements dans l'utilisation durable des forêts de tourbières sont nécessaires pour faire évoluer le paradigme du drainage des tourbières vers la reconnaissance que des activités à faible impact et à moyens de subsistance mixtes, telles que l'écotourisme, la pêche, l'agriculture et la sylviculture, sont possibles dans les paysages de tourbières humides. La «paludiculture» est la production de biomasse sur des tourbières humides et réhumidifiées dans des conditions qui maintiennent et facilitent l'accumulation de tourbe et assurent la fourniture de services écosystémiques des tourbières. Dans de nombreux endroits, cependant, les forêts des tourbières doivent être mises à profit pour être conservées, et la paludiculture est nettement préférable au drainage (Wichtmann, Schröder et Joosten, 2016) (encadré 5.5). Les revenus de la paludiculture peuvent être générés par l'utilisation de la biomasse ainsi que par des paiements pour des services écosystémiques tels que ceux liés à l'eau, au carbone (par exemple, REDD+) et à la biodiversité (Wichtmann, Schröder et Joosten, 2016; Wösten, Rieley et Page, 2008).

Le développement durable de la chaîne de valeur reste un défi majeur pour les approches de la paludiculture, en particulier sur les tourbières fortement dégradées et éloignées des grandes communautés. Les pratiques paludicoles doivent être bien adaptées aux conditions spécifiques du site telles que le type de tourbière, les conditions du sol, la disponibilité des nutriments, la forte acidité naturelle des tourbières et l'hydrologie (Wichtmann, Schröder et Joosten, 2016). En général, les cultures intercalaires, les espèces pérennes et les approches agroforestières mixtes sont susceptibles d'être plus bénéfiques pour l'hydrologie des tourbières que les monocultures.

Application de la gestion adaptative. Si la réhumidification des forêts des tourbières drainées est irréalisable, il convient d'appliquer des pratiques de gestion adaptative qui évitent ou minimisent le drainage profond, le travail du sol et l'utilisation d'engrais. La gestion des forêts des tourbières doit viser à maintenir un couvert forestier continu et à recourir à la récolte sélective (plutôt qu'à la coupe rase). Si les terres sont affectées à l'agriculture, il convient de privilégier les cultures permanentes (FAO, 2014). La clé de la gestion durable des tourbières est simple: plus la nappe phréatique est proche de la surface, plus les avantages pour les tourbières et les communautés qui les entourent sont importants.

Restauration des forêts des tourbières. Les tourbières se forment et se conservent grâce à l'interaction de trois éléments: l'eau, la matière végétale qui crée la tourbe et le sol. Toute modification de l'un de ces éléments peut entraîner des altérations majeures de l'ensemble de l'écosystème des tourbières. De vastes zones de forêts des tourbières ont déjà été drainées, déboisées ou dégradées d'une autre manière; ces activités doivent être arrêtées et inversées par la restauration et la réhumidification des tourbières (encadré 5.6; encadré 5.7). Cependant, la réhumidification n'est pas toujours possible; en outre, plus les activités de restauration sont retardées après le drainage, plus il sera difficile et long de ramener les fonctions de l'écosystème à un niveau proche de celui d'avant le drainage. La végétation aide à maintenir l'eau dans les tourbières. Même dans des conditions anoxiques gorgées d'eau, la tourbe diminue lentement si elle n'est pas remplacée par une nouvelle végétation formant de la tourbe. Si une tourbière à restaurer était boisée à l'origine, il faut permettre aux espèces forestières autochtones de la tourbière de repousser; toutefois, si aucun individu de l'espèce originale ne pousse dans la zone et ne peut donc pas servir de source de semences, il peut être nécessaire de replanter (FAO, 2020c).

Potentiel des moyens d'existence durables dans les forêts tropicales des marécages tourbeux

En Indonésie, les efforts de restauration ont commencé à une échelle sans précédent après les feux de tourbe et de forêt de 2015-2016, avec une ambition nationale de restaurer 2 millions d'hectares d'ici 2030. Des améliorations techniques sont nécessaires pour que ces efforts soient durables, mais ils sont prometteurs (Giesen et Sari, 2018). Un aspect qui pourrait faire une différence considérable est l'inclusion de la sensibilisation et de l'engagement locaux dans les activités de restauration des tourbières.

Les petits exploitants (qui occupent environ la moitié de la superficie des tourbières converties en huile de palme et en bois de pulpe d'acacia) dépendent particulièrement des revenus tirés de ces forêts tourbeuses drainées, et la participation locale est essentielle pour garantir le succès de la réhumidification. La paludiculture, y compris la pêche durable à faible impact, est actuellement la seule démarche permettant d'équilibrer l'utilisation productive des tourbières et la fourniture de services écosystémiques en offrant des options de subsistance qui ne nécessitent pas de drainage et qui découragent l'utilisation du feu. Une évaluation des marécages d'Asie du Sud-Est a permis d'identifier 534 espèces végétales des marécages tourbeux ayant des utilisations connues (bois, médicaments et aliments, par exemple) et 81 produits forestiers non ligneux ayant une «utilisation économique importante» (FAO, 2014). Des espèces telles que la noix de bancoul (Aleurites moluccanus), la noix d'illipé (Shorea spp.) et le jelutong des marais (Dyera polyphylla) ont le potentiel de fournir des produits alternatifs et de compenser certaines des pressions environnementales associées à la culture du palmier à huile et de l'acacia (FAO, 2014). La pêche dans les tourbières présente un potentiel considérable pour la production d'espèces de poissons alimentaires et ornementales. Pour faciliter la prise de poissons, les pêcheurs utilisent des étangs artificiels appelés beje, et se servent du trop-plein des rivières pendant la saison des pluies pour piéger 5 à 12 espèces de poissons (FAO, 2014). L'élevage non intensif de petit bétail dans les tourbières réhumidifiées est une autre option, car une série d'espèces végétales des tourbières fournissent un fourrage appétent et relativement nutritif (Giesen et Sari, 2018). L'apiculture est également prometteuse, en combinaison avec des espèces d'arbres telles que Melaleuca cajuputi. Cependant, malgré le potentiel, l'expansion de la paludiculture est entravée en Indonésie par un manque de connaissances et d'opportunités de marché. L'absence d'un cadre réglementaire propice est encore un autre obstacle. (Giesen et Sari, 2018).



Paysage forestier tourbeux dans la région de Katingan, Indonésie

La réhumidification des tourbières est essentielle pour leur restauration

La première étape de la restauration des tourbières est la réhumidification (c'est-à-dire l'élévation de la nappe phréatique), puis le maintien de la nappe phréatique à des niveaux aussi proches que possible de la surface tout au long de l'année. Les changements de la teneur en eau (en particulier les niveaux des eaux souterraines et l'humidité du sol) et les perturbations (par exemple, la déforestation, les incendies et les nouveaux lits fluviaux, les chemins forestiers et les routes) doivent être surveillés à l'échelle du paysage au fil du temps afin d'évaluer les progrès réalisés (ce qui est nécessaire pour planifier la suite de la restauration) et de planifier des interventions conçues pour réduire le risque d'incendie et prévenir d'autres activités humaines non durables (FAO, 2020c; Wösten, Rieley et Page, 2008).

La réhumidification des tourbières se fait en bloquant le système de drainage, soit avec des structures construites, soit par remplissage (Andersen et al., 2017; Strack, 2008). Les différentes méthodes de restauration des tourbières présentent toutes des avantages et des inconvénients liés aux coûts, à l'équipement nécessaire, à la durabilité et à l'efficacité. Les besoins locaux en matière de transport doivent également être pris en compte car, dans certains cas, les systèmes de drainage des canaux facilitent le déplacement des bateaux et donc des activités économiques. Le moyen le plus utilisé pour bloquer les drains est la tourbe compactée en raison de sa persistance dans les débits de pointe et de la grande disponibilité et durabilité de la matière première (FAO, 2020c).

La restauration des forêts des tourbières a commencé dans les régions boréales il y a plusieurs décennies, mais celle des forêts des tourbières tropicales en est encore à ses débuts, et des questions restent sans réponse concernant (entre autres) la faisabilité de la réhumidification de grandes superficies.

Les programmes de revégétalisation impliquant les communautés devraient donner la priorité aux espèces forestières des tourbières qui peuvent fournir des avantages économiques (Giesen et Sari, 2018). Dans tous les cas, les espèces des zones arides, et les espèces associées à des taux élevés d'évapotranspiration, devraient être évitées pour empêcher l'assèchement des tourbières. Les activités de revégétalisation doivent être adaptées au niveau de dégradation; par exemple, plus une superficie a été affectée par le feu et plus elle est éloignée, d'un point de vue écologique, d'une forêt naturelle de tourbière, plus il est probable qu'elle nécessitera une replantation pour compléter la régénération naturelle. Étant donné le rythme rapide de l'oxydation, du tassement et de l'affaissement de la tourbe, la réimplantation doit être initiée rapidement. Plus le processus de restauration est long, plus il sera coûteux de restaurer l'écosystème. Les possibilités de tirer pleinement parti de la restauration des tourbières sont de plus en plus rares.

Permettre la restauration holistique des tourbières dans la région boréale

La plupart des drainages en Fennoscandie, dans la Fédération de Russie et dans les États baltes ont eu lieu dans des tourbières naturellement couvertes d'arbres, et ces types d'écosystèmes sont désormais rares (Joosten et Clarke, 2002). En Finlande, où la plupart des conversions des tourbières ont été effectuées pour des fins de sylviculture (Similä, Aapala et Penttinen, 2014), le drainage a commencé dans les années 1930 et les interventions de protection n'ont débuté que dans les années 1960. Cependant, si le système de drainage n'est pas maintenu, des conditions plus humides peuvent relancer les processus de formation de tourbe, connus sous le nom de repaludification (Joosten et Clarke, 2002).

Divers projets se sont concentrés sur la restauration des tourbières drainées en Finlande, notamment les projets LIFE de l'Union européenne (dans le cadre du réseau Natura 2000), qui ont démarré au début des années 2000. Le savoir-faire finlandais en matière de restauration des tourbières s'est accumulé sur plus de 25 ans (Similä et al., 2014). Environ 20 000 hectares de tourbières drainées ont été restaurés en tant que zones naturelles entre 1989 et 2013 en bloquant et en endiguant les fossés, et en abattant et en enlevant les arbres ayant poussé après le drainage (Similä, Aapala et Penttinen, 2014). Les parcelles forestières des tourbières ont été restaurées pour augmenter la quantité de bois mort et favoriser ainsi la biodiversité. L'objectif général est de restaurer l'hydrologie naturelle des tourbières d'épicéas et d'autres tourbières couvertes de forêts, de réduire la fragmentation et d'accroître la biodiversité. Un réseau national de surveillance des tourbières restaurées a été mis en place dans le cadre du projet LIFE sur les tourbières boréales entre 2010 et 2014, notamment en ce qui concerne les effets de la restauration des tourbières sur l'hydrologie (par exemple, le niveau et la qualité des nappes phréatiques) et la biodiversité (végétation, oiseaux, papillons et libellules) (Similä et al., 2014). Une vaste campagne de sensibilisation a permis de partager des informations sur les tourbières - leur flore, leur faune, leur protection et leur restauration - avec le public, tant en ligne que sur place (par exemple, des panneaux d'information et des expositions sur les tourbières, avec des caillebotis permettant un accès facile et sûr pour les visiteurs).



Une orchidée rare, Cypripedium calceolus, dans un marécage riche de végétation en Laponie, dans le Parc national Oulanka, Finlande

Améliorer l'environnement propice pour les écosystèmes de tourbières. Pour permettre une restauration réussie des forêts des tourbières, il peut être nécessaire de tester des mesures de gestion spécifiques au contexte (telles que l'adéquation des espèces) dans une zone de projet donnée, de développer des chaînes de valeur et des marchés et d'adapter les cadres réglementaires (y compris le régime foncier). Des réglementations et des lois aux niveaux national et infranational peuvent être nécessaires pour décourager les utilisations non durables telles que la déforestation et le drainage des tourbières (par exemple, Silvius et Suryadiputra, 2002).

L'intégration des écosystèmes de tourbières dans les cadres institutionnels, politiques et législatifs existants et leur harmonisation constituent un défi majeur pour de nombreux pays. L'amélioration à long terme de la gestion des terres et de l'eau dans les forêts des tourbières nécessite souvent des subventions pour la restauration et des moyens de subsistance viables, sans drainage. L'intégration des tourbières dans les plans nationaux d'utilisation des terres et les systèmes de suivi des changements d'utilisation des terres soutiendra le processus, mais nécessite une collaboration technique et des ressources. Dans les pays où de vastes zones de tourbières ont été drainées, l'inclusion des tourbières dans les stratégies visant à réduire les risques liés, par exemple, aux incendies, aux inondations, à l'érosion et à la sécheresse, permettrait de prendre des décisions mieux ciblées, en tenant compte des caractéristiques uniques de ces écosystèmes et du contexte local.

Besoins en matière de recherche sur les forêts des tourbières et lacunes dans les connaissances

Les forêts des tourbières ne peuvent pas être protégées ou gérées durablement à long terme sans une cartographie appropriée; par conséquent, la cartographie de l'étendue, de la profondeur de la tourbe et de l'état des forêts des tourbières, y compris les zones à tourbe peu profonde, devrait être une priorité (FAO, 2020c). La définition des tourbières varie d'un pays à l'autre, et ces définitions doivent être fondées sur des preuves scientifiques suffisantes pour garantir qu'aucune grande zone de tourbe n'est omise. Dans les zones de tourbières dégradées, il convient d'explorer et d'améliorer les techniques de prévention du drainage afin de restaurer ces systèmes pour qu'ils soient aussi proches que possible de leur état originel. Il s'agit d'un impératif dans les zones soumises à une forte pression de l'agriculture et d'autres utilisations concurrentes des terres, afin de limiter tout dommage supplémentaire à ces systèmes hydrologiques délicats et de favoriser la récupération et l'intégrité des écosystèmes.

Il convient de poursuivre la recherche et le développement dans un large éventail de domaines, tels que les techniques appropriées d'extraction du bois dans le cadre de l'utilisation durable des forêts des tourbières et les cultures et produits humides de substitution pour remplacer les cultures pratiquées sur les tourbières drainées et déboisées.

FORÊTS DE NUAGES TROPICALES DE MONTAGNE

Points saillants

- Les forêts de nuages tropicales de montagne (FNTM) sont parmi les écosystèmes terrestres les plus précieux pour leur rôle dans le cycle hydrologique parce qu'elles influent sur la quantité d'eau disponible et régulent les débits des eaux de surface et souterraines des bassins versants, tout en maintenant une eau de haute qualité.
- Le débit élevé de l'eau des FNTM est dû au fait qu'elles se trouvent dans des zones de fortes précipitations, avec des apports supplémentaires d'eau des nuages capturée par le couvert et moins de pertes par évaporation.
- Les FNTM sont rares: les estimations de la superficie vont de 1 à 14 pour cent des forêts tropicales dans le monde. Environ 55 pour cent de la superficie initiale des FNTM a été perdue.
- La conservation des FNTM adultes restantes doit être renforcée et leur conversion en terre agricole doit être évitée.
- La coupe sélective de basse intensité dans les FNTM secondaires se conformant aux directives d'exploitation à faible impact est fortement recommandée pour atténuer les effets délétères de l'exploitation sur les sols, les débits de l'eau et la biomasse.
- Dans la restauration des FNTM, des efforts devraient être déployés pour planter des mélanges d'espèces locales à faible consommation d'eau.
- Les systèmes de paiement pour les services hydrologiques fournis par les FNTM permettraient de compenser les propriétaires fonciers, de préserver le couvert forestier et de contrecarrer la déforestation et la pénurie d'eau.
- Des travaux de recherche sont nécessaires pour mieux comprendre les effets hydrologiques du changement climatique sur les FNTM.

Les rendements élevés d'eau des FNTM sont dus au fait qu'elles se trouvent dans des régions de fortes précipitations, avec des apports supplémentaires d'eau des nuages capturés par le couvert («décapage du brouillard») et moins de pertes par évaporation (Hamilton, Juvik et Scatena, 1995; Bruijnzeel, 2001). Les rendements en eau des bassins versants augmentent généralement de la forêt de basse montagne à la forêt de haute montagne, ce qui reflète l'augmentation simultanée des précipitations incidentes et la diminution des pertes par évaporation en altitude (Bruijnzeel, 2005). La présence de nuages augmente non seulement les apports d'eau provenant de la capture du brouillard, mais réduit également les pertes par évaporation en raison du rayonnement plus faible et de l'humidité atmosphérique plus élevée qu'ils génèrent (Bruijnzeel, Mulligan et Scatena, 2011).

L'interception des nuages est très saisonnière dans de nombreuses régions et devient une composante plus cruciale des bilans hydriques totaux pendant les saisons sèches et donc du maintien des débits pendant ces périodes sèches. Par rapport aux forêts de montagne qui ne sont pas influencées par le brouillard ou les nuages bas, les débits d'eau des FNTM ont tendance à être plus stables pendant les périodes prolongées de faibles précipitations. (Bruijnzeel, 2001).

Les FNTM sont importantes pour la protection des sols car elles se trouvent souvent sur des pentes raides, qui ont tendance à être très sensibles à l'érosion et aux mouvements de masse si les forêts sont supprimées (Bruijnzeel, 2004). Les FNTM sont également un point chaud prioritaire pour la conservation de la biodiversité en raison de leur grande richesse en espèces et de leur endémisme (Hamilton, Juvik et Scatena, 1995; Beck *et al.*, 2008; Bendix *et al.*, 2013), notamment pour les épiphytes (Gentry et Dodson, 1987) et les insectes (Brehm *et al.*, 2005).

ENCADRÉ 5.8 Qu'est-ce que les forêts de nuages tropicales de montagne?

Les forêts de nuages tropicales de montagne reçoivent fréquemment des apports d'humidité provenant du brouillard et de la brume. Il existe de multiples classifications de ces forêts, mais la définition la pluslargement adoptée les définit comme étant «les forêts qui sont fréquemment couvertes de nuages ou de brume» (Hamilton, Juvik et Scatena, 1995), ce qui souligne l'importance des nuages pour ces écosystèmes. Les forêts de nuages tropicales de montagne sont parmi les écosystèmes terrestres les plus précieux pour leur rôle dans le cycle hydrologique parce qu'elles influent sur la quantité d'eau disponible et régulent les débits des eaux de surface et souterraines des bassins versants, tout en maintenant une eau de haute qualité.

Menaces qui pèsent sur les relations entre les forêts de nuages tropicales de montagne et l'eau

Étant donné que les FNTM se développent dans des conditions climatiques et topographiques particulières, leur distribution spatiale est naturellement fragmentée et d'étendue limitée. Les FNTM sont rares: les estimations de la superficie vont de 1 à 14 pour cent de la superficie totale des forêts tropicales dans le monde (Bruijnzeel, Mulligan et Scatena, 2011; Mulligan, 2011). Sur l'ensemble des FNTM cartographiés, 43 pour cent se trouvent en Asie, 41 pour cent en Amérique et 16 pour cent en Afrique (Mulligan, 2011; Hamilton, Juvik et Scatena, 1995).

Il n'existe pas de données actualisées sur l'évolution de la superficie des FNTM mais on estime que 55 pour cent du couvert initial avait été perdu en 2000 (Mulligan, 2011). Un taux de déforestation annuel de 1,55 pour cent a été estimé pour les forêts tropicales de montagne (y compris les FNTM) en Amérique latine (Armenteras et al., 2017). La conversion à l'agriculture et le pâturage du bétail sont les principaux moteurs de la déforestation dans les FNTM (Scatena et al., 2011; Aide, Ruiz-Jaen et Grau, 2010; Armenteras et al., 2017). De vastes zones de pâturage créées sur des terres autrefois occupées par des FNTM ont toutefois été abandonnées dans le monde entier, donnant naissance à des forêts secondaires (Scatena et al., 2011; Mulligan 2011). La surexploitation et les herbes envahissantes telles que les fougères constituent également des menaces importantes (Aide, Ruiz-Jaen et Grau, 2010). Les coupes sélectives non planifiées impliquent généralement l'exploitation d'espèces ligneuses de grande valeur (par exemple, dans les familles Juglandaceae, Lauraceae et Podocarpaceae), ce qui entraîne une dégradation de la forêt et augmente ainsi la probabilité de conversion à des utilisations agricoles des terres.

Le changement climatique constitue une autre menace importante pour les FNTM: en raison de leurs exigences climatiques restrictives et de leur répartition fragmentée, les FNTM sont très vulnérables à l'augmentation des températures et aux modifications des régimes de précipitations et de la répartition des nuages (Feeley et al., 2013; Lutz, Powell et Silman, 2013). Les altérations de l'altitude à laquelle la condensation des nuages et l'augmentation de l'évapotranspiration se produisent – toutes deux possibles en raison du réchauffement climatique – réduiraient la superficie des terrains de montagne directement exposés aux nuages (Still, Foster et Schneider, 1999; Bruijnzeel, 2004). Des projections récentes indiquent que l'immersion dans les nuages pourrait rétrécir ou assécher 57 à 80 pour cent des FNTM néotropicales (Helmer et al., 2019). Cela rendrait les FNTM plus sensibles aux incendies, aux maladies et aux espèces envahissantes, réduisant ainsi la résilience des écosystèmes. Les impacts de ces altérations sur les cycles hydriques des FNTM risquent d'être considérables et entraîneraient des réductions de la disponibilité de l'eau dans les parties basses des bassins versants; ces impacts sont

toutefois peu étudiés. La conversion des FNTM en cultures annuelles et en pâturages entraîne une augmentation du volume de l'écoulement de surface car le tassement du sol réduit la capacité d'infiltration (Bruijnzeel, 2004). Bien que la transpiration des forêts soit considérablement réduite, ce qui entraîne une augmentation globale du débit des cours d'eau (Bruijnzeel, 2005), ce supplément d'eau dans le sol ne compense pas la perte de sa capacité d'infiltration; les pics de ruissellement augmentent pendant les saisons humides et les débits diminuent pendant les saisons sèches (Bruijnzeel, 1989; 2004). Le défrichement des forêts réduit également l'interception par les arbres et les épiphytes de l'eau de pluie et du brouillard (Bruijnzeel, 2004). Le remplacement des FNTM arrivées à maturité par des pâturages a diminué l'apport en eau dans les Andes vénézuéliennes et dans le centre-est du Mexique (Ataroff et Rada, 2000; Holwerda et al., 2010; Muñoz-Villers et López-Blanco, 2008).

