CHAPITRE 19

GESTION DES AIRES PROTÉGÉES D'EAU DOUCE, DE RIVIÈRES, DE ZONES HUMIDES ET D'ESTUAIRES

Auteur principal :

Jamie Pittock

Collaborateurs :

Max Finlayson, Angela H. Arthington, Dirk Roux, John H. Matthews, Harry Biggs, Esther Blom, Rebecca Flitcroft, Ray Froend, Ian Harrison, Virgilio Hermoso, Wolfgang Junk, Ritesh Kumar, Simon Linke, Jeanne Nel, Catia Nunes da Cunha, Ajit Pattanaik, Sharon Pollard, Walter Rast, Michele Thieme, Eren Turak, Jane Turpie, Lara van Niekerk, Daphne Willems et Joshua Viers

TABLE DES MATIÈRES

- Introduction
- Les écosystèmes d'eau douce
- Gestion d'écosystèmes d'eau douce spécifiques
- Gestion des aires protégées d'eau douce dans le paysage
- Conclusion
- Références

Convention sur la
diversité biologique

AUTEUR PRINCIPAL

JAMIE PITTOCK est professeur associé à la Fenner School of Environment and Society de l'Université nationale australienne de Canberra.

COLLABORATEURS

MAX FINLAYSON est directeur de l'Institut pour les terres, l'eau et la société et professeur d'écologie et de biodiversité à l'Université Charles Sturt, en Australie.

ANGELA H. ARTHINGTON est professeure émérite à la Faculté des sciences de l'environnement de l'Université de Griffith, Brisbane, Australie.

JOHN H. MATTHEWS est co-président de Alliance for Global Water Adaptation (AGWA) et directeur, eau douce et changements climatiques de Conservation International, États-Unis.

DIRK ROUX est chercheur en conservation des eaux douces pour Parcs nationaux d'Afrique du Sud, et à l'Unité de recherche sur la durabilité de l'Université métropolitaine Nelson Mandela, Afrique du Sud.

HARRY BIGGS travaille pour Parcs nationaux d'Afrique du Sud.

ESTHER BLOM est responsable du programme eau douce du Fonds mondial pour la Nature (WWF), Pays-Bas.

REBECCA FLITCROFT est chercheuse ichtyologue au Service des forêts des États-Unis, basée à la Station de recherches Pacific Northwest, Oregon, États-Unis.

RAY FROEND est professeur en gestion de l'environnement et directeur du Centre de gestion des écosystèmes de l'Université Edith Cowan, Australie.

IAN HARRISON est directeur principal du Centre pour l'environnement et la paix, Conservation International, États-Unis.

VIRGILIO HERMOSO est un chercheur à l'Institut australien des cours d'eau de l'Université de Griffith, Australie.

WOLFGANG JUNK est affilié au Groupe de travail sur l'écologie tropicale de l'Institut Max Planck de Limnologie, Allemagne, et à l'Institut national des sciences et technologies dans les zones humides (INCT-INAU) de l'Université Fédérale du Mato Grosso, Brésil.

RITESH KUMAR est gestionnaire du Programme de conservation de Wetlands International South Asia, Inde.

SIMON LINKE est chercheuse principale à l'Institut australien des cours d'eau de l'Université de Griffith, Australie.

JEANNE NEL est chercheuse principale au Conseil pour la recherche scientifique et industrielle en Afrique du Sud.

CATIA NUNES DA CUNHA est professeure à l'Institut des biosciences de l'Université fédérale du Mato Grosso à Cuiabá, Brésil.

AJIT PATNAIK est directeur général de l'Autorité de développement de Chilika, Inde.

SHARON POLLARD est directrice de l'Association pour l'eau et le développement rural, Afrique du Sud.

WALTER RAST est directeur des études internationales sur les bassins versants, Centre Meadows pour l'eau et l'environnement, Université d'État du Texas, États-Unis.

MICHELE THIEME est scientifique principale pour la conservation de l'eau douce du WWF, États-Unis.

EREN TURAK est chef d'équipe principal et chercheur au Bureau de l'environnement et du patrimoine de Nouvelle-Galles du Sud, Australie.

JANE TURPIE est directrice de Anchor Environmental Consultants et directrice adjointe de l'Unité de recherche sur l'économie de l'environnement à l'Université du Cap, Afrique du Sud.

LARA VAN NIEKERK est scientifique principale au Conseil pour la recherche scientifique et industrielle en Afrique du Sud.

DAPHNE WILLEMS est écologiste senior des cours d'eau et travaille dans le domaine du développement intégral de la nature pour Strooming BV/Daphnia-Vision on Rivers, Pays-Bas.

JOSHUA VIERS est professeur agrégé à l'École d'ingénierie de l'Université de Californie à Merced, États-Unis.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Heidi Congdon pour son aide dans la production de ce chapitre, ainsi que les photographes qui nous ont cédé leurs images. Graeme Worboys et Ian Pulsford ont été parmi les rédacteurs en chef les plus patients. Lori Simmons (US NPS) et Clive Hilliker (ANU) ont fait un excellent travail de rédaction et d'harmonisation des figures. Nous remercions également les relecteurs anonymes et le personnel de publication qui ont amélioré ce texte, ainsi que nos organismes de soutien respectifs.

Citation

Pittock, J., Finlayson, M., Arthington, A. H., Roux, D., Matthews, J. H., Biggs, H., Harrison, I., Blom, E., Flitcroft, R., Froend, R., Hermoso, V., Junk, W., Kumar, R., Linke, S., Nel, J., Nunes da Cunha, C., Pattnaik, A., Pollard, S., Rast, W., Thieme, M., Turak, E., Turpie, J., van Niekerk, L., Willems, D. et Viers, J. Managing freshwater, river, wetland and estuarine protected areas. In Worboys, G. L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary, S. et Pulsford, I. (éd.) *Gouvernance et gestion des aires protégées*. Canberra : ANU Press, 2020. doi.org/10.22459/GGAP.19

PHOTO DE LA PAGE DE TITRE

Zone humide Ramsar et inscrite au Patrimoine mondial dans le parc national de Kakadu, Australie

Source : Graeme L. Worboys

Introduction

Les meilleures pratiques de gestion des écosystèmes aquatiques intérieurs dans les aires protégées, dont les cours d'eau, les autres écosystèmes d'eau douce et saumâtres, et les estuaires côtiers, sont au centre du présent chapitre. La plupart des aires protégées naturelles sont désignées comme « terrestres » ou « marines », et la question évidente, pour la plupart des gestionnaires, est : « pourquoi devrais-je m'inquiéter de la (habituellement) petite partie de mon aire protégée impliquant des habitats d'eau douce ».

Au contraire, dans ce chapitre, nous soutenons que les habitats d'eau douce et estuariens sont importants pour la conservation de la biodiversité dans la plupart des aires protégées terrestres, et que les gestionnaires doivent appliquer les outils de conservation spécifiques à l'eau douce décrits ici pour faire un bon travail. Les écosystèmes d'eau douce présentent la plus grande diversité d'espèces par unité de surface, une plus grande proportion d'espèces d'eau douce et estuariennes sont menacées, et les services écosystémiques de ces biomes sont utilisés de façon non durable dans une plus grande mesure que tout autre biome (MEA, 2005 ; Dudgeon et al., 2006). De nombreuses espèces terrestres dépendent des écosystèmes d'eau douce. Plus qu'une partie marginale de la gestion, la conservation de l'eau douce est essentielle au maintien des aires protégées et de leur biodiversité.

Nous commencerons par définir les écosystèmes aquatiques continentaux, puis nous examinerons les principes et processus essentiels à la conservation des écosystèmes d'eau douce et des espèces aquatiques. Nous présenterons brièvement les menaces qui pèsent sur les écosystèmes d'eau douce et leurs répercussions sur la conception des aires protégées, et un certain nombre d'implications contre-intuitives et de conflits entre la conception et la gestion des aires protégées terrestres et d'eau douce seront ensuite abordés. Des études de cas seront utilisées pour illustrer les principes et pratiques appliqués dans le monde entier.

La section suivante du chapitre examinera les besoins spécifiques de gestion des cours d'eau et des marécages, lacs, tourbières, écosystèmes tributaires des eaux souterraines et estuaires. Nous résumerons les méthodes et options permettant de maintenir des débits environnementaux pour conserver la biodiversité et les services écosystémiques, et nous passerons ensuite à la gestion de l'eau douce dans les aires protégées, dans le contexte plus général des paysages, montrant comment les processus de gouvernance des ressources naturelles peuvent être exploités pour mieux gérer la biodiversité des écosystèmes d'eau douce dans les aires protégées. La dernière section sera vitale pour toutes les aires protégées abritant des composantes d'eau douce, et

traitera de la façon dont nous pouvons nous adapter aux changements climatiques.

Les écosystèmes d'eau douce

Définition des écosystèmes d'eau douce

Les termes zones humides (non marines) et écosystèmes d'eau douce sont utilisés de façon interchangeable dans le présent chapitre. Dans le jargon de la Convention sur la diversité biologique (CDB, 2010), les écosystèmes d'eau douce sont appelés « eaux intérieures ». Les zones humides sont des endroits où l'eau est le principal facteur de contrôle de la vie végétale et animale, ainsi que de l'environnement en général, où la nappe phréatique se trouve à la surface du sol ou à proximité de celle-ci, et où l'eau recouvre le sol. La Convention de Ramsar relative aux zones humides les définit comme des « des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris les étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (Ramsar, 2009a:Art 1, Clause 1).

Par conséquent, les milieux humides salins sont inclus dans ce chapitre. Les zones humides marines sont abordées au chapitre 20. Les zones humides riveraines et « marécageuses », situées le long des cours d'eau, sont au centre de la section sur les débits environnementaux et les régimes hydriques dans les zones humides. Les tourbières, les écosystèmes tributaires des eaux souterraines, les lacs et les zones humides estuariennes sont abordés dans des sections distinctes. Nous décrirons à présent plus en détail la diversité et la répartition des écosystèmes d'eau douce.

Diversité et répartition des écosystèmes d'eau douce

Il existe une grande diversité d'écosystèmes d'eau douce, et de nombreuses approches pour les classer à différentes échelles (Finlayson et van der Valk 1995 ; Higgins et al., 2005). À l'échelle mondiale, les écosystèmes d'eau douce ont été regroupés en 426 écorégions, suivant en grande partie les divisions des bassins hydrographiques, et reflétant la distribution des poissons d'eau douce et des modèles écologiques et évolutifs (Abell et al., 2008). Lehner et Döll (2004) ont utilisé la télédétection pour cartographier l'occurrence des zones humides afin de présenter une carte globale de leur répartition (figure 19.1). À un niveau plus granulaire, de nombreux gouvernements ont cartographié

Figure 19.1 Répartition mondiale des zones humides

Source : Modifié de Lehner et Döll (2004)

les systèmes de zones humides à l'intérieur de leurs frontières, comme par exemple, l'État du Queensland en Australie (Queensland Government, 2014). Malgré ces efforts, les données sur la répartition et l'étendue des zones humides varient considérablement (tableau 19.1), en raison de différences dans les définitions et les approches utilisées pour la cartographie (Finlayson et al., 1999).

Le pourcentage estimé de zones humides incluses dans les aires protégées est relativement élevé par rapport à de nombreux écosystèmes terrestres, avec environ 30 % en Europe et en Amérique du Nord et du Sud (Chape et al., 2008). Cependant ces zones n'ont pas été réservées systématiquement et sont rarement prioritaires en matière de gestion.

Principes écologiques des écosystèmes d'eau douce

Les écosystèmes d'eau douce sont l'expression de l'histoire géophysique et écologique de paysages dans lesquels l'eau s'écoule. L'eau, présente dans tout écosystème d'eau douce, fait partie du cycle global de l'eau, c'est-à-dire son mouvement à travers la Terre et son système atmosphérique (Shiklomanov, 1993). Les écosystèmes d'eau douce et terrestres sont intimement liés par l'eau qui les traverse. Par conséquent, chaque décision d'utilisation des terres est, en pratique, une décision d'utilisation de l'eau (Bossio et al., 2010).

L'effet d'une réduction des débits d'eau sur les habitats et communautés terrestres a été démontré très clairement dans de nombreuses régions du monde. Par exemple, le détournement excessif des cours d'eau qui s'y jettent pour

Tableau 19.1 Estimations de la superficie des zones humides intérieures (millions d'hectares)

Région	Finlayson et al. (1999)	Lehner et Döll (2004)
Afrique	121-4	136
Asie	204	286
Europe	258	26
Néotropiques	415	159
Amérique du Nord	242	287
Océanie	36	28
Total	12,76-21,29	917

Note : les grandes différences de chiffres pour les zones humides européennes et néotropicales n'ont pas été analysées dans la littérature.

Un ours noir (*Ursus americanus*) dans une rivière au Canada

Source : Rod Mast

l'agriculture irriguée, à partir des années 1960, a réduit la mer d'Aral à 10 % de son ancienne superficie en 2007, recouvrant les terres environnantes d'une poussière saline et polluée (Micklin et Aladin, 2008). L'importance du couvert terrestre, en particulier forestier, pour les débits hydriques est complexe (Bruijnzeel, 2004).

Les effets en amont des différents bassins versants sont aggravés à mesure que l'eau se déplace en aval. Cela peut représenter un défi lorsque de multiples effets négatifs sont aggravés, ou peut fournir des solutions lorsque les effets négatifs d'un bassin versant sont réduits par l'écoulement de l'eau d'un bassin non affecté (par exemple, les rivières Olifants et Blyde, en Afrique du Sud ; Kotze, 2013). Les flux d'eau douce transportent du carbone, de l'azote, de l'oxygène et autres substances essentielles au fonctionnement des écosystèmes en aval, soutenant une riche variété de vie. Ces flux transportent également des sédiments, provenant des habitats terrestres en amont et de l'érosion des berges. La connectivité entre les rivières et leurs affluents et zones humides associés favorise la diversité des espèces présentes, fournissant un accès à des habitats pour l'alimentation et la reproduction, et favorisant la croissance des populations, la diversité et la productivité des communautés (Bunn et Arthington, 2002 ; Campbell-Grant et al., 2007).

Dans certains cas, les liens avec les milieux marins sont vitaux, par exemple lorsque des poissons anadromes retournent dans leur rivière natale pour frayer et, à leur mort, déposent de nombreuses substances d'origine océanique dans les systèmes d'eau douce. Dans la région nord-ouest pacifique de l'Amérique du Nord, par exemple, on trouve des forêts dont une grande partie de l'azote du sol provient de sources marines via la migration des saumons (Helfield et Naiman, 2006) (voir photo ci-dessus).

Les écosystèmes d'eau douce dépendent de la quantité, du calendrier et de la qualité de l'eau qui les traverse. De nombreux changements dans le régime d'écoulement naturel peuvent compromettre la survie d'espèces adaptées à un régime historique (Laizé et al., 2014). De nombreux oiseaux et espèces terrestres des zones humides entreprennent de longues migrations en raison de changements saisonniers dans la disponibilité en eau, en habitats et en nourriture dans les cours d'eau et les zones humides. La perturbation du régime d'écoulement dans les écosystèmes d'eau douce peut également favoriser l'invasion d'espèces introduites et exotiques, plus tolérantes à des conditions d'écoulement modifiées (Bunn et Arthington, 2002). La définition de « débits environnementaux », détaillée dans une section ultérieure, constitue une application importante du concept de régime d'écoulement naturel.

Gestion des menaces pesant sur les systèmes d'eau douce

Les écosystèmes d'eau douce et estuariens sont parmi les plus menacés au monde, l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005) les décrivant comme surexploités, sous-représentés au sein des aires protégées et présentant la plus forte proportion d'espèces menacées d'extinction. Les populations humaines sont inextricablement liées aux écosystèmes d'eau douce, et les personnes, tout comme la nature, sont bénéficiaires d'une gestion des risques concernant la santé de ces habitats (Dudgeon et al., 2006 ; Vörösmarty et al., 2010). Les principaux facteurs directs de dégradation et de perte de zones humides fluviales, et autres, incluent le développement d'infrastructures, la conversion des terres, les prélèvements d'eau, la pollution, la surexploitation des espèces d'eau douce, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et les changements climatiques mondiaux (MEA, 2005 ; Dudgeon et al., 2006). La Commission mondiale des aires protégées (CMAP) souligne combien la biodiversité des écosystèmes d'eaux douces est particulièrement menacée, du fait que sa conservation dépende du maintien des débits profonds, comme des débits de surface, de la gestion des activités dans le bassin versant et de la coordination des activités de plusieurs autorités de gestion (Dudley, 2013).

Les sections suivantes fournissent des conseils sur la gestion des menaces à l'échelle des paysages, tandis que la gestion des menaces pour les écosystèmes d'eau douce dans les aires protégées sera brièvement résumée ici (voir également les chapitres 16 et 17).

Infrastructures hydrauliques et dérivations

Les détournements d'eau et les infrastructures hydrauliques modifient les débits essentiels au maintien de la biodiversité d'eau douce. Dans la mesure du possible, les retenues d'eau redondantes dans les aires protégées devraient être éliminées. Un certain nombre de manuels sont disponibles sur comment supprimer les barrages (Bowman et al., 2002 ; Lindloff, 2000). Par exemple, aux États-Unis, deux grands barrages sont en train d'être éliminés sur la rivière Elwha, afin de permettre aux saumons migrateurs de recoloniser leur habitat dans le parc national Olympique de l'État de Washington (Howard, 2012) (voir le chapitre 12).

Lorsque l'infrastructure est conservée, il existe quatre mesures clés permettant de réduire son impact sur les écosystèmes d'eau douce, sans toutefois le compenser entièrement (Davies, 2010 ; Pittock et Hartmann, 2011) : la restauration des passages à poissons autour des barrages, des dispositions visant à garantir des débits environnementaux (voir la section ci-dessous), la construction de structures

de sortie de barrage éliminant la pollution thermique, et la conservation du couloir fluvial en aval du barrage, par exemple, en rétablissant la végétation riveraine. La protection des entrées de dérivations d'eau, afin de prévenir la perte de poissons et autres espèces aquatiques, peut également être utile (Baumgartner et al., 2009).

Espèces envahissantes

Les espèces animales et végétales exotiques, une fois introduites dans les plans d'eau, sont particulièrement difficiles à éliminer ou à contrôler. Afin de prévenir les introductions et contrôler celles qui se produisent, il faudra :

- identifier les vecteurs d'introduction d'espèces (par exemple, les fermes aquacoles, les jardins d'ornement), et rechercher des mesures volontaires ou réglementaires pour prévenir les rejets de ravageurs ;
- surveiller les écosystèmes d'eau douce afin d'identifier de nouvelles espèces problématiques, en s'appuyant sur des informations sur les espèces nuisibles dans chaque pays ou région ;
- éliminer les populations nouvellement observées d'espèces constituant une menace (gestion des incursions) ;
- prévenir la propagation d'espèces nuisibles (dans ce cas, un barrage sur un cours d'eau peut être utilisé pour protéger les populations d'espèces autochtones en amont contre la propagation d'espèces exotiques en aval) ;
- mettre en place des mesures de contrôle, lorsque cela est possible (Chatterjee et al., 2008).

Utilisation récréative des plans d'eau

Les écosystèmes d'eau douce sont au cœur des activités des visiteurs dans la plupart des aires protégées, ce qui implique des compromis entre l'utilisation par les visiteurs et la conservation de la biodiversité (Hadwen et al., 2012) (voir également le chapitre 23). Les zones riveraines fournissent souvent des couloirs de biodiversité de végétation recherchant l'humidité au milieu de régions plus sèches, et créant ainsi des microclimats humides et un habitat pour de nombreuses espèces. La fragmentation et le piétinement de cette végétation peuvent avoir un impact significatif sur l'écosystème d'eau douce. Le ruissellement des routes et des pistes, chargé de sédiments, dans les plans d'eau peut nuire gravement au biote aquatique, réduisant l'alimentation par filtration et la visibilité des proies, et étouffant les substrats rocheux utilisés pour le frai des poissons et le développement des insectes. Le plus petit « saut » jusqu'à, ou au-dessus, d'une chaussée ou d'un caniveau sur un plan d'eau peut constituer un obstacle à la migration d'espèces aquatiques comme les poissons et les invertébrés.

Les principales mesures de gestion incluent : le zonage de l'accès aux terres, la construction d'installations pour les visiteurs loin des plans d'eau, la clôture des zones riveraines à l'accès des visiteurs, la création de promenades de bois et de points d'accès à l'eau, et la réglementation de l'utilisation des véhicules motorisés (Mosisch et Arthington, 1998 ; Chatterjee et al., 2008). Les routes et pistes devront être situées de manière à drainer les eaux de ruissellement loin des plans d'eau et à les déverser dans les sols. Les points de passages devront être constitués de ponts ou de larges caniveaux dans le lit du cours d'eau afin de maintenir un passage pour la faune aquatique. La réglementation des activités de pêche est essentielle pour conserver la biodiversité (Ramsar, 2005). Éviter les rejets contaminés et traiter les eaux usées sont des aspects particulièrement importants pour prévenir la pollution des plans d'eau. Les toilettes doivent être situées loin des plans d'eau.

Déversements

La gestion des aires protégées exige l'utilisation de produits chimiques tels que des carburants et herbicides susceptibles d'avoir des effets négatifs en cas de rejet dans les plans d'eau. Les déversements devront être évités, autant que possible, grâce à de bonnes pratiques de santé et de sécurité sur les lieux de travail, y compris l'entreposage des produits chimiques loin des plans d'eau, et la sécurisation et étiquetage des produits chimiques entreposés. Les polluants potentiels devront être entreposés et utilisés sur des surfaces dures et drainantes pouvant contenir les déversements accidentels. Des matériaux permettant d'absorber les déversements, tels que du foin, de la sciure de bois ou de la litière pour chat, devront être disponibles sur place, ainsi que des outils et des sacs pour les éliminer, une fois utilisés. Les déversements dans les cours d'eau impliqueront des alertes urgentes aux autorités en aval, afin de fermer les dérivations d'eau et empêcher l'utilisation d'eau polluée par les personnes, la faune et le bétail, dans la mesure du possible (voir également le chapitre 26).

Inondations, sécheresses et incendies

Les inondations, les sécheresses et les incendies sont des processus naturels dans de nombreux écosystèmes, et les plantes et animaux peuvent normalement les tolérer ou s'en remettre. En particulier, de nombreuses espèces et écosystèmes d'eau douce sont adaptés à une variabilité des volumes et des débits hydriques, et ont même besoin de cette variabilité pour prospérer, de sorte que les plans d'eau réglementés ne devraient pas être gérés selon des débits non naturels, permanents ou stables (Postel et Richter, 2003). Certains écosystèmes d'eau douce sont adaptés au feu, tels que les forêts de plaines inondables dans le sud de l'Australie, tandis que d'autres seront détruits et devront être protégés contre le feu, comme par exemple, les forêts tourbeuses de

Bornéo. Les forêts riveraines sont souvent naturellement résistantes au feu, même lorsqu'elles se trouvent parmi d'autres types de végétation inflammables. Les pratiques traditionnelles des peuples locaux et autochtones consistant à brûler des parcelles autour de ces écosystèmes peuvent les protéger de feux de forêt plus chauds.

Bien que cette brève section sur les menaces ne puisse pas détailler toutes les mesures d'atténuation, *Planification de la gestion des zones humides : un guide pour les gestionnaires de site* (Chatterjee et al., 2008) est une source d'information particulièrement concise pour la gestion des zones humides dans les aires protégées, afin d'éviter ou d'atténuer ces menaces. Les résolutions et lignes directrices de la Convention de Ramsar et les *Manuels Ramsar pour l'utilisation rationnelle des zones humides* (Ramsar, 2011) fournissent d'excellents conseils sur les bonnes pratiques internationales concernant presque tous les défis en matière de gestion des zones humides. Une approche de gestion adaptative est importante pour faciliter l'engagement et l'autonomisation des parties prenantes et des ayants-droits, l'apprentissage inclusif et itératif et l'action ciblée dans un contexte de complexité inhérente (Kingsford et al., 2011). Nous passerons maintenant à la conservation des espèces d'eau douce et aux options de conception d'aires protégées impliquant d'atténuer les menaces et de maximiser la protection de la biodiversité.

Conservation des espèces d'eau douce

Les espèces d'eau douce incluent les « espèces aquatiques réelles », qui accomplissent tout ou partie de leur cycle de vie dans ou sur l'eau, et les espèces « tributaires de l'eau » (paraquatiques), qui montrent une dépendance étroite et spécifique à l'égard des habitats aquatiques (par exemple, pour la nourriture ou l'habitat). La première évaluation mondiale de la diversité des animaux d'eau douce (Balian et al., 2008) a révélé qu'il existait 126 000 espèces animales d'eau douce, ce qui représente environ 9,5 % de toutes les espèces connues.

Pour investir efficacement les ressources dans la protection des espèces d'eau douce présentes dans les aires protégées, il faudra trouver un juste équilibre entre les actions ciblées au niveau des écosystèmes et des paysages et celles qui ciblent les espèces individuelles. Les mesures prises à l'échelle des paysages pour faire face aux principales menaces pesant sur les écosystèmes d'eau douce peuvent être efficaces pour protéger une grande proportion d'espèces d'eau douce (par exemple, le contrôle de l'érosion). De nombreuses menaces importantes pour les populations d'espèces d'eau douce ne sont toutefois pas reflétées dans les conditions des eaux de surface des bassins versants, par exemple,

les barrières artificielles en aval. Par conséquent, il sera souvent nécessaire de prendre des mesures soigneusement planifiées pour protéger les populations de ces espèces. Ceci est particulièrement important lorsque les changements climatiques sont susceptibles d'entraîner une expansion rapide des espèces d'eau douce envahissantes, entraînant un déclin des populations d'espèces autochtones (Rahel et al., 2008).

L'une des premières étapes de l'élaboration de plans d'action pour la gestion des espèces d'eau douce dans les aires protégées consiste à accéder aux données pertinentes, qui sont souvent dispersées entre différents dépositaires (par exemple, organismes de gestion de la pêche et chercheurs universitaires). Les portails de données du Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2014) et de BioFresh (BioFresh, 2013) sont deux sources importantes de données sur les espèces d'eau douce. Les observations d'espèces effectuées par des volontaires (scientifiques citoyens) et téléchargées dans des bases de données à l'aide d'applications de téléphonie mobile, telles que BioBlitz Global Freshwater Fish (FFSG, 2013), sont de plus en plus importantes. Il existe également un grand nombre d'évaluations nationales, régionales et continentales, comme par exemple, pour l'Afrique (Darwall et al., 2011).

Une priorisation des espèces et des interventions est ensuite nécessaire. Les facteurs importants à considérer dans ce processus incluent : la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (UICN, 2003), la législation locale sur les espèces menacées, les intérêts communautaires, les espèces utilisées dans l'établissement d'objectifs régionaux de conservation de l'eau douce (par exemple, Khoury et al., 2011), et les espèces essentielles comme sources de nourriture ou d'habitat pour les espèces menacées. Lorsque les données sur l'occurrence d'une espèce d'intérêt sont limitées, des modèles de répartition des espèces peuvent être utilisés (Pearson, 2007). Ces modèles peuvent également permettre d'évaluer la répartition des espèces envahissantes. Ces résultats peuvent également servir à l'élaboration de plans régionaux de conservation de l'eau douce (par exemple, Esselman et Allan, 2011). Une bonne conception des aires protégées est essentielle à la conservation des espèces menacées et de la biodiversité.

Conception des aires protégées d'eau douce

La planification de la conservation de l'eau douce a traditionnellement pris du retard par rapport à la planification systématique et quantitative pour les domaines terrestres et marins, principalement en raison de la complexité spatiale et temporelle caractéristique des systèmes d'eau douce. Heureusement, des études de conservation récentes ont

fourni des méthodes permettant de mieux planifier les systèmes d'eau douce (Collier, 2011).

Pour être efficaces, les aires protégées doivent prendre en compte certaines particularités des écosystèmes d'eau douce. La connectivité spatio-temporelle joue un rôle clé dans le maintien d'importants processus écologiques (Ward, 1989), comme la dispersion, les flux génétiques ou le transport d'énergie et de matière, essentiels à la persistance des populations et des espèces. Des exemples sont disponibles de la façon d'intégrer efficacement la connectivité dans toutes ses dimensions : longitudinale (Hermoso et al., 2011), latérale (Hermoso et al., 2012a), verticale (Nel et al., 2011) et temporelle (Hermoso et al., 2012b), dans des cadres de planification systématique de la conservation, qui aideront à concevoir des aires protégées écologiquement fonctionnelles du point de vue de l'eau douce. Des progrès ont également été réalisés dans l'intégration des menaces et des processus de dégradation dans la planification de la conservation, afin d'éviter les efforts de conservation dans des zones où l'existence de menaces ou leur propagation pourrait compromettre la persistance de la biodiversité (par exemple, Moilanen et al., 2011 ; Linke et al., 2012).

La planification de la persistance de la biodiversité par le maintien de la résilience écologique exige la prise en compte des facteurs politiques et socio-économiques influençant les systèmes aquatiques. Les aspects sociaux (Chevalier et al., 2011) et politiques (Faleiro et Loyola, 2013) de la conservation jouent un rôle important dans le succès ou l'échec d'un plan. Ce phénomène est largement documenté et abordé dans des initiatives intergouvernementales à l'échelle nationale (Pittock et Finlayson, 2011) et internationale (Haefner, 2013) en science des cours d'eau.

Le dernier élément clé pour une conservation efficace des écosystèmes d'eau douce est l'intégration des systèmes de protection dans un contexte environnemental plus général, idéalement à l'échelle de l'ensemble du bassin versant. Cette question a été identifiée comme un point critique pour le succès de la conservation des écosystèmes d'eau douce par Abell et al. (2007), qui appelaient à plusieurs niveaux de protection de l'eau douce, d'aires protégées intégrales à des zones de gestion des bassins versants. La mise en réserve inégale des zones humides du Pantanal, en Amérique du Sud (étude de cas 19.1), met en évidence ces problèmes.

Considérations spécifiques

Différences avec les systèmes terrestres

Une question évidente pour les gestionnaires d'aires protégées terrestres est « pourquoi devrais-je faire quelque chose de différent pour conserver la biodiversité des écosystèmes d'eau douce ». Les différences sont bien détaillées dans les

Étude de cas 19.1 : Pantanal, Amérique du Sud

Le Pantanal est un grand delta interne et l'une des plus grandes zones humides du monde, avec ses 160 000 kilomètres carrés. Il est réparti entre le Brésil, la Bolivie et le Paraguay (figure 19.2). Un cycle annuel d'inondation y a créé une mosaïque dynamique, d'habitats intégralement terrestres à des habitats aquatiques permanents (Nunes da Cunha et Junk, 2011). Le Pantanal soutient une industrie pastorale traditionnelle et peut être considéré comme un paysage culturel géré, présentant une grande valeur esthétique et une grande diversité d'espèces et d'habitats (Junk et al., 2006). Seuls 5 % du Pantanal brésilien sont entièrement protégés au sein de sites Ramsar ou autres types d'aires protégées.

Des centrales hydroélectriques ont commencé à modifier le cycle des inondations. L'occupation du bassin par des agro-industries à grande échelle a entraîné une érosion accrue des sols et des charges sédimentaires. Les développements agricoles empiètent sur le Pantanal et ont conduit à une résurrection du projet de canalisation « hidrovia » du fleuve Paraguay. L'étude de cas du Pantanal souligne la nécessité de : mieux définir les frontières de la zone humide et protéger ses habitats clés, collaborer avec les communautés locales pour des moyens de subsistance respectueux des zones humides, et maintenir des cycles d'inondation quasi naturels en contrôlant les rejets d'eau provenant des barrages (Junk et Nunes da Cunha, 2012).

Figure 19.2 Zones humides du Pantanal, Amérique du Sud

Source : Service des parcs nationaux des États Unis

Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion des aires protégées (Dudley, 2013) et peuvent être résumées comme suit :

- Régimes d'écoulement : l'eau est essentielle au maintien de la biodiversité des écosystèmes d'eau douce, y compris son volume, ses variations et la qualité des flux d'eau de surface ainsi que la dynamique eaux de surface/eaux souterraines.
- Connectivité longitudinale et latérale : il est essentiel de protéger les débits hydriques le long des rivières et des canaux vers les plaines inondables. Il s'agit de prévenir ou d'éliminer les barrières physiques et chimiques artificielles et de fournir des installations de contournement pour la faune aquatique.
- Interactions eaux souterraines-eaux de surface : la protection des eaux souterraines est indispensable, car la plupart des eaux de surface dépendent, dans une certaine mesure ou à certains moments, des aquifères (la nappe phréatique).
- Relation avec le paysage plus général : les systèmes de zones humides dans une aire protégée ne peuvent généralement pas être « clôturés » pour les protéger des impacts survenant dans le paysage terrestre plus général, et nécessiteront normalement une gestion intégrée des menaces à l'échelle du bassin versant.
- Autorités de gestion multiples : différents organismes gouvernementaux ont généralement des responsabilités se chevauchant, et souvent

contradictoires, en ce qui concerne la gestion de l'eau douce. La conservation est compliquée par la nécessité de coordonner les activités de gestion entre des organismes gouvernementaux aux mandats divers.

Les sections ci-après suggèrent quelques façons de gérer ces différences. La typologie unique des aires protégées d'eau douce sera maintenant décrite, ainsi que les conflits entre la conservation terrestre et la conservation de l'eau douce, avant de nous intéresser à la conservation de types spécifiques d'écosystèmes de zones humides.

Types d'aires protégées d'eau douce

Les caractéristiques uniques des écosystèmes d'eau douce font qu'il y ait parfois confusion quant à ce qui constitue une aire protégée d'eau douce, et que l'on ne reconnaisse pas suffisamment certains types uniques d'aires protégées. L'UICN indique qu'une « aire protégée est un espace géographique clairement défini, reconnu, dédié et géré, par des moyens légaux ou autres moyens efficaces, pour assurer la conservation à long terme de la nature ainsi que des services écosystémiques et des valeurs culturelles associés » (Dudley, 2013:8).

Les sites gérés pour la conservation de la biodiversité d'eau douce sont des aires protégées, même s'ils regroupent une variété de concessions foncières, ou sont gérés sans législation spécifique ou par des gestionnaires non

Conserver les cours d'eau des basses terres ainsi que les cours d'eau nourriciers : le parc national de Richtersveld, Afrique Du Sud

Source : Conservation International/Haroldo Castro

gouvernementaux, à condition qu'ils soient « efficaces ». Dans ce contexte, les sites désignés au titre de la Convention de Ramsar sont des aires protégées, même s'ils ne sont pas reconnus par la législation nationale (voir la section ci-dessous sur la Convention de Ramsar). De même, les « Rivières du patrimoine », au Canada, sont des aires protégées. Les aires d'eau douce conservées par les lois traditionnelles des peuples autochtones et les parties de zones humides des aires protégées autochtones (IPAs), non reconnue légalement en Australie, sont des aires protégées. Les réserves établies en vertu de la législation sur la pêche en sont un autre exemple. La réserve de la rivière Cosumnes aux États-Unis (étude de cas 19.2) est un exemple d'aire protégée d'eau douce impliquant une gestion coordonnée par différentes organisations et régimes fonciers. Nous ne saurions que conseiller de consulter les *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion des aires protégées*, afin d'aider les gestionnaires à situer les sites d'eau douce dans les différentes catégories, lors des inventaires d'aires protégées (Dudley, 2013).

Conflits entre conservation terrestre et conservation de l'eau douce

Malheureusement, de nombreuses aires protégées terrestres sont créées pour compenser les dommages causés aux écosystèmes d'eau douce, et de nombreuses mesures de conservation positives ont des effets pervers sur le biote et les écosystèmes aquatiques. La création d'aires protégées est souvent liée à l'aménagement de barrages hydroélectriques

ou d'approvisionnement en eau. Par exemple, la création du parc national de Kosciuszko, en Australie, visait à réduire l'érosion des bassins versants créée par le projet hydroélectrique Snowy Mountains, construit dans le parc de 1949 à 1974. Ce n'est qu'en 2002 qu'un accord a été conclu pour rétablir un débit environnemental minimal dans ces rivières dégradées (Miller, 2005). Plus récemment, des aires protégées ont été créées dans les bassins versants de montagne de pays en développement pour compenser les effets du développement hydroélectrique. Le projet hydroélectrique Nam Theun II, au Laos, est un exemple d'amélioration de la gestion d'aires forestières protégées acceptée comme compensation pour la dégradation d'écosystèmes fluviaux d'importance internationale (Porter et Shivakumar, 2010).