L'abandon de l'agriculture et du pacage du bétail dans les anciennes FNTM permet de développer des FNTM secondaires, mais ces forêts plus jeunes capturent moins d'eau de pluie et de brouillard que les forêts adultes (8 pour cent contre 17 pour cent au Mexique; Holwerda et al., 2010). Néanmoins, les rendements en eau sont plus élevés dans les FNTM secondaires, probablement en raison de la capacité plus élevée de stockage du couvert des FNTM adultes. Cela s'explique par le fait que la surface foliaire par unité de surface et la biomasse épiphyte sont plus élevées dans les FNTM adultes, ce qui contribue à la capture et au stockage de l'eau (Holwerda et al., 2010; Köhler et al., 2011). Les épiphytes, qui sont abondants dans les couverts des FNTM, possèdent une grande capacité de stockage de l'eau et peuvent libérer l'eau stockée lentement (Veneklaas et al., 1990). Pourtant, malgré leur capacité considérable de stockage de l'eau, la contribution des épiphytes non vasculaires à l'interception globale des précipitations est relativement faible (6 pour cent; Hölscher et al., 2004). La réduction de la surface foliaire et des épiphytes dans les FNTM secondaires diminue la rétention d'eau du couvert et l'évaporation, augmentant ainsi les apports au sol par les chutes de pluie et les écoulements le long des tiges (Nadkarni et al., 2004; Ponette-González, Weathers et Curran, 2010). Dans l'ensemble, cependant, Muñoz-Villers *et al.* (2012) ont trouvé un comportement hydrologique très similaire entre une FNTM secondaire de 20 ans et une FNTM adulte au Mexique, ce qui montre la valeur de la régénération naturelle dans la récupération du fonctionnement hydrologique des FNTM.

L'érosion du sol est un impact potentiellement important de tout type d'exploitation forestière dans les régions tropicales humides (Bruijnzeel, 1992). L'apport de sédiments dans les rivières qui en résulte réduit la qualité de l'eau et la capacité des lits fluviaux, ce qui peut augmenter le risque d'inondation (Chappell et al., 2005).

Gestion des forêts de nuages pour les services hydrologiques

Compte tenu de leur rôle essentiel dans le cycle hydrologique et en tant que réservoirs de biodiversité, la gestion des FNTM doit viser à intégrer de multiples services écosystémiques, notamment ceux liés à l'eau, au sol et à la biodiversité. Les objectifs de gestion peuvent varier considérablement, de la conservation à la production de bois, en fonction du contexte socio-économique et biogéographique.

Idéalement, toutes les FNTM anciennes seraient protégées en raison de leurs précieuses fonctions écosystémiques. Cela n'est toutefois susceptible de se produire que lorsque la pression exercée par d'autres utilisations des terres est faible ou que l'application des mesures de conservation est élevée, ce qui n'est pas le cas dans de nombreuses régions. Les coupes sélectives non planifiées sont courantes parmi les communautés vivant dans ou à proximité de ces forêts (Hölscher et al., 2010; Toledo-Aceves et al., 2011), mais les impacts de ces opérations sur les services hydrologiques n'ont pas été évalués systématiquement. L'utilisation des FNTM pour la production commerciale de bois est rare, sans doute en raison des faibles volumes de bois commercial et des taux de croissance; de plus, les pentes raides de la plupart des FNTM rendent l'extraction du bois

compliquée et coûteuse.

L'exploitation forestière à faible impact doit être appliquée à toutes les opérations de récolte dans les FNTM, en adaptant ses éléments clés: planification de la pré-exploitation, entretien de zones tampons végétalisées pour les cours d'eau, calendrier des opérations afin d'éviter les périodes très humides et de minimiser le tassement du sol, et mesures post-récolte telles que le regroupement des sols et l'installation de drains transversaux sur les pistes de débardage (Cassells et Bruijnzeel, 2005). L'abattage directionnel est également une mesure importante de réduction des risques pour les travailleurs et des dommages aux arbres récoltés et aux cultures arboricoles potentielles.

L'atténuation des perturbations dans les forêts situées sur des pentes très raides est cruciale. Les moyens de réduire l'impact de l'extraction des grumes dans les FNTM en diminuant le recours aux pistes de débardage (qui peuvent avoir des impacts substantiels sur l'hydrologie et augmenter l'érosion) comprennent: l'utilisation de chevaux pour le débardage; les scieries mobiles ou les châssis de tronçonneuses pour broyer les grumes sur place; le téléphérage par câble (Günter et al., 2008).

Compte tenu des fonctions protectrices des FNTM pour les sols et de leur rôle dans le cycle hydrologique, le couvert forestier permanent et la structure forestière doivent être maintenus dans la mesure du possible (Aus der Beek et Sáenz, 1992). Les systèmes de sélection polycycliques sont ceux qui permettent le mieux d'y parvenir, et les coupes rases doivent être évitées. Garantir la compétitivité financière de la récolte sélective de bois par rapport à d'autres utilisations des terres peut nécessiter un système de PSB (Günter, 2011; Knoke *et al.*, 2014).

Les systèmes de PSB ont été populaires dans les FNTM en tant que moyen pour compenser les propriétaires fonciers et réduire ainsi la déforestation et la pénurie d'eau.

Cependant, pour que les PSB soient efficaces, les avantages financiers doivent être comparables aux coûts d'opportunité associés à la non-conversion en pâturages ou à d'autres activités d'utilisation des terres; l'encadré 5.9 présente une étude de cas au Mexique, et il existe également eu des expériences prometteuses en Bolivie (État plurinational de), en Chine, en Colombie, au Costa Rica, en Équateur, en République dominicaine et au Viet Nam; elles sont rares en Afrique (Asquith, Vargas et Wunder, 2008; Bösch, Elsasser et Wunder, 2019).

Dans les FNTM dégradées, des efforts peuvent être nécessaires pour restaurer la structure et la fonction. Restauration passive – c'est-à-dire une restauration n'impliquant aucune intervention active (bien qu'elle nécessite la diminution ou l'exclusion des facteurs à l'origine de la dégradation, comme le pâturage du bétail) – les processus naturels détermineront la structure et la fonction de la forêt.

Ce type de restauration nécessite moins d'investissements que la restauration active, mais son efficacité dépend de l'intensité et du type d'affectation précédente des terres, et de la qualité du paysage environnant. Par exemple, la régénération naturelle de la forêt tropicale de montagne sur des pâturages abandonnés peut être limitée par: les faibles arrivées de graines et l'absence de disperseurs de graines (Aide, Ruiz-Jaen et Grau, 2010); la compétition avec les espèces pionnières (par exemple, les herbes et les fougères; Aide, Ruiz-Jaen et Grau, 2010); les microhabitats défavorables (par exemple, en raison d'un rayonnement solaire élevé, du compactage du sol, de l'érosion et de l'infertilité; Holl, 1999). En outre, alors qu'une diversité d'arbres relativement élevée peut être obtenue par la restauration passive dans les paysages des FNTM (Muñiz-Castro, Williams-Linera et Benayas, 2006; Trujillo-Miranda et al., 2018), des taux variables de récupération d'autres taxons importants ont été observés pour les épiphytes et les insectes (Köhler et al., 2011; Adams et Fiedler, 2015). En outre, la lenteur de la récupération des services d'approvisionnement obtenue par la restauration passive augmente le risque de conversion en terres agricoles. Des taux plus faibles de récupération de la végétation ont été signalés avec l'augmentation de la distance par rapport aux FNTM matures (Muñiz-Castro, Williams-Linera et Benayas, 2006;

Système de paiement pour les services écosystémiques procurés par les forêts de nuages au Mexique

Les programmes de paiement pour les services hydrologiques au Mexique ont débuté dans le centre de Veracruz, où la combinaison de taux de déforestation élevés, de pertes associées des services hydrologiques comme la régulation de la qualité de l'eau et des cycles inondation-sécheresse, et le changement climatique a fait de la gestion durable des ressources en eau et des forêts une priorité absolue pour les décideurs.

Le tableau 5.1 résume les deux principaux programmes de la région, l'un dans le bassin versant de Gavilanes (fournissant 90 pour cent de l'approvisionnement en eau de la ville de Coatepec) et l'autre dans le bassin versant de Pixquiax (fournissant 40 pour cent de l'approvisionnement en eau de la ville de Xalapa), tous deux cofinancés par la Commission nationale des forêts, les opérateurs d'eau locaux et les gouvernements municipaux.

TABLEAU 5.1
Forces et faiblesses des deux systèmes de paiements pour les services hydrologiques à Veracruz, Mexique

Forces	Premier dispositif de paiement pour services écosystémiques au Mexique (2002).	Lancé par Sendas, une organisation non gouvernementale, en 2005.
	Financement stable, avec une redevance de 2 MXN incluse dans les factures d'eau.	Nouvelle combinaison de paiements en espèces et d'assistance technique pour promouvoir des alternatives durables (Nava-López et al., 2018).
	Nouveau programme «Adoptez un hectare» pour conserver les	Approche scientifique utilisée pour concentrer les paiements dans les zones hydrologiques prioritaires.
	exploitations de café d'ombrage.	Suivi à long terme faisant appel à la science citoyenne.
	Le bassin versant ciblé se trouve dans une seule municipalité.	Alliances et réseaux sociaux significativement plus forts avec des impacts plus importants sur le bien-être des propriétaires fonciers (Torres-Pérez, 2018).
	significative dans les zones d	illent la déforestation, qui a diminué de manière où les programmes fonctionnent (de 5,5 pour où ils ne fonctionnent pas), sans aucune fuite nl., 2019).
Faiblesses	Géré par le gouvernement, avec une croissance et une créativité limitées	Absence de cadre juridique, ce qui rend le financement et le soutien des communautés locales instables.
	Peu d'efforts pour établir des partenariats avec d'autres secteurs.	Le fonctionnement dans plusieurs municipalités est politiquement difficile.
	Les deux programmes sont davantage axés sur les fournisseurs d'eau que sur les utilisateurs en aval, alors que ces derniers pourraient contribuer à garantir un soutien politique à long terme.	
	Les deux programmes ont une faible additionnalité, avec seulement 38,5 pour cent des paiements effectués dans des zones à haut risque de déforestation (von Thaden <i>et al.</i> , 2019).	

Trujillo-Miranda *et al.*, 2018). Il convient donc d'encourager la restauration active dans les paysages où les vestiges de FNTM sont peu nombreux, de petite taille ou dégradés, ou qui subissent une forte pression de conversion forestière.

De nombreuses stratégies de restauration peuvent être mises en œuvre en fonction des objectifs de gestion et du contexte économique, social et environnemental. L'approche la plus courante consiste à établir des plantations dans les zones déboisées, ce qui, en augmentant le couvert forestier, peut améliorer l'infiltration et le ruissellement et contribuer à réduire l'érosion, la sédimentation et les inondations en aval. Il convient de s'efforcer d'établir des mélanges d'espèces autochtones afin de restaurer une partie de la diversité originelle des arbres et d'accroître ainsi la résilience des forêts; il faudrait aussi encourager la croissance d'espèces végétales autochtones dans le sous-bois des plantations (Aide, Ruiz-Jaen et Grau, 2010; Liu et al., 2018; Trujillo-Miranda et al., 2018). Dans les paysages comportant des parcelles peu nombreuses ou éloignées de FNTM existantes, des pratiques telles que l'installation de perchoirs pour oiseaux, le semis direct de graines et la translocation du sol peuvent aider à établir des noyaux de végétation autochtone (Boanoares et de Azevedo, 2014).

La conception de la restauration des FNTM doit prendre en compte le potentiel de modification des conditions biophysiques associées au changement climatique et, le cas échéant, tenir compte de la redistribution potentielle future des espèces d'arbres vers des altitudes et des latitudes plus élevées. Des changements dans la distribution des espèces d'arbres des FNTM vers des altitudes plus élevées – et une mortalité accrue à des altitudes plus basses – en réponse à l'augmentation des températures ont été observés en Colombie, au Costa Rica et au Pérou (Feeley et al., 2011; 2013; Duque, Stevenson et Feeley, 2015). La migration assistée d'espèces végétales par le biais de plantations d'enrichissement utilisant des espèces d'arbres des FNTM tolérantes à l'ombre sur des sites situés au-dessus de la limite signalée de leur distribution actuelle s'est avérée prometteuse au début en tant que stratégie d'atténuation du changement climatique (García-Hernández et al., 2019).

Besoins en matière de recherche sur les forêts de nuages et lacunes dans les connaissances

Étant donné la grande diversité des types de FNTM et le manque de données dans la plupart des pays, il est essentiel de surveiller les changements dans la couverture des FNTM et d'analyser les facteurs déterminants pour améliorer la compréhension des causes de la perte de FNTM et des moyens de la réduire.



Forêt de nuages à Veracruz, Mexique

Il faut évaluer les relations entre les changements du couvert des FNTM et les services hydrologiques sous différents régimes climatiques à l'échelle du bassin versant. Une priorité devrait être l'identification des causes de la diminution des débits en saison sèche et le développement d'approches pour restaurer la fonction hydrologique. Il faut également approfondir les recherches sur les effets des changements des cycles de l'eau des FNTM sur l'érosion et les glissements de terrain. Une meilleure connaissance de ces aspects soutiendrait le développement de plans de gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle du bassin versant.

On constate un manque de connaissances sur la relation entre la biodiversité et les cycles de l'eau dans les FNTM. La gestion des services hydrologiques ne doit pas être synonyme de compromis avec la conservation de la biodiversité. En effet, une biodiversité élevée dans les FNTM pourrait accroître la résilience des écosystèmes face à des modèles modifiés de précipitations et de formation de nuages. Les espèces d'arbres des FNTM diffèrent dans leur tolérance et leurs réactions face aux changements environnementaux; bien que certaines espèces puissent être plus vulnérables, d'autres pourraient être plus performantes lorsque les conditions changent (Feeley et al., 2011, 2013; Toledo-Aceves et al., 2019). Des études sur les changements hydrologiques à long terme à l'échelle du bassin versant associés à l'exploitation sélective dans les FNTM sous différentes intensités d'abattage, d'âges et de structures de la forêt généreraient des informations précieuses pour la planification régionale des ressources en eau et la conservation des FNTM.

Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les impacts hydrologiques du changement climatique sur les FNTM: les domaines à approfondir comprennent la quantification des changements associés à l'élimination du brouillard, à l'utilisation de l'eau par les forêts et, finalement, au débit des cours d'eau. Il est également nécessaire d'en savoir plus sur la façon dont les changements dans la composition des communautés d'arbres résultant de l'augmentation des températures pourraient influencer le rendement en eau. Ces connaissances sont essentielles pour la conception de mesures efficaces d'atténuation du changement climatique. La gestion adaptative requiert de la flexibilité, les connaissances générées par le suivi et l'évaluation étant utilisées pour modifier les pratiques de gestion afin de garantir la fourniture optimale et continue des services hydrologiques.

FORÊTS DES ZONES ARIDES

Points saillants

- Les zones arides font vivre des millions de personnes dans le monde entier.
- Les forêts et les arbres des zones arides parviennent à survivre et à pousser avec des ressources en eau limitées, mais elles influencent également de nombreux composants du cycle de l'eau et la disponibilité en eau.
- Les stratégies de gestion visant les forêts des zones arides, comme l'éclaircie, l'élagage et la sélection des espèces, peuvent contribuer à la lutte contre la pénurie locale d'eau en augmentant la reconstitution des réserves des sols et des nappes phréatiques.
- Compte tenu de la complexité d'une gestion qui poursuit plusieurs objectifs et de la variabilité intrinsèque des forêts des zones arides et des autres systèmes arides avec des arbres, il faut redoubler d'efforts pour quantifier et mettre en valeur les biens et les services écosystémiques produits par ces systèmes ainsi que les solutions de gestion disponibles.
- La réutilisation des eaux usées peut aider à préserver les services écosystémiques des zones arides face à la pénurie d'eau.

Les zones arides sont des biomes caractérisépar la rareté de l'eau; elles peuvent être définies comme des terres où le rapport entre les précipitations annuelles moyennes et l'évapotranspiration potentielle annuelle totale (connu sous le nom d'indice d'aridité) est inférieur à 0,65. L'équilibre fragile entre l'apport et la consommation d'eau signifie que les zones arides sont confrontées à un large éventail de menaces et de défis, notamment: une faible productivité, le stress hydrique, la variabilité et le changement climatique, un risque élevé d'aléas et de catastrophes naturelles, la marginalité et l'éloignement, la migration et la pression démographique (Schwilch, Liniger et Hurni, 2014). Les zones arides accueillent environ deux milliards de personnes et couvrent 41 pour cent de la surface terrestre mondiale (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005c); ainsi, une proportion importante de la population mondiale dépend directement des services écosystémiques des zones arides pour ses moyens d'existence et ses revenus. Soixante-douze pour cent des zones arides se trouvent dans des pays à revenu faible ou intermédiaire (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005c), ce qui, ajouté à leur productivité souvent faible, peut expliquer le peu d'attention qu'elles suscitent.

Les forêts (telles que définies dans FAO, 2020a) couvrent 17,7 pour cent (1 079 millions d'hectares) de la superficie totale des zones arides à l'échelle mondiale, ce qui fait que ces forêts (encadré 5.10) ont une étendue similaire à celle des forêts tropicales humides (1 156 millions d'hectares) (Bastin *et al.*, 2017).

Outre les 1 079 millions d'hectares de forêts dans les zones arides, on trouve des arbres dans 583 millions d'hectares supplémentaires d'autres terres boisées (définies comme ayant un couvert arboré de 5 à 10 pour cent), ainsi qu'en dehors des forêts et des autres terres boisées dans les terres cultivées, les zones urbaines et les autres terres (FAO, 2019). On estime que près de 30 pour cent de la superficie des terres cultivées dans les zones arides ont au moins un couvert arboré (FAO, 2019). Si l'on tient compte des forêts, des autres terres boisées et des arbres hors forêt, les arbres sont présents sur deux milliards d'hectares de terres arides, soit 32 pour cent de la superficie totale des

ENCADRÉ 5.10 Qu'est-ce que les forêts des zones arides?

La plupart des forêts des zones arides et les autres terres boisées se trouvent dans les zones semi-arides et subhumides sèches (Bastin *et al.*, 2017 ; FAO, 2019). Les arbres et arbustes des zones arides ont développé des adaptations fonctionnelles efficaces pour faire face à la combinaison de températures élevées et de pénurie d'eau, qui présentent toutes des avantages évidents pour le fonctionnement et la survie des plantes, mais qui s'accompagnent de coûts liés à la consommation d'eau, au gain de carbone et au refroidissement des feuilles (Peguero-Pina *et al.*, 2020). Ces adaptations comprennent des modifications de l'angle, de la taille et de la forme des feuilles ainsi que des taux de transpiration conçus pour (par exemple) réduire l'énergie lumineuse absorbée, améliorer la capacité de dissipation de la chaleur et réduire la consommation d'eau des plantes.

La végétation ligneuse et les forêts des zones arides génèrent différents services écosystémiques qui soutiennent les moyens d'existence de nombreuses personnes, tels que: la fourniture de nourriture, de fourrage, de combustible, de fibres et de ressources génétiques; la purification de l'eau; la régulation du cycle hydrologique; l'atténuation des inondations; la réduction de l'érosion; le maintien de la fertilité des sols; la fourniture d'habitats pour la faune et la flore; les contributions à l'identité et à la diversité culturelles, aux paysages culturels et aux valeurs patrimoniales (Shvidenko et al., 2005; Jindal, Swallow et Kerr, 2008; Chidumayo et Gumbo, 2010; Asbjornsen et al., 2014; Sinare et Gordon, 2015).

terres arides. Parmi les régions du monde, l'Afrique a la plus grande superficie de zone aride, suivie de l'Asie, de l'Amérique du Nord, de l'Océanie, de l'Amérique du Sud et de l'Europe (FAO, 2019).

Menaces qui pèsent sur les relations entre les forêts des zones arides et l'eau

Les forêts et les arbres des zones arides sont confrontés à des contraintes climatiques à la fois dues à la chaleur et, surtout, aux changements dans la disponibilité de l'eau (GIEC, 2021) qui augmentent l'importance des processus et des propriétés du sol dans la régulation et l'ampleur des problèmes liés à l'eau, en particulier ceux qui concernent le stockage de l'eau (par exemple, la profondeur du sol, l'infiltrabilité, le stockage de l'eau en profondeur, et l'érosion). Les forêts et les arbres des zones arides sont aussi confrontés à plusieurs menaces abiotiques et biotiques, telles que les incendies de forêt, les insectes nuisibles et les sécheresses graves (Petrie et al., 2017), qui peuvent réduire leur capacité à persister dans leurs aires géographiques actuelles et à coloniser de nouveaux habitats (Bell, Bradford et Lauenroth, 2014; Rehfeldt et al., 2014). La persistance des forêts et des arbres des zones arides au XXI^e siècle dépendra donc de plus en plus de la régénération des arbres – qui n'a toutefois été qu'épisodique au XX^e siècle et limitée à des périodes peu fréquentes de conditions climatiques et environnementales favorables (Savage, Brown et Feddema, 1996; Mast et al., 1999; Brown et Wu, 2005).

Selon les projections relatives au changement climatique, l'apparition de conditions climatiques favorables aux arbres et forêts des zones arides sera encore moins fréquente à l'avenir, ce qui diminuera le potentiel de régénération et augmentera la menace à l'échelle de l'écosystème. Ainsi, bien que les projections sur les changements climatiques indiquent une expansion des biomes des zones arides de 11 à 23 pour cent d'ici la fin du siècle (Feng et Fu, 2013; Huang et al., 2017), l'espace de niche déterminé par le climat pour les forêts et les arbres des zones arides diminuera probablement, et le changement climatique modifiera les aires de répartition géographique des espèces d'arbres (Coops, Waring et Law, 2005; van Mantgem et al, 2009; Williams et al., 2013), donnant lieu à des écosystèmes de zones arides plus sèches. Cela modifiera considérablement l'hydrologie locale en diminuant la capacité d'infiltration du sol, alors que le ruissellement de surface et l'évaporation de l'eau du sol augmentent (D'Odorico et al., 2006). Ainsi, des pratiques telles que la régénération naturelle gérée par les agriculteurs et la régénération naturelle assistée sont essentielles pour garantir la persistance des arbres et des forêts dans les zones arides et leurs relations avec l'eau.

Gestion des forêts et des arbres des zones arides pour les services hydrologiques

La compréhension de l'eau en tant que facteur limitant et de ses nombreux liens avec le sol, la végétation et le climat est essentielle pour garantir la fourniture de biens et de services écosystémiques par les forêts et les arbres des zones arides. La disponibilité de l'eau n'affecte pas seulement la production de certains biens et services, mais aussi leur durabilité à long terme; l'eau est l'élément clé qui permet et maintient la fourniture d'autres biens et services écosystémiques. L'eau est donc la ressource la plus importantes pour la résilience socio-écologique des forêts des zones arides et doit constituer la base quantitative de toute approche de gestion (Falkenmark, Wang-Erlandsson et Rockström, 2019).

L'importance de l'eau dans les forêts des zones arides et des autres écosystèmes arborés nécessite une gestion écohydrologique des forêts qui détermine les compromis entre l'eau et la végétation (del Campo et al., 2019a). Il s'agit, entre autres, de modifier le couvert forestier et arboré et la composition des espèces en fonction de l'équilibre local entre disponibilité et consommation d'eau. Les stratégies de gestion, comme l'éclaircie, l'élagage et la sélection des espèces, sont efficaces dans la lutte contre la pénurie d'eau (en augmentant la reconstitution des réserves des sols et des nappes phréatiques) et augmentent la résilience

au changement climatique et l'adaptation.

La gestion écohydrologique des forêts dans les zones arides peut rendre un double service, à savoir accroître la résilience des forêts et des arbres face à la sécheresse et à d'autres perturbations liées à l'eau, et améliorer la sécurité de l'eau pour les populations. Les intensités et stratégies optimales de gestion (par exemple, l'éclaircie, l'élagage et la plantation) sont susceptibles de varier en fonction des caractéristiques de l'écosystème, même au sein d'un même bassin versant ou d'une même région (del Campo *et al.*, 2019a).

Manipulation du couvert. Del Campo et al. (2019b) ont signalé une augmentation significative de la disponibilité en eau des arbres dans une forêt de chênes verts à faible biomasse après avoir retiré 33 pour cent de la biomasse sur pied; aucune augmentation de l'érosion du sol n'a été observée pendant cinq ans après cette éclaircie. Une diminution significative de la vulnérabilité climatique a été signalée dans une plantation marginale de pins d'Alep après une éclaircie, qui a également diminué de manière significative le risque d'incendie tout en augmentant le bilan hydrique (García-Prats et al., 2016). Ainsi, la gestion de la biomasse forestière pour façonner les relations entre les arbres, le sol et l'eau peut augmenter la disponibilité locale de l'eau et, par conséquent, la croissance ou la vigueur des arbres (en réduisant la concurrence entre les arbres) et la résilience de la forêt, et réduire le risque d'incendies.

Systèmes agroforestiers. Les arbres consomment considérablement plus d'eau que la végétation plus courte (Zhang, Dawes et Walker, 2001), et l'augmentation du couvert arboré a souvent été découragée dans les zones arides en raison des impacts négatifs sur la disponibilité locale en eau (Jackson et al., 2005). Mais cette vision considère les arbres comme de simples consommateurs d'eau, ignorant les nombreux autres mécanismes par lesquels les arbres modifient la disponibilité de l'eau. Une vision plus nuancée de l'impact des arbres sur la disponibilité en eau reconnaît plusieurs possibilités d'accroître la sécurité de l'eau dans les zones arides en augmentant la couverture arborée (Sheil et Bargués Tobella, 2020). L'une d'entre elles découle des avantages d'un couvert arboré modéré sur la zone de recharge des eaux souterraines (encadré 5.11; Ilstedt et al., 2016). Les paysages avec un couvert arboré ouvert – par exemple, lorsque les arbres sont intégrés aux exploitations dans des systèmes agroforestiers - peuvent améliorer la disponibilité locale d'eau par rapport à des paysages similaires sans arbres, où la dégradation des sols a réduit l'infiltration. Ainsi, la promotion et le maintien de l'agroforesterie et la promotion d'une gestion écohydrologique active qui prend en considération des espèces d'arbres appropriées, un couvert arboré optimal basé sur les contextes environnementaux locaux et le contrôle des pâturages ont le potentiel d'améliorer la sécurité de l'eau dans les zones arides.

Réutilisation de l'eau. La réutilisation des eaux usées traitées dans les zones arides est une stratégie nécessaire face à la pénurie d'eau. L'utilisation des eaux usées traitées provenant des systèmes agroforestiers et des eaux usées domestiques pour irriguer les forêts ou alimenter les zones humides naturelles ou construites peut renforcer les services écosystémiques des zones arides, notamment en améliorant la qualité de l'eau. L'irrigation durable des forêts des zones arides à l'aide d'eaux usées traitées est une stratégie prometteuse pour accroître la résilience des forêts, réduire le risque d'incendie (du point de vue de la vitesse de propagation et de l'intensité) et augmenter la fourniture de biens forestiers et de services écosystémiques (par exemple, grâce aux effets de refroidissement, à la séquestration du carbone et à la production de biomasse). Créer des zones humides pour imiter les fonctions des zones humides naturelles pour les besoins humains (Haberl et al., 2003) implique de créer des écosystèmes capables de recycler les nutriments, de purifier l'eau, d'atténuer les inondations, de préserver le débit des cours d'eau, de réalimenter les nappes phréatiques et d'améliorer les moyens d'existence des populations locales en fournissant, par exemple, du poisson, de l'eau potable, du fourrage, du biocarburant et des services écosystémiques. La conception

Systèmes agroforestiers – l'importance de la densité des arbres

Des études récentes menées dans les parcs agroforestiers de Saponé, dans le centre du Burkina Faso, montrent que les arbres peuvent jouer un rôle important dans l'amélioration de l'alimentation des eaux profondes du sol en renforçant la capacité d'infiltration du sol et l'écoulement préférentiel (Bargués-Tobella et al., 2014; Bargués-Tobella et al., 2020; Ilstedt et al., 2016). Ilstedt et al. (2016) ont montré que la quantité d'eau de drainage du sol recueillie à 1,5 mètre de profondeur atteignait un pic dans les zones situées en bordure de la canopée des arbres et diminuait vers les tiges des arbres et vers le centre des zones ouvertes adjacentes. Les conclusions d'un exercice de modélisation basé sur ces résultats et des données supplémentaires sur l'utilisation de l'eau par les arbres ont indiqué que, dans ce système, l'alimentation des eaux souterraines est optimisée par un couvert arboré intermédiaire (Ilstedt et al., 2016). Sur les sites où la densité des arbres est inférieure à cet optimum de couvert arboré, l'augmentation du couvert augmentera l'alimentation des eaux souterraines car les effets positifs sur les propriétés hydrauliques du sol de ces nouveaux arbres dépassent leur utilisation accrue d'eau (pertes par évapotranspiration). Au-delà de l'optimum, l'augmentation des pertes par évapotranspiration l'emportera sur les effets positifs des arbres, entraînant une réduction de l'alimentation des eaux souterraines. La densité optimale des arbrespour l'alimentation des eaux souterraines varie en fonction des conditions locales, mais il est probable qu'un couvert arboré modéré améliore la disponibilité locale de l'eau sur de vastes zones de terres arides. Ces résultats suggèrent une vision plus nuancée du rôle du couvert arboré dans la disponibilité de l'eau dans les zones arides. En outre, ils soulignent l'énorme potentiel d'amélioration de la disponibilité en eau par la gestion de la couverture arborée et des pratiques supplémentaires telles que la sélection des espèces, l'élagage et le contrôle du pâturage. À l'échelle du bassin versant, Suprayogo et al. (2020) ont constaté que, dans un bassin versant agroforestier à Rejoso, dans la province de Java Est, en Indonésie, il existe des seuils de «facilité» d'infiltration entre les systèmes principalement «agro» et ceux principalement «forestiers», mais que des systèmes de couvert arboré plus élevés sont souhaitables.



Boswellia socotrana dans une forêt en zone aride, Socotra, Yémen

des zones humides construites dépend des conditions climatiques et du volume des eaux usées traitées. Si elles ne sont pas correctement traitées, les eaux usées peuvent constituer un danger majeur pour l'environnement et la santé dans les zones arides; les zones humides construites, en tant qu'éléments majeurs des systèmes de traitement des eaux usées, peuvent aider à résoudre un problème de pollution tout en produisant une eau de bonne qualité (Tencer et al., 2009). Les zones humides construites peuvent également être intégrées dans les systèmes de production agricole et piscicole, où les produits sont utilisables ou peuvent être recyclés pour une efficacité optimale; les communautés peuvent tirer des avantages économiques et écologiques de ces systèmes (Avellán et Gremillion, 2019).

La création de plantations forestières est une autre stratégie courante dans les zones arides, qui permet de conserver les sols tout en fournissant des produits tels que du fourrage, des fruits et du bois de feu (Jama, Elias et Mogotsi, 2006). Les plantations forestières peuvent réduire l'érosion, atténuer les tempêtes de poussière et réduire l'envasement des cours d'eau. Dans certaines circonstances, elles peuvent également réduire le débit des cours d'eau en raison d'une plus grande utilisation de l'eau, ce qui peut avoir de graves conséquences pour la gestion de l'eau, la sécurité de l'eau et l'écosystème global (Mátyás, Sun et Zhang, 2013).

Dans certains cas, comme celui décrit par Lima et al. (1990), les plantations orientées vers la production dans les zones arides ont considérablement réduit la disponibilité des ressources en eau. En établissant et en gérant des plantations forestières dans les zones arides, l'objectif premier devrait être de fournir des services hydrologiques; la production de bois, la conservation de la biodiversité et le piégeage du carbone peuvent être des avantages connexes, mais les plantations forestières ont plus de chances d'être durables lorsqu'elles sont conçues pour réduire l'érosion des sols, réguler les flux d'eau et protéger les réservoirs et les autres infrastructures de l'envasement (del Campo et al., 2020).

Besoins en matière de recherche sur les forêts des zones arides et lacunes dans les connaissances

Il est essentiel de garantir la durabilité des services écosystémiques et d'améliorer les moyens d'existence des populations dans les zones arides pour atteindre les objectifs de développement durable, de nombreux indicateurs du bien-être et du développement humains étant plus faibles dans les zones arides que dans d'autres régions (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005c). Les compromis les plus importants dans les forêts des zones arides sont tous liés à la répartition de l'eau (Birch et al., 2010). Il est donc essentiel de comprendre le rôle de l'eau dans les forêts des zones arides et de poursuivre les recherches sur la manière dont les différentes pratiques de gestion des forêts, des zones boisées et d'autres systèmes comportant des arbres modifient les relations entre les arbres et l'eau et la disponibilité globale de l'eau. Par exemple, l'identification des espèces d'arbres qui favorisent le mieux le fonctionnement hydrologique du sol et utilisent des quantités d'eau relativement faibles contribuerait à orienter la gestion écohydrologique des arbres et des forêts dans les zones arides, tout comme la détermination du niveau de couvert arboré qui optimise l'alimentation des eaux souterraines. Il est urgent d'adopter une approche de la foresterie fondée sur la science et axée sur l'eau.

Il ne suffit pas de reconnaître que les forêts des zones arides fournissent un large éventail de services écosystémiques pour encourager leur conservation et leur gestion durable. Il est essentiel de quantifier la valeur de ces services écosystémiques et de communiquer les résultats. Les quelques études existantes menées dans les forêts des zones arides ont pour la plupart été réalisées à court terme et à petite échelle (Wangai, Burkhard et Müller, 2016). L'évaluation économique des services hydrologiques dans les forêts des zones arides contribuerait à l'élaboration de systèmes de paiement visant

à indemniser les propriétaires fonciers pour la fourniture de ces services et à assimiler les effets externes positifs offerts (Salzman et al., 2018).



Bibliographie

- Aas, W., Mortier, A., Bowersox, V., Cherian, R., Faluvegi, G., Fagerli, H., et al. 2019. Global and regional trends of atmospheric sulfur. *Scientific Reports*, 9(1): 953. Doi: https://doi.org/10.1038/s41598-018-37304-0
- Abbe, T.B., Dickerson-Lange, S., Kane, M., Cruickshand, P., Kaputa, M. et Soden, J. 2019. Can wood placement in degraded channel networks result in large-scale water retention? Seattle, USA, Natural Systems Design. 20 p. Disponible à l'adresse www. sedhyd.org/2019/openconf/ modules/request.php?module=oc_program&action=view. php&id=51&file=1/51.pdf
- Abell, R., Asquith, N., Boccaletti, G., Bremer, L., Chapin, E., Erickson-Quiroz, A., Higgins, J., et al. 2017. Beyond the source The environmental, economic and community benefits of source water protection. Arlington, USA, The Nature Conservancy.
- Aber, J.D., McDowell, W.H., Nadelhoffer, K.J., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S.G., Currie, W., Rustad, L. et Fernandez, I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience*, 48: 921–934.
- Abrams, J.F., Hohn, S., Rixen, T., Baum, A. et Merico, A. 2016. The impact of Indonesian peatland degradation on downstream marine ecosystems and the global carbon cycle. *Global Change Biology*, 22(1): 325–337. Doi: https://doi.org/10.1111/gcb.13108
- Adams, M.O. et Fiedler, K. 2015. The value of targeted reforestations for local insect diversity: a case study from the Ecuadorian Andes. *Biodiversity and Conservation*, 24(11): 2709–2734.
- **Agence forestière suédoise.** 2020. *Tool box Riparian forests* [online]. Sweden [cité en juillet 2020]. www.skogsstyrelsen.se/en/wambaf/riparian-forests
- Aide, T.M., Ruiz-Jaen, M.C. et Grau, H.R. 2010. What is the state of tropical montane cloud forest restoration. Dans: Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N. & Hamilton, L.S. eds. *Tropical montane cloud forests Science for conservation and management*, pp. 101–109. Cambridge University Press.
- Ali, I., Greifeneder, F., Stamenkovic, J., Neumann, M. et Notarnicola, C. 2015. Review of machine learning approaches for biomass and soil moisture retrievals from remote sensing data. *Remote Sensing*, 7(12): 16398–16421.
- **Alongi, D.M.** 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29: 331–349.
- **Alongi, D.M.** 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3: 313–322.
- Analuddin, K., Septiana, A., Nasaruddin, Sabilu, Y. et Sharma, S. 2019. Mangrove fruit bioprospecting: nutritional and antioxidant potential as a food source for coastal communities in the Rawa Aopa Watumohai National Park, Southeast Sulawesi, Indonesia. *International Journal of Fruit Science*, 19: 423–436.
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. et Anderson, P. 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25(2): 271–282.
- Anderson, S.H., Udawatta, R.P., Seobi, T. et Garrett, H.E. 2009. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75: 5–16. Doi: 10.1007/s10457-008-9128-3
- Andréassian, V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291: 1–27.

- Aranda, I., Forner, A., Cuesta, B. et Valladares, F. 2012. Species-specific water use by forest tree species: from the tree to the stand. *Agricultural Water Management*, 114: 67–77.
- Arias, M.E., Cochrane, T.A., Lawrence, K.S., Killeen, T.J. et Farrell, T.A. 2011. Paying the forest for electricity A modelling framework to market forest conservation as payment for ecosystem services benefiting hydropower generation. Cambridge University Press. Doi: 10.1017/S0376892911000464
- Armenteras, D., Espelta, J.M., Rodriguez, N. et Retana, J. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: three decades of studies (1980–2010). Global Environmental Change, 46: 139–147.
- Asbjornsen, H., Hernandez-Santana, V., Liebman, M., Bayala, J., Chen, J., Helmers, M., Ong, C. et Schulte, L.A. 2014. Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. Renewable Agriculture and Food Systems, 29: 101–125.
- Asquith, N.M., Vargas, M.T. et Wunder, S. 2008. Selling two environmental services in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economics*, 65: 675–684.
- Astiani D, Ekamawanti, H.A., Ekyastuti, W., Widiastuti, T., Tavita, G.E. et Suntoro, M.A. 2021. Tree species distribution in tropical peatland forest along peat depth gradients: Baseline notes for peatland restoration. Biodiversitas, 22: 2571-2578. https://smujo.id/biodiv/article/view/8316
- **Ataroff, M. et Rada, F.** 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29: 440–444.
- Atwood, T.B., Connolly, R.M., Almahasheer, H., Carnell, P.E., Duarte, C.M., Lewis, C.J.E., Irigoien, X., Kelleway, J.J., Lavery, P.S. et Macreadie, P.I. 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7: 523–528.
- Aus der Beek, R. et Sáenz, G. 1992. Manejo forestal basado en la regeneración natural del bosque: estudio de caso en los robledales de altura de la Cordillera de Talamanca. Turrialba, Costa Rica, Tropical Agricultural Research and Higher Education Center.
- Avellán, T. et Gremillion, P. 2019. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 99: 42–57.
- Baker, M.B., Jr, DeBano, L.F., Ffolliott, P.F. et Gottfried, G.J. 1998. Riparian-watershed linkages in the southwest. Dans: Potts, D.E. ed. Rangeland management and water resources. Proceedings of the American Water Resources Association Specialty Conference, pp. 347–357. Hendon, USA.
- **Bakker, K., ed.** 2007. *Eau Canada The future of Canada's water*. Vancouver, Canada, UBC Press. 417 p.
- **Banque mondiale.** 2012. *Inclusive green growth The pathway to sustainable development.* Washington, DC.
- Banque mondiale. 2016. The cost of fires. Batiment International, Building Research and Practice, 9(2): 68. Doi: https://doi.org/10.1080/09613218108550926
- **Barbier, E.B.** 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49): 177–229.
- Bargués-Tobella, A., Hasselquist, N.J., Bazié, H.R., Bayala, J., Laudon, H. et Ilstedt, U. 2020. Trees in African drylands can promote deep soil and groundwater recharge in a future climate with more intense rainfall. *Land Degradation & Development*, 31(1): 81–95. Doi: 10.1002/ldr.3430
- Bargués-Tobella, A., Reese, H., Almaw, A., Bayala, J., Malmer, A., Laudon, H. et Ilstedt, U. 2014. The effect of trees on preferential flow and soil infiltrability in an agroforestry parkland in semiarid Burkina Faso. *Water Resources Research*, 50(4): 3342–3354. Doi: 10.1002/2013wr015197
- Barik, M.G., Adam, J.C., Barber, M.E. et Muhunthan, B. 2017. Improved landslide susceptibility prediction for sustainable forest management in an altered climate.

- Engineering Geology; 230: 104. Doi: 10.1016/j.enggeo.2017.09.026
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., Dahm, C.M., Gleick, P.H., Hairston, N.G., et al. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. Ecological Applications, 12(5): 1247–1260.
- Barr, J.G., DeLonge, M.S. et Fuentes, J.D. 2014. Seasonal evapotranspiration patterns in mangrove forests. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119: 3886–3899.
- Barton, D.N., Benavides, K., Chacon-Cascante, A., Le Coq, J.-F., Quiros, M.M., Porras, I., Primmer, E. et Ring, I. 2017. Payments for ecosystem services as a policy mix: demonstrating the institutional analysis and development framework on conservation policy instruments. *Environmental Policy and Governance*, 27(5): 404–421. Doi: 10.1002/eet.1769
- Bastin, J.F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., et al. 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356(6338): 635–638.
- Bates, S. 2012. Bridging the governance gap: emerging strategies to integrate water and land use planning. *Natural Resources Journal*, 52(1): 61–97.
- Bathurst, J., Birkinshaw, S., Cisneros, F. et Iroumé, A. 2017. Forest impact on flood peak discharge and sediment yield in streamflow. Dans: Shama, D. ed. *River system analysis and management*, pp. 15–29. Doi: https://doi.org/10.1007/978-981-10-1472-7_2
- **Bayala, J. et Prieto, I.** 2020. Water acquisition, sharing and redistribution by roots: applications to agroforestry systems. *Plant Soil*, 453: 17–28. Doi: https://doi.org/10.1007/s11104-019-04173-z
- Bayala, J. et Wallace, J.S. 2015. The water balance of mixed tree crop systems. Dans: Ong, C.K., Black, C. et Wilson, J. eds. *Tree-crop interactions*, pp. 146–190. 2ème édition. Agroforestry in a Changing Climate. CAB International.
- Beck, E., Bendix, J., Kottke, I., Makeschin, F. et Mosandl, R., eds. 2008. *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. Volume 198. Springer Science & Business Media.
- Beechie, T., Beamer, E., Collins, B. et Benda, L. 1996. Restoration of habitat-forming processes in Pacific Northwest watersheds: a locally adaptable approach to aquatic ecosystem restoration. Dans: Peterson, D.L. et Klimas, C.V. eds. *The role of restoration in ecosystem management*, pp. 48–67. Madison, USA, Society for Ecological Restoration.
- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P. et Pollock, M.M. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60(3): 209–222.
- Bell, D., Bradford, J. et Lauenroth, W. 2014. Mountain landscapes offer few opportunities for high-elevation tree species migration. *Global Change Biology*, 20: 1441–1451.
- Bendix, J., Beck, E., Bräuning, A., Makeschin, F., Mosandl, R., Scheu, S. et Wilcke, W. 2013. Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem. Ecological Studies 221. Heidelberg, Germany, Springer. 440 p.
- Bennett, D.E., Gosnell, H., Lurie, S. et Duncan, S. 2014. Utility engagement with payments for watershed services in the United States. *Ecosystem Services*, 8: 56–64. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Bennett, E.M., Peterson, G.D. et Gordon, L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bennett, G. et Leonardi, A. 2017. State of European Markets 2017. Watershed Investments, ECOSTAR project. 43 p.
- Bennett, G. 2016. Alliances for green infrastructure State of watershed investment 2016. Ecosystem Market Place and Forest Trends.
- Bennett, G., Nathaniel, C. et Leonardi, A. 2014. Gaining Depth State of watershed investment 2014. Washington, DC, Forest Trends Ecosystem Marketplace.
- Bentrup, G. 2008. Conservation buffers Design guidelines for buffers, corridors, and greenways. General Technical Report SRS-109. Asheville, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.