Dans de nombreux endroits, les producteurs d'énergie hydroélectrique ou les consommateurs d'eau paient des frais pour la conservation des bassins versants liés aux barrages, y compris par des aires protégées (Postel et Thompson, 2005). Bien que le paiement des services fournis par le bassin versant puisse bénéficier à la conservation terrestre et à la conservation des cours d'eau nourriciers, les importants dommages environnementaux causés par les barrages générant les revenus sont rarement reconnus. La richesse et l'abondance des espèces aquatiques sont souvent plus faibles dans les aires protégées en amont (Chessman, 2013). Dans les écosystèmes d'eau douce, les grands cours d'eau de moyenne pente et de plaine sont généralement ceux présentant la plus grande diversité d'espèces aquatiques, et fournissant des couloirs vitaux pour les animaux migrateurs. Habituellement, ce sont les parties des cours d'eau ciblées pour le développement d'infrastructures hydrauliques (Sheldon, 1988 ; Tockner et al., 2008).

Dans ces circonstances, les gestionnaires ont l'obligation de s'assurer que toutes les ressources fournies par les promoteurs d'infrastructures hydrauliques contribuent à la conservation de la biodiversité d'eau douce, aussi bien en aval qu'en amont des barrages. Quatre interventions clés peuvent être citées, à savoir : la restauration des passages à poissons autour des barrages, les dispositions visant à garantir les débits environnementaux, la construction de structures de sortie de barrage capables d'éliminer la pollution thermique en aval, et la conservation du couloir fluvial en aval du barrage, par exemple, en rétablissant la végétation riveraine (Davies, 2010 ; Pittock et Hartmann, 2011). Ces mesures permettront de réduire, sans toutefois le compenser entièrement, l'impact des infrastructures hydrauliques sur les écosystèmes d'eau douce. Par conséquent, les gestionnaires devraient s'opposer à la construction d'infrastructures hydrauliques ayant un impact sur les aires protégées. À une époque de pénurie croissante d'eau, il est probable que de plus en plus de propositions visant à exploiter les ressources en eau dans les réserves naturelles soient rejetées. Si elles sont

Étude de cas 19.2 Réserve de la rivière Cosumnes, États-Unis

Le « pré-mouillage » du lit de la rivière facilite la conservation des poissons dans la réserve de la rivière Cosumnes, aux États-Unis

Source : Carson Jeffres

Les ressources en eau de la vallée centrale de Californie ont été dirigées vers l'eau potable et l'agriculture irriguée. Le développement agricole a vu les zones humides réduites à moins de 6 % de leurs 1,8 millions d'hectares initiaux (Whipple, 2012). La réserve de la rivière Cosumnes conserve des vestiges clés sur 20 000 hectares d'écosystèmes fluviaux et de plaines inondables aménagés, répartis sur 150 kilomètres carrés et gérés via un partenariat officiel (figure 19.3 ; Kleinschmidt Associates, 2008). The Nature Conservancy et le Bureau fédéral de gestion des terres sont les principaux propriétaires fonciers, en plus des contributions de six agences gouvernementales à l'échelle fédérale, de l'État et locale, une organisation non-gouvernementale (ONG) et des servitudes de conservation sur des terres privées. Les accords entre ces entités encouragent à la fois la protection de la nature et l'utilisation durable de certaines terres, en particulier parce que certaines pratiques, telles que la production de fourrage et de riz, créent un habitat saisonnier pour des espèces d'oiseaux cibles (Kleinschmidt Associates, 2008). Cette forme de gestion s'apparente à la catégorie VI de l'UICN. Cet exemple illustre comment une aire protégée d'eau douce peut inclure de nombreux régimes fonciers, propriétaires et accords juridiques différents.

Le principal défi de gestion est de contrer le captage des eaux souterraines pour répondre aux demandes municipales et agricoles, car la rivière Cosumnes et sa mosaïque de zones humides adjacentes (écosystèmes dépendants des eaux souterraines de Type II ; voir les sections ci-dessous) sont maintenant déconnectées de la nappe phréatique et asséchées à certaines saisons. Le « pré-mouillage » du lit de la rivière grâce à de l'eau stockée avant les précipitations hivernales pourrait maximiser les bénéfices des apports naturels en termes de biodiversité (Fleckenstein et al., 2004). Parmi les autres formes

de gestion adaptative, mentionnons l'élimination des digues et des levées afin de reconnecter les anciennes terres agricoles aux eaux de crue, et favoriser l'élevage de poissons juvéniles comme le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Jeffres et al., 2008).

Figure 19.3 Réserve de la Rivière Cosumnes, États-Unis d'Amérique

Source : Modifié de Josh Viers

L'élimination du barrage a permis de rétablir la connectivité de la rivière et le passage des poissons. Barrage de Veazie, rivière Penobscot, États-Unis

Source : Joshua Royte, The Nature Conservancy

imposées, cependant, les mesures d'atténuation décrites ci-dessus devraient être obligatoires.

De nombreux gestionnaires d'aires protégées ont installé des barrages, soit pour approvisionner le personnel et les visiteurs, soit pour améliorer l'observation de la faune. L'établissement de points d'abreuvement pour la faune est une notion erronée qui ne devrait être envisagée que dans des circonstances exceptionnelles, comme dans le cadre d'un plan de rétablissement ciblé d'espèces menacées. L'eau devrait être captée à partir des eaux souterraines, de réservoirs de stockage non liés aux cours d'eau, ou de petits barrages, afin de réduire les impacts écologiques des infrastructures d'approvisionnement en eau. Même les petits barrages traversant les cours d'eau peuvent bloquer le passage de la faune aquatique. Le pâturage intensif par les herbivores a des effets négatifs sur les écosystèmes terrestres et riverains. En général, les barrages pour la faune et autres réserves d'eau redondantes dans les aires protégées devraient être éliminés, comme c'est le cas dans le Parc national du Kruger (Brits et al., 2002).

De nouveaux types d'impacts pervers émergent, souvent associés à des mesures d'atténuation des changements climatiques consommant beaucoup d'eau (Pittock et al., 2013). La plantation d'arbres pour séquestrer le carbone, une approche soutenue par de nombreux gestionnaires de l'environnement comme moyen de financer la restauration de la biodiversité, en est un exemple. Cependant, la plantation de forêts augmente inévitablement l'évapotranspiration et réduit les apports d'eau douce dans les écosystèmes (Jackson et al., 2005 ; van Dijk et Keenan, 2007). Selon une projection pour la rivière Macquarie, surexploitée, en Australie, le reboisement de 10 % du bassin supérieur

réduirait de 17 % le débit de la rivière dans la réserve naturelle et site Ramsar de Macquarie Marshes (Herron et al., 2002). Il existe des moyens de concilier ces conflits, par exemple, en exigeant l'acquisition de droits sur l'eau pour l'environnement afin de compenser l'évapotranspiration accrue des arbres, ou en rétablissant la végétation dans les zones fournissant moins d'eau aux rivières (Pittock et al., 2013). Des compromis acceptables peuvent être trouvés. Par exemple, la restauration des forêts riveraines présente de nombreux avantages pour la conservation des écosystèmes d'eau douce pouvant compenser la consommation d'eau.

Frontières douteuses : gestion des systèmes d'eau douce partagés

Un grand nombre d'aires protégées terrestres du monde possèdent des frontières définies, en partie, par des cours d'eau. De toute évidence, les menaces à la biodiversité d'eau douce sont plus importantes lorsqu'une partie du bassin se trouve en dehors des limites d'une aire protégée. Parmi les menaces probables figurent les polluants diffus et les sédiments érodés se déversant dans les plans d'eau, les rejets de sources ponctuelles de pollution, l'extraction d'eau, l'introduction d'espèces exotiques, l'extraction de plantes et d'animaux aquatiques, l'exploitation minière des berges et des lits des cours d'eau et le déboisement des forêts riveraines. Dans un sens, le fait que la limite d'une aire protégée soit un cours d'eau n'est qu'une manifestation du fait que le bassin hydrographique entier n'a pas été inclus dans l'aire protégée. Cependant, lorsqu'une rivière sinueuse sert de limite, celle-ci est généralement plus longue, exposant les écosystèmes d'eau douce à des menaces de conservation dispersées et rendant les interventions de gestion plus difficiles.

Étude de cas 19.3 Les cours d'eau du parc national du Kruger, Afrique du Sud

Cinq grands cours d'eau traversant l'étendue du parc national du Kruger (PNK) (catégorie II de l'UICN) sont essentiels à la conservation de sa biodiversité (figure 19.4). La plupart de ces cours d'eau proviennent ou traversent des zones fortement développées, urbanisées, industrialisées, minières ou agricoles, rendant le parc particulièrement vulnérable aux impacts en amont. Parcs nationaux d'Afrique du Sud (SANParks) a lancé un programme multi-institutionnel de recherche sur les cours d'eau du KNP (voir Biggs et Rogers, 2003), en réponse à la détérioration de la quantité et de la qualité de plusieurs de ces cours d'eau. SANParks considère que le PNK est intégré dans un système socio-écologique plus général (le bassin versant), qui doit être géré de manière adaptative et en collaboration avec les communautés environnantes. Cette approche a été renforcée par un certain nombre d'initiatives, en particulier le travail de l'Association pour l'eau et le développement rural, une ONG de recherche,

et de l'Agence de gestion du bassin versant d'Inkomati (Pollard et du Toit, 2011).

La pression exercée par le développement entraîne une dégradation des conditions de tous les cours d'eau du PNK, sauf un, y compris le non-respect des débits environnementaux définis par la loi pour la qualité et la quantité de l'eau. Cependant, grâce au plaidoyer de réseaux d'acteurs compétents, ainsi qu'à un suivi continu et à des réponses adaptatives, les cours d'eau sont probablement en meilleure santé qu'ils ne le seraient autrement (Pollard et du Toit, 2011). De plus, la mobilisation croissante de l'opinion, des efforts et une action concertée des agences de gestion des bassins versants sont autant de signes porteurs d'espoir. Les travaux de SANParks soulignent le rôle important des gestionnaires de parc dans le contexte de la gouvernance multi-échelle des bassins versants et de l'eau (Pollard et du Toit, 2011).

Figure 19.4 Parc national de Kruger, Afrique du Sud

Source : © Clive Hilliker, Université nationale australienne

Comment les gestionnaires d'aires protégées devraient-ils alors améliorer la conservation, dans des circonstances où un cours d'eau sert de limite ? L'une des principales approches consiste à faire participer les parties prenantes et les ayants-droits en dehors de l'aire protégée à des modalités de gestion coopérative. Un certain nombre de ces possibilités sont décrites dans la section ci-dessous sur la gestion des paysages.

Les gestionnaires du parc national du Kruger, en Afrique du Sud, ont appliqué ces approches (étude de cas 19.3).

Gestion d'écosystèmes d'eau douce spécifiques

Dans la présente section, nous analyserons les exigences de gestion particulières de certains écosystèmes d'eau douce avant d'envisager les options de gestion à l'échelle des paysages.

Débits environnementaux et régimes hydriques des zones humides

Débits environnementaux

Afin de maintenir la biodiversité d'eau douce et les services écologiques à l'intérieur des aires protégées, les gestionnaires des réserves de conservation doivent veiller à ce que les régimes d'eau naturels des lacs, des zones humides et des rivières soient protégés contre la surutilisation, le détournement et les retenues. La gestion de l'eau douce a été intégrée au concept plus général de durabilité écologique par la fourniture de débits environnementaux, définis comme « la quantité, le calendrier et la qualité des débits d'eau nécessaires pour soutenir les écosystèmes d'eau douce et estuariens, et les moyens de subsistance et le bien-être humains qui dépendent de ces écosystèmes » (Brisbane Declaration, 2007).

Il est aujourd'hui largement reconnu qu'un régime hydrique dynamique et variable est nécessaire pour maintenir la phénologie des espèces (calendrier saisonnier des événements du cycle de vie), la biodiversité autochtone et les processus écologiques caractéristiques de chaque écosystème fluvial et de zone humide. Le régime d'écoulement naturel et les divers principes éco-hydrologiques (Bunn et Arthington, 2002, par exemple) illustrent l'influence du volume d'écoulement, de son calendrier saisonnier et de sa variabilité sur la biodiversité aquatique, le recrutement des populations et la productivité des écosystèmes. Ces principes éco-hydrologiques guident l'évaluation des exigences environnementales en matière d'écoulement pour les plantes et animaux aquatiques.

Le principal défi pour les gestionnaires dont les aires protégées reçoivent de l'eau provenant de bassins versants non protégés, en amont, est d'amener les gestionnaires et utilisateurs de l'eau à s'entendre sur un processus d'évaluation et de décision concernant les débits environnementaux. Plus de 250 méthodes, modèles et cadres pratiques sont disponibles pour relier les volumes d'eau et les schémas d'écoulement à la biodiversité et aux processus écologiques (Dyson et al., 2003 ; Tharme, 2003). Bien que l'évaluation des débits environnementaux puisse sembler complexe, voire intimidante, un guide simple sur les options techniques disponibles pour les gestionnaires

d'aires protégées pour évaluer les besoins est disponible dans le tableau 19.2. Ces méthodes se concentrent, en grande partie, sur les cours d'eau, mais elles sont également applicables, dans le concept comme dans la pratique, à des plan d'eau presque immobiles, mais connaissant néanmoins des modèles spatiaux et saisonniers naturels de fluctuation du niveau de l'eau, des périodes humides et sèches, et des liens avec les eaux souterraines. Les estuaires ont également besoin d'apports d'eau douce (voir la section ci-après). Les méthodes et applications pour tous les types d'écosystèmes aquatiques sont disponibles dans Arthington (2012).

Fixer des limites à l'altération hydrologique

Malgré d'énormes progrès dans les méthodes, fixer une limite à l'altération hydrologique reste l'aspect le plus difficile de la science des débits environnementaux et de la gestion durable de l'eau. Des méthodes simples établissent cette limite en pourcentage du débit naturel, ou définissent le débit du cours d'eau permettant de maintenir l'habitat des poissons et la connectivité sur l'ensemble du réseau de canaux. Dans les cadres holistiques « Réponse en aval aux transformations d'écoulement imposées » (DRIFT) et « Limites écologiques de l'altération hydrologique » (ELOHA) (tableau 19.2), ainsi que dans plusieurs protocoles de restauration (par exemple, Richter et al., 2006), les scientifiques, les parties prenantes, les ayants-droits et les gestionnaires analysent une série de relations « altérations du débit/réaction écologique » pour chaque système à l'étude. L'idée d'un seuil au-delà duquel des changements écologiques inacceptables sont susceptibles de se produire est un concept important. Lorsque des réponses de seuil claires existent (par exemple, les débits de débordement nécessaires pour soutenir la végétation riveraine ou fournir un accès aux habitats de bras-morts et de plaines inondables aux poissons), un débit environnemental « à faible risque » serait un débit ne dépassant pas le seuil d'altération hydrologique pour les débits de débordement. Pour une réponse linéaire où aucun seuil clair n'est disponible, séparant un risque faible d'un risque élevé, un processus consensuel des parties prenantes sera nécessaire pour déterminer le « risque acceptable » pour un bien écologique évalué, comme une pêche estuarienne dépendante d'apports d'eau douce (Loneragan et Bunn, 1999). Il est important de différencier l'évaluation scientifique des limites écologiques de l'altération hydrologique du processus social de décision finale sur le débit recommandé (Arthington, 2012).

Tableau 19.2 Méthodes de calcul des débits environnementaux : comparaison des quatre principaux types de méthodes utilisées à l'échelle mondiale pour estimer les débits environnementaux = allocations d'eau pour l'environnement (EWA)

Type	Composantes de l'écosystème fluvial	Besoins en données et intensité des ressources (temps, coût et capacité technique)	Résolution des résultats (EWA)	Niveaux appropriés d'application
Hydrologique	Écosystème dans son ensemble, non spécifique, ou éléments de l'écosystème tels que les poissons (Tennant, 1976).	Faible. Principalement théorique. Utilise des séries historiques de débit vierges/naturalisées. Certaines utilisent des données écologiques historiques.	Faible. Exprimés en pourcentage du débit mensuel ou annuel (médian ou moyen), ou en limite de variation de paramètres vitaux du débit, par exemple, approche de plage de variabilité (Richter et al., 1996, 2006).	Niveau de reconnaissance de l'évolution des ressources en eau, ou en tant qu'outil de simulation d'habitat ou de méthodologies holistiques (écosystémiques). Largement utilisé.
Estimation hydrauliques	Habitat aquatique des biotes cibles.	Faible-moyen. Théorique, peu de données de terrain. Séries de débits historiques. Débit lié à des variables hydrauliques, typiquement la section transversale d'un seul cours d'eau.	Faible-moyen. Variables hydrauliques (par exemple, périmètre humide) utilisées comme substituts pour les besoins d'écoulement de l'habitat d'espèces ou d'assemblages cibles.	Projets hydrauliques avec peu de négociations, ou comme outil dans les méthodologies de simulation d'habitat ou d'écosystème. Largement utilisé.
Simulation de l'habitat	Principalement habitat aquatique pour le biote cible. Certaines tiennent compte de la forme des canaux, du transport des sédiments, de la qualité de l'eau, de la végétation riveraine, de la faune, des loisirs et de l'esthétique, par exemple, le Physical Habitat Simulation Computer Modelling System (PHABSIM) développé par le US Fish and Wildlife Service (Bovee 1982).	Moyen-élevé. Théorique et pratique. Séries de débits historiques. De nombreuses variables hydrauliques sont modélisées pour une gamme de rejets à plusieurs sections transversales du cours d'eau. Données sur l'adéquation de l'habitat ou les préférences physiques nécessaires pour les espèces cibles.	Moyen-élevé. Résultat sous forme de superficie pondérée d'habitat utilisable pour les espèces cibles (poissons, invertébrés, plantes). Peut impliquer des séries chronologiques de disponibilité de l'habitat.	Projets hydrauliques, souvent à grande échelle, impliquant des cours d'eau de grande importance stratégique, souvent avec des compromis complexes et négociés entre les utilisateurs, ou comme méthode dans le cadre d'approches holistiques (écosystémiques). Principalement utilisé dans les pays développés.
Cadres holistiques (écosystémiques)	Écosystème entier, tous ou plusieurs composants écologiques. La plupart considèrent les composantes aquatiques et riveraines des cours d'eau, d'autres considèrent également les eaux souterraines, les zones humides, les plaines inondables, et les eaux estuariennes et côtières. Peut évaluer la dépendance sociale et économique à l'égard des espèces/écosystèmes (par exemple, Réponse en aval à des transformations imposées des débits (DRIFT) ; King et al., 2003).	Moyen-élevé. Théorique et pratique. Utilise des séries de débit historiques vierges/naturalisées ou des données de précipitations par rapport aux enregistrements actuels. Nombreuses variables hydrauliques, plusieurs sections transversales. Données biologiques sur les débits et les besoins liés à l'habitat du biote et de certaines/ toutes les composantes écologiques.	Moyen-élevé. Les méthodes avancées pour les poissons utilisent des données sur le mouvement et la migration, le frai, les exigences relatives aux larves et aux juvéniles, les tolérances relatives à la qualité de l'eau, y compris les espèces exotiques (par exemple, Réponse en aval aux transformations imposées des débits (DRIFT) ; Arthington et al., 2003). Les Limites écologiques de l'altération hydrologique (ELOHA) quantifient les « règles » de débits écologiques pour les cours d'eau de type hydrologique contrasté à l'échelle régionale définies par l'utilisateur (Poff et al., 2010).	Projets hydrauliques, généralement à grande échelle, impliquant des cours d'eau à haute importance stratégique/de conservation, et/ou avec des compromis complexes entre les utilisateurs. Approches plus simples (par exemple, groupes d'experts) souvent utilisées lorsque les connaissances sur les débits écologiques sont limitées, ou lorsqu'il n'existe que peu de compromis entre les utilisateurs et/ou des contraintes de temps. Utilisé dans les pays en développement et développés.