- Birch, J.C., Newton, A.C., Aquino, C.A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., Schiappacasse, I. et Tejedor Garavito, N. 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50): 21925–21930.
- Boanares, D. et de Azevedo, C.S. 2014. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. *Natureza & Conservação*, 12: 93–98.
- Boggs, J., Sun, G. et McNulty, S. 2015. Effects of timber harvest on water quantity and quality in small watersheds in the Piedmont of North Carolina. *Journal of Forestry*, 114(1). Doi: 10.5849/jof.14-102
- Boggs, J., Sun, G., Domec, J.-C., McNulty, S. et Treasure, E. 2015. Clearcutting upland forest alters transpiration of residual trees in the riparian buffer zone. *Hydrological Processes*, 29(24): 4979–4992. Doi: https://doi.org/10.1002/hyp.10474
- **Bohn, B.A. et Kershner, J.L.** 2002. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management*, 64(4): 355–363.
- Bonet, J.A., de-Miguel, S., Martínez de Aragón, J., Pukkala, T. et Palahí, M. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius* group *deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 265: 211–217. Doi: https://doi. org/10.1016/j.foreco.2011.10.039
- Boon, T.E., Meilby, H. et Thorsen, B.J. 2004. An empirically based typology of private forest owners in Denmark: improving communication between authorities and owners. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19:sup004: 45–55. Doi: 10.1080/14004080410034056
- Borchers, J.G. et Perry, D.A. 1990. Effects of prescribed fire on soil organisms. *Dans:* Walstad, J.D. Radosevich, S.R. et Sandberg, D.V. eds. *Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forests*, pp. 143–157. Corvallis, USA, Oregon State University Press.
- Boretti, A. et Rosa, L. 2019. Reassessing the projections of the World Water Development Report. *npj Clean Water*, 2: 15. Doi: https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9
- Borrelli, P., Panagos, P., Marker, M., Modugno, S. et Schütt, B. 2017. Assessment of the impacts of clear-cutting on soil loss by water erosion in Italian forests: first comprehensive monitoring and modeling approach. *Catena*, 149: 770–781.
- **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.
- Bösch, M., Elsasser, P. et Wunder, S. 2019. Why do payments for watershed services emerge? A cross-country analysis of adoption contexts. *World Development*, 119: 111–119.
- Bourgeau-Chavez, L., Endres, S. L., Graham, J. A., Hribljan, J. A., Chimner, R., Lillieskov, E. A., et Battaglia, M. 2018. 6.04 Mapping peatlands in boreal and tropical ecoregions. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences Comprehensive Remote Sensing, 6, 24-44. http://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10544-5. Tiré de: https://digitalcommons.mtu.edu/michigantech-p/509
- **Bradstock, R.A.** 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, 19(2): 145–158.
- Brancalion, P.H.S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F.S.M., Almeyda Zambrano, A.M., et al. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7): eaav3223.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K. et Mooney, H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32: 67–98. Doi: 10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Brehm, G., Pitkin, L.M., Hilt, N. et Fiedler, K. 2005. Montane Andean rain forests are a global diversity hotspot of geometrid moths. *Journal of Biogeography*, 32: 1621–1627.

- Broadmeadow, S. et Nisbet, T.R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Science*, 8(3): 286–305. Doi: https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004
- Browder, G., Ozment, S., Rehberger Bescos, I., Gartner, T. et Lange, G.-M. 2019. Integrating green and gray – Creating next generation infrastructure. Washington DC, Banque Mondiale et Institut de ressources mondiales. Disponible sur: https://openknowledge.worldbank.org/ handle/10986/31430
- Brown, J.K. et Smith, J.K. 2000. Wildland fire in ecosystems Effects of fire on flora. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. 2. Fort Collins, USA, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- **Brown, P. et Wu, R.** 2005. Climate and disturbance forcing of episodic tree recruitment in a southwestern ponderosa pine landscape. *Ecology*, 86: 3030–3038.
- **Bruijnzeel, L.A.** 1989. (De)forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. *Journal of Tropical Forest Science*, 1: 229–243.
- Bruijnzeel, L.A. 1992. Managing tropical forest watersheds for production: where contradictory theory and practice co-exist. Dans: Miller, F.R. & Adam, K.L. eds. Wise management of tropical forests, pp. 37–75. Oxford, UK, Oxford Forestry Institute.
- **Bruijnzeel, L.A.** 2001. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, 1: 1.1–1.18.
- **Bruijnzeel, L.A.** 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 185–128.
- **Bruijnzeel, L.A.** 2005. Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. Dans: Bonell, M. Bruijnzeel, L.A. eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, pp. 462–483. Cambridge University Press.
- Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M. et Scatena, F.N. 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, 25(3): 465–498.
- Bryan, B.A., Gao, L., Ye, Y., Sun, X., Connor, J.D., Crossman, N.D., et al. 2018. China's response to a national land-system sustainability emergency. *Nature*, 559(7713): 193–204. Doi: https://doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R.M., Rebelo, L.M., Hilarides, L., Thomas, N., Hardy, A., Itoh, T., Shimada, M. et Finlayson, C.M. 2018. The global mangrove watch a new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sensing*, 10(10): 1669.
- Burstein, F. et Holsapple, C. 2008. Handbook on decision support systems 1. Doi: 10.1007/978-3-540-48713-5
- Burt, T.P., Pinay, G., Matheson, F.E., Haycock, N. E., Butturini, A., Clement, J.C., Danielescu, S., Dowrick, D.J., Hefting, M.M., Hillbricht-Ilkowska, A. et Maitre, V. 2002. Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment. *Journal of Hydrology*, 265: 129–148. Bushfire Earth Observation Taskforce. 2020. Report on the role of space based Earth observations to support planning, response and recovery for bushfires. Australian Space Agency.
- Buultjens, J. et Gale, D. 2006. White-water rafting: the industry, clients and their economic impact on Coffs Harbour, Australia. Dans: O'Mahony, B. et Whitelaw, P.A. eds. CAUTHE «to the city and beyond ... «Conference proceedings, pp. 845–855. Council for Australasian Tourism and Hospitality Education» (CAUTHE).
- Byram, G.M. 1959. Combustion of forest fuels. Dans: Davis, K.P. ed. Forest fire Control and use, pp. 61–123. New York, USA, McGraw-Hill.
- Cademus, R., Escobedo, F.J., McLaughlin, D. et Abd-Elrahman, A. 2014. Analyzing trade- offs, synergies, and drivers among timber production, carbon sequestration, and water yield in *Pinus elliotii* forests in southeastern USA. *Forests*, 5: 1409–1431. Doi: 10.3390/f5061409
- Calder, I.R. 2007. Forests and water ensuring forest benefits outweigh water costs. Forest Ecology and Management, 251: 110–120. Doi: https://doi.org/10.1016/j. foreco.2007.06.015

- Cannell, M.G.R., Van Noordwijk, M. et Ong, C.K. 1996. The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry Systems*, 34: 27–31.
- Cao, S. 2008. Why large-scale afforestation efforts in China have failed to solve the desertification problem. *Environmental Science Technology*, 42: 1826–1831.
- Cao, S., Zhong, B., Yue, H., Zeng, H. et Zeng, J. 2009. Development and testing of a sustainable environmental restoration policy on eradicating the poverty trap in China's Changting County. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106: 10712–10716.
- Cao, S., Xu, C., Chen, L., Shankman, D., Wang, C., Wang, X. et Zhang, H. 2011. Excessive reliance on afforestation in China's arid and semi-arid regions: lessons in ecological restoration. *Earth Science Reviews*, 104: 240–245.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., et al. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(5): 1305–1312. https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106
- Carter, T.S., Clark, C.M., Fenn, M.E., Jovan, S., Perakis, S.S., Riddell, J. et Hastings, M.G. 2017. Mechanisms of nitrogen deposition effects on temperate forest lichens and trees. *Ecosphere*, 8(3): e01717. Doi: 10.1002/ecs2.1717
- Cassells, D.S. et Bruijnzeel, L.A. 2005. Guidelines for controlling vegetation, soil and water impacts of timber harvesting in the humid tropics. Dans: Bonell, M. et Bruijnzeel, L.A. eds. Forests, water and people in the humid tropics, pp. 840–851. Cambridge University Press et Organisation des Nationa Unies pour l'éducation, la science et la culture.
- Cavaleri, M.A. et Sack, L. 2010. Comparative water use of native and invasive plants at multiple scales: a global meta-analysis. *Ecology*, 1(9): 2705–2715. Doi: 10.1890/09-0582.1
- Cavender-Bares, J., Polasky, S., King, E. et Balvanera, P. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1): 17. Doi: 10.5751/ES-06917-200117
- Chappell, N.A., Yusop, Z., Rahim, N.A., Tych, W. et Kasran, B. 2005. Spatially significant effects of selective tropical forestry on water, nutrient and sediment flows: a modelling-supported review. Dans: Bonell, M. et Bruijnzeel, L.A.eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, pp. 840–851. Cambridge University Press et Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture.
- Che, J.X., Li, A.D. et Zhang, J.L. 2013. Forest soil water-holding capacity in karst peak-cluster depression areas. *Advanced Materials Research*, 726–731: 3690–3696.
- Chen, L.D., Wang, J.P., Wei, W., Fu, B.J. et Wu, D.P. 2010. Effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the Loess Plateau Region, China. Forest Ecology and Management, 259(7): 1291–1298.
- Chidumayo, E.N. et Gumbo, D.J. 2010. The dry forests and woodlands of Africa Managing for products and services. Londres, Earthscan.
- Chisholm, R.A. 2010. Trade-offs between ecosystem services: water and carbon in a biodiversity hotspot. *Ecological Economics*, 69: 1973–1987. Doi: 10.1016/j. ecolecon.2010.05.013
- City of Seattle. 2000. Final Cedar River watershed habitat conservation plan. For the issuance of a permit to allow incidental take of threatened and endangered species. Seattle, USA.
- Clément, F., Ruiz, J., Rodríguez, M.A., Blais, D. et Campeau, S. 2017. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments. *Ecological Indicators*, 72: 627–639. Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.001
- Clerici, N., Weissteiner, C.J., Paracchini, L.M. et Strobl, P. 2011. Riparian zones Where green and blue networks meet. Pan-European zonation modelling based on remote sensing and GIS. JRC Scientific and Technical Reports. Ispra, Italie, Direction générale de la Commission européenne Centre commun de recherche.

- Clerici, N., Weissteiner, C.J., Paracchini, L.M. et Strobl, P. 2011. Pan-European distribution modelling of stream riparian zones based on multi-source Earth Observation data. *Ecological Indicators*, 24: 211–223.
- Clough, B., Boto, K. et Attiwill, P. 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. *In* Teas, H.J. ed. *Biology and ecology of mangroves*, pp. 151–161. Springer.
- Cluer, B. et Thorne, C. 2014. A stream evolution model integrating habitat and ecosystem benefits. *River Research and Applications*, 30(2): 135–154.
- Coops, N., Waring, R. et Law, B. 2005. Assessing the past and future distribution and productivity of ponderosa pine in the Pacific Northwest using a process model, 3-PG. *Ecological Modelling*, 183: 107–124.
- Copeland, C. 2014. Green infrastructure and issues in managing urban stormwater. Congressional Research Service. http://nationalaglawcenter.org/wp-content/uploads/assets/crs/R43131.pdf
- **Copernicus.** 2020. *Copernicus Global Land Service* [online]. Copernicus: Europe's eyes on Earth [cité en juillet 2020]. https://land.copernicus.eu/global
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S. et Turner, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1): 152–158. Doi: https://doi.org/10.1016/j. gloenvcha.2014.04.002
- Creed, I.F. et van Noordwijk, M., eds. 2018. Forest and water on a changing planet Vulnerability, adaptation and governance opportunities. A global assessment report. IUFRO World Series, Volume 38. Vienne, Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO).
- Creed, I.F., Jones, J.A., Archer, E., Claassen, M., Ellison, D., McNulty, S.G., et al. 2019. Managing forests for both downstream and downwind water. Frontiers in Forests and Global Change, 2(64). Doi: 10.3389/ffgc.2019.00064
- Creed, I.F., Weber, M., Accatino, F. et Kreutzweiser, D.P. 2016. Managing forests for water in the Anthropocene the best kept secret services of forest ecosystems. *Forests*, 7(60). Doi: 10.3390/f7030060
- Cumming, G. et Peterson, G. 2005. Ecology in global scenarios. Dans: Carpenter, S.R., Pingali, P.L., Bennet E.M. & Zurek, M.B. eds. Ecosystems and human well-being Scenarios, pp. 45–70. Volume 2. Findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC, Island Press.
- D'Amore, D.V., Oken, K., Herendeen, P.A., Steel, E.A. et Hennon, P.E. 2015. Carbon accretion in natural and thinned young-growth stands of the Alaskan perhumid coastal temperate rainforest. *Carbon Balance and Management*, 10: 25. Doi: 10.1186/s13021-015-0035-4
- D'Odorico, P., Davis, K.F., Rosa, L., Carr, J.A., Chiarelli, D., Dell'Angelo, J., et al. 2018. The global food energy water nexus. *Reviews of Geophysics*, 56(3): 456–531.
- D'Odorico, P., Porporato, A., et Runyan, C. W. eds. 2006. Dryland ecohydrology (Vol. 9). Dordrecht, Les Pays-Bas: Springer.
- Dahdouh-Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J. et Koedam, N. 2000. Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*, 54: 513–527.
- Dai, A., Qian, T., Trenberth, K.E. et Milliman, J.D. 2009. Changes in continental freshwater discharge from 1948 to 2004. *Journal of Climate*, 22: 2773–2792. Doi: https://doi.org/10.1175/2008JCLI2592.1
- Dale, V.H., Brown, S., Haeuber, R.A., Hobbs, N.T., Huntly, N., Naiman, R. J., Riebsame, E., Turner, M.G., Valone, T. J. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications*, 10(3): 639-670. Doi: 10.1890/1051-0761(2000)010%5b0639:EPAGFM%5d2.0.CO https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0639:EPAGFM]2.0.CO

- Danielsen, F., Sørensen, M.K., Olwig, M.F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N.D., Hiraishi, T., Karunagaran, V.M., Rasmussen, M.S. et Hansen, L.B. 2005. The Asian tsunami: a protective role for coastal vegetation. *Science*, 310(5748): 643.
- Davey, S.M. et Sarre, A. 2020. Editorial: the 2019/20 Black Summer bushfires. *Australian Forestry*, 83: 47–51.
- Dargie, G.C., Lewis, S.L., Lawson, I.T., Mitchard, E.T.A., Page, S.E., Bocko, Y.E. et Ifo, S.A. 2017. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542: 86. https://doi.org/10.1038/nature21048
- Daw, T., Brown, K., Rosendo, S. et Pomeroy, R. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4): 370–379. Doi: 10.1017/S0376892911000506
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., et al. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1): 50–61. Doi: https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- de Mello, K., Valente, R.A., Randhir, T.O. et Vettorazzi, C.A. 2018. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, 93: 1293–1301. Doi: 10.1016/jecolind.2018.06.030
- De Oliveira Ramos, C.C. et dos Anjos, L. 2014. The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação*, 12(1): 59–64.
- de Paulo, F.L.L. et Camões, P.J.S. 2020. The role of the ecological fiscal transfers for water conservation policies. *Dans:* Leal Filho, W., Tortato, U. et Frankenberger,F. eds. *Universities and sustainable communities Meeting the goals of the Agenda 2030*, pp. 61–69. World Sustainability Series. Springer. Doi: 10.1007/978-3-030-30306-8_3
- DEA [Department of Environmental Affairs]. 2020 Working for Water (WfW) programme [online]. Afrique du Sud [cité le 13 avril 2020]. www.environment.gov.za/projectsprogrammes/ wfw
- DeBano, L.F., Neary, D.G. et Ffolliott, P.F. 1998. Fire's effects on ecosystems. New York, USA, John Wiley & Sons. 333 p.
- Debortoli, N.S., Dubreuil, V., Hirota, M., Filho, S.R., Lindoso, D.P. et Nabucet, J. 2016. Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. *International Journal of Climatology*, 37(6): 2889–2900. Doi: http://dx.doi.org/10.1002/joc.4886
- DEFRA [Department of Environment, Food and Rural Affairs]. 2013. Payments for ecosystem services A best practice guide. Londres. Disponible à l'adresse: www.gov. uk/government/publications/payments-for-ecosystem-services-pes-best-practice-guide
- DEFRA [Department of Environment, Food and Rural Affairs]. 2016. DEFRA's payments for ecosystem services pilot projects 2012–15. Londres.
- del Campo, A., Segura-Orenga, G., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Reyna, S. et Hermoso, J. 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: the importance of trait-based species selection. *Forest Ecology and Management*, 467: 118156. Doi: 10.1016/j.foreco.2020.118156
- del Campo, A.D., González-Sanchis, M., García-Prats, A., Ceacero, C.J. et Lull, C. 2019b. The impact of adaptive forest management on water fluxes and growth dynamics in a water- limited low-biomass oak coppice. *Agricultural and Forest Meteorology*, 264: 266–282.
- del Campo, A.D., González-Sanchis, M., Ilstedt, U., Bargués-Tobella, A. et Ferraz, S. 2019a. Dryland forests and agrosilvopastoral systems: water at the core. *Unasylva*, 251: 27–35.
- Di Bella, C.M., Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. et Pinnock, S. 2006. Continental fire density patterns in South America. Global Ecology and Biogeography, 15: 416 192
- Ditomaso, J., Brooks, M., Allen, E., Minnich, R., Rice, P. et Kyser, G. 2006. Control of

- invasive weeds with prescribed burning. Weed Technology, 20(2): 535–548. Doi: 10.1614/WT-05-086R1.1
- Dobrowolski, J.P. et Thurow, T.L. 1995. A practical rationale for implementing effective watershed-scale development: the EPIO approach. Dans: West, N.E. ed. *Proceedings of the Fifth International Rangeland Congress*, pp. 170–172. Vol. II. 23–28 July 1995, Salt Lake City, USA. Society for Range Management.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. et Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4: 293–297.
- Dubois, A., Marco, O. et Evans, A. 2017. Forest management in head-watersheds: French approach for encompassing multiple ecosystem services. Dans: Tognetti, R., Mugnozza, G.S. et Hofer, T., eds. *Mountain watersheds and ecosystem services Balancing multiple demands of forest management in head-watersheds*, pp. 131–138. Finlande, Institut forestier européen.
- Dufour, S. et Rodríguez-González, P.M. 2019. Riparian zone/riparian vegetation definition Principles and recommendations. European Cooperation in Science and Technology, European Commission and CONVERGES. 20 p. Disponible à l'adresse https://converges.eu/resources/ riparian-zone-riparian-vegetation-definition-principles-and-recommendations
- Dufraisse, A. 2008. Firewood management and woodland exploitation during the late Neolithic at Lac de Chalain (Jura, France). *Vegetation History and Archaeobotany*, 17: 199–210. Doi: https://doi.org/10.1007/s00334-007-0098-6
- **Duke, N.C.** 1992. Mangrove floristics and biogeography. *Dans:* Robertson, A.I. et Alongi, D.M. eds. *Tropical mangrove ecosystems*, pp. 63–100. Washington DC, American Geophysical Union.
- Duque, A., Stevenson, P.R. et Feeley, K.J. 2015. Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 10744–10749.
- Dye, P.J. et Poulter, A.G. 1995. A field demonstration of the effect on streamflow of clearing invasive pine and wattle trees from a riparian zone. *South African Forestry Journal*, 173(1): 27–30. Doi: 10.1080/00382167.1995.9629687
- Dykstra, D. et Heinrich, R. 1996. Code de modèle FAO des pratiques d'exploitation forestière. Rome, FAO. 85 p. Disponible à l'adresse https://www.fao.org/3/v6530f/v6530f00.htm
- Eberhardt, U., Springgay, E., Gutierrez, V., Casallas-Ramirez, S. et Cohen, R. 2019. Promouvoir le lien entre les forêts et l'eau Guide d'animation pour le développement des capacités. Rome, FAO.
- Eilmann, B. et Rigling, A. 2012. Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiology*, 32(2): 178–187. Doi: https://doi.org/10.1093/treephys/tps004
- Elias, E., Laband, D., Dougherty, M., Lockaby, G., Srivastava, P. et Rodriguez, H. 2014. The public water supply protection value of forests: a watershed-scale ecosystem services analysis based upon total organic carbon. *Open Journal of Ecology*, 04(09): 517–531. Doi: https://doi.org/10.4236/oje.2014.49042
- Ellison, A.M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Resources*, 59: 2–15. Doi: 10.1016/j.seares.2007.05.003
- Ellison, D., Futter, M.N. et Bishop, K. 2012. On the forest cover-water yield debate: from demand to supply side thinking. *Global Change Biology*, 18: 806–820. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., et al. 2017. Trees, forests and water: cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51–61. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002
- Engel, S. 2016. The devil in the detail: a practical guide on designing payments for

- environmental services. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 9(1–2): 131–177. Doi: 10.1561/101.0000076
- Eriksson, M., Samuelson, L., Jägrud, L., Mattson, E., Celander, T., Malmer, A., Bengtsson, K., Johansson, O., Schaaf, N., Svending, O. et Tengberg, A. 2018. Water, forests, people: the Swedish experience in building resilient landscapes. *Environmental Management*, 62: 45–57. Doi: https://doi.org/10.1007/s00267-018-1066-x
- Commission européenne. 2020. L'Union européenne et les forêts [en ligne]. Fiche thématique sur l'Union européenne, Bruxelles [cité le 24 avril 2020] https://www.europarl.europa.eu/factsheets/fr/sheet/105/l-union-europeenne-et-les-forets
- Banque européenne d'investissement. 2019. Investing in nature Financing conservation and nature-based solutions. A practical guide for Europe. Luxembourg.
- Eva, H.D., Achard, F., Cecherrini, G. et Langner, A. 2020. Report on assessing the impact of mining and logging in the north of the Republic of Congo. Commissioneuropéenne, Ispra, JRC123916.
- Evaristo, J. et McDonnell, J.J. 2019. Global analysis of streamflow response to forest management. *Nature*, 570(7762): 455–461. Doi: https://doi.org/10.1038/s41586-019-1306-0
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M. et del Pilar Moreno-Sanchez, R. 2016. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PLoS ONE*, 11(3). Doi: 10.1371/journal.pone.0149847
- Falkenmark, M., Wang-Erlandsson, L. et Rockström, J. 2019. Understanding of water resilience in the Anthropocene. *Journal of Hydrology*, X2: 100009.
- FAO. 2001. Évaluation des ressources forestières mondiales 2000. Rome. Disponible à l'adresse https://www.fao.org/3/Y1997F/Y1997F00.htm
- FAO. 2007. *The world's mangroves 1980–2005.* Études FAO: Forêts No. 153 Rome. Disponible à l'adresse: http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.htm
- FAO. 2008. Les forêts et l'eau: Études FAO: Forêts No. 155 Rome. Disponible à l'adresse: https://www.fao.org/3/i0410f/i0410f00.htm
- FAO. 2013. Forests and water International momentum and action. Rome. Disponible à l'adresse www.fao.org/3/i3129e/i3129e.pdf
- FAO. 2014. Towards climate-responsible peatlands management. Rome. 117 p. Disponible à l'adresse www.fao.org/3/a-i4029e.pdf
- FAO. 2018. La situation des forêts du monde 2018 Les forêts au service du développement durable. Rome. Disponible à l'adresse www.fao.org/3/I9535FR/i9535fr.pdf
- FAO. 2019b. Trees, forests and land use in drylands The first global assessment. Full report. Études FAO: Forêts No.184. Rome. Disponible à l'adresse www.fao.org/3/ca7148en/ca7148en.pdf
- FAO. 2020a. Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 Rapport principal. Rome. Disponible à l'adresse Doi: https://doi.org/10.4060/ca9825fr
- FAO. 2020b. Drainage of organic soils and GHG emissions, 1990–2019 [en ligne]. FAOSTAT, Rome [cité en juillet 2020]. www.fao.org/economic/ess/environment/data/organic-soils
- FAO. 2020c. Peatland mapping and monitoring Recommendations and technical overview. Rome. Disponible à l'adresse www.fao.org/3/CA8200EN/CA8200EN.pdf)
- **FAO.** Sans date. *SEPAL* [en ligne]. Open Foris, Rome [cité en juillet 2020]. https://sepal.io
- Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V. et Li, H.W. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience*, 52: 483–498.
- Feeley, K.J., Hurtado, J., Saatchi, S., Silman, M.R. et Clark, D.B. 2013. Compositional shifts in Costa Rican forests due to climate driven species migrations. *Global Change Biology*, 19: 3472–3480.
- Feeley, K.J., Silman, M.R., Bush, M.B., Farfan, W., Cabrera, K.G., Malhi, Y., Meir, P.,

- Salinas Revilla, N., Raurau Quisiyupanqui, M.N. et Saatchi, S. 2011. Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography*, 38: 783–791.
- Feng, S. et Fu, Q. 2013. Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13: 10081–10094.
- Feng, X., Fu, B., Piao, S., Wang, S., Ciais, P., Zeng, Z., Lu, Y., Zeng, Y., Jiang, X. et Wu, B. 2016. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. *Nature Climate Change*, 6(11): 1019–1022.
- Fernández, D., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M. et Peñas, F.J. 2012. Quantifying the performance of automated GIS-based geomorphological approaches for riparian zone delineation using digital elevation models. *Hydrology and Earth System Science*, 16: 3851–3862. Doi: https://doi.org/10.5194/hess-16-3851-2012
- Ferraro, P.J. 2009. Regional review of payments for watershed services: sub-Saharan Africa. *Journal of Sustainable Forestry*, 28(3–5): 525–550. Doi: 10.1080/10549810802701234
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., Tambosi, L.R. et Metzger, J.P. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29: 187–200. Doi: https://doi. org/10.1007/s10980-014-9988-z
- Ferraz, S.F.B., Rodrigues, C.B., Garcia, L.G., Alvares, C.A. et Lima, W.P. 2019. Effects of *Eucalyptus* plantations on streamflow in Brazil: moving beyond the water use debate. *Forest Ecology and Management*, 453: 117571. https://doi.org/10.1016/j. foreco.2019.117571
- Filoso, S., Bezerra, M.O., Weiss, K.C.B. et Palmer, M.A. 2017. Impacts of forest restoration on water yield: a systematic review. *PLoS One*, 12: 1–26. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210
- Fiquepron, J., Garcia, S. et Stenger, A. 2013. Land use impact on water quality: valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126: 113–121.
- Flannigan M.D., Stocks B.J. etWotton B.M. 2000. Climate change and forest fires. *Science of the Total Environment*, 262: 221–229.
- Forbes, K. et Broadhead, J. 2007. The role of coastal forests in the mitigation of tsunami impacts. FAO.
- Forman, B.A., Reichle, R.H. et Rodell, M. 2012. Assimilation of terrestrial water storage from GRACE in a snow dominated basin. *Water Resources Research*, 48: W01507. Doi: 10.1029/2011WR011239
- Forrester, D.I. 2015. Transpiration and water-use efficiency in mixed-species forests versus monocultures: effects of tree size, stand density and season. *Tree Physiology*, 35(3): 289–304. Doi: https://doi.org/10.1093/treephys/tpv011
- Forrester, D.I., Theiveyanathan, S., Collopy, J.J. et Marcar, N.E. 2010. Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* plantation. *Forest Ecology and Management*, 259(9): 1761–1770. Doi: https://doi.org/10.1016/j. foreco.2009.07.036
- Franklin, J.F. et Dyrness, C.T. 1973. *Natural vegetation of Oregon and Washington*. General Technical Report PNW-GTR-008. Portland, USA, US Department of Agriculture Forest Service Pacific Northwest Research Station. 427 p.
- Fredriksen, R.L. 1971. Comparative chemical water quality natural and disturbed streams following logging and slash burning. Dans: Krygier, J.T. et Hall, J.D. eds. *Forest land uses and stream environment*, pp. 125–137. Corvallis, USA, Oregon State University.
- Friend, R.M. et Blake, D.J.H. 2009. Negotiating trade-offs in water resources development in the Mekong Basin: implications for fisheries and fishery-based livelihoods. *Water Policy*, 11: 13–30.
- Frolking, S., Palace, M.W., Clark, D.B., Chambers, J.Q., Shugart, H.H. et Hurtt, G.C. 2009. Forest disturbance and recovery: a general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of*

- Geophysical Research: Biogeosciences, 114(G2).
- Fürst, C., Volk, M., Pietzsch, K. et Makeschin, F. 2010. Pimp your landscape: a tool for qualitative evaluation of the effects of regional planning measures on ecosystem services. *Environmental Management*, 46(6): 953–968. Doi: 10.1007/s00267-010-9570-7
- Furukawa, K. et Wolanski, E. 1996. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*, 1: 3–10.
- García-Hernández, M. de los Á., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Sosa, V.J. et Paz, H. 2019. Effects of environmental filters on early establishment of cloud forest trees along elevation gradients: implications for assisted migration. *Forest Ecology and Management*, 432: 427–435.
- Garcia, L.G., Salemi, L.F., de Paula Lima, W. et de Barros Ferraz, S.F. 2018. Hydrological effects of forest plantation clear-cut on water availability: consequences for downstream water users. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 19: 17–24. Doi: https://doi.org/10.1016/j. ejrh.2018.06.007
- García-Prats, A., del Campo, A.D. et Pulido-Velazquez, M. 2016. A hydroeconomic modeling framework for optimal integrated management of forest and water. Water Resources Research, 52(10): 8277–8294. Doi: 10.1002/2015WR018273
- Gentry, A.H. et Dodson, C.H. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74: 205 924.
- Germain, R.H., Floyd, D.W. et Stehman, S.V. 2001. Public perceptions of the USDA Forest Service public participation process. Département de l'économie, des politiques et des produits forestiers, 2001.
- Gerten, D., Rost, S., von Bloh, W. et Lucht, W. 2008. Causes of change in 20th century global river discharge. *Geophysical Research Letters*, 35: L20405.
- Giesen, W. et Sari, E.N.N. 2018. Tropical peatland restoration report The Indonesian case. 99 p. Doi: 10.13140/RG.2.2.30049.40808
- Gillies, C.S. et St Clair, C.C. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 11635-11640. 19774–19779.
- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C. et Field, C.B. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany*, 89: 237–250.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. et Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 151-163, 154–159.
- Giri, C., Zhu, Z., Tieszen, L., Singh, A., Gillette, S. et Kelmelis, J. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami affected region of Asia. *Journal of Biogeography*, 28: 801-812, 519–528.
- Godin, S. 2018. This is marketing You can't be seen until you learn to see. Penguin. 267 p. Goeking, S.A. et Tarboton, D.G. 2020. Forests and water yield: a synthesis of disturbance effects on streamflow and snowpack in western coniferous forests. *Journal of Forestry*, 114(1).
- Goff, J., Liu, P.L., Higman, B., Morton, R., Jaffe, B.E., Fernando, H., Lynett, P., Fritz, H., Synolakis, C. et Fernando, S. 2006. Sri Lanka field survey after the December 2004 Indian Ocean tsunami. *Earthquake Spectra*, 22: 155–172.
- Goldman-Benner, R.L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Daily, G., Kareiva, P., Kroeger, T. et Ramos, A. 2012. Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, 46(1): 55–63. Doi: http://dx.doi.org/10.1017/s0030605311001050
- Goncalves, J.L.M., Alvares, C.A., Rocha, J.H.T. et Brandani, C.B. 2017. Eucalypt plantation management in regions with water stress. *Southern Forests*, 79(3): 169–183. Doi: https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1255415
- Gouvernement de Costa Rica. 1997. Canon por Concepto de Aprovechamiento de Aguas No. 28823. Disponible à l'adresse: www.sinac.go.cr/ES/normativa/Decretos/Canon%20

- por%20concepto%20de%20aprovechamiento%20de%20aguas%20Decreto%20 Ejecutivo%2032868.pdf
- **Gouvernement de Pérou.** 2006. Creation of the National Water Fund FONAGUA. Disponible à l'adresse: http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/per65772.pdf
- Gouvernement du Viet Nam. 2016. Decree 147/2016/ND-CP amending 99/2010/ND-CP policy payment of forest environment service charge. Disponible à l'adresse https://vanbanphapluat.co/decree-147-2016-nd-cp-amending-99-2010-nd-cp-policy-payment-of-forest-environmentservice-charge
- Greenwood, S. et Jump, A.S. 2014. Consequences of Treeline Shifts for the Diversity and Function of High Altitude Ecosystems. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46:4, 829-840,DOI: 10.1657/1938-4246-46.4.829
- Greffrath, G. et Roux, C.J. 2011. The Vredefort Dome World Heritage Site: providing regulated and structured white water rafting practice towards a sustainable adventure tourism resource. *African Journal for Physical, Health Education, Recreation and Dance*, 17(3): 339–415.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., et al. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755): 215–221.
- **Grimm, N.B. et Fisher, S.G.** 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(4): 293–307.
- Grolleau, G. et McCann, L.M.J. 2012. Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: case studies of Munich and New York City. *Ecological Economics*, 76:87–94. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.02.006
- Guerrieri, R., Lepine, L., Asbjornsen, H., Xiao, J. et Ollinger, S.V. 2016. Evapotranspiration and water use efficiency in relation to climate and canopy nitrogen in U.S. forests. *JGR Biogeosciences*, 121: 2610–2629. Doi: 10.1002/2016JG003415
- Gunter, S. 2011. Review mangroves and mountains: silviculture at ecological margins. *Dans*: Gunter, S., Weber, M., Stimm, B. & Mosandl, R.eds. *Silviculture in the tropics*, pp. 299–323. Volume 8. Berlin, Heidelberg, Germany, Springer.
- Gunter, S., Cabrera, O., Weber, M., Stimm, B., Zimmermann, M., Fiedler, K., Knuth, J., Boy, J., Wilcke, W., Iost, S. et Makeschin, F. 2008. Natural forest management in neotropical mountain rain forests: an ecological experiment. *Dans*: Beck, E., Bendix, J., Kottke, I., Makeschin, F. et Mosandl, R. eds. *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*, pp. 347–359. Berlin Heidelberg, Germany, Springer.
- Guo, Z., Xiao, X. et Li, D. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications*, 10(3): 925–936. Doi: https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0925:AAOESW]2.0.CO;2
- Gurnell, A.M. et Grabowski, R.C. 2015. Vegetation-hydrogeomorphology interactions in a low-energy, human-impacted river. *River Research and Applications*, 32(2): 202–215. 144 A guide to forest-water management
- Gurnell, A.M., Corenblit, D., Garcia de Jalon, D., Gonzalez del Tanago, M., Grabowski, R.C., O'Hare, M.T. et Szewczyk, M. 2015. A conceptual model of vegetationhydrogeomorphology interactions within river corridors. *River Research and Applications*, 32(2): 142–163. Doi: https://doi.org/10.1002/esp.2173
- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R.H., Cicalini, A.R., Martins, D.S., Novais, J.M., Aubert, S., Gerth, A., Hartmut, T. et Hebner, A. 2003. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of Soils and Sediments*, 3: 109–114.
- Hakamada, R.E., Hubbard, R.M., Stape, J.L., de Paula Lima, W., Moreira, G.G. et de Barros Ferraz, S.F. 2020. Stocking effects on seasonal tree transpiration and ecosystem water balance in a fast-growing *Eucalyptus* plantation in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 466: 118149. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118149
- Hallema, D.W., Sun, G., Caldwell, P.V., Norman, S.P., Cohen, E.C., Liu, Y., Bladon, K.D. et McNulty, S.G. 2018. Burned forests impact water supplies. *Nature Communications*, 9: 1307.

- Doi: https://doi.org/10.1038/s41467-018-03735-6
- Hallema, D.W., Sun, G., Caldwell, P.V., Norman, S.P., Cohen, E.C., Liu, Y., Ward, E.J. et McNulty, S.G. 2017. Assessment of wildland fire impacts on watershed annual water yield: analytical framework and case studies in the United States. *Ecohydrology*, 10: e1794. Doi:https://doi.org/10.1002/eco.1794
- Halofsky, J.E., Peterson, D.L., O'Halloran, K.A. et Hoffman, C.H. 2011. Adapting to climate change at Olympic National Forest and Olympic National Park. General Technical Report PNW-GTR-844. Portland, USA, US Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O. et Scatena, F.N., eds. 1995. *Tropical montane cloud forests*. Ecological Studies 110. New York, USA, Springer. 407 p.
- Hamilton, S.K., Kellndorfer, J., Lehner, B. et Tobler, M. 2007. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Pérou). *Geomorphology*, 89(1–2): 23–38.
- Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F. et Moore, R. 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. *Environmental Research Letters*, 11(3): 034008. Doi: https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034008
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160):850–853.
- Hansson, A. et Dargusch, P. 2018. An estimate of the financial cost of peatland restoration in Indonesia. *Case Studies in the Environment*, 2(1): 1.37–8. Doi: https://doi.org/10.1525/cse.2017.000695
- Harada, K. et Kawata, Y. 2005. Study on tsunami reduction effect of coastal forest due to forest growth. Annuals of Disaster Prevention Research Institute Kyoto University, 47C:161–165.
- Harpold, A.A., Krogh, S.A., Kohler, M., Eckberg, D., Greenberg, J. et Sterle, G. 2020. Increasing the efficacy of forest thinning for snow using high-resolution modeling: a proof of concept in The Lake Tahoe Basin, California, USA. *Ecohydrology*, 13(4): e2203. Doi: 10.1002/eco.2203
- Harr, R.D., Harper, W.C., Krygier, J.T. et Hsieh, F.S. 1975. Changes in storm hydrographs after road building in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research*, 11: 436–444.
- Harris, R., Sullivan, K., Cafferata, P., Munn, J. et Faucher, K. 2007. Applications of turbidity monitoring to forest management in California. *Environmental Management*, 40:531–543. Doi: 10.1007/s00267-006-0195-9
- Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S. et Schou, J.S. 2005. Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by choice experiments and contingent valuation. National Environmental Research Institute.
- Hawkins, S. 2011. Laying the foundation An analytical tool for assessing legal and institutional readiness for PES. Forest Trends and the Katoomba Group.
- He, C., Liu, Z., Wu, J, Pan, X., Fang, Z., Li, J. et Bryan, B.A. 2021. Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nature Communications* 12, 4667. https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3
- Heal, G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Salzman, J., Boggs, C., Hellman, J., Hughes, J., Kremen, C. et Ricketts, T. 2001. Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmental Law Journal*, 20: 333–364. Doi: 10.2139/ssrn.279114
- Heath, L.S., Smith, J.E., Woodall, C.W., Azuma, D.L. et Waddell, K.L. 2011. Carbon stocks on forestland of the United States with emphasis on USDA Forest Service ownership. *Ecosphere*, 2(1): 1–21.
- Heberling, M.T., Garcia, J.H. et Thurston, H.W. 2010. Does encouraging the use of wetlands in water quality trading programs make economic sense? *Ecological Economics*,

- 69(10): 1988-1994. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.014
- **Heffernan, J.B.** 2008. Wetlands as an alternative stable state in desert streams. *Ecology*, 89(5):1261–1271.
- Helmer, E.H., Gerson, E.A., Baggett, L.S., Bird, B.J., Ruzycki, T.S. et Voggesser, S.M. 2019. Neotropical cloud forests and paramo to contract and dry from declines in cloud immersion and frost. *PloS One*, 14(4): e0213155. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213155
- Helvey, J.D. 1980. Effects of a north-central Washington wildfire on runoff and sediment production. *Water Resources Bulletin*, 16: 627–634.
- Henrikson, L. 2018. Blue targeting manual How to do blue targeting for best management practice (BMP) for forestry along small streams. Swedish Forest Agency. 15 p.
- Hesslerova, P., Pokorny, J., Huryna, H. et Harper, D. 2019. Wetlands and forests regulate climate via evapotranspiration. *Dans: An, S., et Verhoeven, J.* eds. *Wetlands Ecosystem Services, restoration and wise use*, pp. 63–93. Springer.
- Hiraishi, T. et Harada, K. 2003. Greenbelt tsunami prevention in South Pacific region. Report of the Port and Airport Research Institute, 42(2): 3–26.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31: 229–242.
- Holscher, D., Kohler, L., van Dijk, A.I. et Bruijnzeel, L.S. 2004. The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. *Journal of Hydrology*, 292: 308–322.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L.A., Munoz-Villers, L.E., Equihua, M. et Asbjornsen, H. 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 384: 84–96.
- Hongve, D., Van Hees, P.A.W. et Lundstrom, U.S. 2000. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *European Journal of Soil Science*, 51: 667–677.
- Hooijer, A., Page, S., Jauhiainen, J., Lee, W.A., Lu, X.X., Idris, A. et Anshari, G. 2012. Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. *Biogeosciences*, 9(3): 1053–1071. Doi:https://doi.org/10.5194/bg-9-1053-2012
- Hope, R.A., Porras, I.T., Borgoyary, M., Miranda, M., Agarwal, C., Tiwari, S. et Amezaga, J.M. 2007. Negotiating watershed services. London, International Institute for Environment and Development. 146 A guide to forest–water management
- Huang, J., Li, Y., Fu, C., Chen, F., Fu, Q., Dai, A., et al. 2017. Dryland climate change: recent progress and challenges. *Reviews of Geophysics*, 55: 719–778.
- Huang, Z., Han, L., Zeng, L., Xiao, W. et Tian, Y. 2016. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 3943–3955. Doi: 10.1007/s11356-015-5874-8
- Hubble, T.C.T., Docker, B.B. et Rutherford, I.D. 2010. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*, 36(3): 292–304.
- Hunt, E.R., Jr, Ustin, S. et Riano, D. 2015. Remote sensing of leaf, canopy, and vegetation water contents for satellite environmental data records. *Dans:* Qu, J., Powell, A. et Sivakumar, M.K.V. eds. *Satellite-based applications on climate change*, pp. 335–357. Springer. Doi:https://doi.org/10.1007/978-94-007-5872-8_20
- Hupp, C.R. et Osterkamp, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. Geomorphology, 14: 277–295.
- Huylenbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P. et Michez, A. 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: a review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management*, 267: 110652.
- Ikkala, L., Ronkanen, A., Utriainen, O., Klove, B. et Marttila, H. 2021. Peatland subsidence enhances cultivated lowland flood risk. Soil and Tillage Research, 212. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105078.