Source : Adapté de Tharme (2003) ; pour des exemples, voir Arthington (2012)

Adaptation aux changements climatiques

Les régimes environnementaux naturels régissant les écosystèmes aquatiques, en particulier les régimes hydriques, ont été remplacés par des régimes modifiés, dans de nombreuses régions du monde, sous la pression humaine croissante pour l'eau douce et en réponse aux changements climatiques. La combinaison des changements climatiques et de la régulation des débits est aujourd'hui à l'origine d'écosystèmes structurellement nouveaux, qui pourraient nécessiter de nouveaux concepts et une gamme d'approches de gestion de l'eau pour faire face à un avenir de plus en plus incertain (Palmer et al., 2008). La recherche identifiant les caractéristiques du régime hydrique et les réactions écologiques associées à sa variabilité est l'une des meilleures options pour la préparation. L'étude des réponses écologiques le long des gradients contemporains de variabilité des débits (tropiques humides à secs, zones côtières à zones arides) pourrait fournir des analogies aux changements climatiques futurs (Arthington et al., 2006). Pourtant, le moyen le plus sûr de faire progresser la compréhension des rôles écologiques de l'écoulement et d'améliorer l'utilisation de l'eau au profit des écosystèmes et de l'homme consiste à réaliser un suivi complet des résultats écologiques au fil du temps (Arthington et al., 2010 ; Davies et al., 2014).

Les gestionnaires de la conservation peuvent prendre l'initiative d'appliquer des concepts et méthodes de débits environnementaux aux diverses aires protégées qu'ils gèrent. Les principales étapes communes des différentes méthodes de calcul des débits environnementaux décrites ci-dessus incluent :

- consulter les parties prenantes et les ayant-droits afin d'identifier les différents éléments valorisés de l'environnement, tels que les migrations de poissons ;
- déterminer les seuils de qualité et de volume d'eau, ainsi que le calendrier des débits nécessaires pour maintenir ces valeurs, par exemple, l'eau nécessaire pour que les oiseaux d'eau puissent se reproduire avec succès dans une zone humide ;
- prendre en compte la variabilité naturelle du débit des rivières et des zones humides en question, et chercher à en imiter autant que possible les caractéristiques importantes, par exemple, par des rejets d'eau des barrages ;
- négocier des accords avec les agences de l'eau et autres parties prenantes et ayant-droits, y compris les départements de l'eau et des services publics, afin d'assurer les débits environnementaux ;
- réaliser un suivi de l'impact, évaluer et ajuster les débits environnementaux, afin d'atteindre les objectifs environnementaux et sociaux souhaités.

Les débits environnementaux doivent être appliqués à la conservation des lacs et des estuaires, comme décrit dans les sous-sections suivantes.

Lacs

À l'échelle mondiale, on estime à 27 millions le nombre de lacs naturels, et à un demi-million le nombre de lacs artificiels (réservoirs) d'une superficie supérieure à un hectare. Le terme « lac » est ci-après utilisé pour désigner à la fois les lacs naturels et les réservoirs artificiels, en notant toutefois que les valeurs de biodiversité de ces derniers sont généralement beaucoup plus faibles que celles des lacs naturels. Collectivement, les lacs contiennent plus de 90 % de l'eau douce liquide disponible sur notre planète et, en plus de fournir un habitat aux espèces aquatiques, ils fournissent de nombreux services à l'humanité. Les lacs et réservoirs sont facilement pollués et dégradés (Illueca et Rast, 1996).

La gestion de ces masses d'eau en vue de leur conservation est une entreprise complexe, qui comporte toute une gamme d'éléments scientifiques, socioéconomiques et de gouvernance. Les lacs sont hydrologiquement liés à des rivières ou affluents en amont, à des systèmes aquatiques en aval dans lesquels ils se déversent, et parfois aussi à des aquifères souterrains (figure 19.5). Les besoins en eau en aval peuvent parfois dicter de manière significative les exigences de gestion des lacs en amont, qui leur fournissent de l'eau, comme par exemple le complexe du Lac Biwa-Yodo au Japon (Nakamura et al., 2012).

La conservation des lacs se traduit par la gestion des lacs, de leurs bassins et de leurs ressources pour des services écosystémiques durables (MEA, 2005). Les considérations scientifiques incluent la quantité et la qualité des sources de surface et des eaux souterraines, les caractéristiques des bassins versants, la flore et la faune, les sols, la topographie, l'utilisation des terres et le climat, qui définissent collectivement la présence physique et les conditions des eaux des lacs. Les aspects institutionnels incluent le cadre juridique et institutionnel d'un bassin versant lacustre, les considérations économiques, la démographie, les coutumes culturelles et sociales, les possibilités de participation des parties prenantes et les réalités politiques. Ces dernières représentent sans doute l'élément le plus important, en ce sens qu'elles définissent les facteurs contrôlant la façon dont les humains utilisent leurs ressources en eau (GWP, 2000).

La gestion efficace des lacs pour la conservation et la durabilité exige également la reconnaissance de trois caractéristiques uniques : 1) une nature intégratrice, 2) un long temps de rétention d'eau, et 3) une dynamique de réponse complexe (ILEC, 2005). En raison de leur emplacement, au centre d'un bassin hydrographique, les lacs sont les intégrateurs

Figure 19.5 Liens entre les bassins hydrographiques à différentes échelles et de différents types

Source : Nakamura et Rast (2011)

du régime d'écoulement dans l'ensemble du complexe du bassin lac-rivière. La nature intégratrice d'un lac se réfère à sa fonction essentielle de « pot de mélange » de tout ce qui y pénètre depuis son bassin hydrographique environnant, et parfois même au-delà, via le transport à longue distance de polluants atmosphériques. Le long temps de rétention d'eau se réfère au temps moyen que l'eau passe dans un lac. Les problèmes des lacs se développent souvent graduellement et peuvent ne pas devenir évidents tant qu'ils ne sont pas devenus de graves problèmes à l'échelle du lac, pouvant avoir des répercussions importantes sur l'utilisation de l'eau par les humains et l'intégrité de l'écosystème. Ce même caractère tampon peut également produire un phénomène de « décalage » en réponse à des programmes correctifs mis en œuvre pour les restaurer. Tous les problèmes de lac sont essentiellement des problèmes à l'échelle de l'ensemble du lac, celui-ci subissant une grave dégradation, y compris pour les communautés aquatiques pour lesquelles il fournit des habitats, et ne retournant généralement pas aux conditions qu'il présentait avant la dégradation (Nakamura et Rast, 2011).

La cause sous-jacente de la dégradation ou de la surexploitation de presque tous les lacs et autres écosystèmes aquatiques est une gouvernance inadéquate. Sur la base d'une analyse des expériences de gestion de lacs dans le monde, le Comité international sur l'environnement des lacs (ILEC, 2005) a identifié six grands piliers de gouvernance des lacs devant être reconnus et pris en considération :

1. les politiques, qui représentent essentiellement les « règles du jeu » ;
2. les organisations, qui représentent les entités chargées d'appliquer les règles du jeu ;

3. la participation des parties prenantes, participation significative de toutes les parties prenantes et ayant-droits concernés à la mise en œuvre de plans de gestion efficaces ;
4. la technologie, impliquant la sélection d'approches de gestion dures (constructions) ou douces (changement de comportement) ;
5. les connaissances et informations, pouvant inclure à la fois des études scientifiques et des connaissances autochtones ;
6. le financement, y compris l'identification et la garantie de sources durables d'un soutien financier adéquat.

Ces six piliers constituent les éléments essentiels de la gouvernance, qui forment collectivement le régime de gestion d'une approche intégrée de la gestion des lacs et de leurs bassins, tel que discuté en détail par Nakamura et Rast (2011). Une approche pratique de gestion des lacs tenant compte à la fois des éléments scientifiques et des éléments de gouvernance est incluse dans le concept de « Gestion intégrée des bassins lacustres » (ILBM), comme en témoigne le processus de plateforme ILBM élaboré par le Comité international sur l'environnement des lacs (ILEC, 2005 ; figure 19.6).

Tourbières

Les tourbières couvrent environ 4 millions de kilomètres carrés à l'échelle mondiale, bien qu'il existe une certaine incertitude quant à leur étendue exacte (Joosten, 2009 ; figure 19.7). Il existe plusieurs définitions des tourbières, mais elles sont généralement considérées comme des zones de terre possédant une couche de tourbe naturellement accumulée, formée à partir de matières végétales mortes et en décomposition, riches en carbone, dans des conditions gorgées d'eau, et comprenant au moins 30 % de masse sèche de matières organiques mortes de plus de 30 centimètres de profondeur. Elles peuvent se développer sous toute une gamme de végétation, y compris les marais de basses et hautes terres, les roselières, les forêts humides et les mangroves.

Les tourbières sont présentes dans de nombreux pays et pourraient représenter plus d'un tiers des zones humides mondiales. Les plus grandes étendues se trouvent dans l'hémisphère nord, en particulier dans la zone boréale, dont 1 375 690 kilomètres carrés en Russie, et 1 133 926 kilomètres carrés au Canada (Joosten, 2009). Les estimations de tourbières provenant de sources antérieures à 1990, dans les régions tropicales, varient de 275 424 à 570 609 kilomètres carrés, bien que des destructions importantes aient eu lieu au cours des dernières années (Hooijer et al., 2010).

Figure 19.6 Gestion intégrée des bassins lacustres

Source : Adapté de Nakamura et Rast (2012)

Les tourbières contiennent 10 % du volume mondial d'eau douce et sont importantes pour le maintien de la qualité de l'eau et l'intégrité hydrologique de nombreux cours d'eau. Elles jouent un rôle important dans le maintien du permafrost et la prévention de la désertification. Ces dernières années, leur rôle en tant que réserves et puits de carbone mondiaux a pris de l'importance (Joosten, 2009 ; Hooijer et al., 2010 ; Joosten et al., 2012). Elles abritent une importante diversité biologique et sont des refuges pour certaines des espèces les plus rares et les plus inhabituelles de flore et de faune tributaires des zones humides (Joosten et Clarke, 2002). Dans des conditions gorgées d'eau, elles conservent un registre paléo-écologique unique, y compris

des vestiges archéologiques précieux, et des registres de contamination de l'environnement. Elles répondent aux besoins humains en nourriture, en eau douce, en logement, en chauffage et en emplois (Joosten et Clarke, 2002).

Les pressions humaines sur les tourbières sont à la fois directes, par le drainage, la conversion des terres (par exemple, pour les palmiers à huile et les sables bitumineux), l'excavation et l'inondation, et indirectes, en raison de la pollution de l'air, de la contamination et de l'extraction de l'eau et du développement d'infrastructures. Quand elles sont détruites, elles libèrent de grandes quantités de carbone et sont très difficiles à restaurer. En réponse à la dégradation des tourbières, la Convention de Ramsar a adopté des *Lignes directrices détaillées pour une action mondiale en faveur des tourbières* (Ramsar, 2002), notamment : la création d'une base de données mondiale sur les tourbières et la détection des changements, l'élaboration et la promotion de la sensibilisation, de l'éducation et de la formation, l'analyse des réseaux nationaux d'aires protégées de tourbières et la mise en œuvre de lignes directrices sur la gestion des tourbières, et la stimulation de la coopération internationale en matière de recherche et de transfert de technologie.

Plus récemment, des directives ont été fournies pour limiter la perte de carbone des tourbières et encourager leur conservation et leur restauration dans le cadre des mesures d'atténuation des changements climatiques (Joosten et al., 2012). Ceci est particulièrement important, compte tenu de la perte passée de tourbières à l'échelle mondiale et de la dégradation plus récente des tourbières tropicales (Joosten et al., 2012).

Figure 19.7 Répartition mondiale des tourbières

Source : Adapté de IMCG Global Peatland Database 2014

Écosystèmes tributaires des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont souvent essentielles au maintien du régime hydrologique soutenant les écosystèmes : ceux-ci sont connus sous le nom d'écosystèmes tributaires des eaux souterraines (GDE). La superficie de ces écosystèmes est souvent mal définie.

Un changement dans la quantité ou la qualité des eaux souterraines, souvent associé à l'activité humaine, aura une incidence sur les conditions et l'état des GDE (Eamus et Froend, 2006).

Richardson et al. (2011a) définissent trois types de GDE :

1. les écosystèmes aquifères et grottes fournissant des habitats uniques pour les organismes (par exemple, la stygofaune et la troglodyte, les animaux qui vivent sous terre), y compris les systèmes aquifères karstiques, les roches fracturées et les sédiments saturés ;
2. les écosystèmes entièrement ou partiellement tributaires de l'expression superficielle des eaux souterraines, y compris les zones humides, les lacs, les suintements, les sources, le débit de base des cours d'eau et certains écosystèmes estuariens et marins ;
3. les écosystèmes tributaires de la présence d'eau souterraine (via la frange capillaire), y compris la végétation terrestre dépendant entièrement ou de façon irrégulière des eaux souterraines.

Le degré de dépendance à l'égard des eaux souterraines par rapport aux autres sources d'eau est important pour différencier ces écosystèmes et leur réaction aux changements dans la disponibilité des eaux souterraines (Eamus et al., 2006). Les variations spatiales et temporelles des nappes phréatiques et la nature du rejet des eaux souterraines dans les plans d'eau stagnants ou en cours d'écoulement revêtent une importance particulière. Selon ces interactions, différentes propriétés physico-chimiques et assemblages d'espèces se développeront (Horwitz et al., 2008).

L'intérêt pour les GDE s'est largement développé à partir du besoin de comprendre les conséquences de l'utilisation directe ou de la pollution des aquifères. La quantité et la qualité des eaux souterraines sont importantes, de même que leur variabilité spatiale et temporaire. Ces relations peuvent être perturbées par des changements dans les eaux souterraines par le captage, la pollution et la réduction de la recharge par les précipitations. La gestion efficace des GDE exige l'intégration des ressources de surface et souterraines associées, et nécessite une compréhension des origines, des voies de circulation et du stockage de l'eau. Par exemple, certains GDE sont entièrement alimentés par des rejets

Le *Scaturiginichthys vermeilipinnis*, espèce en voie de disparition, vit uniquement dans les sources artésiennes de la réserve d'Edgbaston, en Australie

Source : Adam Kerecsy

continus d'eaux souterraines, tandis que d'autres sont alimentés par des apports mineurs, mais critiques, d'eaux souterraines limités à des saisons particulières ou à des épisodes interannuels.

En général, les processus menaçant les GDE ne sont pas différents de ceux qui menacent d'autres écosystèmes. Les changements dans les eaux souterraines peuvent résulter d'une réduction de la recharge par les précipitations, du défrichement, de l'exploitation forestière et de l'agriculture, de l'urbanisation et de l'extraction directe d'eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau. Les changements écologiques induits par ces activités varieront selon les types de GDE, en fonction de leurs besoins hydrologiques (Hatton et Evans, 1998 ; Richardson et al., 2011a).

La détermination de l'importance des eaux souterraines dans les écosystèmes avant la mise en place de développements affectant les ressources en eaux souterraines (ou autres activités dans un bassin versant) guidera la planification des ressources et les compromis possibles. Richardson et al. (2011b) résument l'éventail des approches actuelles pour déterminer les besoins en eau souterraine des GDE, de la mesure de la transpiration en eaux souterraines par des arbres individuels aux bilans hydrologiques, en passant par la télédétection à l'échelle des paysages. Dans la plupart des cas, une intégration de différentes approches, disciplines et connaissances associées sera nécessaire.

La gestion des GDE peut également être guidée par la compréhension du potentiel des écosystèmes à s'adapter aux changements dans la disponibilité en eaux souterraines. Par exemple, certains GDE de la plaine côtière du Cygne, en

La restauration du site Ramsar du lac Chilika, en Inde, soutient les moyens de subsistance des pêcheurs

Source : Ritesh Kumar

Australie occidentale, peuvent avoir changé d'état (défini par le biote et les processus écologiques) en fonction de changements dans le régime des eaux souterraines (Froend et Sommer, 2010 ; Sommer et Froend, 2014). Le potentiel d'adaptation des GDE peut toutefois être limité par des changements catastrophiques (et largement irréversibles) de la disponibilité en eaux souterraines, tels que la mortalité généralisée de la végétation tributaire des eaux souterraines (phréatophytes) par captage de ces eaux en période de sécheresse (Sommer et Froend, 2011). En réponse à cela, les organismes de gestion ont évalué les menaces pesant sur la végétation phréatophyte (Barron et al., 2013), et restreint le pompage des eaux souterraines près d'écosystèmes de zones humides vulnérables (McFarlane et al., 2012). Afin d'éviter de tels scénarios, il est nécessaire d'intégrer la gestion des bassins versants et d'équilibrer la demande en eau avec la conservation.

Estuaires

La position des estuaires à l'interface des environnements terrestres et marins les rend vulnérables aux impacts de presque toutes les activités humaines, terrestres ou marines, y compris les impacts des changements climatiques. Les estuaires constituent également un pôle d'attraction pour les activités humaines. Ainsi, la gestion des estuaires en tant qu'aires protégées peut s'avérer particulièrement difficile, et son efficacité dépend souvent de la gestion d'influences extérieures, encore plus que de la gestion des activités *in situ*. Le succès de la gestion des aires protégées estuariennes repose sur une gouvernance coopérative entre un certain nombre de parties prenantes communautaires et gouvernementales.

Le fonctionnement des estuaires dépend principalement de la quantité et de la qualité des apports d'eau douce et de leur distribution temporelle, ainsi que des apports du milieu marin (Borja et al., 2011 ; Whitfield et al., 2012). Grâce aux apports d'eau douce et aux marées, les eaux douces et salées se mélangent dans un environnement riche en nutriments, soutenant une diversité d'espèces aquatiques. Les prélèvements d'eau douce diminuent la quantité globale d'eau douce entrant dans les estuaires. D'autre part, les systèmes de transfert entre bassins, les travaux de traitement des eaux usées et l'augmentation du ruissellement des bassins « durcis » (par exemple, les réseaux routiers) augmentent les apports d'eau douce (Nirupama et Simonovic, 2007).

Idéalement, le débit d'eau douce dans un estuaire devrait être maintenu dans toute sa variabilité pour soutenir la structure et la dynamique globales de son habitat (van Niekerk et Turpie). Les débits de base sont généralement responsables du maintien du régime de salinité et, dans le cas de systèmes temporairement ouverts, de leur connectivité à la mer (état de l'embouchure). En revanche, les inondations façonnent les aspects géomorphologiques tels que la taille et la forme d'un estuaire et sa structure sédimentaire caractéristique. Ces processus aident à maintenir les liens entre les estuaires et les systèmes terrestres, dulçaquicoles et marins environnants. Les stratégies de cycle biologique de nombreuses espèces dépendent d'un mouvement entre ces systèmes, et le maintien de conditions d'embouchure ouverte au bon moment de l'année est essentiel à cela. Cela inclut de nombreuses espèces marines importantes commercialement et pour la conservation. Ainsi, les

estuaires ne devraient pas être gérés comme des systèmes isolés (van Niekerk et Turpie, 2012).

En plus de la quantité d'eau qui pénètre dans les estuaires, les activités de captage et les infrastructures affectent également la qualité de cette eau, en termes de charges de sédiments, de nutriments et autres polluants (Turner et al., 2004). Cela peut conduire à l'étouffement des habitats, à une turbidité accrue et à une eutrophisation, pouvant entraîner des changements importants dans les communautés biotiques, et des extinctions locales. Si une partie de la pollution pénétrant dans les estuaires provient d'utilisateurs et établissements adjacents, il s'agit, en grande partie, de problèmes découlant de l'ensemble du bassin versant, et exigeant que les gestionnaires des aires protégées collaborent avec les parties prenantes concernées.

La protection d'un estuaire implique donc de veiller à ce que la quantité et la qualité des apports d'eau douce soient maintenues aussi proches que possible du niveau naturel, afin de maintenir le fonctionnement écologique et la biodiversité dans des conditions relativement naturelles. En réalité, les gestionnaires de l'estuaire doivent faire face à de nombreux changements difficiles, voire impossible, à inverser. Si tel est le cas, la protection des estuaires peut impliquer l'imposition de mesures artificielles telles que le rejet de débits de crues par les barrages et la rupture artificielle de l'estuaire. Ces interventions sont beaucoup plus complexes que le maintien des processus naturels, et nécessitent des investissements considérables dans la recherche et le suivi, afin de concevoir des stratégies permettant d'atteindre les objectifs de conservation. La lagune de Chilika (étude de cas 19.4) en est un exemple.

Les principales pressions devant être gérées dans les systèmes estuariens sont les développements empiétant sur les habitats de l'estuaire, la récolte de ressources telles que les poissons et les mangroves, l'aquaculture, et l'éradication ou le contrôle des espèces exotiques envahissantes (Perissinotto et al., 2013). La gestion de l'utilisation d'un estuaire implique de trouver des compromis entre les différents types de valeurs que celui-ci peut générer (Turpie et al., 2007). Par exemple, autoriser la pêche de subsistance aura un impact sur la fourniture de services écosystémiques tels que le fonctionnement en tant que zone d'alevinage pour soutenir la pêche marine, et autoriser un développement et un accès excessifs aura un impact sur la biodiversité du système et sa valeur en tant que destination écotouristique.

Pour que la protection des estuaires soit réussie, toutes les interventions suivantes aux échelles locale et nationale sont nécessaires :

- une planification intégrée de la conservation tenant compte des processus à l'échelle des paysages et des

compromis socioéconomiques (Turpie et Clark, 2007) ;

- la gestion des bassins versants et l'établissement d'exigences de débit environnemental, afin d'assurer la fourniture d'une quantité et d'une qualité adéquates d'apports permettant de maintenir les estuaires protégés dans les conditions souhaitées (Adams, 2013) ;
- des plans de gestion permettant de contrôler les utilisations concurrentes dans les estuaires ;
- la restriction de l'utilisation de consommation, afin de donner la priorité à la conservation de la biodiversité et à la fourniture de services de régulation tels que les zones d'alevinage pour les crustacés et les poissons, la séquestration du carbone et la protection des côtes ;
- la délimitation de lignes de recul de développement, afin de protéger la valeur du paysage et permettre la migration de l'embouchure de l'estuaire, ainsi que des niveaux d'eau associés aux changements dans l'état de l'embouchure et à l'élévation du niveau de la mer.

EPA (2012) fournit des informations supplémentaires pour une bonne gestion estuarienne.

Gestion des aires protégées d'eau douce dans le paysage

Convention de Ramsar sur les zones humides

La Convention relative aux zones humides d'importance internationale est née des préoccupations des gouvernements et des ONG de conserver les zones humides en déclin. Il s'agissait du premier traité environnemental moderne, conclu dans la ville iranienne de Ramsar, en 1971. La Convention de Ramsar met également en œuvre le programme de travail sur les eaux intérieures au nom de la Convention sur la diversité biologique (CDB), et complète les activités de la Convention sur les espèces migratrices (et traités connexes). Là où d'autres traités couvrent également des sites ou des valeurs spécifiques, la Convention de Ramsar est analysée ici en profondeur, en raison de sa spécificité pour les zones humides.

Les Parties contractantes (pays) à Ramsar doivent inscrire au moins une zone humide sur la liste des zones humides d'importance internationale, connue sous le nom de liste Ramsar (Ramsar, 2008). Ces sites sont des aires protégées et sont sélectionnés en vue de leur désignation, en fonction de neuf critères (tableau 19.3).

Étude de cas 19.4 Restauration du lac Chilika, Inde

Chilika est une lagune estuarienne de l'État d'Odisha, qui couvre une superficie saisonnière de 906 à 1 165 kilomètres carrés, et s'accompagne d'une plaine inondable éphémère de 400 kilomètres carrés (figure 19.8). Chilika comprend des écosystèmes marins, saumâtres et d'eau douce peu profonds à très peu profonds, présentant des caractéristiques estuariennes. Il s'agit d'un *hotspot* de biodiversité, avec plus d'un million d'oiseaux migrateurs hivernants (Kumar et Pattnaik, 2012). Chilika a été désignée site Ramsar en 1981 (Catégorie VI de l'UICN).

Les moyens de subsistance de quelque 200 000 pêcheurs et 400 000 agriculteurs dépendent de la lagune, mais ont été menacés lorsque l'augmentation des sédiments provenant d'un bassin versant dégradé a réduit la connectivité de la lagune à la mer, entraînant un déclin rapide de la pêche (Mohapatra et al. 2007). L'introduction de la culture de crevettes, ainsi que le déclin de la pêche, ont suscité un ressentiment entre les pêcheurs traditionnels et les

immigrants (Dujovny, 2009). Pour restaurer le lac, en 1991, le gouvernement d'Odisha a créé l'Autorité de développement de Chilika, présidée par le ministre principal et composée de hauts représentants de tous les ministères concernés, ainsi que des représentants des communautés de pêcheurs. Celle-ci a lancé des programmes de restauration des bassins versants, de suivi hydrobiologique, de développement durable de la pêche, de conservation de la faune sauvage, de participation communautaire et de développement et renforcement des capacités.

En 2000, un canal créé pour reconnecter la lagune à la mer et rétablir les régimes hydrologiques et de salinité (Ghosh et al., 2006) a permis le rétablissement de la pêche et de la biodiversité. Un processus de planification de la gestion intégrée impliquant les principaux intervenants et ayant-droits a été lancé en 2008 pour guider la conservation continue de Chilika. Un cadre de planification de la gestion a été élaboré (Kumar et Pattnaik, 2012), et un plan a été publié en 2012.

Figure 19.8 Lagune de Chilika, Inde

Source : Modifié de Chilika Development Authority et Wetlands International

La convention possède une définition plutôt générale des zones humides, qui inclut les écosystèmes côtiers, marins, artificiels et intérieurs. Une description de chaque zone humide désignée est fournie au moyen d'une fiche d'information Ramsar, comprenant des données sur les paramètres scientifiques, de conservation et de gestion, ainsi qu'une carte délimitant les limites du site (Ramsar, 2009b). Les pays sont encouragés à établir des inventaires nationaux des zones humides, afin de promouvoir la désignation du plus grand nombre possible de sites appropriés pour les zones humides. En 2012, seuls 43 % des pays disposaient d'un tel inventaire. Un cadre stratégique définit la vision de la liste, comme : « développer et maintenir un réseau international de zones humides importantes pour la conservation de la diversité biologique mondiale et pour soutenir la vie humaine par le maintien de leurs composantes, processus et avantages/ services écosystémiques » (Ramsar, 2008:Clause 6).

Le cadre stratégique a pour objectifs de :

- établir des réseaux nationaux de sites Ramsar pleinement représentatifs de la diversité des zones humides et de leurs principales fonctions écologiques et hydrologiques ;
- contribuer au maintien de la diversité biologique mondiale par la désignation et la gestion de sites appropriés de zones humides ;
- favoriser la coopération dans la sélection, la désignation et la gestion des sites ;
- utiliser le réseau de sites comme un outil de promotion de la coopération nationale, supranationale, régionale et internationale sur des traités environnementaux complémentaires (Ramsar, 2008).

La liste contenait 2 177 sites en 2014, couvrant 2,08 millions de kilomètres carrés, soit 16 % des quelque 12,8 millions de

Tableau 19.3 Critères d'inscription des zones humides d'importance internationale et objectifs à long terme de la liste de Ramsar

Critère spécifique	Objectif à long terme
Contient un exemple représentatif, rare ou unique d'un type de zone humide naturel ou quasi naturel présent dans la région biogéographique appropriée.	Inclure au moins un représentant approprié de chaque type de zone humide, selon le système de classification Ramsar, dans chaque région biogéographique.
Abrite des espèces vulnérables, en voie de disparition ou en danger critique d'extinction, ou des communautés écologiques menacées.	Inclure les zones humides considérées comme importantes pour la survie d'espèces vulnérables, en voie de disparition ou en danger critique d'extinction ou de communautés écologiques menacées.
Abrite des populations d'espèces végétales et/ou animales importantes pour le maintien de la diversité biologique d'une région biogéographique particulière.	Inclure les zones humides considérées comme importantes pour le maintien de la diversité biologique dans chaque région biogéographique.
Abrite des espèces végétales et/ou animales à un stade critique de leur cycle de vie, ou fournit un refuge dans des conditions défavorables.	Inclure les zones humides les plus importants pour fournir un habitat aux espèces végétales ou animales pendant les étapes critiques de leur cycle de vie et/ou lorsque des conditions défavorables prévalent.
Abrite régulièrement 20 000 oiseaux d'eau ou plus.	Inclure toutes les zones humides qui abritent régulièrement 20 000 oiseaux d'eau ou plus.
Abrite régulièrement 1 % des individus d'une population d'une espèce ou sous-espèce d'oiseau d'eau.	Inclure toutes les zones humides abritant régulièrement 1 % ou plus de la population biogéographique d'une espèce ou sous-espèce migratrice.
Abrite une proportion importante de sous-espèces, d'espèces ou de familles de poissons autochtones, d'étapes du cycle biologique, d'interactions entre les espèces et/ou populations représentatives des avantages et/ou des valeurs des zones humides, contribuant ainsi à la diversité biologique mondiale.	Inclure les zones humides abritant une proportion importante de sous-espèces, d'espèces ou de familles et de populations de poissons autochtones.
Source importante de nourriture pour les poissons, frayère, aire d'alevinage et/ou voie de migration dont dépendent les stocks de poissons, dans la zone humide ou ailleurs.	Inclure les zones humides fournissant des sources de nourriture importantes pour les poissons, ou constituant des frayères, des aires d'alevinage et/ou situées sur leur voie de migration.
Abrite régulièrement 1 % des individus d'une population d'une espèce ou d'une sous-espèce animale non-aviaire tributaire des zones humides.	Inclure toutes les zones humides abritant régulièrement 1 % ou plus d'une population biogéographique d'une espèce ou sous-espèce animale non-aviaire.

Source : Ramsar (2008)

Figure 19.9 Répartition des sites Ramsar d'eau douce intérieure

Source : Adapté du Service d'information sur les sites Ramsar

kilomètres carrés de zones humides mondiales (Finlayson et al., 1999). La liste Ramsar compte 795 zones humides d'eau douce intérieures, couvrant une superficie totale de 104,7 millions de kilomètres carrés (figure 19.9 ; tableau 19.4).

Une autre exigence pour les pays en vertu de la Convention est d'élaborer et de mettre en œuvre des plans de gestion appropriés pour les zones humides inscrites. Le tableau 19.4 montre l'étendue régionale des instruments de planification de la gestion pour les zones humides d'eau douce. L'information fournie n'indique pas si les plans de gestion sont entièrement en place, régulièrement mis à jour ou efficaces pour atteindre l'objectif énoncé.

Les pays s'engagent à adopter une utilisation rationnelle de toutes les zones humides, et à préserver leurs caractéristiques

écologiques, c'est-à-dire la combinaison des composantes, des processus et des avantages/services écosystémiques qui caractérisent la zone humide. La convention possède également un registre de rapports de changements défavorables dans les caractéristiques écologiques des sites Ramsar (Finlayson et al., 2011). Ces engagements sont étayés par une vaste série de directives à l'intention des gestionnaires (Ramsar, 2011). Les évaluations de mise en œuvre de la convention donnent à penser que les sites Ramsar ont un statut juridique plus solide et sont mieux conservés que les aires protégées non-Ramsar (Bowman, 2002). Le parc national de Kakadu, en Australie, est un exemple de site Ramsar important (étude de cas 19.5).

Tableau 19.4 Nombre de zones humides d'eau douce intérieures inscrites sur la liste Ramsar en février 2014

Région	Nombre de zones humides	Superficie des zones humides (millions de kilomètres carrés)	Nombre de zones humides possédant un plan de gestion
Afrique	149 (19 %)	71,2 (68 %)	87 (58 %)
Asie	105 (13 %)	4,9 (5 %)	74 (70 %)
Europe	412 (52 %)	5,5 (5 %)	362 (85 %)
Néotropiques	55 (7 %)	16,8 (16 %)	44 (80 %)
Amérique du Nord	51 (6 %)	3,7 (4 %)	47 (92 %)
Océanie	23 (3 %)	2,6 (2 %)	23 (100 %)
Total	795	104,7	637 (80 %)

Source : Service d'information sur les sites Ramsar

Étude de cas 19.5 Zones humides du parc national de Kakadu, Australie

Le parc national de Kakadu (catégorie II de l'UICN) est situé à l'est de Darwin, dans le nord de l'Australie (figure 19.10) et couvre environ 20 000 kilomètres carrés, y compris la majeure partie du bassin versant de la rivière South Alligator. Ses zones humides incluent des mangroves, des plaines salées, des plaines inondables d'eau douce, de petits lacs (billabongs), ainsi que des sources et des piscines (Finlayson et Woodroffe, 1996). L'importance de ces zones humides a été reconnue par la Convention de Ramsar et la Convention du patrimoine mondial.

Le parc est un paysage culturel vivant et géré conjointement par les propriétaires fonciers autochtones traditionnels et le gouvernement fédéral. Le plan de gestion soutient une gestion conjointe, et vise à maintenir « un partenariat solide et fructueux entre les propriétaires traditionnels, les gouvernements, l'industrie du tourisme et les groupes d'utilisateurs du parc, fournissant les meilleures pratiques mondiales en matière de protection du tourisme national et durable » (Kakadu Board of Management, 2007:8).

Le plan de gestion et la description Ramsar des caractéristiques écologiques décrivent les principaux problèmes de gestion (BMT WBM, 2010). Le parc dispose d'équipes actives de rangers contrôlant les incursions des principales mauvaises herbes et animaux introduits. Les changements climatiques et l'élévation du niveau de la mer constituent une menace croissante, provoquant une intrusion accrue d'eau salée dans les zones humides d'eau douce et un retrait des mangroves. L'extraction et le traitement de minerai d'uranium dans une enclave entourée par le parc constituent une menace constante pour les zones humides.

Figure 19.10 parc national de Kakadu

Source : US NPS adapté de © Clive Hilliker, Université nationale australienne

Couloirs d'eau douce

Les cours d'eau sont des couloirs naturels de la nature. L'écoulement de l'eau, des éléments nutritifs et des sédiments, ainsi que le mouvement des espèces le long des cours d'eau, génèrent un habitat uniforme dans les couloirs riverains, à travers les paysages terrestres. Ces couloirs riverains et de plaines inondables sont particulièrement riches en biodiversité, et constituent souvent un habitat clé pour les animaux dans le paysage terrestre (Naiman et al., 1993). Tockner et al. (2008:51) concluent que « dans la plupart des régions du monde, beaucoup plus d'espèces végétales et animales sont présentes dans les plaines inondables que dans toute autre unité paysagère ».

Par conséquent, l'entretien et la restauration des couloirs riverains sont des priorités de conservation pour les écosystèmes terrestres et d'eau douce.