- Ilstedt, U., Bargues Tobella, A., Bazie, H.R., Bayala, J., Verbeeten, E., Nyberg, G., Sanou, J., Benegas, L., Murdiyarso, D., Laudon, H., Sheil, D. et Malmer, A. 2016. Intermediate tree
- cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports*, 6: 21930. Doi: https://doi.org/10.1038/srep21930
- Interreg Baltic Sea Region. 2020. Water management in Baltic forests [en ligne]. Suède [Cited July 2020]. https://projects.interreg-baltic.eu/projects/wambaf-9.html
- GIEC [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat]. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 1: Orientations générales et établissements des rapports (Disponible à l'adresse https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol1.html) et Volume 4: Agriculture, foresterie et autres affectations des terres (Disponible à l'adresse https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol4.html).
- GIEC. 2014a. Changements climatiques 2014 -Rapport de synthèse. Contribution des groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe principale de rédaction, Pachauri, R.K., & Meyer, L.A. eds.]. Genève, Suisse. 151 p. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_fr.pdf
- GIEC . 2014b. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Wetlands. Genève, Suisse. 55 p. Disponible à l'adresse www.ipcc-nggip. iges.or.jp/public/ wetlands/pdf/Wetlands_Supplement_Entire_ Report.pdf%0AIPCC
- GIEC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai, P.Pirani, A. Connors, S.L. Pean, C. Berger, S. Caud, N.
- Chen, Y. Goldfarb, L. Gomis, M.I. Huang, M. Leitzell, K. Lonnoy, E. Matthews, J.B.R.
- Maycock, T.K.Waterfield, T. Yelekci, O.Yu, R. et Zhou, B. eds.]. Cambridge University Press.
- En cours de publication.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., le Maitre, D.C., McCarl, B.A. et Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, 342: 1243092, 1944–1947. Doi: 10.1126/science.1119282
- Jama, B., Elias, E. et Mogotsi, K. 2006. Role of agroforestry in improving food security and natural resource management in the drylands: a regional overview. *Journal of the Drylands*, 1(2): 206–211.
- Jankaew, K., Atwater, B.F., Sawai, Y., Choowong, M., Charoentitirat, T., Martin, M.E. et Prendergast, A. 2008. Medieval forewarning of the 2004 Indian Ocean tsunami in Thailand. *Nature*, 559(7713): 1228–1231.
- Jasechko, S., Sharp, Z.D., Gibson, J.J., Birks, S.J., Yi, Y. et Fawcett, P.J. 2013. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature*, 559(7713): 347 069. Doi: org/10.1038/ nature11983
- Jiang, M. H., Lin, T. C., Shaner, P. J.L., Lyu, M. K., Xu, C., Xie, J. S., et al. 2019. Understory interception contributed to the convergence of surface runoff between a Chinese fir plantation and a secondary broadleaf forest. *Journal of Hydrology*, 574: 871 944. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018
- Jindal, R., Swallow, B. et Kerr, J. 2008. Forestry-based carbon sequestration projects in Africa: potential benefits and challenges. *Natural Resources Journal*, 52(1): 116–130.
- **Johnston, C.A.** 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Environmental Science Technology*, 42: 491–565.
- Jones, J.A. et Grant, G.E. 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. Water Resources Research, 32(4): 959–974.
- **Joosten, H. et Clarke, D.** 2002. Wise use of mires and peatlands Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and

- International Peat Society.
- **Joosten, H.** 2010. The global peatland carbon dioxide picture. *Quaternary Science Reviews*, 1–10. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018
- Jørgensen, D. 2004. Multi-use management of the medieval Anglo-Norman forest. *Journal of the Oxford University History Society*, 1(1).
- Kerr, J., Milne, G., Chhotray, V., Baumann, P. et James, A.V. 2007. Managing watershed externalities in India: theory and practice. *Environment, Development and Sustainability*, 9: 263–281. Doi: https://doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2
- Kerr J., Verbist, B., Suyanto, R. et Pender, J. 2017. Placement of a payment for watershed services program in Indonesia: social and ecological factors. *Dans:* Namirembe, S., Leimona, B., van Noordwijk, M. &. Minang, P. eds. *Co-investment in ecosystem services Global lessons from payment and incentive schemes*, chapitre 14. Centre international pour la recherche en agroforesterie (CIRAF).
- Khatri, D.B. 2012. Payments for ecosystem services in Kulekhani watershed of Nepal An institutional analysis of mechanisms for sharing hydroelectricity revenue. Disponible à l'adresse www.forestaction.org/app/webroot/vendor/tinymce/editor/plugins/filemanager/files/3.%20 IASC%20paper%20Khatri.pdf
- **Klemas, V.** 2014. Remote sensing of riparian and wetland buffers: an overview. *Journal of Forestry Research*, 28: 869–880.
- Knapp, E., North, M., Benech, M. et Estes, B. 2012. The variable-density thinning study at Stanislaus-Tuolumne Experimental Forest. Dans: North, M. ed. *Managing Sierra Nevada forests*, chapitre 12, pp. 127–139. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. Asheville, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.
- Knee, K.L. et Encalada, A.C. 2014. Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). *River Research and Applications*, 30: 385–401. Doi: 10.1002/ecs2.1717
- Knoke, T.F., Bendix, J., Pohle, P., Hamer, U., Hildebrandt, P., Roos, K., et al. 2014. Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands. *Nature Communications*, 6, 1-9.
- Köhler, L., Hölscher, D., Bruijnzeel, L. et Leuschner, C. 2011. Epiphyte biomass in Costa Rican old-growth and secondary montane rain forests and its hydrological significance. *Dans:* Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N. & Hamilton, L.S. eds. Tropical montane cloud forests Science for conservation and management, pp. 268–274. Cambridge University Press. Doi: 10.1017/CBO9780511778384.029
- Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T. et Schipperijn, J. 2005. Les forêts urbaines et les ODD: *A reference book*. Springer. Doi: 1 2 3 4 5
- Koontz, M., North, M., Werner, C., Fick, S. et Latimer, A. 2020. Local forest structure variability increases resilience to wildfire in dry western U.S. coniferous forests. *Ecology Letters*, 12: 483–494.
- Koplitz, S.N., Mickley, L.J., Marlier, M.E., Buonocore, J.J., Kim, P.S., Liu, T., Sulprizio, M.P., DeFries, R.S., Jacob, D.J., Schwartz, J., Pongsiri, M. et Myers, S.S. 2016. Public health impacts of the severe haze in Equatorial Asia in September–October 2015: demonstration of a new framework for informing fire management strategies to reduce downwind smoke exposure. *Environmental Research Letters*, 8; 024034. 94023. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, A., Margóczi, K., Pataki, G., Gébert, J., Málovics, G., Balázs, B., Roboz, A., Krasznai Kovács, E. et Mihók, B. 2015. Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem services* . 117–127. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Kramer, R.A., Richter, D.D., Pattanayak, S. et Sharma, N.P. 1997. Ecological and economic analysis of watershed protection in Eastern Madagascar. *Journal of Environmental Psychology*, 23: 277–295. https://doi.org/10.4060/cb6473en

- Krauss, K.W. et Allen, J.A. 2003. Influence of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. *Aquatic Botany*, 77: 311–324.
- Krauss, K.W., Barr, J.G., Engel, V., Fuentes, J.D. et Wang, H. 2015. Approximations of stand water use versus evapotranspiration from three mangrove forests in southwest Florida, USA. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 291–303.
- Krishna, M.P. et Mohan, M. 2017. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. Energy, Ecology and Environment, 2: 236–249. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- **Kuczera, G.** 1987. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest. *Journal of Hydrology*, 265: 215–236. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T.V. et Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: a review. *Remote Sensing*, 3: 878–928.
- Lagomasino, D., Price, R.M., Whitman, D., Melesse, A. et Oberbauer, S.F. 2015. Spatial and temporal variability in spectral-based surface energy evapotranspiration measured from Landsat 5TM across two mangrove ecotones. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 304–316.
- Lampela, M., Jauhiainen, J., Sarkkola, S.et Vasander, H. 2017. Promising native tree species for reforestation of degraded tropical peatlands. *Forest Ecology and Management*, 352: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271732042X?via%3Dihub
- Larsen, F.W., Londoño Murcia, M.C. et Turner, W.R. 2011. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? *Conservation Letters*, 8: 139-147, 355-363. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Larson, W.E., Pierce, F.J. et Dowdy, R.H. 1983. The threat of soil erosion to long-term crop production. *Science*, 342, 458–465.
- Lau, J.D., Hicks, C.C., Gurney, G.G. et Cinner, J.E. 2018. Disaggregating ecosystem service values and priorities by wealth, age, and education. *Ecosystem Services*, 8:91. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015
- Lavabre, J.D., Gaweda, D.S. et Froehlich, H.A. 1993. Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after fire. *Journal of Hydrology*, 142: 273–299.
- Lawrence, D. et Vandecar, K. 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 6: 192–196. doi 10.1038/NCLIMATE2816 2,27 Doi: 10.1038/NCLIMATE2430
- Lay, T., Kanamori, H., Ammon, C.J., Nettles, M., Ward, S.N., Aster, R.C., Beck, S.L., Bilek, S.L., Brudzinski, M.R. et Butler, R. 2005. The great Sumatra-Andaman earthquake of 26 December 2004. *Science*, 342:1127–1133.
- Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A. et Goldberg, V. 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services: application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, 42:58. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Lehmann, I., Martin, A. et Fisher, J.A. 2018. Why should ecosystem services be governed to support poverty alleviation? Philosophical perspectives on positions in the empirical literature. *Ecological Economics* 149: 100-265. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Leighty, W.W., Hamburg, S.P. et Caouette, J. 2006. Effects of management on carbon sequestration in forest biomass in southeast Alaska. *Ecosystems*, 9: 1051–1065.
- Leonardi, A. 2015. Characterizing governance and benefits of payments for watershed services in Europe. PhD thesis, University of Padova. Disponible à l'adresse http://paduaresearch.cab.unipd. it/7832
- Leshan, J., Porras, I., Lopez, A. et Kazis, P. 2017. Sloping Lands Conversion Programme, People's Republic of China. Institut international pour l'environnement et le

- développement. Disponible à l'adresse www.iied.org/conditional-transfers-for-poverty-reduction- ecosystem-management
- Levin, R.B., Epstein, P.R., Ford, T.E., Harrington, W., Olson, E. et Reichard, E.G. 2002. U.S. drinking water challenges in the twenty-first century. *Environmental Health Perspectives*, 122(12):43.
- Liang, H.B., Xue, Y.Y., Li, Z.S., Wang, S., Wu, X., Gao, G.Y., et al. 2018. Soil moisture decline following the plantation of Robinia pseudoacacia forests: evidence from the Loess Plateau. Forest Ecology and Management, 412:62.
- Liang, W., Bai, D., Wang, F.Y., Fu, B.J., Yan, J.P., Wang, S., et al. 2015 Quantifying the impacts of climate change and ecological restoration on streamflow changes based on a Budyko hydrological model in China's Loess Plateau. Water Resources Research, 51(8): 6500–6519.
- Lima, W.P., Zakia, M.J.B., Libardi, P.L. et Souza Filho, A.P. 1990. Comparative evapotranspiration of *Eucalyptus*, pine and natural «cerrado» vegetation measure by the soil water balance method. *IPEF International, Piracicaba*, 1: 1,35.
- Lindahl K.B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T. et Roberge, J.M. 2017. The Swedish forestry model: more of everything? Division de l'économie, des politiques et des produits forestiers 2,44. Doi: 10.1111/j.1461- 0248.2009.01387.x
- Liu, C.L.C., Kuchma, O. et Krutovsky, K.V. 2018. Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 151-163.
- Liu, J., Li, S., Ouyang, Z., Tam, C. et Chen, X. 2008. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 11635-11640, 9477-9482.
- Liu, Y., Miao, H.-T., Huang, Z., Cui, Z., He, H., Zheng, J., et al. 2018. Soil water depletion patterns of artificial forest species and ages on the Loess Plateau (Chine). Forest Ecology and Management, 417: 137–143. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.005
- Liu, Y., Stanturf, J. et Goodrick, S. 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management*, 352: 685–697.
- Lo, M., Reed, J., Castello, L., Steel, E.A., Frimpong, E.A. et Ickowitz, A. 2020. The influence of forests on freshwater fish in the tropics: a systematic review. *BioScience*, 70: 404–414.
- Locatelli, B., Imbach, P. et Wunder, S. 2013. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation*, 38: 2,27. Doi: 10 027,3
- Long, J.W. et Lake, F.K. 2018. Escaping social-ecological traps through tribal stewardship on national forest lands in the Pacific Northwest, United States of America. *Ecology and Society*, 9(2): 10. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Long, J.W. et Steel, E.A. 2020. Shifting perspectives in assessing socio-environmental vulnerability. *Sustainability*, 12: 2625.
- Lopa, D., Mwanyoka, I., Jambiya, G., Massoud, T., Harrison, P., Ellis-Jones, M., Blomley, T., Leimona, B., van Noordwijk, M. et Burgess, N.D. 2012. Towards operational payments for water ecosystem services in Tanzania: a case study from the Uluguru Mountains. *Oryx*, 46(1):34. Doi: 10 027,3
- Lorsirirat, K. 2007. Effect of forest cover change on sedimentation in Lam Phra Phloeng Reservoir, Northeastern Thailand. Dans: Sawada, H., Araki, A., Chappell, N.A., LaFrankie, J.V. et Shimizu, A. eds. *Forest environments in the Mekong River basin*, pp. 168–178. Tokyo, Springer.
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Meli, P., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R. et Sauer, T.J. 2019. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. *Forest Ecology and Management*, 444: 95. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.046
- Lü, Y., Fu, B., Feng, X., Zeng, Y., Liu, Y., Chang, R., Sun, G. et Wu, B. 2012. A policy-driven large scale ecological restoration: quantifying ecosystem services

- changes in the Loess Plateau of China. PloS One, 7(2): e31782.
- Luke, S.H., Slade, E.M., Gray, C.L., Annammala, K.V., Drewer, J., Williamson, J., Agama, A.L., Ationg, M., Mitchell, S.L., Vairappan, C.S. et Struebig, M.J. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*, 55: 279-289.
- Lutz, D.A., Powell, R.L. et Silman, M.R. 2013. Four decades of Andean timberline migration and implications for biodiversity loss with climate change. *PloS One*, 8(9).
- Lynam, T., de Jong, W., Sheil, D., Kusumanto, T. et Evans, K. 2007. A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society*, 9(2): 5.
- MacKenzie, R.A. et Cormier, N. 2012. Stand structure influences nekton community composition and provides protection from natural disturbance in Micronesian mangroves. *Hydrobiologia*, 685: 155–171.
- MacKenzie, R.A. et Kryss, C.L. 2013. Impacts of exotic mangroves and mangrove control on tide pool fish assemblages. *Marine Ecological Progress Series*, 472: 219–237.
- MacKenzie, R.A., Foulk, P.B., Klump, J.V., Weckerly, K., Purbospito, J., Murdiyarso, D., Donato, D.C. et Nam, V.N. 2016. Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Forest Ecology and Management*, 352: 245–261.
- MADS. 2006. Decree 1900/2006 and further modifications. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). Bogotá. Disponible à l'adresse www.minambiente.gov. co/images/ normativa/app/decretos/dec_1900_2006_2-77.pdf et sa version mise à jour: http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/decretos/b6-decreto-2099.pdf
- Malmer, A., Ardö, J., Scott, D., Vignola, R. et Xu, J. 2010. Forest cover and global water governance. Dans: Mery, G., Katila, P., Galloway, G., Alfaro, R.I., Kanninen, M., Lobovikov, M. & Varjo, J. eds. Forests and society Responding to global drivers of change, pp. 75–93. IUFRO World Series No. 25. Vienne, Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO).
- Mapulanga, A.M. et Naito, H. 2019. Mapulanga et Naito (2019) ont analysé l'effet du déboisement sur l'accès des ménages à l'eau potable propre dans le nord du Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2007; 104(50): 8249–8254. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Marden, M. et Rowan, D. 2015. The effect of land use on slope failure and sediment generation in the Coromandel region of New Zealand following a major storm in 1995. New Zealand Journal of Forest Science, 45(10).
- Mariola, M.J. 2012. Farmers, trust, and the market solution to water pollution: the role of social embeddedness in water quality trading. *Journal of Rural Studies*, 28(4): 577–589. Doi:10.1016/j.jrurstud.2012.09.007
- Masiero, M., Pettenella, D., Boscolo, M., Barua, S.K., Animon, I. et Matta, J.R. 2019. Valuing forest ecosystem services A training manual for planners and project developers. Document de travail du CIRAF No.68. Rome, FAO. 216 p. (FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, Ed.)
- Mast, J., Fule, P., Moore, M., Covington, W. et Waltz, A. 1999. Restoration of presettlement age structure of an Arizona ponderosa pine forest. *Ecological Applications*, 9: 228–239.
- Mátyás, C., Sun, G. et Zhang, Y. 2013. Afforestation and forests at the dryland edges: lessons learned and future outlooks. Dans: Chen, J., Wan, S., Henebry, G., Qi, J.C.,
- Gutman, G., Sun, G. & Kappas, M. eds. *Dryland East Asia Land dynamics amid social and climate change*, pp. 245–263. HEP & DeGruyter.
- Matzdorf, B., Sattler, C. et Engel, S. 2013. Institutional frameworks and governance structures of PES schemes. *Forest Policy and Economics*, 37:0,57. Doi: 10.1016/j. forpol.2013.10.002
- Mazda, Y., Wolanski, E., King, B., Sase, A., Ohtsuka, D. et Magi, M. 1997. Drag force due to vegetation in mangrove swamps. *Mangroves and Salt Marshes*, 1: 193–199.

- McCabe, G.C., Clark, M.P. et Hay, L.E. 2007. Rain-on-snow events in the western United States. Bulletin of the American Meteorological Society, 88(3): 319-328. Doi: 10.1175/BAMS-88-3-319
- McDermott, M., Mahanty, S. et Schrekenberg, K. 2013. Examining equity: a multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. *Environmental Science Technology*, 33: 416–427.
- McDonald, R.I. et Shemie, D. 2014. *Urban water blueprint Mapping conservation solutions to the global water challenge*. The Nature Conservancy. Disponible à l'adresse http://water.nature.org/waterblueprint/#/intro=true
- McGarity, A., Hung, F., Rosan, C., Hobbs, B., Heckert, M. et Szalay, S. 2015. Quantifying benefits of green stormwater infrastructure in Philadelphia. Dans: Karvazy, K. & Webster, V.L. eds. World Environmental and Water Resources Congress 2015: Floods, Droughts, and Ecosystems, pp. 409–420. American Society of Civil Engineers.
- McNally, C., Uchida, E. et Gold, A.J. 2011. The effect of a protected area on the tradeoffs between short-run and long-run benefits from mangrove ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2007; 104(50): 13945–13950. Doi: 10.1002/2013wr015197
- McNicol, G., Bulmer, C., D'Amore, D.V., Sanborn, P., Saunders, S., Giesbrecht, I., Gonzalez-Arriola, S., Bidlack, A., Butman, D. et Buma, B. 2019. Large, climate-sensitive carbon stocks mapped with pedology-informed machine learning in the North Pacific coastal temperate rainforest. *Environmental Research Letters*, 8: 024034, 014004. Doi: https://doi.org/10.1029/2007WR006711
- McNie, E.C., van Noordwijk, M., Clark, W.C., Dickson, N.M., Sakuntaladewi, N., Suyanto, Joshi, L., Leimona, B., Hairiah, K. et Khususiyah, N. 2008. Boundary organizations, objects and agents: linking knowledge with action in agroforestry watersheds. Report of a Workshop held in Batu, Malang, East Java, Indonesia, 26–29 July 2007. Harvard Library, Office for Scholarly Communication. ICRAF/Harvard research team.
- McNulty, S.G., Boggs, J.L., Aber, J.D. et Rustad, L.E. 2017. Spruce-fir forest changes during a 30-year nitrogen saturation experiment. *Science of the Total Environment*, 605–606: 376–390. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018
- McNulty, S.G., Sun, G., Myers, J.A.M., Cohen, E.C. et Caldwell, P. 2010. Robbing Peter to pay Paul: tradeoffs between ecosystem carbon sequestration and water yield. Dans: Watershed Management 2010 Innovations in watershed management under land use and climate change, pp. 103–114. Compte rendu de la conférence, pp. 845–855.
- McNulty, S., Boggs, J., et Sun, G. 2014. The rise of the mediocre forest: why chronically stressed trees may better survive extreme episodic climate variability. *Forests*, 5: 403–415. Doi: 10.1007/s11056-014-9410-3
- **Mekonnen, M.M. et Hoekstra, A.Y.** 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2.
- Melillo, J.M., Richmond, T.C. et Yohe, G.W., eds. 2014. Climate Change Impacts in the United States The third national climate assessment. US Global Change Research Program. 841 p. Doi: 10.7930/J0Z31WJ2
- Miettinen, J. et Liew, S.C. 2010. Degradation and development of peatlands in Peninsular Malaysia and in the islands of Sumatra and Borneo since 1990. Land Degradation, 21(3): 285–296. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005a. Ecosystems and human well-being wetlands andwater. Synthesis. Washington DC, Institut des ressources mondiales.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Washington DC, Institut des ressources mondiales.

- Millennium Ecosystem Assessment. 2005c. Ecosystems and human well-being Desertification synthesis. Washington DC, Institut des ressources mondiales.
- Miller, P.C. 1983. Plant and soil water storage in arctic and boreal forest ecosystems. *Dans:* Street-Perrott, A., Beran, M. & Ratcliffe, R. eds. *Variations in the global water budget*. Springer, Dordrecht, Pays-Bas.
- Miyata, S., Kosugi, K., Gomi, T. et Mizuyama, T. 2009. Effects of forest floor coverage on overland flow and soil erosion on hillslopes in Japanese cypress plantation forests. *Water Resources Research*, 50(4): W00A07. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Moody, J.A. et Martin, D.A. 2001. Post-fire, rainfall intensity-peak discharge relations for three mountainous watersheds in the western USA. *Hydrological Processes*, 25(3): 2981–2993.
- Morrison, M., Groenhout, R. et Moore, W. 1995. *Envalue [electronic resource]*. New South Wales Environment Protection Authority.
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martin-Lopez, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C. et Lavorel, S. 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. Global Environmental Change, 15: 23–31. Doi: 10.1016/j. enggeo.2017.09.026
- Mu, X.M., Zhang, L., McVicar, T.R., Chille, B.S. et Gao, P. 2007. Estimating the impact of conservation measures on stream-flow regime in catchments of the Loess Plateau.
- Hydrological Processes, 21(16): 2124-2134.
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W.J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh Guebas, F. et Koedam, N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9): 1097–1109.
- Mulligan, M. 2011. Modeling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation priority. *Dans:* Bruijnzeel, L.A, Scatena, F.N. & Hamilton, L.S. eds. Tropical montane cloud forests Science for conservation and management, pp. 14–38. Cambridge University Press.
- Muñiz-Castro, M.A., Williams-Linera, G. et Benayas, J.M.R. 2006. Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 445-447. 431-440.
- Muñoz-Villers, L.E., Holwerda, F., Gómez-Cárdenas, M., Equihua, M., Asbjornsen, H., Bruijnzeel, L.A., Marín-Castro, B.E. et Tobón, C. 2012. Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 462:53.
- Muñoz Villers, L.E. et López Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central eastern Mexico. *International Journal of Fruit Science*, 19:71.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N. et May, P.H. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 65: 1202–1208. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Murdiyarso, D., Lilleskov, E. et Kolka, R. 2019. Tropical peatlands under siege: the need for evidence-based policies and strategies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24: 493-538 https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Murdiyarso, D., Purbopuspito, J., Boone Kauffman, J., Warren, M.W., Sasmito, S.D., Donato, D.C., Manuri, S., Krisnawati, H., Taberima, S. et Kurnianto, S. 2015. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 6: 192–196. doi 10.1038/NCLIMATE2816 92
- Nadkarni, N.M., Schaefer, D., Matelson, T.J. et Solano, R. 2004. Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 198: 223–236.