La restauration des forêts riveraines présente des avantages considérables (Lukasiewicz et al., 2013). Les forêts riveraines jouent un rôle clé en fournissant de la matière organique, base de la chaîne alimentaire aquatique, en formant un habitat physique, en filtrant les polluants et en maintenant l'eau à des températures appropriées. En raison de leur évolution géomorphologique, les cours d'eau fournissent les

gradients d'altitude les plus doux dans le paysage, et donc, des couloirs idéaux pour les changements de distribution de nombreuses espèces face aux changements climatiques.

Une question clé pour les gestionnaires restaurant les couloirs riverains dans les zones où l'utilisation des terres est contestée est « quelle est la largeur suffisante ». La réponse simple est « aussi large que possible », mais une évaluation spécifique est nécessaire dans chaque cas (Spackman et Hughes, 1995). La réponse minimale pourrait être « assez large pour permettre le plein développement de la canopée végétale afin de maximiser l'ombre sur l'ensemble du plan d'eau concerné et de former un microclimat mésique adéquat (moite, humide) ». La végétation riveraine est souvent épaisse, forme une ombre étendue et réduit le mouvement de l'air, créant un microclimat mésique abritant des espèces particulières et résistant au feu. Une réponse plus idéale est que toute la largeur des terres riveraines régulièrement inondées devrait être restaurée, c'est à dire la plaine inondable, par opposition à la végétation et aux sols des zones humides (DWAF, 2008 ; Kotze et al., 1996).

Ces dernières années, des projets de liaison à l'échelle des paysages (voir le chapitre 27) ont été entrepris dans de nombreuses régions du monde, notamment en Australie, aux États-Unis et en Europe (Wyborn, 2011 ; Fitzsimons

Étude de cas 19.6 Millingerwaard, Pays-Bas

Le Millingerwaard est une zone d'anciennes terres agricoles sur une plaine inondable située le long du Rhin (figure 19.11). Ses forêts alluviales, marais, prairies naturelles, eaux de surface et dunes de rivières ont été restaurés pendant deux décennies dans un objectif de conservation de la nature, de loisirs et de gestion des inondations (Bekhuis et al., 2005). Les 800 hectares constituent un site Natura 2000 et une aire de catégorie II de l'UICN, gérée par la Commission nationale des forêts.

Un accord avec des sociétés commerciales d'extraction d'argile et de sable a permis l'extraction de gisements argileux historiques suivant le relief géographique sous-jacent, afin de découvrir la structure naturelle du paysage fluvial (Bekhuis et al., 2005). De cette façon, la sûreté de la rivière est améliorée, en lui permettant de gérer les pics d'inondation. Des espèces comme le castor (*Castor fiber*), le blaireau (*Meles meles*), la cigogne noire (*Ciconia nigra*) et le pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*) sont revenues dans les plaines inondables. D'anciennes races de bovins et de chevaux, imitant des herbivores disparus, occupent la région et,

avec les castors, les cerfs et les oies, contrôlent la végétation, afin d'améliorer la variété spatiale et créer des habitats pour d'autres espèces. Millingerwaard est un site de démonstration de la vision de « rivières vivantes » développée par le Fonds mondial pour la nature (WWF) aux Pays-Bas, dans les années 1990 (Helmer et al., 1992). Cette approche a été reproduite le long d'autres parties du Rhin, afin d'aider à réduire les risques d'inondation, et promouvoir les loisirs et la conservation de la biodiversité.

Le Millingerwaard restauré est devenu une zone de loisirs très populaire, et on estime qu'elle génère jusqu'à 6 millions d'euros par an pour l'économie régionale (Bekhuis et al., 2005). Les facteurs de réussite incluent une coopération entre les entreprises et les organismes de gestion de la nature et de l'eau, et des avantages économiques générés par les loisirs. Les défis incluent le maintien de valeurs naturelles élevées et la sécurité contre les inondations. Par exemple, les refuges pour les herbivores sauvages, en cas d'inondations, peuvent obstruer le débit des rivières.

Restauration de la plaine inondable du Rhin, à Millingerwaard, Pays-Bas

Source : Dirk Oomen, Stroming Ltd.

Figure 19.11 Millingerwaard, Pays-Bas, montrant les réserves naturelles développées le long du Rhin

Source : © Clive Hilliker, Université nationale australienne

et al., 2013). Étonnamment, très peu de ces initiatives se concentrent sur les couloirs fluviaux, contrairement à de nombreux projets de connectivité remplis de barrières biophysiques. Les programmes de restauration des plaines inondables le long de grands cours d'eau, comme ceux longeant le Danube (Ebert et al., 2009) et le Rhin (étude de cas 19.6) font exception. Ceux-ci combinent la restauration des habitats, l'établissement de corridors et l'adaptation écosystémique aux changements climatiques, ainsi que la réduction des risques d'inondation.

Planification des bassins versants et de l'eau

L'utilisation anthropique des terres est un facteur critique des conditions terrestres affectant directement la structure, la fonction et la résilience des écosystèmes aquatiques (Dudgeon et al., 2006), y compris dans les aires protégées. Différents endroits dans un bassin hydrographique soutiendront des voies de déplacement variées pour les éléments biotiques et abiotiques, qui, à leur tour, favoriseront différents processus aquatiques (figure 19.12). Les bassins hydrographiques ne

coïncident généralement pas avec les lignes de propriété humaine, y compris les limites des aires protégées (figure 19.13), obligeant les gestionnaires à s'engager dans une planification de l'utilisation des terres et de l'eau à l'échelle du bassin versant, en dehors des aires protégées. Ces processus peuvent inclure une vision du bassin versant, des scénarios et des compromis concernant l'utilisation et l'allocation de l'eau, et l'octroi de permis d'utilisation de l'eau pour de nouveaux développements en dehors de l'aire protégée.

Malheureusement, la gestion de la conservation a traditionnellement été séparée de la gestion des ressources en eau (Gilman et al., 2004). Toutefois, les autorités chargées des aires protégées ont pour mandat de s'engager dans la planification de la conservation de l'eau douce. En l'absence de planification régionale proactive du développement, les autorités chargées des aires protégées devraient catalyser ces processus. De telles approches de planification proactives aideront à garantir que l'allocation et la qualité de l'eau nécessaires à la conservation de l'eau douce soient respectées dans les aires protégées situées en aval (étude de cas 19.7). Si l'aire protégée se trouve dans un bassin versant supérieur,

les autorités chargées de l'aire protégée peuvent également souhaiter rechercher des possibilités de partage des avantages concernant l'eau fournie aux communautés en aval. Les autorités chargées des aires protégées agissent donc en tant que parties prenantes et négociatrices puissantes pour la conservation de l'eau douce dans le cadre des processus de gestion intégrée des ressources en eau. Lorsque l'exploitation de l'eau en amont d'une aire protégée est nécessaire (par exemple, la construction de barrages et autres systèmes d'approvisionnement en eau), les gestionnaires devront insister sur l'établissement et l'application d'exigences de débits environnementaux afin de soutenir les écosystèmes (tableau 19.2 ; Hirji et Davis, 2009).

Les plans de gestion des bassins versants sont un moyen d'intégrer les divers usages et propriétaires des terres et de l'eau, qui, combinés, peuvent influencer directement ou indirectement la qualité d'un réseau fluvial partagé (Abell et al., 2007 ; Russi et al., 2013). Ils constituent des occasions pour les gestionnaires d'aires protégées d'influencer favorablement les parties prenantes, les ayant-droits et les utilisateurs des terres avoisinantes (étude de cas 19.3). Des exemples réussis de gestion et de planification de bassins versants impliquent généralement une collaboration entre les parties prenantes communautaires, gouvernementales et non gouvernementales, et les ayant-droits. Des exemples ont été documentés aux États-Unis (Flitcroft et al., 2009), en Australie (Curtis et Lockwood, 2000), en Afrique du Sud (King et Brown, 2010) et en Europe (Warner et al., 2013). De plus en plus d'autres exemples de ce qui fonctionne et ne fonctionne pas sont disponibles (Sadoff et al., 2008).

Une terminologie variée est utilisée à l'échelle mondiale pour désigner la gestion des bassins versants. Le secteur de l'eau utilise souvent le terme de « gestion intégrée des ressources en eau » pour désigner la gestion entre secteurs consommateurs d'eau et parties prenantes/ayant-droits (GWP, 2000). Pour se concentrer sur les unités écologiques, de nombreuses organisations parlent de « gestion intégrée des bassins fluviaux » (WWF, 2003) ou de « gestion intégrée des bassins lacustres » (comme indiqué précédemment). En Amérique du Nord, le terme « bassins hydrographiques » s'applique souvent aux bassins versants. Le concept est également appliqué à la gestion des bassins d'eaux souterraines. Quel que soit le jargon, une bonne gestion des bassins versants implique de multiples parties prenantes et ayant-droits dans la mise en œuvre d'une vision commune pour la gestion durable d'un bassin partagé. La définition et la gestion de niveaux durables de prélèvement et de qualité de l'eau sont des éléments communs qui renforceront les efforts de conservation dans les aires protégées.

Les forums d'apprentissage aident à établir une compréhension, une vision et une politique communes concernant l'utilisation et la protection de l'eau, essentielles

Figure 19.12 Voies de déplacement écologiques : les voies de déplacement des éléments biotiques diffèrent de celles des éléments abiotiques dans un système de cours d'eau. Les éléments abiotiques sont obligés de déplacer dans le sens de l'écoulement de l'eau, alors que les éléments biotiques peuvent également se déplacer à contrecourant

Source : Département de l'Agriculture des États-Unis

pour stimuler la coopération nécessaire pour soutenir la durabilité des ressources en eau (Ison et Watson, 2007). À cette fin, les gestionnaires d'aires protégées devraient organiser des forums d'apprentissage intersectoriels pour une gestion intégrée efficace des ressources en eau, ou y participer. Au niveau local, le personnel des aires protégées peut se concentrer principalement sur l'établissement de relations de confiance avec les autres parties prenantes et ayant-droits locaux dans les bassins versants, cherchant un accord commun sur la façon de répondre collectivement aux besoins de chacun (Etienne et al., 2011). Au niveau de la direction, la participation des décideurs en matière de ressources en eau est nécessaire pour s'assurer que leurs processus politiques soient alignés sur les besoins de l'aire protégée (Collins et al., 2009). Au niveau des systèmes d'aires protégées, ces forums devraient rechercher une vision commune et une coopération intersectorielle entre les ministères (Roux et al., 2008).

Changements climatiques

Le climat exerce des influences primaires, directes et indirectes sur l'emplacement, la phénologie et l'expression phénotypique d'un plan d'eau, ainsi que sur les interactions au sein des populations et entre les espèces (Parmesan, 2006). Les débits d'eau, et le biote qui en dépend, sont intimement liés au climat (Poff et Matthews, 2013). Les changements climatiques entraîneront l'extension de l'aire de répartition de « nouvelles » espèces autochtones dans les aires protégées, ce qui pourrait indiquer une adaptation autonome efficace,

Figure 19.13 Bassins versants et limites juridictionnelles : le bassin versant du fleuve Columbia traverse des frontières internationales et des frontières d'États et de provinces. Le bassin versant de la rivière Willamette, plus petit, traverse plusieurs frontières administratives locales et régimes fonciers répartis entre le gouvernement fédéral des États-Unis, l'État de l'Oregon et des exploitations privées

Source : © Clive Hilliker, Université nationale australienne

plutôt qu'une invasion d'espèces à laquelle il faudrait résister. De même, une diminution de l'abondance peut être la preuve d'une plage de décalage. Les espèces devront être suivies et gérées à l'échelle régionale (Poff et al., 2010). Des espèces plus sessiles ou isolées pourraient avoir besoin d'aide pour se disperser et s'établir dans de nouveaux habitats (Hannah, 2010). De plus, une gestion selon une définition de communauté écologique fixe peut être contre-productive pour une gestion efficace adaptée aux changements climatiques (Matthews et al., 2011 ; Catford et al., 2012).

Une série d'interventions d'adaptation aux changements climatiques a été proposée pour mieux conserver la biodiversité d'eau douce dans les zones humides protégées et les systèmes fluviaux, y compris un ensemble d'options détaillées en Australie (Arthington, 2012 ; Lukasiewicz et al., 2013). Il s'agit d'identifier et de prioriser la conservation de parties du paysage d'eau douce susceptibles d'être plus résilientes aux changements climatiques, et de fournir des refuges, tels que des tronçons fluviaux ombragés par des montagnes, ou ceux formant des couloirs pouvant permettre aux espèces de se déplacer vers des habitats plus favorables. Une autre option consiste à gérer les débits environnementaux pour contrer les impacts des changements climatiques (Olden et Naiman, 2010 ; Poff et Matthews, 2013). En général, ces

mesures de débit ne sont possibles que sur les cours d'eau possédant des barrages exploitables (Pittcock et Hartmann, 2011). Ces approches exigent que les institutions de gestion maintiennent les infrastructures et prennent des décisions opportunes, par exemple, pour libérer l'eau des barrages. En revanche, les cours d'eau à écoulement libre n'ont besoin d'aucune gestion quotidienne pour fournir les débits nécessaires à la conservation des espèces aquatiques, mais peuvent être menacés par les changements climatiques ne pouvant pas être contrés sans infrastructures (Pittcock et Finlayson, 2011).

De nombreuses mesures d'adaptation sont dites « sans regrets », offrant des avantages pour l'environnement et les personnes indépendamment des changements climatiques. La restauration des forêts riveraines pour ombrager les écosystèmes d'eau douce adjacents et offrir d'autres avantages en matière de conservation en est un exemple (Davies, 2010). À Millingerwaard (étude de cas 19.6), la restauration de la plaine inondable du Rhin, en tant que mesure d'adaptation aux changements climatiques, réduit les risques d'inondations et préserve la biodiversité. Les co-avantages pour différents groupes de personnes associés à ces mesures d'adaptation sans regrets offrent la possibilité de

renforcer le soutien des parties prenantes et des ayants-droits à la conservation.

L'amélioration des normes de sécurité d'infrastructures hydrauliques existantes pour lutter contre les changements climatiques offre aux gestionnaires d'aires protégées la possibilité d'obtenir d'autres changements, visant à faciliter l'adaptation de la biodiversité, par exemple en installant des passages à poissons sur les barrages (Matthews et al., 2011 ; Pittock et Hartmann, 2011). Les projets d'interventions d'ingénierie utilisant moins d'eau pour conserver la biodiversité aquatique, connus sous le nom de « gestion environnementale de la demande en eau » ou de « travaux et mesures environnementaux », sont politiquement attrayants, mais risquent d'entraîner des impacts environnementaux imprévus et des échecs de gestion, et doivent être considérés avec prudence (Pittock et al., 2012 ; étude de cas 19.7).

Les infrastructures regroupent à la fois les éléments éco-hydrologiques construits et « naturels » du paysage. De nombreuses institutions encouragent une plus grande conservation de l'environnement, afin d'accroître la résilience aux impacts des changements climatiques, et contribuer ainsi à l'adaptation. Le jargon utilisé pour décrire cette approche inclut les termes d'« infrastructure verte », « capital naturel », « gestion des écosystèmes », « adaptation basée sur les écosystèmes » et « services écosystémiques » (IEMP, 2011). Ces approches favorisent souvent la conservation des écosystèmes d'eau douce.

Trop souvent, les décideurs concentrent leur attention sur une seule intervention, alors que chaque option d'adaptation comporte des risques et des coûts, ainsi que des avantages devant être identifiés. L'adoption d'une série d'interventions différentes, mais complémentaires, peut répartir les risques, maximiser les avantages et éviter des résultats pervers. L'utilisation des débits environnementaux sur des cours d'eau réglementés, liée à la protection des cours d'eau à écoulement libre, en est un exemple. Dans cet esprit, Lukasiewicz et al. (2013) ont élaboré un cadre à l'échelle des bassins, permettant de travailler avec les parties prenantes et les ayants-droits afin d'évaluer les risques, les coûts et les avantages des options d'adaptation aux changements climatiques. Étant donné que les changements climatiques auront des répercussions sur la plupart, sinon toutes les aires protégées, ces mesures peuvent aider les gestionnaires à évaluer les priorités et à obtenir les meilleurs résultats possibles (voir le chapitre 17).

La rivière Ovens est protégée en tant « rivière du patrimoine », libre de tout barrage, en Australie

Source : Jamie Pittock

Étude de cas 19.7 Zones humides Ramsar du bassin Murray–Darling, Australie

Le bassin Murray–Darling couvre environ 1 million de kilomètres carrés, soit un septième de l'Australie (figure 19.14). Ses grandes forêts de plaines inondables et autres zones humides couvrent plus de 5,7 millions d'hectares (5,6 % du bassin), dont 636 300 hectares désignés comme 16 sites Ramsar (Pittock et al., 2010). Les régimes fonciers de ce site incluent des réserves naturelles (catégorie II de l'UICN) gérées par les gouvernements des États et des ONG, des réserves forestières et de chasse (catégorie VI de l'UICN) gérées par les gouvernements des États, et de petites zones de terres pastorales gérées par des particuliers (catégorie VI de l'UICN). Les eaux du bassin sont tellement exploitées que le débit médian annuel en fin de cours d'eau est tombé à 29 % des niveaux pré-développement. De vastes zones humides ont souffert de changements dans les débits hydriques, de dessiccation, de salinité et de la production de sulfate acide (Pittock et Finlayson, 2011).

En 2007-2008, la *Loi nationale sur l'eau* a été adoptée, sur la base des obligations de l'Australie dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique et la Convention de Ramsar, et exige la conservation des principaux actifs environnementaux, ainsi que des fonctions et services écosystémiques (Pittock et al., 2010).

En 2012, un plan de bassin a été adopté, susceptible d'aboutir à jusqu'à 3 200 giga-litres par an (29 % de l'eau prélevée pour la consommation) restitués à l'environnement d'ici 2024. Les droits acquis sur l'eau sont détenus et gérés de manière indépendante à des fins de conservation par le Federal Government's Commonwealth Environmental Water Holder (Connell, 2011).

Des interventions d'ingénierie connues sous le nom de « travaux et mesures environnementaux » sont déployées pour tenter de conserver la biodiversité des zones humides avec moins d'eau. Ceux-ci risquent de perturber la connectivité des habitats et d'augmenter la concentration de sel dans les zones humides, et dépendent des opérations et de l'entretien opportuns du gouvernement de l'État (Pittock et al., 2012). Bien qu'il soit important de rétablir des débits adéquats, d'autres mesures importantes ont été négligées, notamment la restauration des forêts riveraines, la protection des deniers cours d'eau libres de barrages, la restructuration des barrages pour éliminer la pollution par des eaux froides et la restauration des passages à poissons (Pittock et Finlayson, 2011). Étant donné que le plan de bassin doit être révisé au moins tous les 10 ans, un potentiel existe pour une meilleure gestion adaptative des allocations d'eau et autres mesures.

Figure 19.14 Bassin Murray-Darling, indiquant l'emplacement de 16 zones humides Ramsar désignées

Source : © Clive Hilliker, Université nationale australienne

Un grand besoin d'eau : la plaine inondable desséchée, acidifiée et salinisée de la Murray River, Australie

Source : Jamie Pittock

Planification de la conservation de l'eau douce par les agences nationales et provinciales en Afrique du Sud

Source : Dirk Roux

Conclusion

Bien que la superficie terrestre occupée par les écosystèmes d'eau douce et estuariens soit relativement petite, la biodiversité de ces systèmes est particulièrement menacée à l'échelle mondiale. Nous avons décrit dans ce chapitre les caractéristiques de divers types d'écosystèmes et la façon dont leur conservation est essentielle à une mission fondamentale des gestionnaires d'aires protégées dans la conservation de la biodiversité.

Les écosystèmes d'eau douce sont difficiles à conserver parce que les processus écologiques qui les structurent, en particulier les débits hydriques, sont facilement perturbés par les demandes des populations en énergie, en nourriture et en eau. Les populations vivent et changent irrévocablement les systèmes d'eau douce, créant des défis, mais aussi des occasions pour les gestionnaires d'aires protégées de gagner de nouveaux publics et adeptes.

Deux règles d'or s'appliquent pour maintenir ou restaurer la biodiversité d'eau douce. Tout d'abord, conserver la qualité, le calendrier et le volume des débits hydriques. Deuxièmement, s'assurer que la connectivité est maintenue

le long des rivières, entre les plans d'eau et leurs plaines inondables, ainsi que verticalement, par la variabilité naturelle de profondeur des plans d'eau et la connectivité avec les eaux souterraines. Ce chapitre a expliqué comment les gestionnaires d'aires protégées peuvent impliquer d'autres parties prenantes et ayant-droits dans la gestion de l'eau à l'échelle des paysages, et pourquoi cela est essentiel. Nous exhortons les gestionnaires à mettre au défi les promoteurs et exploitants de projets de développement de veiller à ce que les infrastructures hydrauliques existantes et nouvelles soient essentielles et, dans l'affirmative, à ce que ces structures et leurs régimes de gestion intègrent des mesures d'atténuation, comme les débits environnementaux et les installations de passages à poisson. Dans les aires protégées, les activités liées à la faune et aux visiteurs sont généralement axées sur les plans d'eau, ce qui en fait à la fois une priorité et un défi pour les gestionnaires.

De nombreuses aires protégées terrestres impliquent des compromis et des interventions dégradant involontairement les habitats d'eau douce. Les aménagements hydroélectriques et d'approvisionnement en eau créant ou finançant des aires protégées dans les bassins versants peuvent le faire

au détriment de la biodiversité d'eau douce. Dans ces circonstances, les gestionnaires ont l'obligation de veiller à ce que la biodiversité d'eau douce soit conservée aussi efficacement que possible, sur toute l'étendue des cours d'eau.

La réalité des changements climatiques exacerbera la concurrence pour l'eau douce entre les populations et les écosystèmes dans de nombreuses régions du monde. Des conflits et des synergies positives existent entre les différentes mesures d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques, en ce qui concerne l'eau, et il incombera aux gestionnaires d'aires protégées de les mettre en place. Par exemple, planter des arbres pour séquestrer du carbone diminuera généralement le débit des cours d'eau, tandis que le renforcement des barrages pour répondre à de plus grands extrêmes climatiques offre des possibilités d'atténuer les impacts écologiques, par exemple en ajoutant des installations pour le passage des poissons et en garantissant des débits environnementaux. En outre, les cours d'eau sont des couloirs naturels présentant des gradients, des débits hydriques, des nutriments et des espèces variés permettant de relier les aires protégées, y compris dans le cadre de l'adaptation aux changements climatiques.

La conservation des écosystèmes d'eau douce implique également des opportunités pour l'avenir des aires protégées. L'intérêt des populations humaines pour une eau propre et sûre, et pour les écosystèmes d'eau douce, est une occasion de faire participer les populations riveraines et le grand public à des activités de vision et de gestion concertées.

Bien sûr, la conservation de chaque écosystème est liée aux résultats recherchés pour d'autres, et c'est également le cas dans les aires protégées d'eau douce et marines. Les cours d'eau, et de nombreux aquifères, se déversent dans la mer, apportant ainsi des nutriments favorisant les communautés marines, ou des polluants et du limon étouffant ces communautés. Les cours d'eau et les estuaires sont des aires de reproduction essentielles pour de nombreuses espèces, principalement marines, qui nécessitent une gestion intégrée.

Yellowstone Falls et le Grand Canyon du Yellowstone, dans le parc national du Yellowstone, États-Unis, un site du Patrimoine mondial. Cette rivière exceptionnelle est un affluent non perturbé de la rivière Missouri, qui s'écoule ensuite vers le fleuve Mississippi avant que ses eaux n'atteignent le golfe du Mexique

Source : Graeme L. Worboys

Références

Lectures recommandées

- Abell, R., Allan, J. D. et Lehner, B. (2007) 'Unlocking the potential of protected areas for freshwaters', *Biological Conservation* 134: 48–63.
- Abell, R., Thieme, M., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras-Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., Lopez, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj Perez, M. H. et Petry, P. (2008) 'Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation', *Bioscience* 58: 403–14.
- Adams, J. B. (2013) 'A review of methods and frameworks used to determine the environmental water requirements of estuaries', *Hydrological Sciences Journal* 59: 451–65.
- Arthington, A. H. (2012) *Environmental Flows: Saving rivers in the third millennium*, University of California Press, Berkeley.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. et Naiman, R. J. (2006) 'The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems', *Ecological Applications* 16: 1311–18.
- Arthington, A. H., Naiman, R. J., McClain, M. E. et Nilsson, C. (2010) 'Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities', *Freshwater Biology* 55: 1–16.
- Arthington, A. H., Rall, J. L., Kennard, M. J. et Pusey, B. J. (2003) 'Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology', *River Research and Applications* 19: 641–66.
- Balian, E. V., Segers, H., Martens, K. et Lévêque, C. (2008) 'The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results', in E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers et K. Martens (eds) *Freshwater Animal Diversity Assessment. Volume 198*, Springer, Pays-Bas.
- Barron, O., Froend, R. H., Hodgson, G., Ali, R., Dawes, W., Davies, P. et McFarlane, D. (2013) 'Projected risks to groundwater-dependent terrestrial vegetation caused by changing climate and groundwater abstraction in the Central Perth Basin, Western Australia', *Hydrological Processes*, [online]. <doi:10.1002/hyp.10014>
- Baumgartner, L. J., Reynoldson, N. K., Cameron, L. et Stanger, J. G. (2009) 'Effects of irrigation pumps on riverine fish', *Fisheries Management and Ecology* 16: 429–37.
- Bekhuis, J., Litjens, G. et Braakhekke, W. (2005) *A Policy Field Guide to the Gelderse Poort: A new, sustainable economy under construction*, WWF-Netherlands, Zeist.
- Biggs, H. et Rogers, K. H. (2003) 'An adaptive system to link science, monitoring and management in practice', in J. T. du Toit, K. H. Rogers et H. C. Biggs (eds) *The Kruger Experience: Ecology and management of savanna heterogeneity*, pp. 59–80, Island Press, Washington, DC.
- BioFresh (2013) BioFresh data portal, BioFresh Project, Berlin. <data.freshwaterbiodiversity.eu/>
- BMT WBM (2010) *Ecological Character Description for Kakadu National Park Ramsar Site*, Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Canberra.
- Borja, A., Basset, A., Bricker, S., Dauvin, J.-C., Elliott, M., Harrison, T. D., Marques, J.-C., Weisberg, S. B. et West, R. (2011) 'Classifying ecological quality and integrity of estuaries', in E. Wolanski et D. McLusky (eds) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, pp. 125–62, Academic Press, Waltham, MA.
- Bossio, D., Geheb, K. et Critchley, W. (2010) 'Managing water by managing land: addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods', *Agricultural Water Management* 97: 536–42.
- Bovee, K. D. (1982) *A guide to stream habitat analysis using the IFIM*, US Fish and Wildlife Service Report FWS/OBS-82/26, Fort Collins, CO.
- Bowman, M. (2002) 'The Ramsar Convention on Wetlands: has it made a difference?', in O. S. Stokke et Ø. B. Thommessen (eds) *Yearbook of International Co-operation on Environment and Development 2002/2003*, pp. 61–8, Earthscan, Londres.

- Bowman, B., Higgs, S., Maclin, E., McClain, S., Sicchio, M., Amy Souers, A., Johnson, S. et Brian Graber, B. (2002) *Exploring Dam Removal: A decision-making guide*, American Rivers and Trout Unlimited, Washington, DC, and Madison, WI.
- Brisbane Declaration (2007) *The Brisbane Declaration*. <www.efflownet.org/>
- Brits, J., van Rooyen, M. W. et van Rooyen, N. (2002) 'Ecological impact of large herbivores on the woody vegetation at selected watering points on the eastern basaltic soils in the Kruger National Park', *African Journal of Ecology* 40: 53–60.
- Bruijnzeel, L. A. (2004) 'Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?', *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 185–228.
- Bunn, S. E. et Arthington, A. H. (2002) 'Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity', *Environmental Management* 30: 492–507.
- Campbell-Grant, E. H., Lowe, W. H. et Fagan, W. F. (2007) 'Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks', *Ecology Letters* 10: 165–75.
- Catford, J., Naiman, R., Chambers, L., Roberts, J., Douglas, M. et Davies, P. (2012) 'Predicting novel riparian ecosystems in a changing climate', *Ecosystems* 16: 382–400.
- Chape, S., Spalding, M. et Jenkins, M. D. (2008) *The World's Protected Areas*, Prepared by the UNEP-WCMC, University of California Press, Berkeley.
- Chatterjee, A., Phillips, B. et Stroud, D. A. (2008) *Wetland Management Planning: A guide for site managers*, WWF, Wetlands International, IUCN et Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Chessman, B. C. (2013) 'Do protected areas benefit freshwater species? A broad-scale assessment for fish in Australia's Murray–Darling Basin', *Journal of Applied Ecology* 50: 969–76.
- Collier, K. J. (2011) 'The rapid rise of streams and rivers in conservation assessment', *Aquatic Conservation—Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 397–400.
- Collins, K., Colvin, J. et Ison, R. (2009) 'Building "learning catchments" for integrated catchment managing: designing learning systems based on experiences in the UK and South Africa', *Water Science and Technology* 59: 687–93.
- Commonwealth of Australia (2012) *Basin Plan*, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Connell, D. (2011) 'The role of the Commonwealth Environmental Water Holder', in D. Connell and R. Q. Grafton (eds) *Basin Futures: Water reform in the Murray–Darling Basin*, pp. 327–38, ANU E Press, Canberra.
- Convention on Biological Diversity (CBD) (2010) *X/28. Inland waters biodiversity*, UNEP/CBD/COP/DEC/X/28, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal.
- Curtis, A. et Lockwood, M. (2000) 'Landcare and catchment management in Australia: lessons for state-sponsored community participation', *Society and Natural Resources: An International Journal* 13: 61–73.
- Darwall, W. R. T., Smith, K. G., Allen, D. J., Holland, R. A., Harrison, I. J. et Brooks, E. D. E. (2011) *The Diversity of Life in African Freshwaters: Underwater, under threat. An analysis of the distribution of freshwater species throughout mainland Africa*, Cambridge Publishers, Cambridge et Gland.
- Davies, P. M. (2010) 'Climate change implications for river restoration in global biodiversity hotspots', *Restoration Ecology* 18: 261–8.
- Davies, P. M., Naiman, R. J., Warfe, D. M., Pettit, N. E., Arthington, A. H. et Bunn, S. E. (2014) 'Flow–ecology relationships: closing the loop on effective environmental flows', *Marine and Freshwater Research* 65: 133–41.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D. et Stiassny, M. L. (2006) 'Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges', *Biological Reviews* 81: 163–82.
- Dudley, N. (ed.) (2013) *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, UICN, Gland.
- Dujovny, E. (2009) 'The deepest cut: political ecology in the dredging of a new sea mouth in Chilika Lake, Orissa, India', *Conservation & Society* 7: 192–204.
- Department of Water Affairs and Forestry (DWAF) (2008) *Updated Manual for the Identification and Delineation of Wetlands and Riparian Areas*, Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria.

- Dyson, M., Bergkamp, G. et Scanlon, J. (eds) (2003) *Flow: The essentials of environmental flows*, UICN, Gland.
- Eamus, D. et Froend, R. (2006) 'Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs', *Australian Journal of Botany* 54: 91–6.
- Eamus, D., Froend, R., Loomes, R., Hose, G. et Murray, B. (2006) 'A functional methodology for determining the groundwater regime needed to maintain the health of groundwater-dependent vegetation', *Australian Journal of Botany* 54: 97–114.
- Ebert, S., Hulea, O. et Strobel, D. (2009) 'Floodplain restoration along the Lower Danube: a climate change adaptation case study', *Climate and Development* 1: 212–19.
- Environmental Protection Agency (EPA) (2012) *Estuaries and Coastal Watersheds*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. <water.epa.gov/type/oceb/nep/index.cfm>
- Esselman, P. et Allan, J. D. (2011) 'Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica', *Freshwater Biology* 56: 71–88.
- Etienne, M., du Toit, D. R. et Pollard, S. (2011) 'ARDI: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management', *Ecology and Society* 16: 44.
- Faleiro, F. V. et Loyola, R. D. (2013) 'Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil', *Diversity and Distributions* 19: 977–87.
- Finlayson, C. M. et van der Valk, A. G. (1995) 'Wetland classification and inventory: a summary', *Vegetation* 118: 185–92.
- Finlayson, C. M. et Woodroffe, C. D. (1996) 'Wetland vegetation', in C. M. Finlayson et I. von Oertzen (eds) *Landscape and Vegetation Ecology of the Kakadu Region, Northern Australia*, pp. 81–112, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Finlayson, C. M., Davidson, N., Pritchard, D., Milton, G. R. et MacKay, H. (2011) 'The Ramsar Convention and ecosystem-based approaches to the wise use and sustainable development of wetlands', *Journal of International Wildlife Law & Policy* 14: 176–98.
- Finlayson, C. M., Davidson, N. C., Spiers, A. G. et Stevenson, N. J. (1999) 'Global wetland inventory—current status and future priorities', *Marine and Freshwater Research* 50: 717–27.
- Fitzsimons, J., Pulsford, I. et Wescott, G. (2013) 'Lessons from large-scale conservation networks in Australia', *Parks* 19: 115–25.
- Fleckenstein, J., Anderson, M., Fogg, G. et Mount, J. (2004) 'Managing surface water–groundwater to restore fall flows in the Cosumnes River', *Journal of Water Resources Planning and Management* 130: 301–10.
- Flitcroft, R. L., Dedrick, D. C., Smith, C. L., Thieman, C. A. et Bolte, J. P. (2009) 'Social infrastructure to integrate science and practice: the experience of the Long Tom Watershed Council', *Ecology and Society* 14(36). <www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art36/>
- Freshwater Fish Specialist Group (FFSG) (2013) *Global Freshwater Fish Bioblitz*, IUCN Freshwater Fish Specialist Group, Chester, Royaume Uni.
- Froend, R. et Sommer, B. (2010) 'Phreatophytic vegetation response to climatic and abstraction-induced groundwater drawdown: examples of long-term spatial and temporal variability in community response', *Ecological Engineering* 36: 1191–200.
- Ghosh, A. K., Pattnaik, A. K. et Ballatore, T. J. (2006) 'Chilika Lagoon: restoring ecological balance and livelihoods through re-salinization', *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 11: 239–55.
- Gilman, R. T., Abell, R. A. et Williams, C. E. (2004) 'How can conservation biology inform the practice of integrated river basin management?', *International Journal of River Basin Management* 2: 135–48.
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (2014) *Global Biodiversity Information Facility, GBIF Secretariat, Copenhagen*. <www.gbif.org/>
- Global Water Partnership (GWP) (2000) *Integrated Water Resources Management*, Global Water Partnership, Stockholm.
- Government of Queensland (2014) 'WetlandInfo', *Queensland Wetlands Program*, Government of Queensland, Brisbane. <wetlandinfo.ehp.qld.gov.au/wetlands/>

- Hadwen, W. L., Boon, P. J. et Arthington, A. H. (2012) 'Aquatic ecosystems in inland Australia: tourism and recreational significance, ecological impacts and imperatives for management', *Marine and Freshwater Research* 63: 325–40.
- Herron, N., Davis, R. et Jones, R. (2002) 'The effects of large-scale afforestation and climate change on water allocation in the Macquarie River catchment, NSW, Australia', *Journal of Environmental Management* 65: 369–81.
- Higgins, J. V., Bryer, M. T., Khoury, M. L. et FitzHugh, T. W. (2005) 'A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning', *Conservation Biology* 19: 432–45.
- Hirji, R. et Davis, R. (2009) *Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects. Findings and recommendations*, The International Bank for Reconstruction and Development and The World Bank, Washington, DC.
- Hooijer, A., Page, S., Canadell, J. G., Silvius, M., Kwadijk, J., Wösten, H. et Jauhiainen, J. (2010)
- Haefner, A. (2013) 'Regional environmental security: cooperation and challenges in the Mekong 'Current and future CO₂ emissions from drained subregion', *Global Change, Peace and Security* 25: 27–41.
- Hannah, L. (2010) 'A global conservation system for climate-change adaptation', *Conservation Biology* 24(1): 70–7.
- Hatton, T. et Evans, R. (1998) *Dependence of Ecosystems on Groundwater and its Significance to Australia*, Land and Water Research and Development Corporation, Canberra.
- Helfield, J. M. et Naiman, R. J. (2006) 'Keystone interactions: salmon and bear in riparian forests of Alaska', *Ecosystems* 9: 167–80.
- Helmer, W., Litjens, G., Overmars, W., Barneveld, H., Kink, A., Sterenburg, H. et Janssen, B. (1992) *Living Rivers*, WWF-Netherlands, Zeist.
- Hermoso, V., Kennard, M. J. et Linke, S. (2012a) 'Integrating multidirectional connectivity requirements in systematic conservation planning for freshwater systems', *Diversity and Distributions* 18: 448–58.
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J. et Possingham, H. P. (2011) 'Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters', *Freshwater Biology* 56: 57–70.
- Hermoso, V., Ward, D. P. et Kennard, M. J. (2012b) 'Using water residency time to enhance spatio-temporal connectivity for conservation planning in seasonally dynamic freshwater ecosystems', *Journal of Applied Ecology* 49: 1028–35.
- peatlands in Southeast Asia', *Biogeosciences* 7(5): 1505–14.
- Horwitz, P., Bradshaw, D., Hopper, S., Davies, P., Froend, R. et Bradshaw, F. (2008) 'Hydrological change escalates risk of ecosystem stress in Australia's threatened biodiversity hotspot', *Journal of the Royal Society of Western Australia* 91: 1–12.
- Howard, B. C. (2012) 'Salmon re-enter Olympic National Park river thanks to Elwha Dam removal', *National Geographic NewsWatch*, 21 août 2012. <newswatch.nationalgeographic.com/2012/08/21/salmon-enter-olympic-national-park-for-the-first-time-thanks-to-elwha-dam-removal/>
- Illueca, J. et Rast, W. (1996) 'Precious, finite and irreplaceable', *Our Planet* 8. <www.ourplanet.com/imgversn/83/rast.html>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) *Impacts, Adaptation and Vulnerability. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: Working Group II. Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Genève.
- International Ecosystem Management Partnership (IEMP) (2011) *Restoring the natural foundation to sustain a green economy*, UNEP Policy Series on Ecosystem Management No. 6, International Ecosystem Management Partnership, United Nations Environment Programme, Nairobi.
- International Lake Environment Committee Foundation (ILEC) (2005) *Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use: A report for lake basin managers and stakeholders*, International Lake Environment Committee Foundation, Kusatsu, Japon. <www.ilec.or.jp/en/pubs/p2/lbmi>
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2003) *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*, IUCN Species Survival Commission, Gland et Cambridge.