- Nagabhatla, N., Dudley, N. et Springgay, E. 2018. Unasylva 251. Les forêts: des solutions fondées sur la nature pour la gestion de l'eau. *Unasylva*, 44(173).
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.-O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A. et Somerfield, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89: 155–185.
- **Napier, T.L.** 2000. Soil and water conservation policy approaches in North America, Europe, and Australia. *Water Policy*, 1: 551–565.
- Nava-López, M., Selfa, T.L., Cordoba, D., Pischke, E.C., Torrez, D., Ávila-Foucat, S., Halvorsen, K.E. et Maganda, C. 2018. Decentralizing payments for hydrological services programs in Veracruz, Mexico: challenges and implications for long-term sustainability. Society & Natural Resources, 31: 1389–1399.
- Naylor, R. et Drew, M. 1998. Valuing mangrove resources in Kosrae, Micronesia. *Environment and Development Economics*, 3: 471–490.
- Neary, D.G. et Hornbeck, J.W. 1994. Impacts of harvesting practices on off-site environmental quality. Dans: Dyck, W.J., Cole, D.W. & Comerford, N.B., eds. *Impacts of harvesting on long-term site productivity*, chapitre 4, pp. 81–118. Londres, Chapman and Hall.
- Neary, D.G. et Leonard, J.M. 2015. Multiple ecosystem impacts of wildfire. Dans: Bento, A. & Vieira, A., eds. Wildland fires A worldwide reality. Hauppauge, USA, Nova Science Publishers.
- Neary, D.G. 2014. Best management practices for bioenergy feedstock production. International Energy Agency Bioenergy Task 43 Special Publication. Goteborg, Suède, Chalmers University.
- Neary, D.G. 2019. Forest soil disturbance: implications of factors contributing to the wildland fire nexus. *Soil Science Society of America Journal*, Special issue, 2018 North American Forest Soils Conference, 83: S228–S243.
- Neary, D.G., Ice, G.G. et Jackson, C.R. 2009. Forêts pour la quantité et la qualité de l'eau Forest Ecology and Management, 352: 2269–2281. Doi: https://doi.org/10.1016/j. foreco.2009.05.027
- Neary, D.G., Koestner, K.A., Youberg, A. et Koestner, P.E. 2012. Post-fire rill and gully formation, Schultz Fire 2010, Arizona, USA. *Geoderma*, 191: 97 075.
- Neary, D.G., Ryan, K.C. et DeBano, L.F., eds. 2005 (révisé 2008). Fire effects on soil and water. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. Volume 4. Fort Collins, USA, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- Nohara, D., Kitoh, A., Hosaka, M. et Oki, T. 2006. Impact of climate change on river discharge projected by multimodal ensemble. *Journal of Hydrology*, 265: 1027–1089. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Obeng, E.A., Aguilar, F.X. et Mccann, L.M. 2018. Payments for forest ecosystem services: a look at neglected existence values, the free-rider problem and beneficiaries' willingness to pay. *International Forestry Review*, 20(2): 206–219.
- Oliver, C.D. et Larson, B.C. 1996. Forest stand dynamics, update edition. New York, USA, McGraw-Hill. Co. 544 p. Disponible à l'adresse https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1
- Olofsson, P., Foody, G., Herold, M., Stehman, S., Woodcock, C. et Wulder, M. 2013. Good practices for assessing accuracy and estimating area of land change. *Remote Sensing of Environment*, 143, 85-96, 42–57. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015
- Ong, C.K., Black, C.R. et Muthuri, C.W. 2006. Modifying forestry and agroforestry to increase water productivity in the semi-arid tropics. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 1: 55 Doi: 10.1079/PAVSNNR20061065
- Opperman, J.J., Moyle, P.B., Larsen, E.W., Florsheim, J.L. et Manfree, A.D. 2017. Conception et gestion pour les biens et les services des écosystèmes. University of California Press.

- Osterkamp, W.R., Hupp, C.R. et Stoffel, M. 2011. The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(1): 1,23. Doi: 10.1002/ecs2.1717
- Ovando, P., Beguería, S. et Campos, P. 2019. Carbon sequestration or water yield? The effect of payments for ecosystem services on forest management decisions in Mediterranean forests. *Water Resources and Economics*, 28: 100119. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Pagiola, S. 2008. Paiements pour services environnementaux *Ecological Economics*, 65: 712–724. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Parde, J. 1980. Biomasse forestière (tonnes/ha) Forestry Abstracts, 41(8): 343-362.
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., et al. 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 104: 98.
- Pascual, U., Phelps, J., Garmendia, E., Brown, B., Corbera, E., Martin, A., Gomez-Baggethun, E. et Muradian, R. 2014. Social equity matters in payments for ecosystem services. *BioScience*, 64(11): 1027–1036. Doi: 10.1093/biosci/biu146
- Peguero-Pina, J.J., Vilagrosa, A., Alonso-Forn, D., Ferrio, J.P., Sancho-Knapik, D. et Gil-Pelegrín, E. 2020. Living in drylands: functional adaptations of trees and shrubs to cope with high temperatures and water scarcity. *Forests*, 5: 1028.
- Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N. et Belward, A.S. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633): 418–422.
- Peters, D.L., Caissie, D., Monk, W.A., Rood, S.B. et St-Hilaire, A. 2016. An ecological perspective on floods in Canada. Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques, 41(1-2): 288-306.
- Petrie, M.D., Bradford, J.B., Hubbard, R.M., Lauenroth, W.K., Andrews, C.M. et Schlaepfer, D.R. 2017. Climate change may restrict dryland forest regeneration in the 21st century. *Ecology*, 86: 1548–1559.
- Pham, T.T., Bui Thi, M.N., Đào Thi, L.C., Hoàng, T.L., Pham, H.L. et non breakable space 2018. The role of payment for forest environmental services (PFES) in financing the forestry sector in Vietnam. Info Brief No. 222. Centre de recherche forestière internationale (CIFOR). Doi: 10.17528/cifor/006958
- Pierrot-Maitre, D. 2005. Valuing ecosystem services advantages and disadvantages of different existing methodologies from IUCN practical experience. L'Union mondiale pour la nature. Présentation au Séminaire sur les services environnementaux et les fonds pour la protection et l'usage durable des écosystèmes, Genève, Suisse, 10-11 octobre 2005.
- Pigram, J.J. 2006. Australia's water resources From use to management. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing. 240 p.
- **Plummer, M.L.** 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. Frontiers in Ecology and the Environment, 3, 479-486.
- Poff, R.J. 1996. Effects of silvicultural practices and wildfire on productivity of forest soils. Dans: Sierra Nevada Ecosystem Project Final report to Congress, Volume II, assessments and scientific basis for management options, pp. 477–495. University of California, Davis.
- Ponette González, A.G., Weathers, K.C. et Curran, L.M. 2010. Water inputs across a tropical montane landscape in Veracruz, Mexico: synergistic effects of land cover, rain and fog seasonality, and interannual precipitation variability. *Global Change Biology*, 25, 811-826, 946–963.
- Powers, P.D., Helstab, M. et Niezgoda, S.L. 2019. A process based approach to restoring depositional river valleys to Stage 0, an anastomosing channel network. *River Research and Applications*, 35(1): 3,54.
- **Price, C.** 2014. Regulating and supporting services and disservices: customary approaches to valuation, and a few surprising case-study results. *Journal of Tropical Forest Science*, 1: S5. Doi: https://doi.org/10.1007/978-981-10-1472-7_2

- Primavera, J.H., Sadaba, R.B., Lebata, M. et Altamirano, J. 2004. *Handbook of mangroves in the Philippines Panay*. Tigbauan, Iloilo, Philippines, Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center.
- Puettmann, K.J., Ares, A., Burton, J.I. et Dodson, E.K. 2016. Forest restoration using variable density thinning: lessons from Douglas-fir stands in western Oregon. *Forests*, 7: 2000.
- Putz F.E., Zuidema P.A., Pinard M.A., Boot R.G.A., Sayer J.A., Sheil D., Sist, P., Elias, M. et Vanclay, J.K. 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biology*, 6(7): e166. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060166
- Qin, Y., Gartner, T., Minnemeyer, S., Reig, P. et Sargent, S. 2016. *Global Forest Watch water metadata document.* Note technique. Institut des ressources mondiales.
- Quinn, T., Wilhere, G.F. et Krueger, K.L., tech. eds. 2019. Riparian ecosystems, Volume 1 Science synthesis and management implications. Olympia, USA, Habitat Program, Washington Department of Fish and Wildlife. 390 p.
- Rabalais, N.N. et Turner, N.E. 2019. Gulf of Mexico hypoxia: past, present, and future. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography, ASLO: 1,93. Doi: 10.1002/ecs2.1717
- Ramsar Convention Secretariat. Sans date. Ramsar Sites Information Service (RSIS) [en ligne]. [cité en juillet 2020]. https://rsis.ramsar.org
- Ranganathan, J., Raudsepp-Hearne, C., Lucas, N., Irwin, F., Zurek, M., Bennett, K., Ash, N. et West, P. 2008. Ecosystem services A guide for decision makers. Institut des ressources mondiales.
- Raši, R., Bodart, C., Stibig, H.J., Eva, H., Beuchle, R., Carboni, S., Simonetti, D. et Achard, F. 2011. An automated approach for segmenting and classifying a large sample of multi-date Landsat imagery for pan-tropical forest monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 143: 85-96.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. et Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(11): 5242–5247. Doi: 10.1073/pnas.0907284107
- Raum, S. 2018. A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystemic services*, 29: 170–184. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- **Redford, K.H. et Adams, M.W.** 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology*, 20: 971-983.
- Rehfeldt, G., Jaquish, B., Saenz-Romero, C., Joyce, D., Leites, L., St Clair, J. et Lopez-Upton, J. 2014. Comparative genetic responses to climate in the varieties of *Pinus ponderosa* and *Pseudotsuga menziesii*: reforestation. *Forest Ecology and Management*, 324: 147–157.
- Reid, L.M., Ziemer, R.R. et Furniss, M.J. 1996. 1. Watershed analysis on federal lands of the Pacific Northwest. Disponible à l'adresse www.fs.fed.us/psw/publications/reid/1WhatisWA.htm
- Reynolds, K.M. 2006. EMDS 3.0: A modeling framework for coping with complexity in environmental assessment and planning. Dans: Science in China, Series E: Technological Sciences, pp. 63–75. Doi: 10.1007/s10457- 008-9128-3
- Reynolds, R.T., Sanchez Meador, A.D., Youtz, J.A., Nicolet, T., Matonis, M.S., Jackson, P.L., DeLorenzo, D.G. et Graves, A.D. 2013. Restoring composition and structure in Southwestern frequent-fire forests A science-based framework for improving ecosystem resiliency. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. Fort Collins, USA, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 76 p.
- Richards, W.H., Koeck, R. Gersonde, R., Kuschnig, G., Fleck, W. et Hochbichler, E. 2012. Landscape scale forest management in the municipal watersheds of Vienna,

- Austria, and Seattle, USA: commonalities despite disparate ecology and history. *Natural Areas Journal*, 32(2): 199–207. Doi: 10.3375/043.032.0209
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., et al. 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6): 501–514. Doi: https://doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2
- Rikimaru, A., Roy, P.S. et Miyatake, S. 2002. Tropical forest cover density mapping. *Tropical Ecology*, 43(1): 47 806.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L. et Neary, D.G. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. Fort Collins, USA, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 85 p.
- Robinne, F.N., Bladon, K.D., Miller, C., Parisien, M.A., Mathieu, J. et Flannigan M.D. 2018. A spatial evaluation of global wildfire-water risks to human and natural systems. *Science of the Total Environment*, 610/611: 1193–1206.
- Robinson, B.E., Zheng, H. et Peng, W. 2019. Disaggregating livelihood dependence on ecosystem services to inform land management. *Ecosystemic services écosystémiques* 100902. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.039
- Robinson, T.M.P., La Pierre, K.J., Vadeboncoeur, M.A., Byrne, K.M., Thomey, M.L. et Colby, S.E. 2013. Seasonal, not annual precipitation drives community productivity across ecosystems. *Oikos*, 122: 727–738. Doi: 10.1111/j.1461- 0248.2009.01387.x
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Jr, Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A.P. et Peterson, G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 9(2): 28. https://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art33/
- Rolfe, J., Johnston, R.J., Rosenberger, R.S. et Brouwer, R. 2015. Introduction: benefit transfer of environmental and resource values. Dans: Johnston, R.,Rolfe, J., Rosenberger, R. & Brouwer, R.eds. *Benefit transfer of environmental and resource values*, pp. 3–17. The Economics of Non-Market Goods and Resources, Volume 14. Dordrecht, the Netherlands, Springer. Doi: https://doi.org/10.1007/978-94-017-9930-0_1
- Ronnback, P., Crona, B. et Ingwall, L. 2007. The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests: perspectives from local communities in Kenya. *Environmental Conservation*, 38: 313 113.
- Ryan, D.F. et Glasser, S. 2000. Goals of this report. Dans: Dissmeyer, G.E. ed. *Drinking water from forests and grasslands A synthesis of the scientific literature*, chapitre 1, pp. 3–6. General Technical Report SRS-39. Asheville, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A. et Jenkins, M. 2018. The global status and trends of payments for ecosystem services. *Nature Sustainability*, 1: 136–144. Doi: 10.1038/s41893-018-0033-0
- Sanford, R.L., Jr, Saldarriaga, J., Clark, K.E., Uhl, C. et Herrera, R. 1985. Amazon rain-forest fires. *Science*, 342, 1243092.
- Satake, K., Aung, T.T., Sawai, Y., Okamura, Y., Win, K.S., Swe, W., Swe, C., Swe, T.L., Tun, S.T. et Soe, M.M. 2006. Tsunami heights and damage along the Myanmar coast from the December 2004 Sumatra-Andaman earthquake. *Earth, Planets and Space*, 58: 243–252.
- Savage, M., Brown, P. et Feddema, J. 1996. The role of climate in a pine forest regeneration pulse in the southwestern United States. *Ecoscience*, 3: 310 095
- Scatena, F.N., Bruijnzeel, L.A., Bubb, P. et Das, S. 2011. Setting the stage. Dans: Bruijnzeel, L.A. Scatena, F.N. et Hamilton, L.S. eds. Tropical montane cloud forests Science for conservation and management, pp. 3–13. Cambridge University Press.
- Schaffelke, B., Mellors, J. et Duke, N.C. 2005. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 279–296.

- **Schilling, K.E.** 2007. Water table fluctuations under three riparian land covers, Iowa (USA). *Hydrological Processes*, 21(18): 2415–2424.
- Schomers, S. et Matzdorf, B. 2013. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystemic services:*1,93 Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Schwarzel, K., Zhang, L.L., Montanarella, L., Wang, Y.H. et Sun, G. 2020. How afforestation affects the water cycle in drylands: a process-based comparative analysis. *Global Change Biology*, 25, 811-826.
- Schwilch, G., Liniger, H.P. et Hurni, H. 2014. Sustainable land management (SLM) practices in drylands: how do they address desertification threats? *Environmental Management*, 54(5): 983–1004.
- **Scott, D.F.** 1993. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *Journal of Hydrology*, 150: 3 409.
- Segura, C., Bladon, K., Hatten, J., Jones, J., Hale, V. et Ice, G.G. 2020. Long-term effects of forest harvesting on summer low flow deficits in the Coast Range of Oregon. *Journal of Hydrology*, 265. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.
- Segura, M., Ray, D. et Maroto, C. 2014. Decision support systems for forest management: a comparative analysis and assessment. Computers and Electronics in Agriculture, 101: 55.
- Shakesby, R.A. et Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews*, 104: 269–307.
- Shang, B.Z., He, H.S., Crow, T.R. et Shifley, S.R. 2004. Fuel load reductions and fire risk in central hardwood forests of the United States: a spatial simulation study. *Ecological Modelling*, 180(1): 102 686.
- Sharp, R., Douglass, J. et Wolny, S., eds. 2016. *InVEST v3. 3.2 user guide* [en ligne]. The Natural Capital Project [cité le 1er janvier 2021]. https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html
- Sheil, D. et Bargués Tobella, A. 2020. More trees for more water in drylands: myths and opportunities. *ETFRN News*, 60.
- Shvidenko, A., Barber, C.V., Persson, R., Gonzalez, P., Hassan, R., Lakyda, P., McCallum, I., Nilsson, S., Pulhin, J., van Rosenburg, B. et Scholes, B. 2005. Forest and woodland systems. Dans: Hassan, R., Scholes, R. et Ash, N. eds. Les écosystèmes et le bien-être humain: synthèse. Findings of the Condition and Trends Working Group. Washington DC, Island Press.
- Silvius, M.J. et Suryadiputra, N. 2002. Review of policies and practices in tropical peat swamp forest management in Indonesia. Wetlands International.
- Simard, A.J. 1991. Fire severity, changing scales, and how things hang together. *International Journal of Fruit Science*, 19: 20 340.
- Similä, M., Aapala, K. et Penttinen, J. 2014. Ecological restoration in drained peatlands Best practices from Finland. Vantaa, Finland, Metsähallitus, Natural Heritage Services. 84 p.
- Similä, M., Simonen, E., Mikkola, M. et Penttinen, J. 2014. Boreal Peatland LIFE Project-Working for the Finnish peatlands. Disponible à l'adresse: https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE08_NAT_ FIN_000596_LAYMAN.pdf
- Simonetti, D., Marelli, A. et Eva, H.D. 2015. *Impact Portable GIS toolbox image processing and land cover mapping*. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne. Disponible à l'adresse: http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC96789
- Simpson, N.P., Shearing, C.D. et Dupont, B. 2020. Partial functional redundancy: an expression of household level resilience in response to climate risk. *Climate Risk Management*, 28.

- Sinare, H. et Gordon, L.J. 2015. Ecosystem services from woody vegetation on agricultural lands in Sudano-Sahelian West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 186,3.
- Singh, S. et Mishra, A. 2014. Les coûts induits par la déforestation sur les fournitures en eau potable de Bombay. *Global Environmental Change*, 15: 23–31. Doi: 10.1016/j. enggeo.2017.09.026
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N.J., Nyman, P. et Haydon, P. 2011. Wildfire effects on water quality in forest catchments: a review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 296: 170–192.
- Smith, L.K., Lewis, W.M., Chanton, J.P., Cronin, G. et Hamilton, S.K. 2000. Methane emissions from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Biogeochemistry*, 51(2):113–140.
- Soille, P. et Vogt, P. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30: 59. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015.
- Spalding, M., McIvor, A., Tonneijck, F., Tol, S. et van Eijk, P. 2014. *Mangroves for coastal defence. Guidelines for coastal managers & policy makers.* Wetlands International and The Nature Conservancy.
- Spang, E.S., Miller, S., Williams, M. et Loge, F.J. 2015. Consumption based fixed rates: harmonizing water conservation and revenue stability. *Journal of the American Water Works Association*, 107: E164–E173. Doi: 10.5942/jawwa.2015.107.0001.
- Spies, T.A., Stine, P.A., Gravenmier, R., Long, J.W. et Reilly, M.J., coordinateurs tech. 2018. Synthesis of science to inform land management within the Northwest Forest Plan area. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. Asheville, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.
- Springgay, E. 2015. Forests and water A five-year action plan [en ligne]. FAO [cité le 19 avril 2020]. www.fao.org/forestry/43810-05bc28890480b481d4310a3c5fe8a1003.pdf
- Springgay, E., Casallas Ramirez, S., Janzen, S. et Vannozzi Brito, V. 2019. The forest-water nexus: an international perspective. *Forests*, 10: 51,9.
- Springgay, E., Dalton, J., Samuelson, L., Bernard, A., Buck, A., Cassin, J., Matthews, N., Matthews, J., Tengberg, A., Bourgeois, J., Öborn, I. et Reed, J. 2018. Report on meeting of key forest and water stakeholders. Stockholm, SIWI.
- Spurrier, L., Van Breda, A., Martin, S., Bartlett, R. et Newman, K. 2019. Les solutions fondées sur la nature pour la gestion de l'eau *Unasylva*, 251: 67–74.
- **Stanford, B., Holl, K.D., Herbst, D.B. et Zavaleta, E.** 2019. In-stream habitat and macroinvertebrate responses to riparian corridor length in rangeland streams. *Réstauration écologique*, 2: 173.
- Stanford, J.A. et Ward, J.V. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1): 48.
- Stape, J.L., Binkley, D. et Ryan, M.G. 2004. *Eucalyptus* production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 193: 17 767. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.020
- Stavros, N.N., Owen, S., Jones, C. et Osmanoglu, B. 2018. NISAR applications. Pasadena, USA, Jet Propulsion Laboratory, National Aeronautics and Space Administration.
- **Stednick, J.D.** 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology*, 176: 95. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Steel, E.A., Fullerton, A.H., Caras, Y., Sheer, M.B., Olson, P., Jensen, D.W., Burke, J., Maher, M. et McElhany, P. 2008. A spatially explicit decision support system for watershed-scale management of salmon. *Ecology and Society*, 9(2): 50. https://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art33/

- Stephens, S.L., Burrows, N., Buyantuyev, A., Gray, R.W., Keane, R.E., Kubian, R., et al. 2014. Temperate and boreal forest mega fires: characteristics and challenges. Frontiers in Ecology and the Environment, 3, 479-486. 122 725
- Still, C.J., Foster, P.N. et Schneider, S.H. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature*, 559(7713): 608–610.
- Strack, M. 2008. Les forêts et le changement climatique. International Peat Society.
- Strassburg, B.N., Beyer, H.L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Mendes Barros, P.S., Ferreira De Siqueira, M., et al. 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, 1:62.
- Stromberg, J.C., McCluney, K.E., Dixon, M.D. et Meixner, T. 2013. Dryland riparian ecosystems in the American southwest: sensitivity and resilience to climatic extremes. *Ecosystems*, 16: 411–415.
- Su, L., Miao, C., Kong, D., Duan, Q., Lei, X., Hou, Q. et Li, H. 2018. Long-term trends in global river flow and the causal relationship between river flow and ocean signals. *Journal of Hydrology*, 265: 818–833. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018
- Sullivan, T.J., Lawrence, G.B., Bailey, S.W., McDonnell, T.C., Beier, C.M., Weathers, K.C., McPherson, G.T. et Bishop, D.A. 2013. Effects of acidic deposition and soil acidification on sugar maple trees in the Adirondack Mountains, New York. italics, 14, 85. 12687–12694.
- Sun, G. et Vose, J.M. 2016. Comprendre le lien entre les forêts et l'eau est primordial pour la gestion durable. *Forests*, 7: -2,68. Doi: 10.3390/f7030068
- Sun, G., Caldwell, P. et McNulty, S. 2015. Modeling the potential role of forest thinning in maintaining water supplies under a changing climate across the conterminous United States. *Hydrological Processes*, 29: 5016–5030.
- Sun, G., Zhou, G., Zhang, Z., Wei, X., McNulty, S.G. et Vose, J.M. 2006. Potential water yield reduction due to forestation across China. *Journal of Hydrology*, 265: 548–558.
- Sun, G., Zuo, C., Liu, S., Liu, M., McNulty, S.G. et Vose, J.M. 2008. Watershed evapotranspiration increased due to changes in vegetation composition and structure under a subtropical climate. *Proceedings of the American Water Resources Association Specialty Conference*, pp. 347–357. 1164–1175. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Suprayogo, D., van Noordwijk, M., Hairiah, K., Meilasari, N., Rabbani, A.L., Ishaq, R.M. et Widianto, W. 2020. Infiltration-friendly agroforestry land uses on volcanic slopes in the Rejoso watershed, East Java, Indonesia. *Land*, 9(8): 2000.
- **Swift, L.W., Jr.** 1984. Soil losses from roadbeds and cut and fill slopes in the southern Appalachian Mountains. *Southern Journal of Applied Forestry*, 8: 209–213.
- Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M. et Chang, A. 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2007; 104(50): 9457–9564. Doi: 10.1002/2013wr015197
- Tamai, K., Boyer, E.W., Iida, S., Carlyle-Moses, D.E. et Levia, D.F. 2020. Forest influences on streamflow: case studies from the Tatsunokuchi-Yama Experimental Watershed, Japan, and the Leading Ridge Experimental Watershed, USA. Dans: Levia, D. Carlyle-Moses, D., Iida, S., Michalzik, B., Nanko, K. & Tischer, A. eds. *Forest-water interactions:* Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Volume 240. Cham, Suisse, Springer.
- Tanaka, N., Sasaki, Y., Mowjood, M., Jinadasa, K. et Homchuen, S. 2007. Coastal vegetation structures and their functions in tsunami protection: experience of the recent Indian Ocean tsunami. *Landscape and Ecological Engineering*, 3: 45 785.
- Taniwaki, R., Leal, C., Ferraz, S., Henrikson, L., Jägrud, L. et Paula, F. 2018. Blue Targeting Tool A simple forestry planning for riparian buffer zones adapted to Brazilian streams. Poster presented at the Joint Conference on Forests and Water, 2018, Valdivia, Chili.
- Taufik, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Van Dam, J.C., Jones, P.D. et Van Lanen, H.A.J. 2020. Human-induced changes in Indonesian peatlands increase

- drought severity. *Environmental Research Letters*,15(8). https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ ab96d4/pdf
- Tedim, F., Xanthopoulos, G. et Leone, V. 2015. Forest fires in Europe: facts and challenge. Dans: ShroderJ.F. & Paton,D. eds. Wildfire hazards, risks and disasters, chapitre 5, pp. 77–99. Elsevier.
- TEEB [The Economics of Ecosystems and Biodiversity]. 2010. The economics of ecosystems and biodiversity Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Tencer, Y., Idan, G., Strom, M., Nusinow, U., Banet, D., Cohen, E., et al. 2009. Establishment of a constructed wetland in extreme dryland. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7): 1,24.
- The 2030 Water Resources Group. 2009. Charting our water future Economic frameworks to inform decision making.
- Thomas, N., Bunting, P., Lucas, R., Hardy, A., Rosenqvist, A. et Fatoyinbo, T. 2018. Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. *Remote sensing*: 1466. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. et Mosseler, A. Forest resilience, biodiversity, and climate change. Forest resilience, biodiversity, and climate change A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Cahier technique no. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal.
- Thompson, J.L., Kaiser, A., Sparks, E.L., Shelton, M., Brunden, E., Cherry, J.A. et Cebrian, 2016. Ecosystem what? Public understanding and trust in conservation science and ecosystem services. *Frontiers in Communication*, 1: 3. Doi: 10.3389/fcomm.2016.00003
- Toledo-Aceves, T., de los Ángeles García-Hernández, M. et Paz, H. 2019. Leaf functional traits predict cloud forest tree seedling survival along an elevation gradient. *Journal of Tropical Forest Science*, 1: 1990.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M. et Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests Science for conservation and management, pp. 101–109. *Journal of Environmental Psychology*, 23: 974–981.
- Tomer, M.D., Dosskey, M.G., Burkart, M.R., James, D.E., Helmers, M.J. italics Eisenhauer, D.E. 2009. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. *Agroforestry Systems*, 75: 17 767.
- Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge University Press.
- Torres Pérez, D.M. 2018. Gobernanza y medios de vida en programas locales de pago por servicios ambientales hidrológicos el caso de las subcuencas del río Gavilanes y Pixquiac, Veracruz. Programa de Posgrado en Economía: Economía de los recursos naturales y desarrollo sustentable. Thèse de PhDMexico, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Trabucco, A., Zomer, R.J., Bossio, D.A., van Straaten, O. et Verchot, L.V. 2008. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: a global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: -0,81. Doi: 10.1016/j. agee.2008.01.014
- Trujillo-Miranda, A.L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F. et Gerez-Fernández, P. 2018. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, 117: 50–61.
- Tsuji, Y., Namegaya, Y., Matsumoto, H., Iwasaki, S.-I., Kanbua, W., Sriwichai, M. et Meesuk, V. 2006. The 2004 Indian tsunami in Thailand: surveyed runup heights and tide gauge records. Earth, Planets and Space, 58: 223-232
- Turco, M., von Hardenberg, J., AghaKouchak, A., Llasat, M.C., Provenzale, A. et Trigo, 2017. On the key role of droughts in the dynamics of summer fires in Mediterranean Europe. *Scientific Reports*, 9(1): 81. https://doi.org/10.4060/cb6473en
- Turpie, J.K.K., Marais, C. et Blignaut, J.N.N. 2008. The Working for Water Programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics*, 65: 788–798. Doi:

- 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- Twery, M.J., Knopp, P.D., Thomasma, S.A., H. Rauscherd, M., Nutee, D.E., Pottere, W.D., Maiere, F., Wange, J., Dasse, M., Uchiyama, H., Glendee, A. et Hoffman, R.E. 2005. NED-2: a decision support system for integrated forest ecosystem management. Computers and Electronics in Agriculture, 49(1): 1,24 Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- **Úbeda, X. et Sarricolea, P.** 2016. Wildfires in Chile: a review. Global and Planetary Change, 146: 152 578
- UNECE et FAO. 2018. Avantages de gérer les forêts et les arbres pour les services écosystémiques liés à l'eau. Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) Disponible à l'adresse: https://unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/sp-44-forests-water-web.pdf
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). 2010. Communicating forest values. *Abor Vitae*, 42. Disponible à l'adresse www.iucn.org/downloads/av42englishcolweb. pdf
- USDA Forest Service. 2014. U.S. Forest Resource Facts and Historical Trends (S.N. Oswalt and W.B. Smith, Eds). FS-1035 Août 2014. 65 p.
- USGS [US Geological Survey]. 2018a. Watershed boundary dataset subregions map [en ligne]. [Cité en janvier 2021]. www.usgs.gov/media/images/watershed-boundary-dataset-subregions- map
- USGS [US Geological Survey]. 2018b. Watershed boundary dataset structure visualization [online]. [Cité en janvier 2021]. www.usgs.gov/media/images/watershed-boundary-dataset-structure-visualization
- USGS [US Geological Survey]. 2020. Geoscience Australia's Oliver discusses use of Landsat during country's historic fires [online]. [Cité en juillet 2020]. www.usgs.gov/center-news/geoscience-australia-s-oliver-discusses-use-landsat-during-country-s-historic-fires?qt-news_science_products=1#qt-news_science_products
- Valiela, I., Bowen, J.L. et York, J.K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*, 51: 807–815. Doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2
- Van Cleve, K. et Powers, R.F. 2006. Soil carbon, soil formation, and ecosystem development. Dans: W.W. McFee & J.M. Kelly, eds. Carbon forms and functions in forest soils. American Society of Agronomy. Doi: 10.2136/1995.carbonforms.c9
- van der Ploeg, S., de Groot, R. et Wang, Y. 2010. The TEEB valuation database Overview of structure, data and results. Wageningen, the Netherlands, Foundation for Sustainable Development..
- Van Hecken, G. et Bastiaensen, J. 2010. Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental Science & Policy*, 13(8): 785–792. Doi: 10.1016/j. envsci.2010.09.006
- van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., Harmon, M.E., Larson, A.J., Smith, J.M., Taylor, A.H. et Veblen, T.T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science*, 323: 521–524.
- van Vliet, M.T.H., Franssen, W.H.P., Yearsley, J.R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D.P. et Kabat, P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. Global Environmental Change, 23(2): 450–464. Doi: https://doi.org/10.1016/j. gloenvcha.2012.11.002
- Vancutsem, C. et Achard, F. 2016. Mapping intact and degraded humid forests over the tropical belt from 32 years of Landsat time series. Paper presented at the 2016 Living Planet Symposium.
- Vancutsem, C. et Achard, F. 2017. Mapping disturbances in tropical humid forests over the past 33 years. Presentation at the Worldcover 2017 Conference, Frascati, Italy, European Space Agency.
- Veneklaas, E.J., Zagt, R.J., Van Leerdam, A., Van Ek, R., Broekhoven, A.J. et Van

- Genderen, M. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rainforest. *Vegetatio*, 89: 183–192.
- Verbist, B., Poesen, J., van Noordwijk, M., Widianto, , Suprayogo, D., Agus, F. et Deckers, J.A. 2010. Factors affecting soil loss at plot scale and sediment yield at catchment scale in a tropical volcanic agroforestry landscape. *Catena*, 80(1): 34–46. Doi: 10.1016/j. catena.2009.08.007
- Viani, R.A.G., Bracale, H. et Taffarello, D. 2019. Lessons learned from the water producer project in the Atlantic forest, Brazil. *Forests*, 10(11): 1031. Doi: 10.3390/f10111031
- Vira, B., Adams, B., Agarwal, C., Badiger, S., Hope, R.A., Krishnaswamy, J. et Kumar, C. 2012. Negotiating trade-offs: choices about ecosystem services for poverty alleviation. *Economic and Political Weekly*, 47(9): 67–75.
- **Vogdrup-Schmidt, M., Strange, N., Olsen S.B.** *et* **Thorsen, B.J.** 2017. Trade-off analysis of ecosystem service provision in nature networks. *Ecosystem Services*, 23: 165–173. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.011
- Von Thaden, J., Manson, R.H., Congalton, R.G., López-Barrera, F. et Salcone, J. 2019. A regional evaluation of the effectiveness of Mexico's payments for hydrological services. Regional Environmental Change, 19: 1751–1764.
- Vose, J.M., Miniat, C.F., Luce, C.H., Asbjornsen, H., Caldwell, P.V., Campbell, J.L., Grant, G.E., Isaak, D.J., Loheide, S.P., II et Sun, G. 2016. Echohydrological implications of drought for forests in the United States. Forest Ecology and Management, 380: 335–345. Doi: 10.1016/j. ecoser.2014.02.001
- **WAMBAF.** 2020. *Water Management in Baltic Forests (WAMBAF)* [online]. Suède [Cité en juillet 2020]. http://wambaf.com/en/start-en/
- Wang, R., Xu, T., Yu, L., Zhu, J. et Li, X. 2013. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun River, northeast China. Environmental Monitoring and Assessment, 185: 4141–4151. Doi: 10.1007/s10661-012-2856-x
- Wang, S., Fu, B.J., Piao, S.L., Lu, Y.H., Ciais, P., Feng, X.M. et Wang, Y. 2016. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes. *Nature Geoscience*, 9(1): 38–41.
- Wangai, P.W., Burkhard, B. et Müller, F. 2016. A review of studies on ecosystem services in Africa. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 5(2): 225–245.
- Wederspahn, A.M. 2012. Managing young stands in western Washington to expedite complex forest structure and biotic diversity Review, rationale, and recommendations. Masters thesis. Olympia, USA, Evergreen State College.
- Weissteiner, C.J., Ickerott, M., Ott, H., Probeck, M., Ramminger, G., Clerici, N., et al. 2016. Europe's green arteries: a continental dataset of riparian zones. *Remote Sensing*, 8(11): 925.
- **Welch, D.** 2008. What should protected area managers do to preserve biodiversity in the face of climate change? *Biodiversity*, 9(3–4): 84–88. Doi: 10.1080/14888386.2008.9712911
- White, D.A., McGrath, J.F., Ryan, M.G., Battaglia, M., Mendham, D.S., Kinal, J., Downes, G.M., Crombie, D.S. et Hunt, M.E. 2014. Managing for water-use efficient wood production in *Eucalyptus globulus* plantations. *Forest Ecology and Management*, 331: 272–280. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.020
- Wichtmann, W., Schröder, C. et Joosten, H., eds. 2016. Paludiculture Productive use of wet peatlands. Schweizerbart Science Publishers. 271 p.
- Williams, A.P., Allen, C.D., Macalady, A.K., Griffin, D., Woodhouse, C.A., Meko, D.M., et al. 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. Nature Climate Change, 3: 292–297.
- Williams, J.A., O'Farrell, M.J. et Riddle, B.R. 2006. Habitat use by bats in a riparian corridor of the Mojave Desert in Southern Nevada. *Journal of Mammalogy*, 87(6): 1145–1153.
- Willis, J.L., Roberts, S.D. et Harrington, C.A. 2018. Variable density thinning promotes

- variable structural responses 14 years after treatment in the Pacific Northwest. Forest Ecology and Management, 410: 114–125. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.006
- Winemiller, K.O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. Dans: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, pp. 285–309. Bangkok, FAO.
- Wohl, E., Lane, S.N. et Wilcox, A.C. 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8): 5974–5997.
- Organisation mondiale de la Santé.2017. Safely Managed Drinking Water Thematic report on drinking water 2017. Genève, Suisse.
- Institut des ressources mondiales. 2017. Global Forest Water Watch [en ligne]. Washington, DC [cité en juin 2019]. www.globalforestwatch.org
- Wösten, H., Clymans, E., Page, S., Rieley, J. et Limin, S.H. 2008. Peat-water interrelationships in a tropical peatland ecosystem in Southeast Asia. Catena, 73: 212–224. https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.07.010
- Wösten, H., Rieley, J. et Page, S. 2008. Restoration of tropical peatlands. Alterra Wageningen University and Research Centre, and European Union–INCO RESTOPEAT Partnership.
- Wright, H.A., Churchill, F.M. et Stevens, W.C. 1976. Effect of prescribed burning on sediment, water yield, and water quality from juniper lands in central Texas. *Journal of Range Management*, 29: 294–298.
- Wright, H.A., Churchill, F.M. et Stevens, W.C. 1982. Soil loss and runoff on seeded vs. non-seeded watersheds following prescribed burning. *Journal of Range Management*, 35: 382–385.
- Wunder, S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1): 48–58. Doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x
- WWAP (Programme mondial des Nations Unies pour l'évaluation des ressources en eau). 2015. The United Nations World Water Development Report 2015 Water for a sustainable world. Paris, Organisation des Nations Unies pour l'environnement, la science et la culture.
- **WWF.** 2015. Partnering to secure the future of the lake Naivasha basin The Integrated Water Resource Action Plan Programme (IWRAP). Brochure. Nairobi, Worldwide Fund for Nature (WWF) Kenya.
- Xiao, J., Sun, G., Chen, J., Chen, H., Chen, S., Dong, G., et al. 2013. Carbon fluxes, evapotranspiration, and water use efficiency of terrestrial ecosystems in China. Agricultural and Forest Meteorology, 182-183:76-90.
- Xie, X.H., Liang, S.L., Yao, Y.J., Jia, K., Meng, S.S. *et* Li, J. 2015. Detection and attribution of changes in hydrological cycle over the Three-North region of China: climate change versus afforestation effect. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203: 74–87.
- Yan, H., Wang, S.Q., Billesbach, D.P., Oechel, W., Zhang, J.H., Meyers, T., Martin, T.A., Matamala, R., Baldocchi, D.D., Bohrer, G., Dragoni, D. et Scott, R. 2012. Global estimation of evapotranspiration using a leaf area index-based surface energy and water balance model. *Remote Sensing of Environment*, 124: 581–595. Doi: 10.1016/j.rse.2012.06.004
- Yanagisawa, H., Koshimura, S., Miyagi, T. et Imamura, F. 2010. Tsunami damage reduction performance of a mangrove forest in Banda Aceh, Indonesia inferred from field data and a numerical model. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(C6).
- Yang, L., Wei, W., Chen, L. et Mo, B. 2012. Response of deep soil moisture to land use and afforestation in the semi-arid Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, 475: 111–122.
- Yin, Y. 1999. Floodplain forests. Dans: US Geological Survey. Ecological Status and Trends of the Upper Mississippi River System 1998 A report of the Long Term Resource Monitoring Program, pp. 9-1-9-9. La Crosse, USA, US Geological Survey, Upper

- Midwest Environmental Sciences Center. LTRMP 99-T001. 236 p.
- **Yoho, N.S.** 1980. Forest management and sediment production in the South a review. *Southern Journal of Applied Forestry*, 4: 2,27
- Yusuf, A.A. et Francisco, H. 2009. Climate change vulnerability mapping for Southeast Asia. Singapour, Economy and Environment Program for Southeast Asia (EEPSEA).
- Zhang, L., Dawes, W.R. et Walker, G.R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 37: 701–708. https://doi. org/10.1029/2000WR900325
- Zhang, W. et Pagiola, S. 2011. Assessing the potential for synergies in the implementation of payments for environmental services programmes: an empirical analysis of Costa Rica. *Environmental Conservation*, 38(4): 406–416. Doi: 10.1017/S0376892911000555
- Zhang, X., Zhang, L., Zhao, J., Rustomji, P. et Hairsine, P. 2008. Responses of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China. Water Resources Research, 44(7): W00A07. Doi: https://doi.org/10.1029/2007WR006711
- Zhang, Y., Song, C., Band, L.E., Sun, G. et Li, J. 2017. Reanalysis of global terrestrial vegetation trends from MODIS products: browning or greening? Remote Sensing of Environment, 191: 145–155. Doi: https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018
- Zhang, L. et Schwärzel, K. 2017. China's land resources dilemma: problems, outcomes, and options for sustainable land restoration. *Sustainability*, 9(12): 2362. https://doi.org/10.3390/su9122362
- Zheng, H., Li, Y., Liu, G., Ma, D., Wang, F., Lu, F., Ouyang, Z. et Daily, G. 2016. Using ecosystem service trade offs to inform water conservation policies and management practices. Frontiers in Ecology and the Environment, 14(10): 527–532. Doi: https://doi.org/10.1002/fee.1432
- Zongo, B., Zongo, F., Toguyeni, A. et Boussim, J.I. 2017. Water quality in forest and village ponds in Burkina Faso (western Africa). *Journal of Forestry Research*, 28: 1039–1048. Doi: 10.1007/s11676-017-0369-8

Annexe 1. Liste des organisations ayant participé à la rédaction de ce rapport

Institutions partenaires	Auteurs:
Université catholique de Louvain	Bruno Verbist
Service d'inventaire forestier de l'Inde	Subhash Ashutosh
ETIFOR	Giulia Amato Giacomo Laghetto Alessandro Leonardi Mauro Masiero Colm O'Driscoll
Commission européenne, Centre commun de recherche (JRC)	Hugh Eva
FAO	Simone Borrelli Marco Boscolo Ben Caldwell Rémi d'Annunzio Simon Funge-Smith Kai Miliken Maria Nuutinen Chiara Patriarca Sara Casallas Ramirez Elisabet Rams Beltran Kenichi Shono Elaine Springgay Ashley Steel
Instituto de Ecología A.C. (INECOL)	Tarin Toledo Aceves
Université Ku Leuven	Burt Muys
Northwest Fisheries Science Center	Timothy Beechie Aimee Fullerton George Pess
Université polytechnique de Valencia	Antonio del Campo María González-Sanchis
Institut Thünen	Sven Günter
Service forestier des États-Unis d'Amérique	Dave D'Amore Jackson Leonard Jonathan Long Richard MacKenzie Steve McNulty Dan Neary Ge Sun
Université de Sao Paulo	Silvio Ferraz
Université de Washington	Lilian McGill
Université de Kent	Michaela Lo
Université de Londres	William Richards
Centre international pour la recherche en agroforesterie (CIRAF)	Aida Bargues Tobella

Guide sur la gestion des forêts et de l'eau

La sécurité de l'approvisionnement en eau se profile comme un défi majeur pour la planète. De nombreuses personnes dans le monde sont privées d'un accès adéquat à l'eau propre, et la pression sur les ressources en eau augmente à mesure que les populations s'accroissent, que les écosystèmes se dégradent et que le climat change.

Les forêts et les arbres sont intégrés au cycle mondial de l'eau et sont donc primordiaux pour la sécurité hydrique; ils régularisent la quantité, la qualité et la périodicité de l'eau en fournissant également des fonctions de protection contre l'érosion, les inondations et les avalanches. Les écosystèmes forestiers et montagneux servent de zone source pour plus de 75 pour cent des approvisionnements en eau renouvelable, en fournissant de l'eau potable à plus de la moitié de la population mondiale.

L'objectif d'un *Guide sur la gestion des forêts et de l'eau* est d'améliorer la base mondiale d'informations sur les fonctions protectrices des forêts pour les sols et l'eau. Il examine les techniques et les méthodes nouvelles, fournit des indications et des recommandations sur les modalités d'une gestion des forêts tournée vers les services d'eau, et présente des études de cas économiques et commerciaux. Le guide accorde une attention particulière à quatre écosystèmes essentiels à la gestion des forêts et de l'eau: les mangroves, les forêts des tourbes, les forêts tropicales de montagne et les forêts sèches.

Le Guide sur la gestion des forêts et de l'eau montre que les forêts naturelles et plantées offrent des solutions rentables pour la gestion de l'eau tout en fournissant des avantages connexes considérables, tels que la production de bois et de biens non ligneux, l'atténuation du changement climatique, la conservation de la biodiversité et les services culturels. La tâche de garantir la sécurité de l'eau au niveau mondial est considérable, mais ce rapport fournit des orientations essentielles pour une foresterie axée sur l'eau en tant que moyen d'accroître la résilience de nos précieuses ressources en eau.