- Ison, R. and Watson, D. (2007) 'Illuminating the possibilities for social learning in the management of Scotland's water', *Ecology and Society* 12: 21. <www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art21/>
- 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* 310: 1944–7.
- Jeffres, C. A., Opperman, J. J. et Moyle, P. B. (2008) 'Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river', *Environmental Biology of Fishes* 83: 449–58.
- Joosten, H. (2009) *The Global Peatland CO₂ Picture: Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*, Greifswald University and Wetlands International, Wageningen, Netherlands.
- 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, Saarijärvi, Finlande.
- Joosten, H., Tapio-Biström, M. L. et Tol, S. (eds) (2012) *Peatlands: Guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use*, FAO and Wetlands International, Rome et Ede, Pays-Bas.
- Junk, W. J. et Nunes da Cunha, C. (2012) 'Wetland management challenges in the South-American Pantanal and the international experience', in A. A. R. Loris (ed.) *Tropical Wetland Management: The South-American Pantanal and the international experience*, pp. 315–32, Ashgate, Farnham, Royaume Uni.
- Junk, W. J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K. M., Petermann, P., Strüßmann, C., Marques, M. I. et Adis, J. (2006) 'Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil', *Aquatic Sciences* 68: 278–309.
- Kakadu Board of Management (2007) *Kakadu National Park Management Plan 2007–2014*, Government of Australia, Canberra.
- Khoury, M., Higgins, J. et Weitzell, R. (2011) 'A freshwater conservation assessment of the Upper Mississippi River basin using a coarse- and fine-filter approach', *Freshwater Biology* 56: 162–79.
- King, J. et Brown, C. (2010) 'Integrated basin flow assessments: concepts and method development in Africa and South-East Asia', *Freshwater Biology* 55: 127–46.
- King, J., Brown, C. et Sabet, H. (2003) 'A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers', *River Research and Applications* 19(5–6): 619–39.
- Kingsford, R. T., Biggs, H. C. et Pollard, S. R. (2011) 'Strategic adaptive management in freshwater protected areas and their rivers', *Biological Conservation* 144: 1194–203.
- Kleinschmidt Associates (2008) *Cosumnes River Preserve Management Plan*, Cosumnes River Preserve, Galt, CA.
- Knight, A. T., Grantham, H. S., Smith, R. J., McGregor, G. K., Possingham, H. P. et Cowling, R. M. (2011) 'Land managers' willingness-to-sell defines conservation opportunity for protected area expansion', *Biological Conservation* 144: 2623–30.
- Kotze, D. C., Klug, J. R., Hughes, J. C. et Breen, C. M. (1996) 'Improved criteria for classifying hydric soils in South Africa', *South African Journal of Plant and Soil* 13(3): 67–73.
- Kumar, R. et Pattnaik, A. K. (2012) *Chilika: An integrated management planning framework for conservation and wise use*, Wetlands International-South Asia et Chilika Development Authority, New Delhi et Bhubaneswar, Inde.
- Laizé, C. L. R., Acreman, M. C., Schneider, C., Dunbar, M. J., Houghton-Carr, H. A., Flörke, M. et Hannah, D. M. (2014) 'Projected flow alteration and ecological risk for pan-European rivers', *River Research and Applications* 30: 299–314.
- Lehner, B. et Döll, P. (2004) 'Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands', *Journal of Hydrology* 296: 1–22.
- Lindloff, S. (2000) *Dam Removal: A citizen's guide to restoring rivers*, River Alliance of Wisconsin et Trout Unlimited, Madison, WI, et Arlington, VA.
- Linke, S., Kennard, M. J., Hermoso, V., Olden, J. D., Stein, J. et Pusey, B. J. (2012) 'Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems', *Journal of Applied Ecology* 49: 1036–45.

- Loneragan, N. R. et Bunn, S. E. (1999) 'River flows and estuarine ecosystems: implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland', *Australian Journal of Ecology* 24: 431–40.
- Lukasiwicz, A., Finlayson, C. M. et Pittock, J. (2013) *Incorporating Climate Change Adaptation into Catchment Management: A user guide*, Charles Sturt University, Albury, NSW.
- McFarlane, D., Strawbridge, M., Stone, R. et Paton, A. (2012) 'Managing groundwater levels in the face of uncertainty and change: a case study from Gngangara', *Water Science and Technology: Water Supply* 12: 321–8.
- Matthews, J. H., Wickel, B. A. et Freeman, S. (2011) 'Converging currents in climate-relevant conservation: water, infrastructure, and institutions', *PLoS Biology* 9: 1 001 159.
- Micklin, P. et Aladin, N. V. (2008) 'Reclaiming the Aral Sea', *Scientific American* 298: 64–71.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and water synthesis*, World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, C. (2005) *The Snowy River Story: The grassroots campaign to save a national icon*, ABC Books, Sydney.
- Mohapatra, A., Mohanty, R. K., Mohanty, S. K., Bhatta, K. S. et Das, N. R. (2007) 'Fisheries enhancement and biodiversity assessment of fish, prawn and mud crab in Chilika lagoon through hydrological intervention', *Wetlands Ecology and Management* 15: 229–51.
- Moilanen, A., Leathwick, J. R. et Quinn, J. M. (2011) 'Spatial prioritization of conservation management', *Conservation Letters* 4: 383–93.
- Mosisch, T. D. et Arthington, A. H. (1998) 'A review of literature examining the effects of water-based, powered recreational activities on lakes and rivers', *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 3: 1–17.
- Naiman, R. J., Decamps, H. et Pollock, M. (1993) 'The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity', *Ecological Applications* 3: 209–12.
- Nakamura, M. et Rast, W. (2011) *Development of ILBM Platform Process: Evolving guidelines through participatory improvement*, ILEC, Kusatsu, Japan.
- Nakamura, M. et Rast, W. (2012) *Primer: Development of ILBM Platform Process – Evolving guidelines through participatory improvement*, International Lake Environment Committee, Kusatsu and Research Centre for Sustainability and Environment, Shiga University.
- Nakamura, M., Yoshihiko, O., Michio, A. et Moriyasu, K. (2012) 'Evolving history of Lake Biwa and Yodo River basin management', in H. Kawanabi, M. Nishino et M. Maehata (eds) *Lake Biwa: Interactions between Nature et People*, pp. 371–417, Springer, Dordrecht.
- Nel, J. L., Reyers, B., Roux, D. J., Impson, N. D. et Cowling, R. M. (2011) 'Designing a conservation area network that supports the representation and persistence of freshwater biodiversity', *Freshwater Biology* 56: 106–24.
- Nirupama, N. et Simonovic, S. P. (2007) 'Increase of flood risk due to urbanisation: a Canadian example', *Natural Hazards* 40: 25–41.
- Nunes da Cunha, C. et Junk, W. J. (2011) 'A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems', in W. J. Junk, C. J. da Silva, C. Nunes da Cunha et K. M. Wantzen (eds) *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, pp. 127–41, Pensoft, Sofia.
- Olden, J. D. et Naiman, R. J. (2009) 'Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity', *Freshwater Biology* 55: 86–107.
- Olden, J. D. et Naiman, R. J. (2010) 'Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity', *Freshwater Biology* 55(1): 86–107.
- Palmer, M. A., Reidy Liermann, C. A., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P. S. et Bond, N. (2008) 'Climate change and the world's river basins: anticipating management options', *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 81–9.
- Parmesan, C. (2006) 'Ecological and evolutionary responses to recent climate change', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*: 637–69.

- Parmesan, C., Duarte, C., Poloczanska, E., Richardson, A. J. et Singer, M. C. (2011) 'Overstretching attribution', *Nature Climate Change* 1: 2–4.
- Pearson, R. G. (2007) *Species Distribution Modelling for Conservation Educators and Practitioners: Synthesis*, American Museum of Natural History, New York. <ncep.amnh.org>
- Perissinotto, R., Stretch, D. D. et Taylor, R. H. (eds) (2013) *Ecology and Conservation of Estuarine Ecosystems: Lake St Lucia as a global model*, Cambridge University Press, New York.
- Pittock, J. et Finlayson, C. M. (2011) 'Australia's Murray–Darling Basin: freshwater ecosystem conservation options in an era of climate change', *Marine and Freshwater Research* 62: 232–43.
- Pittock, J., Finlayson, C. M. et Howitt, J. A. (2012) 'Beguiling and risky: "environmental works and measures" for wetlands conservation under a changing climate', *Hydrobiologia* 708: 111–31.
- Pittock, J., Finlayson, C. M., Gardner, A. et McKay, C. (2010) 'Changing character: the Ramsar Convention on Wetlands and climate change in the Murray Basin', *Environmental and Planning Law Journal* 27: 401–25.
- Pittock, J. et Hartmann, J. (2011) 'Taking a second look: climate change, periodic re-licensing and better management of old dams', *Marine and Freshwater Research* 62: 312–20.
- Pittock, J., Hussey, K. et McGlennon, S. (2013) 'Australian climate, energy and water policies: conflicts and synergies', *Australian Geographer* 44: 3–22.
- Poff, N. L. et Matthews, J. H. (2013) 'Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects', *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 667–75.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keeffe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. et Warner, A. (2010) 'The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards', *Freshwater Biology* 55: 147–70.
- Pollard, S. et du Toit, D. (2011) 'Towards adaptive integrated water resources management in southern Africa: the role of self-organisation and multi-scale feedbacks for learning and responsiveness in the Letaba and Crocodile catchments', *Water Resources Management* 25: 4019–35.
- Porter, I. C. et Shivakumar, J. (2010) *Doing a Dam Better: The Lao People's Democratic Republic and the story of Nam Theun 2 (NT2)*, The World Bank, Washington, DC.
- Postel, S. et Richter, B. (2003) *Rivers for Life: Managing water for people and nature*, Island Press, Washington, DC.
- Postel, S. L. et Thompson, B. H. (2005) 'Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services', *Natural Resources Forum* 29: 98–108.
- Rahel, F. J., Bierwagen, B. et Taniguchi, Y. (2008) 'Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species', *Conservation Biology* 22: 551–61.
- Ramsar (2002) *Guidelines for Global Action on Peatlands (GAP)*, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Ramsar (2005) *Resolution IX.4: The Ramsar Convention and conservation, production and sustainable use of fisheries resources*, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Ramsar (2008) *Strategic Framework and Guidelines for the Future Development of the List of Wetlands of International Importance of the Convention on Wetlands*, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Ramsar (2009a) *Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Iran), 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987*, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Ramsar (2009b) *Information sheet on Ramsar wetlands (RIS)*, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Ramsar (2011) *The Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands*, 4th edn, Ramsar Convention Secretariat, Gland.

- Richardson, S., Irvine, E., Froend, R., Boon, P., Barber, S. et Bonneville, B. (2011a) *Australian groundwater-dependent ecosystems toolbox part 1: assessment framework*, Waterlines Report Series 69, National Water Commission, Canberra.
- Richardson, S., Irvine, E., Froend, R., Boon, P., Barber, S. et Bonneville, B. (2011b) *Australian groundwater-dependent ecosystems toolbox part 2: assessment tools*, Waterlines Report Series 70, National Water Commission, Canberra.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. et Braun, D. P. (1996) 'A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems', *Conservation Biology* 10: 1163–74.
- Richter, B. D., Warner, A. T., Meyer, J. L. et Lutz, K. (2006) 'A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations', *River Research and Applications* 22: 297–318.
- Roux, D. J., Ashton, P. J., Nel, J. L. et MacKay, H. M. (2008) 'Improving cross-sector policy integration and cooperation in support of freshwater conservation', *Conservation Biology* 22: 1382–7.
- Russi, D., Ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R. et Davidson, N. (2013) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*, IEEP, Londres et Bruxelles.
- Sadoff, C., Greiber, T., Smith, M. et Bergkamp, G. (2008) *Share: Managing water across boundaries*, IUCN, Gland.
- Sheldon, A. L. (1988) 'Conservation of stream fishes: patterns of diversity, rarity, and risk', *Conservation Biology* 2: 149–56.
- Shiklomanov, I. A. (1993) 'World fresh water resources', in P. H. Gleick (ed.) *Water in Crisis*, pp. 13–24, Oxford University Press, Oxford.
- Sommer, B. et Froend, R. (2011) 'Resilience of phreatophytic vegetation to groundwater drawdown: is recovery possible under a drying climate?', *Ecohydrology* 4: 67–82.
- Sommer, B. et Froend, R. H. (2014) 'Alternative states of phreatophytic vegetation in a drying Mediterranean-type landscape', *Journal of Vegetation Science* 25: 1045–55.
- Spackman, S. C. et Hughes, J. W. (1995) 'Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA', *Biological Conservation* 71: 325–32.
- Tennant, D. L. (1976) 'Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources', *Fisheries* 1: 6–10.
- Tharme, R. E. (2003) 'A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers', *River Research and Applications* 19: 397–441.
- Tockner, K., Bunn, S. E., Gordon, C., Naiman, R. J., Quinn, G. P., Standord, J. et Polunin, N. (2008) 'Flood plains: critically threatened ecosystems', in N. Polunin (ed.) *Aquatic Ecosystems: Trends and global prospects*, pp. 45–61, Cambridge University Press, Cambridge.
- Turner, L., Tracey, D., Tilden, J. et Dennison, W. C. (2004) *Where River Meets Sea: Exploring Australia's estuaries*, Cooperative Research Centre for Coastal Zone, Estuary and Waterway Management, Brisbane.
- Turpie, J. K. et Clark, B. M. (2007) *The Health Status, Conservation Importance, and Economic Value of Temperate South African Estuaries and Development of a Regional Conservation Plan*, AEC/07/01, Anchor Environmental Consultants, Le Cap.
- Turpie, J. K., Sihlope, N., Carter, A., Maswime, T. et Hosking, S. (2007) 'Maximising the socio-economic benefits of estuaries through integrated planning and management: a rationale and protocol for incorporating and enhancing estuary values in planning and management', in *Profiling estuary management in integrated development planning in South Africa with particular reference to the Eastern Cape Province*, Appendix 1, Water Research Commission Publication 1485/1/07, Water Research Commission, Pretoria.
- van Dijk, A. I. J. M. et Keenan, R. J. (2007) 'Planted forests and water in perspective', *Forest Ecology and Management* 251: 1–9.
- van Niekerk, L. et Turpie, J. K. (eds) (2012) *South African National Biodiversity Assessment 2011: Technical report. Volume 3: Estuary component*, Council for Scientific and Industrial Research, Stellenbosch, South Africa.

- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R. et Davies, P. M. (2010) 'Global threats to human water security and river biodiversity', *Nature* 467: 555–61.
- Ward, J. V. (1989) 'The four-dimensional nature of lotic ecosystems', *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2–8.
- Warner, J. F., van Buuren, A. et Edelenbos, J. (eds) (2013) *Making Space for the River: Governance experiences with multifunctional river flood management in the US and Europe*, IWA Publishing, Londres.
- Whipple, A. (2012) *Sacramento–San Joaquin Delta Historical Ecology Investigation: Exploring pattern and process*, San Francisco Estuary Institute, Richmond, CA.
- Whitfield, A. K., Bate, G. C., Adams, J. B., Cowley, P. D., Froneman, P. W., Gama, P. T., Strydom, N. A., Taljaard, S., Theron, A. K., Turpie, J. K., van Niekerk, L. et Wooldridge, T. H. (2012) 'A review of the ecology and management of temporarily open/closed estuaries in South Africa, with particular emphasis on river flow and mouth state as primary drivers of these systems', *African Journal of Marine Science* 34: 163–80.
- World Wide Fund for Nature (WWF) (2003) *Managing Rivers Wisely: Lessons from WWF's work for integrated river basin management*, WWF, Gland.
- Wyborn, C. (2011) 'Landscape scale ecological connectivity: Australian survey and rehearsals', *Pacific Conservation Biology* 17: 121–31.

Ce texte est extrait du livre « Gouvernance et gestion des aires protégées »
édité par Graeme L. Worboys, Michael Lockwood, Ashish Kothari, Sue Feary et Ian Pulsford,
publié en 2020 par l'ANU Press, l'Australian National University, Canberra, Australie.

La reproduction de cette publication de l'ANU Press à des fins éducatives ou non commerciales est autorisée sans l'autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur, à condition que la source soit clairement indiquée.
La reproduction de cette publication pour la revente ou à d'autres fins commerciales est interdite sans l'autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur.