



Australian Government



RÉHABILITATION DE SITES MINIERS

*Programme des bonnes pratiques pour le
développement durable de l'industrie
minière*

Août 2016



RÉHABILITATION DE SITES MINIERS

*Programme des bonnes pratiques pour le
développement durable de l'industrie minière*

Août 2016

Clause de non-responsabilité

Programme des bonnes pratiques pour le développement durable de l'industrie minière.

Cette publication a été dirigée par un groupe de travail constitué d'experts et de représentants gouvernementaux, non-gouvernementaux, et issus de l'industrie. L'effort procuré par les membres du Groupe de Travail est sincèrement apprécié.

Les points de vue et les opinions exprimés dans cette publication ne reflètent pas nécessairement ceux du Gouvernement Australien ou du Ministère des Affaires Etrangères, du Ministère du Commerce et de l'Investissement et du Ministre des Ressources et du Nord de l'Australie.

Alors que des efforts raisonnables ont été faits pour garantir que les contenus de cette publication sont corrects dans les faits, le Commonwealth ne prend pas la responsabilité de l'exactitude ou de l'intégralité du contenu, et ne doit pas être tenu pour responsable de la perte ou de l'endommagement qui peut être causé directement ou indirectement, par l'utilisation ou le recours aux contenus de cette publication.

Les utilisateurs de ce manuel doivent garder à l'esprit qu'il est destiné à servir de référence générale, et qu'il ne doit en aucun cas se substituer aux conseils professionnels prodigués dans certaines situations spécifiques, propres à chaque utilisateur. Les références faites aux entreprises ou aux produits dans ce manuel ne doivent pas être considérées comme une approbation de ces entreprises ou de leurs produits par le Gouvernement Australien.

Le soutien pour le LPSDP a été prévu par le programme d'aide Australien géré par le département des affaires étrangères et du commerce grâce aux rapports de valeurs en donnant des conseils pratiques et des études de cas pour l'utilisation et le fonctionnement dans les pays en développement.

Image de couverture : Réhabilitation par la société Xstrata de la mine de charbon de West Wallsend Collier, située près du bassin houiller de Newcastle, dans la région de la Nouvelle-Galles du Sud.

© Commonwealth of Australia 2016

Ce travail est protégé par des droits d'auteur. En dehors des utilisations autorisées sous le Copyright Act 1968, toute reproduction même partielle est interdite par quelque procédé que ce soit sans le consentement écrit préalable du Commonwealth. Toute demande et toute question concernant la reproduction et les droits doivent être adressées à Commonwealth Copyright Administration, Attorney-General's Department, Robert Garran Offices, National Circuit, Canberra ACT 20 ou affichées sur www.ag.gov.au/cca.

Août 2016.

Contents

REMERCIEMENTS	v
AVANT-PROPOS	vi
1.0 INTRODUCTION	1
2.0 L'IMPORTANCE DE LA RÉHABILITATION MINIÈRE	3
2.1 Qu'est-ce que la réhabilitation?	3
2.2 La réhabilitation dans le cadre du développement durable	4
2.3 Pratique de rehabilitation	5
3.0 MISE EN PLACE DE LA RÉHABILITATION	7
3.1 Cibles et objectifs de la réhabilitation	7
3.2 Critères de réussite d'une réhabilitation	10
3.3 Lignes directrices de réhabilitation	14
3.4 Le rôle des parties prenantes	15
4.0 PLANIFICATION DE LA RÉHABILITATION	16
4.1 Réhabilitation et étude environnementale de référence	16
4.2 Caractérisation des matériaux	17
4.3 Forme du relief	19
5.0 MISE EN PLACE DE LA RÉHABILITATION	27
5.1 Construction du relief	27
5.2 Sélection des espèces	28
5.3 Établissement d'un milieu de croissance végétal	31
5.4 Amélioration physique	34
5.5 Amélioration chimique	35
5.6 Amélioration biologique	37
5.7 Recolonisation de la faune	40
5.8 Gestion de la réhabilitation	42
6.0 PERFORMANCE DU SUIVI	44
6.1 Suivi	44
6.2 Mise en place d'un programme de suivi	45
6.3 Le rôle des sites de références ou analogues	46
6.4 Indicateurs de performance	49
6.5 Gestion adaptative et contrôle de la qualité	50
6.6 Techniques de suivi	50
6.7 Rapport	58
6.8 Tentatives de recherches et de réhabilitation	58
RÉFÉRENCES	59
GLOSSAIRE	65

ETUDES DE CAS :

Objectifs de réhabilitation pour les mines de charbon gérées par la société Anglo American, dans les régions du Queensland et de la Nouvelle-Galles du Sud.	8
Critères d'achèvement pour la mine de bauxite d'Alcoa	11
Sélection des espèces et gestion de la couche arable dans les mines de bauxite Alcoa, en Australie Occidentale	28
Protection de l'habitat pour cacatoès, dans la forêt de jarrah, Australie Occidentale	41
Programme de surveillance de la réhabilitation de la mine à charbon appartenant à Wesfarmers Curragh	51
Grotte-habitat pour chauves-souris et mines	56

REMERCIEMENTS

Nos remerciements aux chercheurs du Centre pour la réhabilitation des mines de l'Université du Queensland, qui ont réalisé des études de cas (Phill McKenna et Dr Elizabeth Williams), qui ont supervisé la rédaction des Chapitres et partagé leur expérience et leurs connaissances (Dr Peter Erskine, Dr Andrew Fletcher, Prof. David Mulligan, Corinne Unger et Mandy Gravina).

Nos remerciements également à Bruce Thompson (Redleaf Environmental), Dr Patrick Audet (EDI Environmental Dynamics Inc. (Canada), Amanda Dawson-Evenhuis et Elmién Ballot (Wesfarmers Curragh Pty Ltd).

CONTRIBUTEUR	MEMBRE	CONTACT
	Dr Carl Grant Responsable de la Planification de la fermeture des mines et de l'Environnement	carl.grant@angloamerican.com
	Dr Rob Loch Consultant principal	lochr@landloch.com.au
 	Nic McCaffrey Membre Honoraire Centre de réhabilitation des terres minées (Centre for Mined Land Rehabilitation)	n.mccaffrey@uq.edu.au
	Stuart Anstee Principal	stuart@stuartanstee.com
 	Dr David Doley, Membre Chercheur Honoraire Centre de réhabilitation des terres minées	d.doley@uq.edu.au

AVANT-PROPOS

La série de manuels *Recueil de bonnes pratiques pour le développement durable de l'industrie minière* (*Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry*) a été conçue pour partager l'expérience et l'expertise mondiale australienne en termes de gestion et de planification des sites miniers. Ces manuels prodiguent de bons conseils concernant les aspects sociaux, économiques et environnementaux, tout au long des différentes phases du projet, de l'extraction et de l'exportation des minéraux jusqu'à la construction des mines, en passant par leur mise en service et leur fermeture.

L'Australie est un numéro un mondial en termes d'activité minière. Notre expertise nationale a servi la rédaction de ces manuels, qui constituent un recueil contemporain et pratique de bonne pratique.

Le Ministère Australien de l'Industrie, de l'Innovation et des Sciences a contribué à la gestion technique et à la coordination des manuels, en coopération avec l'industrie privée et les partenaires gouvernementaux. Le programme australien d'assistance internationale, géré par le Département des Affaires Étrangères et du Commerce (Department of Foreign Affairs and Trade), a co-financé la mise à jour des manuels en reconnaissance du rôle essentiel du secteur minier, moteur de la croissance économique et de la réduction de la pauvreté.

L'extraction minière est une industrie mondiale, et les sociétés australiennes sont des investisseurs et des explorateurs actifs à travers le monde. Le Gouvernement Australien reconnaît qu'une meilleure industrie minière signifie plus de croissance, plus d'emplois, plus d'investissements et de commerce, mais que cela n'est possible que si le niveau de vie général augmente.

Un fort engagement dans les bonnes pratiques pour un développement durable est essentiel pour l'excellence minière. Appliquer de bonnes pratiques permet aux entreprises de livrer une valeur durable, de maintenir leur réputation de qualité dans un climat d'investissement concurrentiel et d'assurer un soutien important aux communautés et gouvernements hôtes. La compréhension de bonnes pratiques est donc essentielle pour gérer les risques et s'assurer que l'industrie minière délivre son plein potentiel.

Ces manuels ont été conçus pour fournir des informations essentielles aux sociétés minières, aux communautés et aux régulateurs. Ils contiennent des études de cas pour assister les différents secteurs de l'industrie minière, dans le cadre des normes fixées par la législation, et au-delà.

Nous vous recommandons de lire ces manuels de *Bonnes Pratiques* et espérons qu'ils vous seront utiles.



Sénateur L'honorable Matt Canavan
(Membre du Parlement)

Ministre des Ressources et du Nord de l'Australie (Minister for Resources and Northern Australia)



L'Honorable Julie Bishop,
Membre du Parlement

Ministre des Affaires Étrangères

1.0 INTRODUCTION

Pendant toute la durée d'un projet, les activités minières ont des conséquences sur les Communautés et l'Environnement. Ces conséquences, qu'elles soient directes, indirectes ou cumulatives, rendent la mise en place du projet potentiellement sensible, aussi bien pour les autorités que pour les communautés locales, les investisseurs, les organisations à but non gouvernementales (ONG) et les employés. Accéder à des terres dans le but d'en extraire les minéraux devient donc de plus en plus compliqué, et représente désormais un risque important pour l'industrie. Afin de garantir un accès régulier aux terres, les sociétés minières australiennes doivent prouver aux régulateurs et à leurs actionnaires respectifs leur volonté de s'engager dans des activités durables. Bien que la réhabilitation des sites miniers constitue une obligation légale pour tous les projets d'extraction minière en Australie, il s'agit également d'un bon moyen pour l'industrie de prouver à ses principales parties prenantes son engagement en termes de développement durable.

Ce manuel traite la question de la réhabilitation des mines; l'un des thèmes-clés des bonnes pratiques de développement durable. Les manuels de bonnes pratiques sont importants à chacune des étapes de la vie utile d'une mine (exploration, faisabilité, conception, construction, mise en service et fermeture), ainsi que pendant toute la durée de son exploitation. Les bonnes pratiques de réhabilitation commencent au lancement du projet minier et se poursuivent jusqu'à la fermeture de la mine et le dessaisissement du bail minier. Il convient de prendre en compte toutes les spécificités locales, régionales, nationales, voire internationales du site.

Ce manuel vise avant toute chose les personnes chargées des opérations de gestion et de logistique- autrement dit, les personnes chargées de la mise en place de bonnes pratiques sur le site minier. Il est également adressé aux personnes qui s'intéressent à la gestion de la biodiversité dans l'industrie minière, y compris les agents de l'environnement, les consultants en exploitation minière, les gouvernements et les régulateurs, les organisations à but non gouvernemental, les communautés à proximité des mines ainsi que les étudiants. Tous les utilisateurs sont encouragés à travailler ensemble, afin de relever le défi d'améliorer les normes actuelles de réhabilitation de l'industrie minière, dans le cadre de leurs activités visant à renforcer le développement durable. Une meilleure performance est possible via l'application des principes exposés dans ce manuel.

Ce manuel expose des principes et des procédures-clés, aujourd'hui reconnues comme bonnes pratiques en termes de planification, d'implantation et de gestion de la réhabilitation.

- comprendre l'importance de la réhabilitation et son analyse de commercialisation pour le secteur minier (Chapitre 2)
- mise en place d'objectifs de réhabilitation, de cibles et de critères de réussite (Chapitre 3)
- planification dans le but de réhabiliter le site, en engageant le dialogue avec les actionnaires, en définissant des objectifs et des critères de complétude et en établissant des référentiels de réhabilitation (Chapitre 4)
- intégrer et mettre en place des plans de réhabilitation pendant toute la durée de vie du projet (Chapitre 5)
- contrôler et reporter la performance de réhabilitation sur le site minier (Chapitre 6).

Ce manuel n'a pas été rédigé isolément, et doit être lu en parallèle des autres manuels de bonnes pratiques, et plus particulièrement ceux abordant les sujets suivants :

- gestion et surveillance des eaux souterraines et des eaux de surface
- évacuation de l'acide et des substances métallifères
- gestion des déchets
- biodiversité
- planification de la fermeture
- gestion des communautés
- surveillance.

Ce manuel est destiné à donner une vue d'ensemble du sujet, et ne peut en aucun cas être considéré comme exhaustif et normatif. Pour des informations plus détaillées, les managers de l'environnement, ainsi que les professionnels sont encouragés à consulter et à faire usage des supports techniques recommandés par ce manuel.

2.0 L'IMPORTANCE DE LA RÉHABILITATION MINIÈRE

Messages-clé

- La réhabilitation est un facteur-clé pour toute stratégie de développement durable établie par une société minière.
- La réhabilitation reste invariablement un indicateur de performance clé, permettant de juger la performance de la société en termes d'environnement.
- Les mines mal réhabilitées posent des problèmes à long terme pour l'ensemble des éléments de la société—gouvernements, communautés et sociétés.
- Le manque de planification et le commencement de la réhabilitation dès le départ du projet pourraient créer un obstacle au gain de compétence et de connaissances nécessaires pour obtenir un résultat durable, conforme aux critères de réussite établis.

2.1 Qu'est-ce que la réhabilitation?

Ce manuel définit la "réhabilitation" de la manière suivante:

La réhabilitation comprend la conception et la construction de reliefs, ainsi que la mise en place d'écosystèmes durables ou d'une végétation alternative, en fonction de l'utilisation prévue du terrain une fois les opérations terminées.

La réhabilitation d'un site minier doit chercher à remplir trois objectifs-clés:

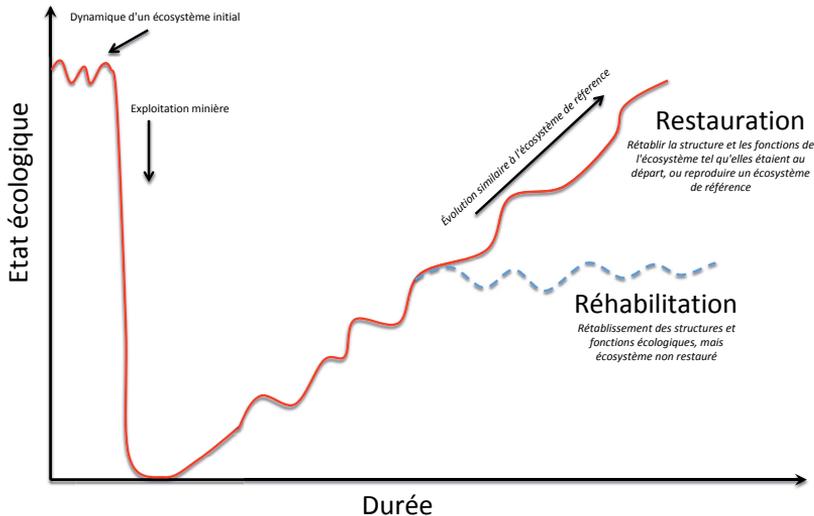
1. La durabilité et la stabilité à long terme des reliefs, des sols et de l'hydrologie du site
2. La réparation partielle ou totale de la capacité de l'écosystème à offrir un habitat au biote et des services aux individus (WA EPA 2006)
3. La prévention de la pollution aux alentours du site.

Plusieurs termes ont été employés pour décrire la réparation du sol perturbé par des activités minières, ou autres formes d'utilisation de la terre, parmi lesquels : réhabilitation, réclamation, reconstruction, réparation, restauration et revégétalisation. Afin de se montrer cohérents avec les Normes Nationales pour la Pratique de la Restauration Écologique en Australie (Groupe de Référence aux Normes SERA 2016), les deux principaux termes employés dans ce manuel sont *réhabilitation et restauration (rehabilitation and restoration)*.

Bien qu'on puisse contester l'importance de définir clairement ces deux termes afin de parvenir à les différencier, il est utile de comprendre sur le plan fonctionnel les différences qui opposent ces deux processus. Cette compréhension peut aussi apporter plus de cohérence en termes de politique, législation et réglementation relatives à la réhabilitation de l'environnement.

Les trajectoires de réhabilitation et de restauration sont représentées sur l'illustration 1, où l'axe Y représente la condition écologique et les courbes montrent les changements de cet état au cours du temps.

Illustration 1: Le développement hypothétique d'un écosystème, basé sur le modèle de transition d'état (modifié à partir de Grant 2006 et Doley & Audet 2014), permet de démontrer les différences entre la réhabilitation et la restauration (à partir du Groupe de Référence aux Normes SERA (2016)).



Source: after Bradshaw (1987).

Suite à l'extraction minière, on constate généralement une régression de la complexité structurelle et fonctionnelle. La réhabilitation a pour but d'aider un écosystème à retrouver ses fonctions et à redonner au sol ses caractéristiques productives, même si cela suppose généralement une utilisation nouvelle des sols et un renouvellement des espèces, en comparaison avec l'écosystème d'origine. Le nouvel écosystème sera plus simple en termes de structure en comparaison avec celui d'origine, mais il sera plus productif. Cela est par exemple le cas lorsqu'une forêt est remplacée par une plantation ou un pâturage. Parallèlement, le nouvel écosystème peut être plus simple mais moins productif sous la forme d'un écosystème hybride ou nouveau, comme par exemple dans le cas d'une plantation d'eucalyptus sur une végétation en sous-étage contenant des mauvaises herbes.

En revanche, la restauration a un objectif plus ambitieux : rétablir la structure et la fonction de l'écosystème en faisant en sorte que ceux-ci soient similaires à ceux du terrain avant la perturbation, ou reproduire un écosystème de référence. La restauration a pour but de rétablir un écosystème destiné à se développer en plusieurs étapes successives de façon à obtenir un écosystème similaire, dont la composition et les fonctions seraient (mais cela n'est pas une condition sine qua none) identiques à celles de l'écosystème d'origine.

Qui plus est, au fil de son évolution, un écosystème peut changer ou se développer au cours du temps. Il se peut par exemple qu'un écosystème ou un paysage réhabilité se transforme au cours du temps en un écosystème quasi-naturel ou restauré. Inversement, les écosystèmes prétendument restaurés peuvent être négligés par manque de gestion et peuvent s'avérer plus représentatifs des opérations de réhabilitation.

2.2 La réhabilitation dans le cadre du développement durable

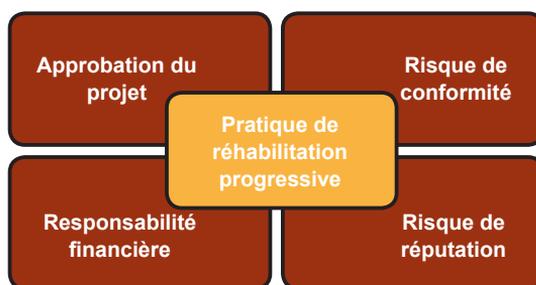
Les activités minières ne sollicitent le sol que sur une période déterminée (même si certaines mines peuvent durer très longtemps), et chaque opération est amenée à se terminer un jour. La fin d'une activité minière a généralement lieu lorsque les ressources sont épuisées ou que le coût de la production dépasse les bénéfices réalisés. La clôture de la mine permet donc aux sols perturbés par l'exploitation d'être réhabilités, en leur attribuant un nouvel usage, adapté et durable (DEHP 2014).

En ce qui concerne les sociétés spécialisées dans l'exploitation minière en Australie, la réhabilitation doit faire partie intégrante de leurs stratégies de développement durable. La réhabilitation reste invariablement un indicateur de performance clé, permettant de juger la performance de la société en termes d'environnement. Les mines mal réhabilitées posent des problèmes à long terme pour l'ensemble des éléments de la société—gouvernements, communautés et sociétés.

2.3 Pratique de réhabilitation

De nombreux facteurs entrent en jeu lorsque l'on veut définir la pratique de réhabilitation d'un site minier (Illustration 2). Le fait d'accéder au terrain nécessite de la part des sociétés d'exploitation d'être en mesure de prouver leur volonté de respecter l'occupation des terres, telle que définie au départ. La réhabilitation reste invariablement un indicateur de performance clé. Les orientations réglementaires sont telles que, à court ou moyen terme, le fait de respecter les bonnes pratiques de réhabilitation constituera un avantage concurrentiel; à plus long terme, il s'agira de la condition de base pour pouvoir accéder au terrain. Le fait de ne pas s'engager fermement sur ce plan peut entraîner des retards d'approbation et, dans le pire des scénarios, une perte totale des opportunités de développement.

Illustration 2 : Pratique de réhabilitation de sites miniers



2.3.1 Réhabilitation progressive

Le fait de ne pas planifier les opérations et de débiter la réhabilitation relativement tôt au cours du projet peut constituer une entrave à l'élaboration des compétences et connaissances nécessaires pour un résultat durable, conforme aux critères de réussite établis. Dans le cas où la clôture du site débiterait sans que le site n'ait eu le temps de déployer les compétences, l'équipement et les compétences techniques nécessaires à la bonne réalisation des opérations de réhabilitation, les conséquences possibles seraient un résultat décevant, qui entraînerait d'importants coûts supplémentaires et une probabilité d'échec de la clôture assez grande.

Une réhabilitation réussie nécessite une amélioration continue, tenant compte des connaissances dont l'on dispose concernant le site, les recherches déjà menées et les rapports de suivi disponibles. Les opportunités et les dangers doivent être identifiés suffisamment tôt de manière à ce que les options de réhabilitation disponibles ne soient pas réduites une fois le projet lancé. Ainsi, un retard d'investissement entraîne un retard de la clôture, au-delà de la fin de vie utile de la mine, ce qui génère des frais supplémentaires voire, dans certains cas, la rétention directe pour les sinistres de responsabilité, sur une durée supérieure à celle initialement prévue.

2.3.2 Risque de conformité

Le fait de ne pas respecter les exigences réglementaires pourrait entraîner une surveillance accrue, qui mènerait à son tour à des restrictions supplémentaires pour la société d'exploitation, des coûts de conformité plus élevés et des frais juridiques éventuels. Dans le pire des cas, cela pourrait mener à une perte du permis social de fonctionner détenu par la société, et limiterait son accès futur aux ressources.

2.3.3 Responsabilité financière

La réhabilitation est un élément clé dans un programme de clôture de site minier. C'est pourquoi une planification efficace et en amont permet de minimiser les coûts de réhabilitation. Une réhabilitation progressive génère également des informations immédiates quant à la faisabilité (ou non) des objectifs de clôture définis au départ. D'un point de vue juridique, les gouvernements fédéraux renforcent de plus en plus les liens critiques entre la réhabilitation et la clôture, par le biais de critères spécifiques au développement des opérations minières ou de la mine elle-même (DTIRIS 2013).¹

2.3.4 Risque de réputation

Une suite de réhabilitations infructueuses peut porter atteinte à la réputation du groupe auprès des régulateurs et des parties prenantes externes. Cela pourrait se manifester sous la forme de retards dans l'approbation du projet, dans la mise en place de conditions de contrat plus strictes, voire la perte du permis social de fonctionner détenu par le groupe. En revanche, un historique d'opérations de réhabilitation successives et réussies fournit un point de différenciation et permet d'identifier la société comme partenaire de choix auprès des régulateurs et des communautés locales.

2.3.5 Réhabilitation et services d'écosystèmes

La Society for Ecological Restoration recommande l'utilisation de neuf attributs de l'écosystème, pour mesurer la réussite des opérations de restauration (« réhabilitation » dans le contexte des sites miniers) (SER 2004) :

- diversité et structure de l'écosystème similaire à celui des sites de référence
- la présence d'espèces indigènes
- la présence de groupes fonctionnels nécessaires à la stabilité à long-terme
- la capacité de l'environnement physique à supporter les populations reproductrices
- fonctionnement normal
- intégration au paysage
- élimination des dangers potentiels
- résilience aux perturbations naturelles
- autonomie.

Dans une étude datée de 2005, Ruiz-Jaen et Aide sont arrivés à la conclusion que peu d'études de restauration disposaient des ressources financières nécessaires pour contrôler tous ces facteurs. Dans leur compte-rendu regroupant 68 études, ils ont découvert que la plupart des mesures évaluées pouvaient être classées selon trois types de catégories : diversité, structure végétale et attributs du processus écologique. Sur ces trois catégories, ils ont également découvert que les processus écologiques sont rarement mesurés, étant donné leur rétablissement plus lent comparé à ceux de la diversité ou de la structure végétale.

La nature fragmentée de la réhabilitation des sites miniers doit également être considérée au moment de prendre en compte le recours aux processus écologiques et les services écosystémiques, ainsi que les attributs des critères utilisés pour le suivi de la réussite. Dans certaines circonstances, il se peut qu'il ne soit pas possible d'utiliser les attributs du service écosystémique pour contrôler la réussite de la réhabilitation sur les petits sites ou sur les sites où la réhabilitation est légère.

¹ Le manuel de bonnes pratiques *Clôture des mines (Mine closure)* traite de cette thématique en détails.

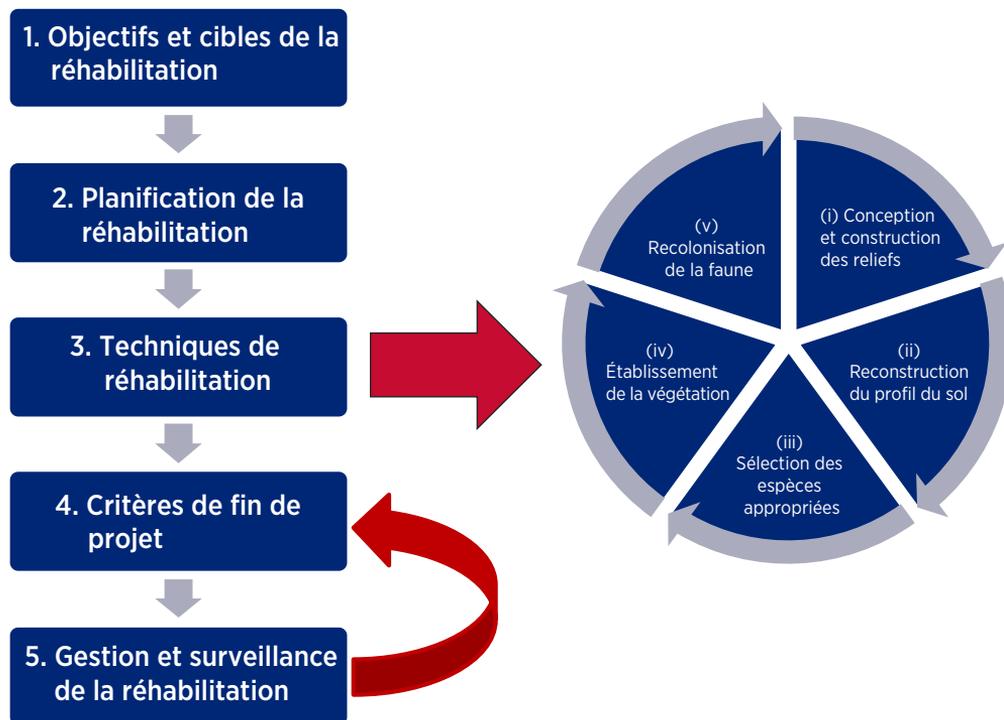
3.0 MISE EN PLACE DE LA RÉHABILITATION

Messages-clé

- La réhabilitation est un processus coûteux, qui devrait donc être planifié et mis en place avec vigilance.
- Pour garantir le succès d'une réhabilitation, des objectifs et des cibles SMART doivent être établis.
- La mise en place de critères de réussite devrait impliquer les parties prenantes (à la fois la communauté et le gouvernement), aussi bien en termes de développement que d'évaluation.

La réhabilitation est un processus coûteux, et le nombre d'opportunités de répéter une réhabilitation manquée est limité. Il est donc important de travailler de manière cohérente pour obtenir des résultats satisfaisants. Pour réussir, les programmes de réhabilitation doivent suivre un nombre précis d'étapes (Illustration 3).

Illustration 3 : Étapes de planification et de mise en place de la réhabilitation



3.1 Cibles et objectifs de la réhabilitation

Comme pour tout projet, il est essentiel de définir des cibles et des objectifs pour les activités de réhabilitation, afin de donner une ligne directrice aux opérations de planification et d'exécution. Dès le départ, déterminer des objectifs clairs est essentiel pour informer les parties prenantes et leur permettre d'avoir accès aux informations

du projet. Les critères de réussite apportent des informations plus précises à propos des objectifs de réhabilitation et constitue un gage de certitude quant à la capacité du projet à atteindre les objectifs fixés, y compris en termes de stabilité et de durabilité.

Selon les sites (voire sur un même site), les objectifs de réhabilitation peuvent varier énormément. Les objectifs du site peuvent inclure :

- La restauration ou la remise en état de la zone de façon à ce que les conditions préalables à l'exploitation minière soient reproduites (75 % des mines d'Australie utilisent des espèces de plantes indigènes, dans la mesure où l'établissement d'écosystèmes indigènes offre de grandes chances d'autonomisation du sol).
- La réhabilitation dans le but d'améliorer les conditions préalables à l'exploitation minière (par exemple, la réhabilitation de certains sites houillers de la Hunter Valley augmente la capacité possible de nourrir du bétail sur le terrain).
- La réhabilitation de l'espace en un nouveau relief, aux capacités nouvelles et destinée à une utilisation différente (cours de golf, marécages, plantations, terrains résidentiels, aires de loisirs ont déjà été utilisés dans le cadre d'une opération de réhabilitation minière).

La gestion de la pollution ainsi que d'autres risques de santé et de sécurité doit faire partie des objectifs définis dans le cadre des activités de réhabilitation (voir Étude de cas 1).

Étude de cas 1 : Objectifs de réhabilitation pour les mines de charbon gérées par la société Anglo American, dans les régions du Queensland et de la Nouvelle-Galles du Sud.

Le principal objectif de réhabilitation du groupe Anglo American Coal Australia est le suivant :

Réhabiliter les zones perturbées par les activités minières, afin de les rendre sécurisées, non polluantes et durables, conformément aux attentes des intervenants.

Cet objectif est renforcé par l'ensemble des objectifs établis spécifiquement pour chaque site. Ces objectifs sont axés sur le facteur durabilité de l'objectif général, et sont étroitement liés aux plans de fermeture des mines.

Les deux principales utilisations du sol impliquées dans les travaux d'Anglo American sont le pâturage et la végétation indigène de faible entretien, qui sont souvent incluses dans les règles fixées par les autorités environnementales, ou les conditions de consentement.

Au moment de définir les objectifs de réhabilitation, les sites de référence ou analogues peuvent être utiles pour déterminer la composition, la structure et la fonction du site, une fois ce dernier réhabilité. Il est important de noter que les sites réhabilités ne seront jamais strictement similaires aux sites analogues et que, sur certains plans, ils seront parfois différents. Toutefois, cela ne doit pas servir d'excuse pour ne pas utiliser les sites analogues. Au contraire, cela donne une bonne occasion de s'en servir pour définir les limitations spécifiques à l'approche. Chaque site doit définir des objectifs de réhabilitation précis, relatifs à l'utilisation de chaque type de sol. En ce qui concerne la végétation indigène, un exemple d'objectif de réhabilitation pourrait être :

De réhabiliter les zones de végétation indigène de faible entretien, dont la composition, la structure et la fonction sont similaires à celles d'un écosystème de référence (ou de sites considérés comme représentatifs), et avec un relief stable et une couverture végétale autonome.

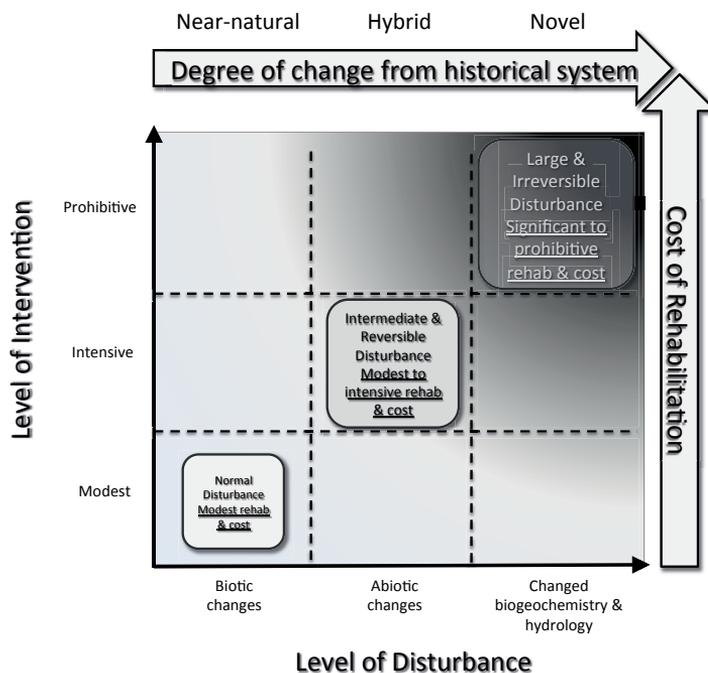
En ce qui concerne le pacage, un exemple d'objectif de réhabilitation pourrait être :

De réhabiliter les zones spécifiées pour en faire un terrain de pâturage, avec une capacité de portance équivalente à celle des zones non exploitées, avec un relief stable et une couverture végétale autonome.

Les conséquences d'une activité minière (par exemple, le retrait de la sous-surface pendant l'extraction de bauxite comparé à l'exploitation d'une mine de charbon à ciel ouvert ou l'excavation de minerais), combinées aux facteurs environnementaux locaux, ont des répercussions directes sur la capacité du site à atteindre les objectifs fixés par le programme de réhabilitation. Beaucoup de mines en Australie se situent dans des régions où l'établissement de terrains agricoles productifs ou de zones à végétation similaire à l'écosystème initial est difficile à atteindre, voire impossible (Doley & Audet 2016; Mulligan 1996; Tongway & Ludwig 2011). Cela s'avère particulièrement vrai dans le cas des zones où les ressources physiques sont limitées (par exemple, la qualité nutritionnelle ou physique du sol, la présence de précipitations et la capacité de les prévoir). Cela est par exemple le cas des terres semi-arides (Audet et al. 2013; Vickers et al. 2012).

Lorsqu'ils sont combinés avec les perturbations dues à la méthode choisie pour l'extraction des ressources, ces facteurs locaux peuvent avoir une répercussion directe sur la probabilité de réussite du programme de réhabilitation (Doley & Audet 2013) (Illustration 4).

Illustration 4 : Relation entre le niveau de perturbation et le niveau d'intervention réaliste, indiquant le niveau de changement de l'écosystème d'origine et les coûts financiers correspondant à la réhabilitation des sols touchés



Sources: modifiée à partir de Doley & Audet (2013), Jackson & Hobbs (2009), Seastedt et al. 2008).

Sur chaque site minier, il existe différentes zones, qui nécessitent une approche et une méthodologie de réhabilitation spécifique. Ces zones sont généralement appelées « domaines » et incluent des fosses, des dépôts de déchets stériles, des entreposages de résidus miniers, des routes, des infrastructures, des réserves de couche arable, des dérivations de cours d'eau, des pentes et des zones protégées. Selon les domaines, les critères de réussite, les recommandations et les objectifs sont susceptibles de changer. La réhabilitation de certains éléments (tels que l'infrastructure et les routes) ne peut démarrer qu'à la fin de la durée de vie utile de la mine. Toutefois, d'autres éléments (tels que les dépôts de roches stériles et les bassins de résidus) peuvent être réhabilités de manière progressive, pendant la phase opérationnelle.

Les caractéristiques du terrain préalables à l'exploitation donnent des indications quant aux options disponibles d'utilisation du terrain post-exploitation. Ces données doivent être comprises dans les objectifs de réhabilitation. Les informations concernant l'état du terrain avant l'exploitation servent aussi de référence pour évaluer le potentiel de réussite du projet de réhabilitation. Il est donc dans l'intérêt de la société d'exploitation de garder un historique précis de ces informations, dans la mesure du possible.

Il est important de faire la distinction entre l'utilisation de terrain et son adaptabilité. Cette dernière est une mesure de la capacité du terrain à s'adapter à différentes utilisations (telles que la conservation, le pacage ou la culture). L'utilisation actuelle du terrain peut être adaptée à son niveau d'adaptabilité, pour des utilisations précises, ou inadaptées, ce qui peut mener à une dégradation du terrain par érosion, infestation de mauvaises herbes, ou perte de matière organique ou de fertilité. Si le terrain est sévèrement dégradé, alors il peut être approprié d'envisager différentes options d'utilisation du terrain une fois l'extraction minière effectuée : cours de golf, projets de terrains résidentiels, parcs ou zones industrielles.

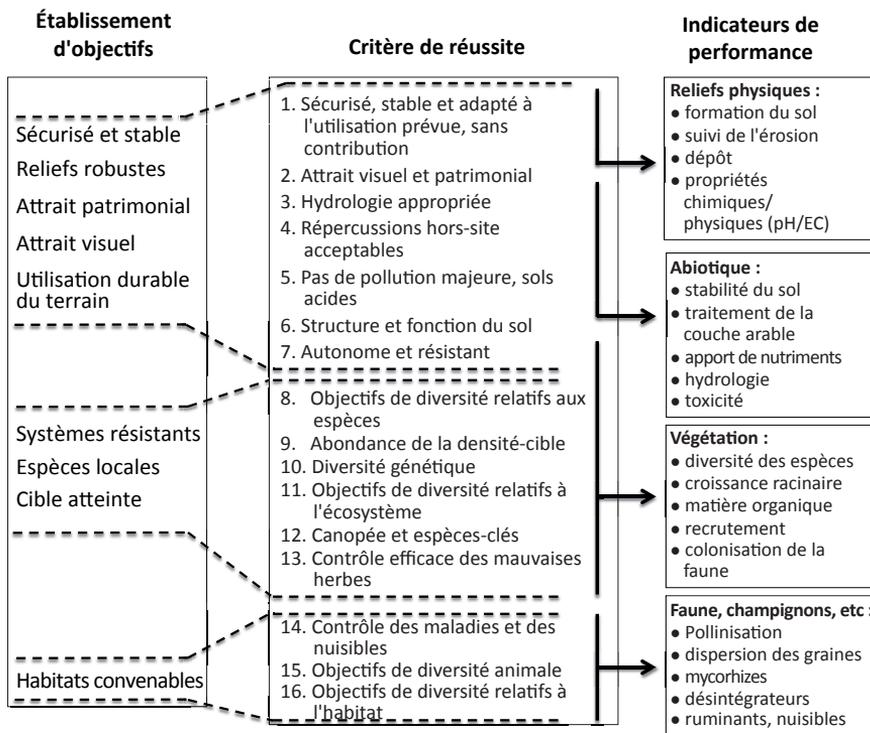
3.2 Critères de réussite d'une réhabilitation

Dans le cadre d'un programme de réhabilitation minière, les critères de réussite sont définis comme les normes quantitatives et qualitatives de performance, utilisés pour mesurer la réussite des opérations nécessaires à la clôture du site et au dessaisissement du bail minier. Ces critères servent de référence pour le processus biophysique de réhabilitation, et indique le potentiel de réussite des opérations, ainsi que leur durabilité (objectifs de réhabilitation).

La société recherche les critères indiquant une réussite de leurs opérations de réhabilitation et permettant de déterminer à quel moment leur responsabilité concernant cette zone cesse. Les gouvernements veulent aussi que la réhabilitation soit un succès, pour être sûrs de ne pas hériter d'une obligation continue, ou, dans le cas de terres publiques, pour être sûrs qu'aucune obligation ne sera transférée aux propriétaires fonciers privés ou aux prochains usagers.

Les objectifs de la réhabilitation, les critères de réussite et les indicateurs de performance (voir Rubrique 6.4) doivent être étroitement liés au succès à long terme (Illustration 5).

Illustration 5 : Relation entre établissement d'objectifs de réhabilitation, critères de réussite et indicateurs de performance



Remarque : Tous les critères ne s'appliquent pas systématiquement au site, mais les niveaux de perturbation et d'intervention réaliste doivent correspondre aux caractéristiques propres du site, tel que cela est démontré par l'illustration 4.

Source : modifiée à partir de WA EPA (2006).

Lors de l'établissement des critères de réussite des objectifs d'un programme de réhabilitation, l'une des étapes consiste à s'assurer que la zone réhabilitée sera en mesure de se développer (pendant de nombreuses années et par paliers spécifiques), et que les critères de réussite sont susceptibles de changer au cours du temps. Pour cette raison, le recours à des critères de réussite progressifs, en comparaison avec les critères de réussite définitifs, permettent une acceptation progressive du régulateur et la mise en place de mesures de gestion correctives suffisamment tôt pendant la phase de réhabilitation, afin de résoudre les problématiques apparentes. Un exemple de bonne pratique en termes de critères de réussite nous est livré par Alcoa (Étude de cas 2).

Étude de cas 2 : Critères d'achèvement pour la mine de bauxite d'Alcoa

Alcoa a commencé à dresser la liste des critères d'achèvement de ses opérations d'extraction de bauxite en Australie de l'Ouest dans les années 1990. Les recommandations en termes de réhabilitation utilisées avant 1988 (début de l'ère minière) étaient différentes de celles que l'on a connues par la suite (époque actuelle), ce qui signifie que deux ensembles de critères étaient requis. Le premier ensemble de critères (pour la réhabilitation ancienne des mines), a été approuvé en 1998 et l'actuel en 2002. Alcoa s'engage à revoir régulièrement les critères relatifs à l'ère de réhabilitation actuelle, afin de les améliorer par le biais de nouvelles connaissances (par exemple, si les programmes de suivi et de recherches d'Alcoa fournissent de nouvelles données), de nouvelles technologies et de changements d'attentes de la part des parties prenantes. À ce jour, deux révisions ont eu lieu.

Les critères ont été établis pour refléter les principes directeurs à suivre pour remplir les objectifs de réhabilitation, d'intégration au paysage, de croissance durable, de résilience et d'intégration à la gestion. La réhabilitation est évaluée à diverses étapes au cours du processus de réhabilitation, puis pendant les phases de développement de l'écosystème, au cours des premières années, puis durant les années suivantes. L'évaluation précoce des critères choisis permet de prendre les mesures correctives nécessaires, pour obtenir les meilleurs résultats, aux meilleurs coûts. L'un des 30 critères de fin de projet établis pour la réhabilitation des mines depuis l'année 2016 est détaillé dans la table ci-dessous. Une quantité adéquate d'arbres de reboisement des deux espèces forestières dominantes, le jarrah (*Eucalyptus marginata*) et le marri (*Corymbia callophylla*), est évaluée au cours de la première année suivant l'établissement (au bout de 9 mois), permettant ainsi, de manière précoce, la replantation, le ré-ensemencement, ou l'éclaircissage (au moyen d'herbicides). Alcoa se charge de l'évaluation interne, et le Département des Parcs Nationaux et de la Faune d'Australie Occidentale (DPaW - Western Australian Department of Parks and Wildlife) procède à une inspection sur le terrain et à un audit annuel. Lorsque le stockage simultané de deux matériaux est requis, il convient de respecter les limitations d'empilage maximum et minimum, afin d'atteindre les objectifs fixés en termes de production de bois. Pour cela il faudra compter sur l'apport en eau, la conservation et autres facteurs spécifiques au milieu forestier.

**L'un des 30 critères de fin de projet établis pour la réhabilitation des mines depuis l'année 2016
(3. Établissement rapide—5 premières années; 3.1 Établissement de la végétation)**

CRITERES ET INTENTION	DIRECTIVES D'ACCEPTATION	NORME	ACTION CORRECTIVE
<p>3.1.1 Établissement d'un couvert (a) Le stockage d'un couvert, la fois constitué de jarrah et de marri, dans le but de satisfaire les normes.</p>	<p>Les zones réhabilitées doivent avoir un taux d'occupation compatibles avec les utilisations du sol.</p> <p>Alcoa doit fournir au DPaW des données de suivi collectées sur 9 mois, et ce annuellement. Le DPaW doit donner à Alcoa son approbation, ou lui demander de prendre des mesures correctives.</p> <p>L'établissement d'un couvert conforme aux normes sera jugé "acceptable", sauf si le DPaW contacte par écrit Alcoa dans les trois mois suivant l'auto-certification, sauf accord contraire préalable établi entre les parties.</p>	<p>Le nombre moyen de tiges/hectare dans une fosse (données de suivi collectées sur 9 mois) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Min. : 0 tiges d'eucalyptus/hectares (y compris au minimum 150 jarrah/hectare et au minimum 200 marri/hectare) • Max. : 1400 tiges d'eucalyptus/hectare • Cible: 1000 tiges d'eucalyptus/hectare (sauf routes forestières et fosses < 2 hectares). <p>Les sites non réhabilités (de moins de ou égaux à 2 hectares) regroupent au minimum 100 tiges/hectare sur une totalité de 0,5 hectare. Cela a pu être identifié suite aux analyses de suivi réalisées après 9 mois et aux examens ultérieurs des photographies aériennes, après environ 5 ans.</p>	<p>Dans le cas où l'auto-certification ne procurerait pas des résultats conformes aux normes établies, Alcoa fournirait de la documentation et conseillerait le DPaW.</p> <p>Les zones réhabilitées n'étant pas conformes aux normes minimum seront replantées ou réensemencées par Alcoa, dans le délai le plus bref possible (une fois que les conditions seront jugées acceptables), afin de permettre l'obtention des résultats souhaités.</p> <p>Les zones réhabilitées qui dépasseraient les normes établies seront contrôlées par le DPaW et pourraient être éclaircies par Alcoa pour réduire la densité arboricole, conformément aux résultats souhaités.</p>

DPaW = Western Australian Department of Parks and Wildlife/Département des Parcs Nationaux et de la Faune d'Australie Occidentale

Une copie complète des critères de complétude est disponible sur <http://www.dsd.wa.gov.au/alcoa's-bauxite-mine-rehabilitation-program>.

Des examens ultérieurs indiqueront si la réhabilitation favorise une croissance et un développement durable et permet de s'assurer que les exigences régionales (telles que la réintégration des suivis permettant la gestion de la future forêt) soient bien respectées. Les opérations mises en place dans le cadre d'un dessaisissement sont planifiées par sous-région plutôt que par site individuel. Les évaluations respectent un processus de contrôle pré-établi, l'accomplissement des travaux de rattrapage et la signature finale du projet. En 2005, 975 hectares de terrain réhabilité au total, sur le site minier aujourd'hui hors-service de Jarrahdale, avaient été retournés au gouvernement fédéral, et un certificat d'acceptation avait été délivré à Alcoa. C'était la toute première opération de dessaisissement de terres réhabilitées, prise en charge par une société minière en Australie. Un certificat d'acceptation a été délivré, pour la réhabilitation de 380 hectares supplémentaires à Jarrahdale, en 2007.



Certificat d'acceptation délivré pour une partie du site minier d'Alcoa à Jarrahdale.

Lecture complémentaire : Elliott et al. (1996); Grant (2007); Grant & Koch (2007).

La première étape dans la mise au point des critères de réussite consiste à déterminer les principes directeurs qui permettront le développement d'autres critères spécifiques au site. Les principes doivent inclure certains éléments, tels que:

- Les objectifs de réhabilitation sont atteints.
- Les reliefs sont intégrés au paysage et sont non-polluants.
- La réhabilitation favorise une croissance durable et est robuste.
- La réhabilitation peut être intégrée aux zones environnantes et ne requière pas de ressources supplémentaires.

La deuxième étape consiste à définir la fréquence à laquelle chaque critère de réussite doit être évalué. Il est essentiel que chaque critère soit évalué à plusieurs reprises. Un critère de réussite peut être évalué lors des phases suivantes:

- développement et exploitation minière
- processus de réhabilitation
- développement précoce (réhabilitation entre 0 et 5 ans)
- réhabilitation établie (réhabilitation égale ou supérieure à 5 ans).

La troisième étape consiste à mettre au point des critères de réussite spécifiques au site, en fonction des principes directeurs et des catégories établies. Cela doit commencer par une analyse des exigences en termes de réhabilitation, tel que décrit dans le permis d'exploitation du site. Les critères devraient être établis pour chaque permis, conformément au principe directeur et à la catégorie concernée.

La quatrième étape consiste à déterminer les critères de réussite de réhabilitation, spécifiques au site. Chaque critère doit prendre en compte les éléments suivants:

- critères et intention
- lignes directrices d'acceptation
- norme acceptée
- mesures correctives potentielles.

Ce processus de mise au point de critères de réussite a été utilisé avec succès pour les mines de bauxite de la forêt de jarrah en Australie Occidentale, où plus de 3000 hectares de terre avaient été réhabilités avec succès, donnant lieu à la remise d'un certificat d'achèvement des travaux. Un processus similaire avait été proposé pour la Hunter Valley, en Nouvelle-Galles du Sud et pour la région du Bowen Basin dans le Queensland (Nichols 2004).

3.3 Lignes directrices de réhabilitation

La plupart des états australiens ont établi des lignes directrices relatives à la réhabilitation des mines, et plus particulièrement les états où l'activité minière est intense. Voici quelques exemples détaillés de lignes directrices établies pour la réhabilitation et la fermeture des mines:

- Australie Occidentale: *Réhabilitation d'écosystèmes terrestres : conseils pour l'évaluation des facteurs environnementaux, Australie Occidentale* (WA EPA 2006) et *conseils pour la préparation des plans de clôture des mines* (WA EPA 2015) - *Rehabilitation of terrestrial ecosystems: guidance for the assessment of environmental factors, Western Australia and Guidelines for preparing mine closure plans*
- Queensland: *Exigences de réhabilitation relatives aux activités minières (Rehabilitation requirements for mining resource activities - EM1122)* (DEHP 2014)
- Nouvelle-Galles du Sud: *ESG3 : Lignes directrices relatives au Plan d'Exploitation Minière (Mining Operations Plan (MOP) guidelines - DTIRIS 2013).*

Les documents d'aide et les manuels non-gouvernementaux, incluent les ouvrages de Mulligan (1996); Nichols (2004, 2005); Tongway & Ludwig (2011).

Pour les sites miniers sur lesquels des matériaux radioactifs sont susceptibles d'être présents et constituent un danger (dans le cas par exemple des mines d'uranium ou de sables minéraux), la gestion de la radiation sera un point clé à prendre en considération pour la réhabilitation et la clôture du site (voir ARPANSA 2005).

À l'échelle nationale, le cadre *stratégique à respecter* pour la clôture des mines (*Strategic framework for mine closure - ANZMEC-MCA 2000*) donne accès à une ligne directrice générale pour la réhabilitation, comme dans les autres manuels de bonnes pratiques.

Certains exemples clés de conseils de suivi à l'échelle internationale sont proposés dans les ouvrages suivants : *Lignes directrices et bonnes pratiques pour l'exploitation minière et la biodiversité (Good practice guidance for mining and biodiversity - ICMM 2006b)*, *Planification des opérations de clôture d'une mine : Boîte à outils (Planning for integrated mine closure: toolkit - ICMM 2008)*, *Boîte à outils d'aide au développement de la communauté (Community development toolkit - ICMM 2006a)* et *Activités minières responsables : études de cas relatives à la gestion des risques sociaux et environnementaux dans les pays développés (Responsible mining: case studies in managing social and environmental risks in the developed world, Jarvie-Eggart 2015).*

3.4 Le rôle des parties prenantes

La prise d'engagements rapides et efficaces envers les parties prenantes est l'un des aspects déterminants d'une bonne gestion des opérations de réhabilitation. Dans ce contexte, les parties prenantes sont tous les individus ayant un intérêt justifié ou une implication précise à propos du projet et de ses répercussions (positives et négatives) sur l'utilisation du sol post-extraction. Ce groupe n'est pas homogène. Dans certains cas, le nombre de parties prenantes à consulter dans le cadre des opérations de réhabilitation peut sembler décourageant. La proximité géographique au site n'est pas nécessairement un bon indicateur de leur importance. La première étape est donc de dresser une carte des parties prenantes potentiellement pertinentes.

L'engagement des parties prenantes face aux objectifs de réhabilitation constitue l'un des aspects fondamentaux de la mise en place des objectifs. Il est très important d'aligner au mieux leurs attentes aux réalités du programme de réhabilitation. De nombreux exemples récents, menés sur des projets miniers (dessaisissement et réhabilitation) coûteux et ayant pris du retard, sont liés à un manque d'engagement ferme envers les parties prenantes, découlant lui-même d'une mauvaise gestion du risque par la société.

Le niveau d'influence que les parties prenantes peuvent avoir sur le résultat final d'un programme de réhabilitation devrait être mis en exergue. Par exemple, les exigences réglementaires peuvent exclure certaines utilisations du terrain post-exploitation (utilisation comme terrains de golf ou comme circuits de motos hors-route). Dès le départ, informez clairement les parties prenantes de ces limitations. Plusieurs cas ont été recensés selon lesquels les parties prenantes ayant établi des critères difficilement atteignables, se sont "désengagées".

Un engagement ferme envers les parties prenantes peut se traduire de différentes façons, et servir plusieurs objectifs. Les individus et les organisations peuvent être engagés:

- Comme sources de données de références et comme ressources pour la gestion de la réhabilitation:
 - Propriétaires fonciers
 - Communautés indigènes
 - Universités et autres chercheurs
 - Ministères de l'environnement des États
 - ONG environnementales
- Comme groupes potentiellement concernés par les répercussions des opérations sur l'environnement et sur les objectifs de réhabilitation post-exploitation:
 - Communautés indigènes
 - Autres communautés locales
 - Régulateurs (gouvernement local, d'état et fédéral)
 - Particuliers et organisations à divers niveaux, intéressés par la question de la biodiversité dans la région
- Comme partenaires pour la gestion des terres:
 - Communautés indigènes
 - ONG.

4.0 PLANIFICATION DE LA RÉHABILITATION

Messages-clé

- Évaluation de l'étude de base sur l'environnement et sur la réhabilitation, dès que possible pendant la phase de développement du projet.
- La caractérisation de la couche arable et des morts-terrains devrait commencer lors de la phase d'exploration, et se poursuivre tout au long des étapes de pré-faisabilité et de faisabilité de la planification minière.
- Mise en place d'une étude complète du sol avant ou au début des opérations.
- Conception des reliefs définitifs du site dès que possible au cours du projet, afin de réduire les coûts.

4.1 Réhabilitation et étude environnementale de référence

Une évaluation précise de l'étude de base sur l'environnement local constitue un point de départ important dans le cadre d'un programme de réhabilitation de site minier. Il est donc important d'évaluer cette étude dès que possible une fois le projet entamé.

Les études environnementales et sociales de référence sont généralement menées lors des phases d'évaluation des répercussions environnementales et de planification, dans le cadre d'opérations minières. Autant que possible, les données de suivi et les données de référence utilisées lors des phases d'évaluation des répercussions environnementales et de planification devraient être intégrées aux études sociales et d'évaluation des répercussions.

Les données de références critiques doivent inclure:

- les données relatives au climat, les prévisions moyennes quotidiennes de précipitations, l'intensité des précipitations, les températures et l'évaporation
- pour les sols : le pH, la salinité, les cations échangeables, les profondeurs de sol, la capacité de rétention d'eau des plantes (PAWC), les nutriments présents dans le sol, le taux de carbone organique, le bilan hydrologique annuel et l'érodabilité
- pour la végétation et les écosystèmes : les espèces, les groupes fonctionnels, la canopée et la couverture de contact, ainsi que la profondeur d'enracinement
- présence de la faune et populations.

Il conviendra de se montrer attentif aux espèces animales ou végétales rares ou menacées, susceptibles d'être critiques pour atteindre les objectifs de réhabilitation.

Une évaluation claire et précise de l'étude de base sur la réhabilitation permet de faciliter la compréhension du projet pour les équipes, déterminer dans quelle mesure il est possible de limiter les répercussions des opérations et aider au développement de procédures ou de lignes directrices relatives à la gestion des matériaux et leur positionnement, dans le but de s'assurer que les objectifs soient atteints.

Il est également bien perçu de débiter les essais de réhabilitation le plus tôt possible. Dans le cas où une opération de réhabilitation impliquerait un contrôle précis des impacts, il conviendra de disposer d'autres

exemples de projets similaires ayant fonctionné dans d'autres régions, ou de mettre en place les batteries de tests nécessaires. Dans le même temps, les objectifs sur le court-terme peuvent être évalués afin de suivre le développement de la végétation: couverture de surface, structure du sol et infiltration d'eau.

La loi du Commonwealth sur la protection de l'environnement et la préservation de la biodiversité (Acte EPBC) signale l'importance d'évaluer les chances de réussite d'un programme de réhabilitation avant qu'il ne soit lancé, et rappelle que ces chances de réussites devraient être justifiées par les résultats d'autres tests et d'autres projets parallèles, menés dans des environnements biotiques similaires et dans des habitats utilisant des techniques de réhabilitation semblables.

La collecte de données de référence assez tôt dans le processus ainsi que la planification des opérations de réhabilitation sont elles aussi importantes pour s'assurer que les mesures opportunes sont prises dans les phases de construction et de mise en place des travaux, et garantissent, à terme, la réussite de la réhabilitation. Il peut s'agir d'études hydrologiques et topographiques du site; d'informations relatives à la végétation du site; à la collecte et au stockage de couches arables; à la disposition stratégique des déchets; et à la collecte de germplasm (graines, semis, déblais) dans le cas où aucune autre source locale ne serait disponible.²

Les méthodes utilisées pour la collecte de données de référence doivent être compatibles avec l'utilisation primaire du sol (avant la phase de perturbation), et avec les objectifs de réhabilitation. Par exemple, un site qui perturbe des pâturages améliorés et qui a pour objectifs de réhabilitation l'utilisation des terres comme pâturage devrait inclure des méthodologies d'évaluation de la qualité de cette gamme de terres dans sa référence de réhabilitation.

4.2 Caractérisation des matériaux

Les propriétés des matériaux excavés et placés dans les amas de déchets sont critiques et peuvent avoir des conséquences importantes sur la réussite (et le coût total) des opérations de réhabilitation. La caractérisation de la couche arable et des morts-terrains doit commencer lors de la phase d'exploration, et se poursuivre tout au long des étapes de pré-faisabilité et de faisabilité de la planification minière. Ces informations peuvent même déterminer si les excavations sont souterraines ou à ciel ouvert. Une caractérisation précoce des matériaux peut permettre la planification des opérations et ainsi écarter les risques tout en rendant l'utilisation des matériaux la plus favorable à l'infrastructure et la réhabilitation du site.

De manière générale, la caractérisation des déchets aura pour but premier d'identifier les matériaux à risques, nécessitant une manipulation spécifique ou un placement sélectif. Pour ces matériaux il existe un risque significatif de drainage minier acide, de fibres asbestiformes, de salinité élevée et de déplacement des sels, et/ou d'éléments spécifiques au drainage et à l'écoulement, ainsi qu'un fort risque d'érosion (érosion par tunnel étant particulièrement problématique).

La lithologie des déchets à excaver peut donner des informations à propos de la mise en place des terrains. Par exemple, si l'on constate une présence importante de pierres dures, la mise en place de reliefs résiduels plus élevés et saillants pourra être envisagée, ce qui ne sera pas le cas si les déchets sont fort oxydés, à texture fine et érodables. Une fois de plus, le placement sélectif peut être nécessaire pour tirer avantage de certains déchets, plus utiles pour la stabilisation et la réhabilitation des reliefs.

Les mines à ciel ouvert avec coupe transversale ont l'avantage de permettre l'établissement précoce de paillis, mais la caractérisation des déchets devrait se poursuivre tout au long de la vie utile de la mine, et plus particulièrement si la disposition ou la teneur en minerais de la mine venaient à changer.

Les études du sol sont généralement une partie intégrante d'une proposition minière et permettent d'obtenir des informations à propos des ressources disponibles du sol, de la relation entre les sols et les écosystèmes, et des ressources présentes dans la couche supérieure du sol, susceptibles d'être récoltées pour les travaux de réhabilitation. De manière générale les phases d'analyse et de caractérisation des sols s'intéressent aux propriétés chimiques, minéralogiques et physiques des matériaux.

² Cela peut nécessiter des recherches supplémentaires pour mieux comprendre la floraison et l'ensemencement saisonniers et pouvoir récolter les graines au bon moment.

La qualité des données récoltées dépend largement des échantillons prélevés ou de la stratégie adoptée. Les coûts peuvent être réduits par le regroupement stratégique des sous-échantillons, mais restent un facteur critique au moment d'appliquer une intensité d'échantillonnage appropriée. Dollhopf (2000), De Gruijter (2002) et Yates & Warrick (2002) donnent des informations utiles à propos des protocoles d'échantillonnage.

4.2.1 Déchets

Les déchets sont généralement présents sous la forme d'un mélange de particules épaisses (roches) et de matières plus fines. La proportion et la dimension des particules rocheuses peuvent varier, en fonction des méthodes d'excavation employées, mais une analyse initiale peut servir à envisager plus précisément:

- la répartition des roches et leur contenu
- la salinité des particules épaisses et fines
- la capacité des déchets à produire de l'acide
- les facteurs spécifiques susceptibles de poser un problème de qualité des eaux d'écoulement ou de drainage
- la présence de mélange lithologique (asbestiformes).

Si l'on considère que les déchets peuvent être utilisés pour des travaux de réhabilitation (par exemple, s'ils sont placés à proximité de la surface du relief ou mélangés avec la couche arable, alors des analyses supplémentaires pourront être effectuées (principalement sur les particules fines). Ces analyses incluront:

- les caractéristiques des roches
- la répartition par taille des particules (y compris les particules de vase et d'argile)
- la teneur en pH et en chlorure
- la sodicité et le risque d'érosion du tunnel
- l'érodabilité
- la capacité à retenir l'eau
- la fertilité.

4.2.2 Couches arables

De manière générale, les études du sol à petite ou à grande échelle sont réalisées pendant la phase de planification initiale et d'approbation du projet. Toutefois, une étude plus complète du sol est généralement nécessaire avant le début (ou au commencement) des opérations. Cela peut prendre la forme d'études à intervalles régulières d'une ou plusieurs années afin d'évaluer les ressources du sol des zones amenées à être perturbées, avant la récupération de la couche arable et l'excavation du site.

La fréquence d'échantillonnage (à la fois sur les sites d'observation et les profils analysés) devrait être clairement définie avant l'étude. De l'aide à propos des méthodes d'analyse du sol est offert dans l'ouvrage :

- *Principes directeurs pour l'étude du sol et les ressources terrestres (Guidelines for surveying soil and land resources - McKenzie et al. 2008)*
- *La classification australienne des sols (The Australian Soil Classification) (Isbell 2002)*
- *Manuel relatif à l'étude du sol australien et à l'arpentage (Australian Soil Survey and Land Survey field handbook - NCST 2009)*
- *Enjeux liés au paysage et au sol dans le cadre de l'évaluation des répercussions environnementales (Soil and landscape issues in environmental impact assessment - DLWC 2000)*
- *Protocoles à suivre pour le suivi de l'état du sol et de ses capacités (Protocols for soil condition and land capability monitoring - DECCW 2009).*

Les informations collectées peuvent inclure les caractéristiques paysagères et l'utilisation actuelle du sol, ainsi que des descriptions morphologiques des profils des sols. Pour chaque type de sol identifié, un certain nombre de profils devrait être échantillonné et analysé par un laboratoire accrédité par l'Association Nationale des Autorités chargées des Essais (National Association of Testing Authorities) ou par le Conseil pour l'Analyse du Sol et des Plantes d'Australie (Australian Soil and Plant Analysis Council). Différents types d'analyses peuvent être utilisés, en fonction des caractéristiques propres au site et des informations disponibles à propos du sol.

Voici une série d'analyses typiques pour les sols de référence (DECCW 2009) :

Couche arable et sous-sol

- des tests chimiques, y compris le pH, la conductivité électrique (EC) (1 : 5 eau), la capacité d'échange des cations et cations échangeables, le carbone organique, l'azote total, le phosphore disponible
- des tests physiques, y compris l'analyse de la taille des particules, un test de stabilité structurale Emerson, la limite supérieure drainée et la limite inférieure de la surface.

La présence de roches, bien qu'indésirable pour les travaux agricoles, est en général assez utile pour la réhabilitation des mines. Le revêtement rocheux en surface peut réduire le potentiel d'érosion (Simanton et al. 1984) et augmente le mouvement de l'eau en profondeur, ce qui réduit la salinité dans certaines situations (Jennings et al. 1993).

4.3 Forme du relief

4.3.1 Échéancier

Afin de réduire le coût de façonnage définitif des reliefs (et d'éventuelles opérations de manipulation diverses), il est essentiel de disposer de modèles de disposition des reliefs, élaborés le plus tôt possible pendant le projet.

C'est pourquoi il est déterminant de discuter avec les régulateurs et les parties prenantes communautaires clé des objectifs de réhabilitation relatifs à l'utilisation finale du sol, à sa stabilité et de sa gestion à long terme, et de les définir ensemble le plus rapidement possible au cours de la vie utile de la mine. La modélisation détaillée des reliefs ainsi que leur construction ne peut avoir lieu tant que ces objectifs ne sont pas établis (et il est donc peu probable que des économies soient réalisées). Plus la planification de ces objectifs prendra du retard, moins il y aura de chances de réaliser des économies.

4.3.2 Stratégies de conception

De manière générale, un programme de réhabilitation de site minier a pour but de parvenir à la clôture, à l'abandon et au dessaisissement de la zone exploitée par la société d'exploitation. En ce qui concerne certains types d'utilisation du terrain suite à des opérations minières (comme dans le cas de la réutilisation du terrain comme zone de pâturages), il peut être nécessaire de poursuivre les activités de suivi. Pour d'autres utilisations, cela ne sera pas requis. Pour cette raison, la mise en place de bonnes pratiques permet d'éviter autant que possible une dépendance à long terme sur des structures artificielles.

Les structures artificielles, telles que les talus en gradins, les bermes et les drains en roche), sont conçues pour s'adapter à certaines conditions, telles que les périodes de pluies spécifiques, et peuvent s'effondrer lorsque ces conditions sont plus importantes que prévues. De même, on constate (de manière générale) une perte graduelle de la capacité des bermes, due à l'érosion et aux dépôts, et la colonisation de reliefs résiduels peut altérer de manière significative les écoulements terrestres; de sorte qu'un suivi régulier est nécessaire.

Dans de nombreux exemples, les structures artificielles sont intégrées aux reliefs modélisés. Cela est le cas pour les structures temporaires destinées à être retirées une fois que la végétation s'est établie à un niveau suffisant pour que les risques d'érosion et d'écoulement soient significativement réduits.

4.3.3 Profils des talus et les risques

En dépit des suggestions selon lesquelles les reliefs miniers reconstruits devraient, dans la mesure du possible, reproduire les reliefs de la région où se déroulent les opérations, il est important de comprendre que la plupart des reliefs résiduels sont essentiellement constitués de gros monticules de matériaux non consolidés, susceptibles, selon leurs caractéristiques propres, de ne pas supporter la proximité avec les roches et les matériaux effrités des reliefs naturels. À la différence des pentes naturelles, ces monticules ne supportent pas les incisions contraintes par le substrat rocheux. C'est pourquoi reproduire des reliefs naturels sans tenir compte des caractéristiques relatives aux matériaux, a de fortes chances d'échouer, surtout si le risque d'érosion est élevé.

En ce qui concerne les reliefs résiduels, le risque d'échec peut varier de manière considérable, et cela devrait avoir des répercussions sur les processus de modélisation et les efforts déployés. Les reliefs à risques sont caractérisés par les propriétés suivantes :

- faible tapis végétal (probablement liée à peu de pluies ou à des régimes de pluies spécifiques)
- pluies très érosives
- pentes des talus élevés (la définition du terme « élevés » varie en fonction du climat et des matériaux, mais dans de nombreux cas, on considère qu'une pente inférieure ou égale à 30° est déjà élevée).
- matériaux largement érodables
- capacité limitée à réduire les pentes à des niveaux efficaces.

Réciproquement, les sites à risques faibles auront les caractéristiques suivantes :

- tapis végétal efficace et important
- pluies modérément érosives (associée à des pluies peu intenses mais suffisamment importantes pour permettre la croissance de la végétation)
- faibles pentes des talus (pente généralement inférieure ou égale à 20°).
- matériaux peu érodables, souvent constitués en grande partie de roches solides
- capacité à réduire les pentes à des niveaux efficaces.

Pour les sites à faibles risques, plusieurs options de modélisation du relief sont disponibles. L'esthétique des reliefs peut être traitée de manière globale, et le recours à des logiciels spécialisés peut donner des résultats très satisfaisants.

Toutefois, lorsque les risques sont grands il est important d'élaborer des conceptions très sensibilisées aux matériaux recensés sur le site, au type de climat et aux résultats de revégétalisation. En règle générale, cela nécessite une caractérisation précise des matériaux et l'utilisation de maquettes capables de prévoir l'évolution des reliefs et leur risque d'érosion/d'écoulement.

L'une des bonnes pratiques actuellement employée en Australie consiste à avoir recours à des modèles d'évolution capables de prévoir l'évolution des reliefs et étant spécifiques quant au site et au but visé (Howard et al. 2011) et, dans plusieurs cas pouvant intégrer la plupart (voir l'ensemble) des éléments considérés souhaitables d'un point de vue esthétique. Une conception efficace repose sur:

- Le climat du site et l'érosivité des pluies
- l'érodabilité des matériaux utilisés pour la construction du relief
- le type de couverture végétale possible et ses répercussions sur les fonctions du sol.

Des exemples de mise en application de modèles et d'analyse d'options possibles sont disponibles dans les ouvrages de Hancock et al. (2000, 2003); Loch (2010); Howard et al. (2010); et Howard & Lowe (2014). Voici certains exemples d'options avancées, obtenues grâce à la modélisation (ou capables d'être obtenus à partir de la modélisation):

- profils concaves, capables de réduire de manière significative l'érosion de certains matériaux (Illustrations 6 et 7)
- incorporation de roches dans le but de réduire l'érodabilité et augmenter l'infiltration
- installation de paillis pour contrôler l'érosion superficielle, à certains endroits stratégiques de la pente
- modification de la capacité d'infiltration du sol par la croissance de la végétation (Illustration 8).

Illustration 6 : Profil en pente concave, stable et revégétalisé avec succès (dans la région des mines d'or dans le Nord-Ouest de l'Australie Occidentale, projet de nickel Murin Murin).



Remarque : 4 ans après la réhabilitation, le terrain était entièrement restauré.
Photo : R Loch.

Illustration 7 : Pente concave et débris d'arbres dans la mine de Wattle Dam, à proximité de Kambalda, en Australie Occidentale.



Photo : R Gerrard.

Illustration 8 : Revégétalisation réussie de la mine de Wattle Dam, 4 ans après la revégétalisation, renforcée par un traitement au gypse des déchets présents sous la surface, une fertilisation de la couche-arable, l'élimination de bermes (afin d'éviter l'érosion par tunnel) et le dépôt de débris d'arbres pour réguler l'érosion



Remarque : voir Howard et al. 2010).

Photo : R Gerrard.

Il existe plusieurs exemples de mises en pratique du modèle érosion/écoulement WEPP (Water Erosion Prediction Project - Flanagan & Livingston 1995) (par exemple, Loch 2010) ainsi que du modèle d'évolution des reliefs en Sibérie (Willgoose et al. 1991). Bien que l'utilisation de différents facteurs issus de l'équation universelle de perte en terre révisée (RUSLE) soit très répandue (Renard et al. 1997), il est conseillé de se montrer prudent face à ce modèle, dans la mesure où il prend en compte le taux d'érosion moyen sur pente et n'apporte aucune information à propos du taux maximum d'érosion susceptible de toucher les différentes zones d'une pente. D'autres modèles sont en cours de développement et d'essai, mais les utilisateurs potentiels des modèles proposés doivent déterminer :

- si le modèle a été validé et que son efficacité a été prouvée
- la disponibilité de données de saisie précises et appropriées (de préférence mesurées de manière directe).
- l'applicabilité du modèle selon chaque cas considéré.

Dans la mesure où des données de saisie précises seraient utilisées, les modèles similaires au modèle WEPP peuvent apporter une garantie fiable que la stabilité des reliefs sera compatible avec les exigences du site et les objectifs établis (Howard & Roddy 2012a).

Actuellement, il n'existe aucune définition claire de ce que l'on pourrait globalement considérer comme un taux d'érodabilité « acceptable », en ce qui concerne les sites miniers réhabilités. La mise en place d'un modèle d'érosion précoce aux États-Unis a suscité un fort intérêt pour les taux d'érosion tolérable, avec une valeur

suggérée de 12,6 t/ha/a pour l'entretien de la fertilité des terres cultivées (Wischmeier & Smith 1978). Pour les sols non perturbés, Wight & Siddoway (1979) et Skidmore (1979) ont tous deux constaté qu'un taux de pertes de terres tolérable de 4,5 tonnes/hectare/année était accepté pour les pâturages, et Skidmore a suggéré qu'une valeur de 2 t/ha/a serait plus appropriée pour les pâturages fragiles. Une approche répandue en Australie a consisté à adopter un taux d'érosion cible, de sorte à rendre peu probable l'érosion des rigoles et le développement de ravines.

Dans certains cas, la proximité d'eaux réceptrices sensibles peut signifier que les taux d'érosion cible soient définis au moyen d'objectifs relatifs à la qualité de l'eau, tandis que dans d'autres cas, l'entretien de la productivité du sol en surface peut s'avérer être une contrainte pour les taux d'érosion cible à court et long termes.

4.3.4 Positionnement des reliefs

Les reliefs construits doivent être correctement situés, de manière à ce qu'ils n'interfèrent pas avec certaines caractéristiques topographiques importantes, ni avec de futures réserves de minerais potentielles. Il convient de prendre en compte les voies d'écoulement terrestres présentes sur le site pour s'assurer que le relief ne risque pas de bloquer ou de faire dévier les écoulements utiles. Les répercussions sur les mouvements de la faune et l'accès à des points d'eau doivent également être évitées.

4.3.5 Diminution de l'empreinte

La zone de terre perturbée par la construction de reliefs (empreinte) devrait être limitée autant que possible. Cependant, une analyse des écarts est nécessaire afin d'éviter que cela ne mène à la construction de reliefs élevés et escarpés, peu susceptibles de devenir stables. De plus, les reliefs escarpés et élevés ne devraient pas se fondre aux reliefs environnants naturels. Aussi, il est important d'identifier la hauteur des reliefs qui peuvent être construits avec succès (c'est-à-dire, les déchets réactifs encapsulants ne risquant pas d'engendrer un phénomène d'érosion), afin d'éviter ou de réduire le besoin d'entretien à long terme.

La hauteur stable possible dépendra des données suivantes:

- le potentiel d'érosion du climat
- l'érodabilité des substances en surface, y compris les résidus rocheux, les dragages et les matériaux de croissance
- la hauteur et l'angle d'inclinaison de la pente
- la couverture végétale susceptible de se développer sur la descenderie extérieure
- le profil adopté (linéaire, concave, convexe) et sa construction.

Si la hauteur stable identifiée est inférieure à celle considérée comme pratique et économique, les options disponibles pour la stabilisation du relief, telles que le placement stratégique d'un volume plus important de matériaux stables, ou l'installation de roches au niveau des pentes extérieures peuvent être envisagées.

4.3.6 Gestion du potentiel d'érosion par tunnel

En Australie, nombreux sont les sols et résidus miniers susceptibles de souffrir d'érosion. Lorsque le phénomène d'érosion par tunnel se produit, il peut entraîner un effondrement des reliefs miniers, et plus particulièrement des structures artificielles qu'elles soutiennent. Le phénomène d'érosion par tunnel est en général associé aux matériaux contenant des argiles dispersives et de nombreuses particules fines mobiles. Les méthodes permettant d'identifier et de gérer les matériaux exposés sont détaillées dans Vacher et al. (2004) et Landloch (2006).

Dans un premier temps, les déchets et les sols utilisés pour la réhabilitation doivent être analysés, afin de déterminer la dispersion des argiles et le risque d'érosion par tunnel. Il faudra se montrer vigilant et ne pas se contenter de simples tests de dispersion, dans la mesure où la salinité du sol est susceptible de masquer les effets

de la sodicité. (Dans la mesure où le sel des matériaux situés à proximité de la surface du sol se dissout, un matériau sodique/salin stable peut devenir non-salin, sodique et instable).

La dispersion des argiles est en général causée par des niveaux élevés de sodium échangeable, par l'effet des sels peu solubles ou par la présence en grande quantité de magnésium (ou par une combinaison des trois facteurs). Afin d'empêcher ou de réduire la dispersion, il est envisageable d'intervenir en apportant une source de calcium (telles que le gypse ou la chaux, si le matériau est acide). Si l'on opte pour le gypse, la dissolution sera lente et il devra être ajouté à de l'eau/de la terre dès que possible (de préférence lorsque la couche arable sera nivelée au départ), afin de lui laisser le temps de se dissoudre et de remplacer le sodium dans le sol et/ou les déchets. Le taux de gypse est évalué en se basant sur la capacité d'échange cationique sol/déchets, la teneur en sodium (ou magnésium) échangeable, la masse volumique et le volume à traiter.

Lorsque des matériaux sujets au phénomène d'érosion par tunnel sont présents dans le sol, il convient d'être vigilant lors de la modélisation et de la construction du relief, afin d'éviter (ou de réduire) la concentration et la décantation des écoulements terrestres. Les structures visant à contrôler l'évacuation de ces écoulements sont généralement sujettes à l'érosion par tunnel.

4.3.7 Équilibrage de l'eau et drainage en profondeur

Si le relief contient des matériaux problématiques (tels que ceux susceptibles d'aider au drainage ou au transport de certains polluants, comme les sels très solubles ou certains autres éléments spécifiques), la modélisation du dépôt de combustibles devrait prendre en compte à la fois le contrôle du drainage en profondeur (qui peut faire augmenter le risque de suintements indésirables) et la minimisation de l'érosion (qui pourrait exposer les matériaux encapsulés).³

Toutefois, si l'on cherche à réduire le drainage en profondeur à l'intérieur d'un relief (et via celui-ci), il est important de prendre en considération certains principes de base :

- Les couches de séparation compactées—si elles sont proches de la zone active de mouillage/séchage et actives sur le plan biologique— ont tendance à s'effondrer sur le court ou le moyen terme.
- Les couvertures dotées d'une capacité d'emmagasinement et de libération peuvent réduire de manière significative le drainage en profondeur, mais en cas d'années très humides, un drainage supplémentaire sera nécessaire.
- L'efficacité de ces couches peut varier de manière significative, en fonction de deux paramètres déterminants : le volume d'eau disponible dans le sol pour les plantes et la capacité de la végétation à utiliser cette réserve d'eau.

Plusieurs études menées sur le bassin minier du Murray-Darling (dans le Queensland) ont démontré que dans le cas des arbres indigènes aux racines profondes, plantés sur des sols argileux où la capacité de rétention de l'eau est élevée le drainage à des profondeurs inférieures à 2,4 m pourrait être assez faible. (région du sud et centrale du Queensland). Ceci est représenté dans la Table 1, qui montre les données sélectionnées à partir des modèles annuels de drainage en profondeur (Yee Yet & Silburn - 2003), dans le cas d'une zone située à proximité de Theodore, dans la région centrale du Queensland. Pour cet emplacement, les simulations prises en compte sont :

- la capacité de rétention d'eau des plantes cohérente sur plusieurs types de sols, au sud et au centre de la région du Queensland
- de légères variations de la capacité de rétention d'eau des plantes (généralement uniquement 5 à 12 mm), dues aux différences de profondeurs racinaires entre les types de végétation
- des différences de transpiration entre les types de végétations.

³ Les couches de couverture et l'encapsulation des déchets sont décrits de manière plus détaillée dans le manuel intitulé « Bonnes pratiques à mettre en place pour éviter l'évacuation des matériaux métallifères et de l'acide » (Preventing acid and metalliferous drainage leading practice - DIIS 2016a).

Table 1 : Évacuation annuelle et modélisée des couches profondes, dans la station de recherche de Brigalow, dans la région centrale du Queensland.

SOL	RUDOSOL	RUDOSOL GRIS	TENOSOL	DERMOSOL ROUGE	VERTOSOL GRIS	VERTOSOL NOIR
PAWC (mm) jusqu'à 1,5 m	43	51	88	132	182	232
DRAINAGE PREVU (MM/A), POUR LA STATION DE RECHERCHE DE BRIGALOW (702 MM DE PLUIE/A)						
Forêts	100	59	14	5	0	0
Pâturages	142	111	78	19	2	0

Source : adaptée de Yee Yet & Silburn (2003).

Plusieurs autres recherches menées sur des sels de sols solubles dans la région (parmi lesquels Tolmie et al. 2011 est un exemple utile) ont confirmé que ces estimations modélisées de drainage sont cohérentes avec les performances du terrain. Toutefois, les commentaires suivants, de Yee Yet & Silburn (2003) à propos des impacts sur la végétation sont très instructifs :

Les arbres réduisent potentiellement le drainage pour deux raisons: (a) ils possèdent des racines plus profondes que les pâturages ou les productions agricoles, et génèrent donc un déficit en eau plus important dans le sol, et (b) ils transpirent plus souvent pendant l'année en comparaison avec les productions agricoles et les pâturages (qui dorment en hiver), ce qui signifie plus de « journées vertes » au cours de l'année. On ne possède pas beaucoup d'informations à propos de la profondeur racinaire à laquelle les arbres s'approvisionnent en eau dans le [bassin de la Murray–Darling dans le Queensland] et sur certains sols cette profondeur peut ne pas être supérieure à celle des herbes et des productions agricoles. Toutefois, il est peu probable que les herbes et les récoltes aient des racines plus profondes que les arbres sains, adaptés à l'environnement et autres plantes vivaces. De même, il est peu probable que les récoltes et les pâturages (dans la plupart des cas) soient plus verdoyants que les arbres à feuillage persistant. C'est pourquoi les arbres ou plantes vivaces auront en général une évapotranspiration plus importante et moins de drainage que les autres types de végétations.

Le principal défi à relever en termes de réhabilitation de reliefs miniers consiste à instaurer une couverture suffisamment texturée pour pouvoir emmagasiner et libérer suffisamment d'eau et d'engrais pour permettre aux arbres et aux herbes de pousser convenablement.

Noter également que le drainage de l'eau depuis la partie supérieure des dépôts de déchets présente de forts risques. Dans de nombreux cas, l'écoulement superficiel du relief se fait de manière concentrée, de sorte que l'installation d'une voie d'évacuation stable est nécessaire pour transporter l'eau vers le sol, par le biais d'un point de décharge contrôlé. Des blocs ou des drains rocheux sont généralement utilisés, mais le taux d'échecs lié à ce type de structures est extrêmement élevé.

Lorsque le niveau de couverture de la végétation - particulièrement pour les herbes- est élevé, il est possible d'installer une voie d'écoulement depuis la partie supérieure d'un relief, pour permettre une évacuation vers le sol calme et régulière en direction des pentes extérieures, sans le moindre risque. Dans ce genre de situations, le taux de contact avec la surface doit être important.

Dans le cas où de l'eau serait retenue à la surface d'un dépôt de déchets ou d'une installation d'entreposage de résidus miniers, il est essentiel de prendre en considération le risque éventuel de rétention prolongé et de détérioration pour les plantes. Il est également possible que l'eau stagne au-dessus d'un relief, et s'infiltre par la suite, entraînant un glissement des matériaux résiduels déchargés en vrac. A long terme, cela peut provoquer l'apparition de dangereuses dolines. Pour toutes ces raisons, le temps pendant lequel l'eau peut stagner à la surface d'un relief (ainsi que la profondeur de stagnation) doivent être réduits au maximum. Pour cela, plusieurs recours existent : veiller à ce que la partie haute du relief reste nivelée le plus possible, optimiser l'épaisseur en surface, installer des murs de soutènement pour créer des petites cellules de 1 à 3 hectares.

L'établissement d'une végétation profondément enracinée pour augmenter l'utilisation de l'eau est également recommandé.

4.3.8 Gestion des écoulements de surface

Il existe différentes options pour “gérer” les écoulements de surface. Dans la mesure où ces options peuvent présenter un risque important sur le long terme, il convient de se montrer très vigilant si l’on décide d’opter pour un système de régulation des écoulements automatisé pour un système d’évacuation.

Des merlons de terre peuvent être installés pour retenir les eaux de pluie (lorsque celles-ci sont trop importantes) sur la partie supérieure du relief, et contrôler leur infiltration dans des cellules de remplissage (voir par exemple Squires et al. 2012), plutôt que de disposer de voies d’écoulement non contrôlées, dirigées vers les talus et provoquant la formation de ravines. Alternativement, des voies d’écoulement peuvent être formées sur la partie supérieure des reliefs et conçus de manière à diriger l’excès d’eau de pluie vers un point de décharge stabilisé. La partie supérieure du relief peut être dotée d’un ou de plusieurs bassin(s) versant(s), chacun étant associé à un point de décharge spécifique. L’option choisie pour la gestion de l’excès d’eau de pluie accumulé sur la partie supérieure d’un relief réhabilité dépend des risques potentiels associés au drainage en profondeur, au climat, au taux d’écoulement, et aux conditions de végétation susceptibles d’apparaître en hauteur du relief. Plus le débit d’eau supporté par une voie d’écoulement est important, plus il sera difficile de stabiliser sa décharge, et plus le risque de détérioration sera élevé si la technique de stabilisation choisie échoue.

Les talus extérieurs sont en général construits de façon linéaire, avec des bermes installées au niveau de certains intervalles verticaux, afin d’intercepter l’écoulement. Les bermes peuvent servir à récolter l’eau ou à l’évacuer en direction des drains en roche. De manière générale, l’érosion des reliefs construits sur les sites minier est dominée par le ravinement—une conséquence directe de la défaillance des bermes. Lorsqu’une berme est défaillante, elle décharge l’eau directement sur les talus (situés en aval) et provoque la formation de ravines. Voici quelques exemples de raisons pouvant expliquer une défaillance des bermes: mauvaise construction, érosion par tunnel et débordements, dus aux dépôts de sédiments. Lorsque le taux d’érosion reste important (comme dans le cas des zones arides où la couverture végétale de surface est trop faible pour permettre de contrôler l’érosion), les talus munis de bermes devront être régulièrement entretenus (dessilage) tant que le phénomène d’érosion sera présent. Autrement, elles risqueront de se remplir de sédiments et finiront par déborder, ce qui provoquera la formation de ravines (Howard & Roddy 2012b).

Les risques et les conséquences associées à la présence de monticules sur les reliefs résiduels ont été largement documentés (Loch & Willgoose 2000; Vacher et al. 2004; Loch & Vacher 2006; Stevens 2006; Howard et al. 2010). Pour cette raison, certains sites ont adopté une pratique spécifique: l’utilisation de monticules ou de pentes transversales pendant la phase de réhabilitation initiale, puis le retrait des monticules une fois la végétation établie et la pente stabilisée. D’autres sites ont opté pour des pratiques ne requérant pas l’utilisation des monticules. Il peut par exemple s’agir de positionner de manière stratégique les débris d’arbres afin de contrôler l’érosion (Howard et al. 2010) et l’incorporation de roches en surface des pentes externes glissantes pour réduire le potentiel d’érosion. Une autre option consiste à avoir recours à la modélisation de l’érosion pour concevoir le profil concave de la pente, afin de réduire le potentiel d’érosion (Howard et al. 2010). Cela peut réduire de manière significative le potentiel d’érosion, même si cela ne s’applique qu’à certains types de matériaux.

5.0 MISE EN PLACE DE LA RÉHABILITATION

Messages-clé

- La construction de reliefs de réhabilitation peut varier considérablement, surtout en fonction des méthodes d'excavation minière utilisées.
- Il existe plusieurs logiciels permettant aux sociétés minières d'optimiser les coûts liés à la construction de dépôts de déchets en respectant des délais et des distances spécifiques.
- La sélection des espèces de plantes à utiliser dans les zones réhabilitées est influencée par les objectifs de réhabilitation, les critères de complétude et l'utilisation prévue du sol post-excavation.
- Le milieu de croissance utilisé dans les zones à réhabiliter devrait pouvoir supporter un tapis végétatif autonome.
- Les principales problématiques en termes de gestion de la réhabilitation sont : les incendies, les mauvaises herbes, les animaux sauvages, l'érosion, les maladies des plantes et le cycle des nutriments.

Dans cette rubrique, les techniques de mise en place d'un programme de réhabilitation sont divisées en plusieurs sous-rubriques : la construction des reliefs; la sélection des espèces; l'établissement d'un milieu de croissance pour les plantes; l'amélioration physique; l'amélioration chimique; l'amélioration biologique; la recolonisation de la faune; et la gestion de la réhabilitation.

Il existe un écart significatif entre les sous-rubriques. Cela doit être explicité dans une description détaillée du programme de réhabilitation.

5.1 Construction du relief

La construction de reliefs de réhabilitation peut varier considérablement, surtout en fonction des méthodes d'excavation utilisées. Par exemple, les terrils offrent peu d'alternatives pour le placement sélectif, tandis que les opérations effectuées par les camions et les pelles permettent le placement sélectif, permettant d'encapsuler les matériaux problématiques ou de s'assurer que les matériaux stables soient positionnés en extérieur du relief.

Il existe plusieurs logiciels permettant aux sociétés minières d'optimiser les coûts liés à la construction de dépôts de déchets en respectant des délais et des distances spécifiques. Toutefois, la plupart des logiciels utilise des hypothèses de calcul intégrées, qui influencent le résultat final. Ces hypothèses doivent être bien comprises pour que le résultat désiré puisse être atteint.

De la même manière, les économies de déversement initiales sont faibles, si les frais de remodelage final sont ensuite augmentés. Le déversement devra avoir lieu en s'efforçant d'optimiser le remodelage final du relief.

La rugosité de la surface est un point important à prendre en considération dans le cas de la réhabilitation de reliefs de sites miniers. La rugosité a tendance à absorber l'eau et les graines. On considère généralement qu'une surface rugueuse permettra un meilleur établissement de la végétation qu'une surface lisse. Toutefois, bien que la mise en place d'importantes rugosités de surface (par le biais de lignes de scarification ou de festonnage) puisse avoir des avantages à court terme, elle peut mener, à long terme, à une augmentation de l'érosion et de l'instabilité du relief, dans la mesure où les éléments rugueux ont tendance à concentrer les écoulements sur une plus grande largeur de pente, et que ces écoulements provoquent à leur tour une augmentation du taux d'érodabilité. Bien que certaines rugosités de surface soient globalement bénéfiques, cela ne signifie pas que les

éléments rugueux le seront eux aussi. Le niveau de rugosité du sol est étroitement lié à sa résistance face au temps, laquelle dépend elle-même en grande partie de la répartition de la taille des particules (substance rocheuse) du matériau qui génère la rugosité et le niveau de débordement à partir duquel de nouvelles voies d'écoulement peuvent ou non se former.

5.2 Sélection des espèces

La sélection des espèces de plantes à utiliser dans les zones réhabilitées est influencée par les objectifs de réhabilitation, les critères de réussite et l'utilisation prévue du terrain (Rubrique 3.2). Dans certains cas, certains types ou espèces de végétation seront nécessaires pour accomplir certaines fonctions spécifiques, telles qu'un niveau critique de couverture de surface, un cycle ou une fixation des nutriments, et l'impact sur l'infiltration et le drainage en profondeur.

Certaines espèces peuvent être nécessaires selon les domaines du site. Les aspects biologiques, chimiques et physiques du milieu de croissance doivent également être pris en compte, et plus particulièrement lorsqu'une modification importante a été apportée au milieu, suite à l'utilisation des terres, à l'entreposage ou au traitement du sol/opérations minières.

Lorsqu'une modification importante a eu lieu, une approche intéressante peut être de rechercher dans la zone des régions naturellement similaires suivant les opérations minières ainsi que des sols miniers, et de les utiliser comme modèles pour l'écosystème présent suite aux opérations d'extraction.

Dans le cas où aucun terrain analogue ne serait trouvé, cela ne devrait pas être considéré comme un obstacle. Une alternative consiste à sélectionner des espèces tolérantes aux conditions relevées sur le milieu de croissance, et de les mélanger à d'autres formes de vies, afin d'atteindre les objectifs de réhabilitation. Autrement, le milieu de croissance peut être modifié ou traité afin de s'assurer que les objectifs de réhabilitation soient atteints.

Étude de cas 3 : Sélection des espèces et gestion de la couche arable dans les mines de bauxite Alcoa, en Australie Occidentale.

Dans le cas des mines de bauxite Alcoa, en Australie Occidentale, le suivi de la composition des espèces peuplant la forêt de jarrah non exploitée fournit des données de référence, qui aident par la suite à sélectionner des espèces pour la réhabilitation des zones exploitées. Alcoa réalise des études préalables à l'exploitation minière sur une parcelle de 120 m x 120 m de la zone à exploiter. De plus, un réseau de parcelles forestières permanentes de 20 m par 20 m a été installé à plusieurs endroits de la forêt de jarrah, là où les activités minières ont lieu généralement. Ces deux sources de données sont utilisées pour déterminer la diversité visée des espèces pour les zones réhabilitées, et pour faciliter la sélection des espèces destinées au mélange de graines utilisé dans les zones réhabilitées, ainsi que dans le cas des plantes élevées dans la pépinière d'Alcoa. Alcoa s'est fixé l'objectif d'atteindre un taux de diversité de plantes de 100 % dans les zones réhabilitées. En pratique, cela signifie qu'une parcelle surveillée de 20 m par 20 m, dans une forêt restaurée, devrait regrouper le même nombre d'espèces qu'une parcelle de 20 m par 20 m dans une forêt inexploitée. Toutefois, établir une forêt de jarrah restaurée dont la composition est similaire à celle d'une forêt inexploitée est tout aussi important.

Près de 60 % des espèces répertoriées sur les sites réhabilités sont issus de graines plantées dans une couche arable fraîche scarifiée (en provenance de sites « donneurs » ayant été dégagés avant la mise en place d'opérations minières), et directement retournée dans des zones en cours de réhabilitation. L'utilisation d'une couche arable fraîche en provenance de sites donneurs est importante, car cette couche arable fraîche permet le développement d'au moins 33 % d'espèces supplémentaires sur les sites réhabilités, en comparaison avec la couche arable stockée avant d'être utilisée.

Auparavant, la couche arable fraîche était labourée au moyen de racleuses. Cependant, il est compliqué d'appliquer de fines couches arables de manière régulière au moyen de racleuses. Afin de rendre l'utilisation de couche arable fraîche plus efficace, un système a récemment été mis au point pour répartir de fines couches (10 à 25 cm) de terre, au moyen d'un camion articulé modifié.



Répartition de couche arable fraîche en fines couches sur une mine récemment remise en état.



Végétation en sous-étage riche en espèces, dans la forêt de jarrah non exploitée, où la présence abondante de plantes monocotylédones est recensée (jonc et laiches particulièrement)

Les données de suivi botaniques, obtenues à partir de l'étude d'une forêt non exploitée, sont utilisées pour identifier les espèces les plus abondantes dans la forêt, mais également absentes ou très peu nombreuses dans les zones réhabilitées. Ces espèces sont celles qui seront privilégiées pour la pépinière ou pour la confection du mélange de graines. Si les graines sont disponibles en grandes quantités, l'ensemencement à la volée est la meilleure option. Toutefois, la forêt de jarrah peut aussi contenir un nombre significatif d'espèces durables, autonomes et capables de repousser toutes seules. À noter: ces espèces se développent particulièrement dans les joncs et les laiches. Ces espèces sont largement abondantes dans les forêts non exploitées, mais ne se rétablissent pas à partir de la couche arable fraîche utilisée pour la réhabilitation. Elles ne produisent souvent que quelques graines, ou des graines difficiles à germer, ce qui n'en fait pas des espèces utiles pour la confection de mélanges. Ces espèces dites "récalcitrantes" sont cultivées dans la pépinière de Marrinup (Alcoa) et sont ensuite plantées dans les zones nouvellement réhabilitées. Des recherches menées sur plus de 20 ans ont donné lieu au développement de techniques de propagation adaptées, utilisables pour différentes espèces récalcitrantes. La culture tissulaire est utilisée dans les joncs, les laiches et les déblais, pour la plupart des espèces majoritairement présentes dans la végétation en sous-étage. Chaque année, Alcoa produit et plante près de 450 000 plantes récalcitrantes dans des zones fraîchement réhabilitées.



Tetraria capillaris (Cyperaceae) produite par la culture tissulaire et plantée sur un site réhabilité. La plante est entourée d'une grille de protection en plastique, afin de dissuader les kangourous de s'en nourrir.

Les efforts déployés pour permettre la revégétalisation initiale doivent prendre en compte l'installation d'un système autonome, de sorte que les processus successifs permettent d'atteindre le type de végétation visé. Les études de la végétation réalisées dans le cadre des évaluations des répercussions environnementales doivent servir de point de départ pour dresser une liste des espèces, dans le cas où l'objectif consiste à ramener dans les zones exploitées un type de végétation semblable à celui qui existait avant les opérations minières. Les espèces non-indigènes doivent, en règle générale, être évitées, mais peuvent être prises en compte lorsque le terrain est destiné à servir de pâturage ou pour l'agriculture à la fin des opérations minières, ou lorsqu'elles sont en grande partie endémiques dans les zones environnantes.

En ce qui concerne les écosystèmes indigènes, une combinaison de différentes espèces de couvertures, d'arbustes et d'arbres devrait être utilisée. Les espèces rares ou menacées devraient aussi être considérées si le milieu de croissance est favorable à leur établissement. Cela peut se faire au moyen de greffons directement prélevés avant le déblayage, ou au moyen de graines récoltées sur des plantes défrichées ou provenant des régions adjacentes.

Une culture intermédiaire piège à nitrates peut êtreensemencée au moyen d'espèces indigènes, afin de protéger le sol remplacé contre l'érosion durant la première année, le temps que les espèces indigènes à croissance lente puissent à leur tour apporter la protection nécessaire. Dans la plupart des cas, une quantité suffisante d'engrais devrait être ajoutée afin de permettre une croissance suffisante de la culture intermédiaire piège à nitrates, sans avoir de répercussions néfastes sur les espèces indigènes. Par exemple, une culture intermédiaire d'avoine estensemencée au moyen d'engrais et de graines indigènes au niveau des zones de pailis, dans les régions de réhabilitation minière (où l'on constate la présence de sables minéraux lourds), à proximité d'Eneabba, en Australie Occidentale. Pendant la première saison, l'avoine apporte une protection aux plantules en voie de germination, avant d'être remplacé par des espèces pionnières à croissance rapide lors des saisons suivantes (Peterson & Brooks 1996).

Toutefois, dans certains cas, la culture intermédiaire peut entrer en compétition avec la végétation visée, lorsque le sol est pauvre en nutriments et en eau. De même, bien qu'elles permettent un taux de contact élevé avec la couverture végétale, les cultures intermédiaires pièges à nitrate n'atteignent généralement pas la densité de tige et les niveaux de contact nécessaires pour contrôler l'érosion provoquée par les écoulements de surface. C'est pour cette raison que les stratégies de revégétalisation doivent être considérées en tenant compte des caractéristiques spécifiques au site.

5.3 Établissement d'un milieu de croissance végétal

Le milieu de croissance utilisé dans les zones à réhabiliter devrait pouvoir supporter un tapis végétatif autonome. Ce milieu de croissance devrait :

- posséder une capacité d'infiltration adéquate
- posséder une réserve utile en eau adéquate
- bénéficier d'un bon niveau d'aération
- permettre une profondeur racinaire adéquate, non restreinte par l'impédance mécanique ou un sous-sol hostile
- être capable d'apporter aux plantes les nutriments nécessaires
- ne pas être trop salin, trop acide, ni trop alcalin
- permettre les associations microbiennes nécessaires pour la croissance des plantes.

Il est possible de créer un milieu de croissance adapté à partir des morts-terrains excavés ou des résidus seuls, ou à partir de la couche arable présente sur ces matériaux. Pour obtenir une zone racinaire satisfaisante, le sol et le mort-terrain doivent être maniés de manière sélective. Cela implique le placement des matériaux non adaptés à la croissance des plantes sur le type de sol concerné, ainsi que le placement de matériaux adaptés à proximité de la surface. Dans le cas où l'on constate un déficit de couche arable (comme cela est souvent le cas avec les mines

anciennes), un matériau de sous-sol adapté, mais susceptible de subir une amélioration physique, chimique et surtout biologique peut être considéré, avant de permettre la croissance de plantes.⁴

La couche arable est souvent l'une des conditions les plus importantes dans un programme de réhabilitation, et cela s'avère d'autant plus juste lorsque l'objectif consiste à restaurer un écosystème indigène. La décision de savoir si le sol devrait ou non être conservé pendant l'exploitation minière ne peut être prise qu'après avoir évalué (avant le début des opérations) de manière complète la nature du sol et sa répartition, ainsi que les différents types de morts-terrains. De manière générale, le sol devrait être conservé et utilisé dans le cadre du programme de réhabilitation lorsque les matériaux du mort-terrain ou des résidus miniers ne peuvent pas supporter l'utilisation prévue du sol post-exploitation, même si des traitements amélioratifs inclus dans les coûts de conservation et de remplacement de la couche arable sont appliqués.

Toutefois, dans certains cas exceptionnels, la couche arable peut contenir une quantité trop importante de mauvaises graines, ou des herbes non indigènes, susceptibles de supplanter la végétation visée. Dans le cas où le coût relatif à la gestion des mauvaises herbes de la couche arable (après son installation) dépasserait le coût de l'amélioration de la couche arable - dans le but d'en faire un milieu de croissance adapté-, alors la couche arable devrait être enterrée. Si des graines de graminées non indigènes et envahissantes dans la couche arable posent un problème, l'une des solutions consiste à interposer des bandes de couche arable avec des matériaux de mort-terrains. Les arbres indigènes et les espèces arbustives sont ensemencés directement via le mort-terrain. Les zones de couches arables favorisent la croissance immédiate d'herbes, et agissent comme source de graines de graminées capables d'envahir les zones de mort-terrains une fois que les arbres indigènes se sont établis. Ces graines de graminées permettent de surmonter les problèmes liés aux espèces de plantes introduites concurrençant les arbres et arbustes indigènes. Cette stratégie dépend en grande partie des objectifs de réhabilitation, des caractéristiques des matériaux et de l'utilisation prévue des sols.

La plupart des sols superficiels favorisent plus la croissance végétale que les morts-terrains, et le coût supplémentaire lié à la gestion du sol est généralement compensé par l'établissement réussi d'un tapis végétal. Les avantages et inconvénients liés à la conservation de la couche arable pour les opérations de réhabilitation sont détaillés ci-dessous, et doivent être évalués en fonction des caractéristiques propres au site.

L'utilisation du profil du sol dans son intégralité n'est recommandée que si les horizons sont aptes à supporter une croissance végétale, ou peuvent le devenir par une amélioration chimique. Les horizons peuvent être retirés et remis en ordre, ou mélangés. Toutefois, le mélange du sous-sol n'est pas recommandé s'il possède les caractéristiques suivantes : salinité élevée, sodicité ou capacité de fixation du phosphore, qui entraînerait une réduction considérable de la possibilité de la couche arable à agir comme milieu de croissance.

Le fait de scarifier l'horizon en surface séparément du sous-sol permet de recréer, de la manière la plus réaliste possible, le profil de sol d'origine, avec ses nutriments et ses microbiotes de départ, pour permettre l'exploitation maximum des racines plantaires. Une double-scarification de la couche arable, au cours de laquelle 50 à 100 mm des terres superficielles sont retirées et repositionnées par-dessus la couche arable restante, peut permettre de restaurer la flore indigène. La plupart des graines sont stockées dans cette couche supérieure du sol, et son retrait (ainsi que sa réutilisation sous forme d'une fine couche superficielle) permet d'optimiser la contribution de ces graines à la reconstitution de la flore une fois les activités minières achevées. La Table 2 offre une liste des avantages et inconvénients liés à l'utilisation d'une couche arable dans le cadre d'un programme de réhabilitation.

Table 2 : Avantages et désavantages liés à l'utilisation d'une couche arable dans le cadre d'un programme de réhabilitation

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
Apport en graines	Infestation de mauvaises herbes
Microbes bénéfiques	Coût
Réduit les engrais	Risque d'érosion
Le tapis végétal est établi plus rapidement	Concurrence
Enfouissement des roches	
Réduit les caractéristiques néfastes des morts-terrains	

⁴ Les sous-rubriques suivantes déterminent les options d'amélioration disponibles. Les sous-rubriques relatives aux améliorations chimiques, physiques et biologiques sont particulièrement importantes lorsque les matériaux du mort-terrain ou des résidus miniers sont utilisés comme milieu de croissance.

Dans le cas où la banque de graines du sol jouerait un rôle important dans la réussite du programme de réhabilitation, alors, pendant les opérations de réhabilitation, la couche arable devrait être manipulée de façon à ce qu'elle conserve sa diversité végétale et favorise au mieux l'établissement des plantes une fois le ré-épandage effectué. Certains facteurs spécifiques, à prendre en compte pour la gestion de la banque de graines du sol, incluent:

- la collecte de couche arable une fois par an, lorsque la banque de graines du sol est susceptible d'être la plus importante
- la prise en compte des effets de la végétation incendiée avant les opérations minières, si cela est susceptible d'influencer la survie ou la germination des graines
- le ré-épandage de la couche arable directement sur une zone préparée à la réhabilitation, lorsque cela est possible.

Lorsque la quantité de couche arable disponible est limitée, il est conseillé de la répartir en bandes, ou à moindre profondeur. La surface de la couche arable définitive devrait être positionnée de manière à permettre l'ensemencement direct, si cette technique est adoptée.

Idéalement, la couche arable ne devrait pas être empilée, mais plutôt soulevée, transportée puis répartie dans une zone récemment délimitée, en une seule opération (« Retournement direct »). Lorsque la couche arable a été disposée en deux bandes, l'horizon supérieur devrait être directement retourné si cela est possible, tandis que l'horizon inférieur pourrait être empilé de manière adjacente à la zone où il sera utilisé pendant la réhabilitation. Le retournement direct présente de nombreux avantages en comparaison avec l'empilement et le stockage de la couche arable en piles, en vue des opérations de réhabilitation à venir. Dans un premier temps, cela évite un double traitement. Dans un deuxième temps, la nécessité de créer des réserves peut imposer le déblayage de terres supplémentaires. Dans un troisième temps (et il s'agit du facteur le plus important), l'entreposage réduit la qualité des ressources du sol. Les réserves deviennent anaérobies, la structure du sol se détériore, la matière organique et les nutriments peuvent se perdre, les graines se détériorent, d'autres propagules de plantes meurent et la quantité de micro-organismes bénéfiques du sol diminue significativement. Par exemple, des recherches menées sur les graines présentes dans la couche arable avant l'exploitation minière, puis tout au long d'une procédure de réhabilitation à la suite d'une exploitation de mine de bauxite en Australie Occidentale, démontrent qu'une grande partie de la couche arable (très utile) était perdue pendant le processus de réhabilitation. Toutefois, il a également été prouvé qu'un volume de graines moins important était perdu lorsque la couche arable était directement retournée (50 %) sur les sites de réhabilitation, plutôt que d'être empilée (15 %) (Koch et al. 1996).

En revanche, Keipert (2005) avait conclu qu'une grande partie de la détérioration de la couche arable avait lieu au cours des 12 premiers mois d'empilage, quel que soit la hauteur de stockage. Dans la Hunter Valley, où l'espace réservé à l'empilage de la couche arable est limité, Keipert indique trouver acceptable d'empiler des matériaux dans de vastes décharges et de déployer les efforts nécessaires à l'amélioration des aspects physiques, chimiques et biologiques du processus de réhabilitation. Cela met en évidence l'importance d'assurer une cohérence entre l'utilisation de la zone réhabilitée et les limitations du site, dans plusieurs régions minières d'Australie.

Cependant, les conditions climatiques et les difficultés liées à la cohésion entre la durée de la réhabilitation et l'activité minière impliquent généralement l'empilage d'une certaine quantité de terre, à utiliser plus tard. L'entreposage sur plus de six mois peut provoquer une dégradation structurelle, voire le décès, des graines et des microorganismes. Dans le cas où la couche arable devrait être entreposée, ce stockage devra se faire sur la durée la plus courte possible, et l'entreposage devra être:

- aussi faible que possible (< 2 m), sur une grande surface
- re-végétalisé afin de protéger le sol des risques d'érosion, décourager l'apparition de mauvaises herbes et maintenir les microbes bénéfiques du sol
- situé là où il n'existe aucun risque de perturbation future, dans la mesure où une manipulation excessive du sol aurait des conséquences irréversibles sur sa structure.

Les matériaux issus du sous-sol et de la couche arable devront être entreposés séparément. La couche arable ne devrait pas être manipulée lorsqu'elle est humide, car cela pourrait entraîner une dégradation structurelle, complexe et coûteuse à rectifier. Idéalement, les sols devraient être scarifiés et remplacés avec un taux d'humidité constant, situé entre 10 et 15 %, afin d'éviter les effets néfastes de la compactation et l'affaissement de la structure. Le site devrait utiliser des SIG (systèmes d'information géographique) pour maintenir un inventaire précis des volumes et des lieux d'empilage des couches arables. Cela permettrait de garantir une utilisation et une gestion efficace des matériaux. La cartographie du sol pendant les phases d'évaluation des répercussions environnementales devrait être utilisée dans les zones de décapage afin de s'assurer que la quantité maximum de couche arable est utilisée.

La couche arable peut être scarifiée et retournée au moyen de plusieurs machines, les techniques les plus répandues étant d'avoir recours à une chargeuse sur pneus, à un camion, à une racleuse ou à un bulldozer, afin d'allonger la couche arable en andains.

5.4 Amélioration physique

Les zones réhabilitées devraient être scarifiées afin d'éliminer la compactation provoquée par les machines lourdes, pour encourager l'infiltration de l'eau (sauf dans les cas où il existe une raison particulière de l'éviter (comme indiqué ci-dessous), et pour empêcher l'érosion. Dans le cas où des voies navigables construites par l'homme seraient incluses au relief, les zones devraient être scarifiées dans une certaine mesure (Env. 0,5 %). Autrement, elles devraient être scarifiées sur le contour. Le scarifiage du sol se fait en général au moyen d'un bulldozer, bien que la verticoupe puisse être pratiquée au moyen de tracteurs ou de niveleuses. La profondeur du scarifiage dépend du type de matériaux de déblai, de la profondeur de la couche arable et de l'équipement utilisé pour les opérations de réhabilitation. Par exemple, le scarifiage à certains endroits peut provoquer le mélange des roches avec la couche arable, et réduire son érodabilité. Dans les autres cas, il convient d'être vigilant afin d'éviter le mélange de déchets souterrains salins et sodiques avec la couche arable.

Le fait de mélanger des roches au sol de surface peut être utile pour réduire le potentiel d'érosion ((Howard & Lowe 2014), et pour augmenter l'infiltration et l'évacuation des sels vers le bas (Jennings et al. 1993). Cependant, il est important d'obtenir un mélange roches/sol adapté (Howard & Lowe 2014), et que la stabilité des composants fins, une fois mélangés aux roches, reste correcte. Lorsque les composants sont dispersifs, le débit continue généralement de les éroder, quelle que soit l'épaisseur de la couverture rocheuse (Illustration 9).

Illustration 9 : L'érosion progressive d'un drainage formé sur un sol sablonneux dispersif, avec érosion initiale de la couverture rocheuse limitée - (gauche) et augmentation de l'incision (droite)



Photos : R Loch.

5.5 Amélioration chimique

Les principales problématiques posées par les propriétés chimiques des morts-terrains et des couches arables sont : le pH, la sodicité, la salinité et la faible fertilité.

5.5.1 pH

En ce qui concerne la gestion de la communauté végétale, il faut noter que l'échelle de pH généralement spécifiée pour les terrains agricoles pourrait ne pas correspondre aux travaux de réhabilitation. La végétation indigène peut s'adapter à des niveaux de pH extrêmes, et il est essentiel de disposer d'informations à propos de la condition de base du sol. Si cela est nécessaire, le pH pourra être modifié au moyen de soufre ou de chaux.

5.5.2 Sodicité

Les sols sont considérés comme "sodiques" lorsque le sodium échangeable dépasse 6 % de la capacité d'échange cationique, et "très sodiques" lorsque cela dépasse les 15 %. Les sols sodiques sont en général assez sujets à la dispersion des argiles, bien qu'il existe des interactions avec la salinité du sol, avec d'autres cations échangeables, et avec le type d'argile et son contenu. C'est pourquoi des spécialistes expérimentés du sol doivent être impliqués dans l'évaluation du risque de dispersion.

Le mort-terrain et la couche-arable dispersifs sont sujets aux problèmes suivants : croûtage en surface, faible perméabilité, durcissement du sol, tendance élevée à l'érosion (de manière générale) et risque d'érosion par tunnel. Les conséquences d'une dispersion des argiles sont plus visibles sur les matériaux contenant plus de 10 % d'argile. Le degré de dispersion est également influencé par la salinité: plus la salinité est importante, plus l'effet de dispersion sera limité.

L'application de gypse devrait être considérée pour ce type de matériaux. Des tests spécifiques du sol doivent être effectués, afin de déterminer les taux d'application, mais en général, un volume de 5 à 15 t/hectare est nécessaire. L'application de gypse sur les zones réhabilitées peut s'avérer complexe, à cause de leur forte déclivité, et l'application aérienne a déjà été utilisée dans certains cas. En ce qui concerne la couche arable, l'application de gypse avant le début de la scarification est fortement recommandée dans la mesure où le gypse est mélangé au sol par le biais du processus de scarification, et que la période d'interaction et de dissolution de ce dernier avec/dans le sol est plus importante. Notez que le gypse n'est pas une matière très soluble, et que ses effets sur le sol peuvent être lents.

5.5.3 Salinité

Les résidus salins sont fréquents lors des activités minières. Généralement, il existe peu de solutions pour y remédier. Les stratégies de gestion permettent de les identifier et de s'assurer qu'ils ne soient pas placés à proximité de la surface des reliefs résiduels réhabilités.

Il conviendra d'être vigilant afin de réduire ou de limiter les infiltrations de sel depuis la partie basse des dépôts de déchets contenant des matériaux salins. Certaines options disponibles sont: la réduction du drainage en profondeur (susceptible de provoquer une infiltration du sol en provenance du relief), l'utilisation d'une végétation tolérante au sel, le mélange avec des déchets rocheux pour augmenter l'infiltration du sel depuis la zone racinaire, et l'encapsulation, si cette méthode est disponible. De même, les questions relatives au sens d'infiltration du sel vers la partie basse du sol et les eaux souterraines locales peuvent être abordées.

5.5.4 Fertilité

Dans de nombreuses situations, le substrat de culture préparé impliquera une certaine profondeur de couche arable, placée au-dessus de plusieurs couches résiduelles, déterminées en fonction de ce dont les plantes ont besoin pour croître. Le « sol » qui en résultera est susceptible de contenir de nombreux nutriments végétaux, généralement différents (et en quantité moins importante) de ceux que l'on trouve dans les écosystèmes visés par les travaux de réhabilitation. En conséquence, la fertilisation peut être nécessaire, pour combler ces niveaux, susceptibles d'être critiques pour la durabilité de l'écosystème. En revanche, cela pose une véritable problématique. Dans un écosystème qui fonctionne correctement, une partie des nutriments est présente dans la biomasse souterraine et superficielle, et une grande partie est utilisable, sous la forme de substance organique (Westman 1978). Malheureusement, l'application d'une grande quantité de nutriments spécifiques (sous forme hautement soluble) comme engrais peut ne pas donner les résultats attendus. Le développement de mauvaises herbes peut être encouragé, les nutriments peuvent être perdus ou immobilisés, et il se peut que les réservoirs et les cycles nutritifs ne soient pas complétés. C'est pourquoi il est important de porter une attention toute particulière aux points suivants:

- le niveau de nutriment nécessaire pour favoriser le développement des plantes
- le type de nutriments à ajouter au système pendant que le sol travaille
- la stratégie à suivre pour parvenir à l'écosystème final, avec des réservoirs de nutriments fonctionnant correctement et sous plusieurs formes, et dans des quantités adaptées aux cycles de travail du sol.

Une application initiale d'engrais est généralement nécessaire dans les zones de réhabilitation, particulièrement pour restaurer les niveaux d'azote ayant diminué à cause du phénomène d'oxydation pendant la manipulation de la couche arable, et pour encourager la croissance d'herbes dans le but de contrôler les risques d'érosion.

Des échantillons de terre doivent être collectés et analysés afin de déterminer le type d'engrais le plus adapté, ainsi que les taux d'application et les compositions. De manière générale, le taux d'application standard d'engrais riches en phosphore et en azote est de 100 à 300 kg/ha. Toutefois, des essais spécifiques relatifs au site doivent être effectués, afin de déterminer le taux d'application le plus approprié. L'arrachage, la fertilisation et l'ensemencement sont généralement effectués en une seule opération, afin d'éviter le compactage et la perturbation du sol, au moyen de différents véhicules, ou en effectuant plusieurs passages consécutifs avec le même véhicule.

L'application répétée et régulière d'engrais n'est pas une pratique habituelle, mais elle peut être obligatoire dans certains cas, pendant la phase de développement de l'écosystème, afin de s'assurer que la quantité totale de nutriments nécessaire soit atteinte. (Les sols riches en phosphore sont souvent plus limités).

Lorsque des arbustes et des arbres sont établis sur des zones minières, des espèces légumineuses ayant la capacité de fixer l'azote sont généralement incluses dans le mélange de graines; ces espèces peuvent fixer jusqu'à 20 kg N/ha annuellement. Les engrais organiques (tels que les biosolides, le paillis et le compost) sont en général bénéfiques, mais sont souvent coûteux et difficiles à appliquer. Contrairement à la plupart des engrais inorganiques, ils sont efficaces à la fois en tant qu'engrais et amendements du sol. Une application excessive d'engrais (plus particulièrement en ce qui concerne l'azote) peut exacerber un problème déjà présent de mauvaises herbes, et doit donc être évitée.

Lorsque des métaux deviennent toxiques, il existe deux stratégies permettant d'obtenir un tapis végétal : réduire la toxicité, ou avoir recours à des espèces de plantes tolérantes aux métaux. La solubilité de nombreux métaux peut être réduite par une opération de chaulage, afin de faire augmenter le pH, en ajoutant des engrais à base de phosphore ou en incorporant de la matière organique (boues d'épuration, par exemple) aux métaux complexes. Cette méthode a ses propres limites; toutefois, et cela est l'un des objectifs d'un programme de réhabilitation, il faut éviter l'introduction de matériaux potentiellement toxiques dans la zone racinaire. L'application d'une chaux agricole à un niveau équivalent à 2,5–3,5 t/ha augmentera le pH d'environ 0,5 unités, si tant est que le pH du sol ne soit pas supérieur à 5,0.

5.6 Amélioration biologique

La forme la plus significative d'amélioration biologique (dans les zones de réhabilitation minière) est qu'une végétation s'établisse. La végétation doit être conforme aux objectifs de réhabilitation et à l'utilisation envisagée du sol (voir la Rubrique 4.2.2). Certaines espèces de plantes peuvent être établies dans des zones réhabilitées, à partir des propagules (graines, lignotubers, bulbes, cormes, rhizomes et racines) stockés dans la couche arable et en :

- ensemencant les graines
- répartissant sur les plantes récoltées des graines bradysporous (capables de retenir leurs graines à l'intérieur de capsules en bois résistantes), dans les zones en cours de réhabilitation
- plantant des plantules élevées en pépinières
- transplantant des plantes individuelles depuis un environnement naturel
- transférant des quantités substantielles (> 1 m²) de sol non remanié avec une végétation intacte, depuis des zones naturelles
- permettant l'invasion depuis les zones environnantes, via des vecteurs tels que les oiseaux, les animaux et le vent.

Chacune de ces techniques sera détaillée par la suite. De manière générale, plusieurs techniques sont nécessaires, et le coût est le facteur qui conditionne le plus le choix des techniques employées.

Généralement, les réserves de graines du sol remplacé doivent être complétées au moyen de graines supplémentaires, collectées à partir de la végétation, ou à proximité du site minier. L'ensemencement des graines est une méthode économique et fiable pour l'établissement de certaines espèces. Si on le compare à la plantation de jeunes plants, l'ensemencement entraîne une répartition plus aléatoire des plantes et donne lieu à une végétation à l'aspect plus naturel. D'autres avantages de l'ensemencement direct sont: une réduction des frais de main-d'œuvre, la non-obligation de contrôler le taux de croissance des plantes (et donc, indirectement, une répartition plus hétérogène de la taille des plantes). Les risques impliqués sont: un risque plus élevé de pertes en cas de conditions climatiques difficiles, une concurrence de la part des mauvaises herbes, une perte des graines mangées par les insectes et un taux de germination faible.

Plusieurs aspects doivent être pris en considération pour augmenter les chances de réussites liées à l'ensemencement direct:

- **Apport en graines :** Les graines peuvent être récoltées ou achetées, mais des contrôles de qualité doivent être pratiqués à chaque étape du processus. La planification de la collecte de semences indigènes devrait commencer au moins un ou deux ans avant que la graine ne soit utilisée, de sorte que les volumes dont on a besoin et les sources de collecte soient identifiés. Lorsque cela est possible les graines doivent être collectées localement, car elles seront plus adaptées aux conditions et maintiendront l'intégrité générique du sol. Après avoir été récupérées, les graines devront être nettoyées selon des conditions permettant de maintenir une viabilité maximum tout au long de la durée de stockage et de réduire les risques de détérioration liés aux nuisibles et aux champignons.
- **Traitement des graines :** Avant d'être distribuées, les graines de différentes espèces doivent être traitées, pour amorcer leur germination. Les méthodes de traitement incluent : le traitement à chaud, la scarification ou l'exposition à des fumées ou à de l'eau enfumée. Des informations à propos des méthodes se trouvent dans les documentations établies par les fournisseurs, les équipes de recherche, et dans les publications de référence (telles que Floradata 2001). Dans les zones où les précipitations sont difficilement prévisibles, il peut être prudent de ne pas traiter toutes les graines, de façon à ce que certaines restent viables pour les années à venir. D'autres graines peuvent nécessiter une inoculation de rhizobium ou une granulation de la chaux.
- **Succession écologique :** Si l'objectif consiste à établir un écosystème indigène durable et diversifié, les caractéristiques de succession de cet écosystème doivent être prises en compte. Les espèces pionnières qui colonisent facilement les zones perturbées devraient être incluses dans le mélange de graines; cependant, les caractéristiques des espèces propres aux étapes ultérieures devraient également être définies rapidement, si l'expérience démontre que cela est possible sans encombre. Les abondances relatives des espèces évolueront lorsque les colonisateurs primaires meurent et que les espèces plus tenaces, ou qui colonisent l'espace plus

tardivement, deviennent proportionnellement plus dominantes. Les taux élevés d'ensemencement de certaines espèces colonisatrices primaires peuvent faire diminuer la diversité globale, en faisant concurrence aux autres espèces.

- **Taux de semis** : Les taux de semis doivent être déterminés au moyen d'essais, sur le site minier. Les taux habituellement relevés pour les espèces d'arbres et d'arbustes sur les sites miniers de bauxite et de minerais lourds sont de 1 à 3 kg/ha, sur lesquels 25 à 35 % du poids total est représenté par des graines d'espèces évoluant dans la canopée, telles que les eucalyptus. Le taux de survie relatif à l'ensemencement direct est généralement de 1 à 5 % pour les espèces à graines fines et de 5 à 10 % pour les espèces à graines épaisses. En supposant un taux de 75 % de viabilité des semences, on peut évaluer les taux d'ensemencement à 0,1/1,0 kg/ha pour les espèces à graines fines et à 2/4 kg/ha pour les espèces à graines épaisses. Le taux d'application pour chaque espèce dans la confection du mélange de graines doit être basé sur la densité souhaitée dans les zones réhabilitées, ajusté en fonction de la viabilité des semences, du pouvoir germinateur et des taux d'établissement. Dans les zones de boisements ouverts, ou dans celles où les herbages constituent un composant important des assemblages végétaux, et sont essentiels à la stabilisation de la surface, un taux de semis égal à 10/20 kg/ha peut être nécessaire.
- **Épandage de la semence**: Les méthodes d'épandage de la semence dépendent en grande partie du type d'équipement/de méthode utilisé. Il peut s'agir d'épandage manuel, par hélicoptère, par aéronef à voilure fixe, par pulvérisateur ou par bulldozer (cela permet d'être certain que la semence est déposée sur une surface fraîchement labourée, plutôt que sur un sol recouvert d'une « croûte »). Il est important de s'assurer que chaque espèce est correctement répartie, et dans les bonnes proportions. Certaines méthodes mécaniques ne permettent pas de répartir correctement tous les types de graines.
- **Période d'ensemencement** : La période d'ensemencement peut être déterminante dans la réussite (ou l'échec) de la revégétalisation. Dans la plupart des cas, les graines doivent être ensemencées avant la prochaine période prévue de pluies, ou après la fin de la saison. Les graines indigènes peuvent nécessiter des conditions climatiques spécifiques pour pouvoir germer (humidité et température), de façon à pouvoir s'établir à la meilleure période de l'année, et pouvoir ainsi survivre. Le fait de répondre aux différents problèmes permet aux graines d'être ensemencées plus tôt que prévu (et donc de germer plus rapidement).
- **Épandage de la végétation** : Dans certaines communautés végétales, telles que la bruyère, de nombreuses espèces végétales ne libèrent pas facilement leurs graines. Ce type d'espèces peut être réintroduit en prélevant de la végétation auprès de zones déblayées en vue d'opérations minières, puis en les transplantant directement dans des zones fraîchement réhabilitées, où elles libéreront leurs graines et aideront à lutter contre l'érosion.

Il est généralement plus économique d'établir la végétation par ensemencement direct plutôt qu'en plantant des semis. La plantation de jeunes plants élevés en pépinière est plus appropriée lorsque certaines espèces spécifiques ne peuvent pas être établies en quantité suffisante via les processus d'ensemencement ou de retour de la couche arable, ou lorsque la densité végétale visée n'est pas élevée. Il peut être possible de propager ces espèces à partir de graines, de déblais, ou de culture tissulaire, en les faisant germer dans des bacs en pépinière puis en les plantant dans le cadre du processus de réhabilitation. Pour pouvoir planter régulièrement des semis, il faut pouvoir compter soit sur un fournisseur fiable, dont les semis sont de qualité, soit sur une pépinière située directement sur site. Les avantages liés à la plantation de semis incluent une utilisation plus efficace des graines disponibles, un risque limité d'infection mycorhizienne des semis, un contrôle sur le mélange et le placement des espèces, et aucune limitation des espèces incluses dans le programme de revégétalisation. Les inconvénients incluent des coûts plus élevés pour les opérations pépinières et de plantation / l'achat de semis, un contrôle du taux de croissance lors de la plantation, la nécessité de pré-commander ou d'ensemencer plusieurs mois avant l'utilisation prévue. Enfin, plus la durée de plantation sera longue, plus la détérioration éventuelle des semis sera retardée.

Lorsqu'on plante des semis sur des zones réhabilitées, il faut prendre en compte les facteurs suivants :

- le moment de l'année (normalement, juste au début de la saison des pluies)
- l'utilisation (ou non) d'outils ou des machines de plantation

- rendre l'eau la plus disponible possible pour les graines (par exemple, en les plantant au bas des lignes de scarification, là où les eaux de pluies les rares s'écouleront)
- s'il faut apporter de l'eau aux plantes physiquement en les arrosant ou si on peut mettre en place un système d'arrosage au compte-goutte
- plantation des semis sur des tas de terre, là où l'eau risque de stagner
- mise en place d'une protection contre les mauvaises herbes, en ayant par exemple recours à des herbicides ou à des traitements spécifiques
- mise en place d'une protection contre les ruminants (par exemple au moyen de dispositifs biodégradables)
- fournir la bonne quantité et le bon type d'engrais.

La transplantation directe des espèces ne pouvant pas être établie par d'autres moyens est possible par le transfert de parcelles de végétation intacte ou au moyen d'une chargeuse frontale (opération appelée « transfert de l'habitat »). Cependant, cette option est coûteuse.

Certaines espèces en provenance des forêts environnantes, bien que difficiles à établir au moyen d'autres techniques, envahissent l'espace au fil des années. Par exemple, de nombreuses espèces d'orchidées ne sont pas présentes dans les zones de réhabilitation de mines de bauxite, mais se propagent au fil du temps au fur et à mesure que les mycorhizes se développent dans le sol et la litière végétale (Grant & Koch 2006.) La colonisation en provenance des zones environnantes peut être augmentée en optimisant le nombre de frontières organisationnelles entre la zone de réhabilitation et la forêt alentours, et en laissant des îlots forestiers au centre des puits de réhabilitation.

Certaines plantes ne parviennent pas à s'établir de nouveau dans les zones réhabilitées, où l'objectif consiste à restaurer la flore indigène, en dépit d'un ensemencement et de l'utilisation d'une couche arable fraîche. On remarque souvent des espèces qui répondent à la perturbation en repoussant à partir de bourgeons épéricormiques (présents sous l'écorce), ou en formant différents organes d'entreposage souterrains (lignotubers, cornes, bulbes rhizomes et racines). Ce type d'espèces récalcitrantes devrait faire l'objet de recherches approfondies, afin d'en savoir plus sur leurs cycles de vie et pouvoir déterminer des mécanismes alternatifs permettant de les établir dans des zones réhabilitées.

Les plantes forment des associations symbiotiques bénéfiques avec différents microorganismes du sol, y compris les champignons, les bactéries et les actinomycètes (plantes unicellulaires généralement présentes dans le sol). Sur la plupart des sols australiens, les mycorhizes sont des composants naturels de l'écosystème. Ils jouent un rôle déterminant en Australie, dans la mesure où ils sont nécessaires à l'établissement de certaines espèces de plantes. Il est probable que la plupart des espèces végétales indigènes utilisées dans les opérations de réhabilitation forme des associations avec les mycorhizes à vésicules et arbuscules (MSA) et avec les champignons ectomycorhiziens. Il a été démontré que ces champignons sont efficaces dans l'augmentation du taux d'absorption du phosphore par les plantes évoluant sur des sols pauvres. La capacité des champignons MSA à s'associer à des plantes est rapidement amoindrie par la perturbation et l'entreposage de la couche arable. Cela entraîne souvent de légères infections, au cours des premières années de réhabilitation. De la même façon, seul un nombre limité d'espèces de champignons ectomycorhiziens a été observé au cours des premières années suivant une opération de réhabilitation. Résultat : certaines espèces sont incapables de recoloniser les zones de réhabilitation jusqu'à ce qu'un mycorhize spécifique l'ait lui-même recolonisée. Afin de conserver l'inoculum mycorhizien, la couche arable devrait être directement retournée aussi rapidement que possible; lorsque l'empilage est inévitable, les piles devraient être basses et revégétalisées dès que possible. Plus récemment, des inoculum biologiques ont été développés et appliqués sur des zones de réhabilitation, afin d'accélérer la réintroduction de microbes graves.

5.7 Recolonisation de la faune

Les espèces animales ne colonisent en général les zones réhabilitées que si la composition et la structure de la végétation réhabilitée est similaire aux zones environnantes. L'expérience a démontré que certaines caractéristiques propres à des habitats spécifiques peuvent ne pas être présentes dans les zones de réhabilitation pendant plusieurs siècles. Les méthodes permettant de réintroduire ces caractéristiques manquantes sont variées:

- transplantation d'arbres xanthorrhoeas.
- conservation et réutilisation de la végétation, par fauchage ou ré-épandage de cette dernière comme paillis ou branches, pour protéger les petits invertébrés et les reptiles, éviter l'érosion et favoriser la présence de nutriments
- construction de niches pour protéger l'habitat de nombreuses espèces d'oiseaux et de mammifères, et permettre sa reproduction
- retournement du bois de construction dans le but d'établir un abri sous la forme de bûches ou de piles de bois, pour les espèces vivant dans la terre (pour leur permettre de s'y abriter)
- construction d'un habitat pour reptiles en répartissant à la surface du sol (de manière contrôlée) des blocs rocheux
- construction de perches utilisées par les rapaces et autres oiseaux (susceptibles d'introduire des graines)
- établissement d'anciens arbres morts (« chicots ») offrant des niches naturelles (creux, fentes et espaces entre les écorces) pouvant servir d'abris aux petits reptiles et à de nombreuses espèces d'invertébrés.

Selon les situations, certaines de ces techniques ne seront pas adaptées. Il conviendra donc de faire preuve de vigilance, afin de ne pas se tromper, ce qui pourrait finir par causer encore plus de problèmes. De plus, ces techniques devraient être compatibles avec les objectifs de réhabilitation fixés ainsi qu'avec l'utilisation prévue du terrain (il se peut par exemple que les piles de bois ou les blocs rocheux ne soient pas compatibles avec l'utilisation prévue pour le terrain).

Étude de cas 4 : Protection de l'habitat pour cacatoès, dans la forêt de jarrah, Australie Occidentale

Alcoa gère les répercussions de l'exploitation des mines de bauxite sur la faune menacée (dans la forêt de jarrah, en Australie Occidentale) en utilisant un programme de gestion des espèces menacées. Le cacatoès Banksien qui peuple la forêt est l'une de ces espèces. Il se niche dans les grands creux des jarrah, et plus particulièrement dans les très grands (plus de 1,5 m de diamètre) et dans les très anciens (plus de 200 ans) marri.

La conservation des arbres à grands creux constitue une stratégie intéressante pour la gestion des répercussions des activités minières, et peut être achevée de différentes manières. Aucune activité minière ne se produit dans les peuplements forestiers anciens, ce qui préserve les premiers marri et jarrah. Des zones tampon situées aux alentours des peuplements forestiers anciens, sur lesquelles l'exploitation minière est interdite, sont également mises en place. Alcoa a mis en place des procédures permettant d'identifier et de gérer l'habitat de nidification sur l'espace de production.

Cette stratégie a pour but de conserver suffisamment d'habitats de nidification naturels pour protéger la population reproductrice. Cela implique:

- la mise en place d'études préalable aux activités minières, pour identifier et cartographier les arbres servant de niches, dans les zones destinées à servir de voies de circulation et de carrières
- l'utilisation de la cartographie sur système d'information géographique (SIG) pour faciliter et documenter la planification minière et ainsi protéger en priorité l'habitat de nidification
- le suivi de l'utilisation des niches naturelles à des fins de reproduction pendant toute l'activité minière.

Par exemple, les informations relatives aux niches naturelles, obtenues à partir de cartes, sont utilisées lors de la conception des voies de circulation, des puisards de décharge et des zones d'emilage du sol, afin d'éviter la suppression involontaire de ces niches, dans la mesure du possible. Les niches naturelles présentes dans les zones susceptibles d'accueillir une activité minière sont évaluées de façon individuelle et classées comme prioritaires pour garantir leur protection, en fonction de leur utilisation historique par les cacatoès, leur état actuel et leur proximité avec les autres niches, situées en dehors des zones à défricher.



De plus, une surface équivalente à 100 hectares de forêt a été identifiée et exclue de toute activité minière, afin de promouvoir la protection des cacatoès Banksiens (site minier de Myara, géré par Alcoa). La zone regroupe plusieurs niches naturelles (plus de 40) et est également un site de reproduction important pour des centaines de cacatoès.

Les stratégies de gestion mises en place pour les espèces menacées dans cette zone sont renforcées par un programme de recherche spécifique relatif à la faune, ayant pour but de mieux comprendre les exigences de ces espèces en termes d'écologie et d'habitat.

Un cacatoès femelle à queue rouge, assise à l'entrée d'un arbre creux. On estime l'âge de l'arbre à 250 ans. La reproduction et l'installation à l'intérieur des nids sont surveillées au moyen d'un système de caméra sur perche novateur, utilisé pour prendre cette photo.

Photo : T Kirkby.



Sur cette photo, en bas au centre de l'image, on peut apercevoir un oisillon cacatoès.

Photo : T Kirkby.

5.8 Gestion de la réhabilitation

La gestion de la réhabilitation a pour but de rendre la zone réhabilitée suffisamment autonome et robuste pour qu'aucune gestion complémentaire ne soit nécessaire dans les régions environnantes. Les principales problématiques en termes de gestion de la réhabilitation sont : les incendies, les mauvaises herbes, les animaux sauvages, l'érosion, les maladies des plantes et le cycle des nutriments. Les critères de réussite doivent prendre en compte ces problématiques avant que le dessaisissement ne soit envisagé. Les principales problématiques en termes de gestion de la réhabilitation sont détaillées dans la suite de cette rubrique. Ce sujet est également abordé dans le manuel de bonnes pratiques intitulé *Clôture des mines (Mine closure - DIIS 2016b)*.

Les incendies de forêts constituent l'un des principaux obstacles au développement des communautés végétales en Australie. Certaines espèces sont intolérantes au feu, ou sont intolérantes lorsqu'elles sont jeunes. Un plan de protection incendie peut être nécessaire pour protéger la zone réhabilitée pendant quelques années, le temps que les plantes puissent survivre au feu ou se mettent à produire des graines, pour se ré-établir après l'incendie. Les stratégies de lutte contre les incendies sont nombreuses: coupe-feux, réduction des risques d'incendie dans les zones adjacentes, brûlage dirigé dans les zones réhabilitées et contrôle des mauvaises herbes. Grant et al.

(2007) ont dressé une liste récapitulative des opérations menées sur les mines de bauxite réhabilitées dans la forêt de jarrah (Australie Occidentale), relatives à l'écologie des feux. Ces opérations impliquaient l'utilisation de feu pour aider le développement successif des zones réhabilitées, ainsi que la démonstration de la résistance au feu comme agent perturbateur. Ces travaux avaient pour objectif de démontrer la durabilité et la robustesse des zones réhabilitées et ont donné lieu à la remise d'un certificat d'acceptation pour les vastes zones rattachées au préalable à la mine de Jarrahdale.

Dans le cadre d'un programme de réhabilitation, il est important de contrôler l'introduction et la répartition des mauvaises herbes. L'infestation par les mauvaises herbes dans les zones réhabilitées peut être très difficile à contrôler; c'est pourquoi il est primordial de mettre l'accent sur le besoin de prévenir plutôt que de guérir. Les mauvaises herbes présentes dans les zones adjacentes aux régions perturbées doivent être contrôlées, afin de réduire le risque de dispersion des graines. Il faut être attentif à ce que les graines ne soient pas introduites dans

les zones de fumier, ou ne viennent contaminer les graines des espèces souhaitées. Il existe plusieurs exemples d'espèces végétales qui sont devenues des mauvaises herbes après avoir été (volontairement ou non) introduites en Australie, et cette possibilité devrait toujours être prise en considération au moment d'introduire des espèces exotiques à un programme de réhabilitation. Pour contrôler les espèces de mauvaises herbes, il existe plusieurs méthodes : physiques/mécaniques, chimiques, biologiques et écologiques. Un tapis végétal vigoureux, constitué des espèces de plantes souhaitées, constitue souvent un obstacle efficace contre l'invasion des mauvaises herbes. L'entretien, le désherbage manuel, le brûlage et la pulvérisation d'herbicides sont autant de techniques permettant de réguler l'infestation par les mauvaises herbes. Toutefois, le contrôle peut s'avérer complexe dans les zones où certaines plantes doivent continuer d'évoluer parmi les mauvaises herbes. Les herbicides sélectifs peuvent être utilisés pour combattre les mauvaises herbes dans les zones revégétalisées au moyen d'espèces autres que des graminées. Le désherbage manuel peut être coûteux, mais peut s'avérer très efficace dans les petites zones.

Les animaux sauvages peuvent endommager gravement les zones réhabilitées, en apportant un facteur de perturbation supplémentaire. Ces espèces introduites peuvent être contrôlées sur les sites miniers et dans les zones adjacentes, au moyen de leurres non-toxiques pour les espèces animales indigènes (1080 par exemple) et au moyen de clôtures (dans certains cas). Les armes à feu ne sont en général pas autorisées sur les sites miniers, ce qui écarte cette possibilité de contrôle.

Parvenir à maintenir la capacité du sol à fournir des nutriments, de l'eau et à favoriser la croissance racinaire -ou augmenter ces capacités- devrait être l'un des points clés à prendre en compte lorsque l'on cherche à développer un écosystème durable. Le ré-établissement des cycles des nutriments est déterminant pour la durabilité de la réhabilitation. L'activité minière élimine la végétation et mène inévitablement à la disparition de certains nutriments présents sur le site. Cela est particulièrement important lorsque la proportion totale des nutriments présents dans l'écosystème est contenue dans la végétation et que la litière végétale à la surface du sol est importante, comme cela est le cas pour beaucoup d'écosystèmes en Australie. Dans ces types de situations, un apport supplémentaire de nutriments au système sera nécessaire, pour atteindre un degré de productivité équivalent à celui constaté sur l'écosystème préalable aux opérations minières, et qu'il puisse durer à long terme. Cela peut parfois être réglé par l'apport d'engrais au cours de la phase d'établissement du programme de réhabilitation. Toutefois, certaines demandes consécutives devront être respectées, particulièrement dans le cas de l'utilisation de sols destinés au pâturage ou à la culture. Quelle que soit la situation, il est important que les cycles des nutriments soient contrôlés dans la zone réhabilitée et que les résultats soient favorables au ré-établissement d'un écosystème fonctionnel.

En cas de développement sévère du phénomène d'érosion, il conviendrait de mettre en place les mesures de contrôle nécessaires. De manière générale, les opérations d'incision pratiquées au niveau des flux terrestres (rigoles, ravines ou tunnels) peuvent être problématiques à cause de leur tendance à s'agrandir avec le temps. Lorsqu'on évalue le besoin d'avoir recours à un plan correctif (et tenter de définir quel type de plan serait le plus adapté), il faut prendre en compte à la fois la cause de l'érosion et le risque que ce phénomène augmente. Dans certains cas, la solution peut s'avérer plus perturbatrice et causer plus de dommage dans la zone réhabilitée que le problème spécifique ciblé.

6.0 PERFORMANCE DU SUIVI

Messages-clé

- Le suivi des bonnes pratiques associées à la réhabilitation doit passer par l'établissement d'objectifs clairs et précis. Il doit être concis et bien intégré à l'ensemble des opérations minières (tout au long du projet), afin d'être certain que des solutions efficaces en termes de coûts et de durée soient mises au point pour permettre une clôture durable.
- Les indicateurs de performance associés au programme de réhabilitation, ainsi que les critères de complétude, doivent être évalués en fonction des objectifs de réhabilitation spécifiques au site, en tenant compte des ressources physique et du niveau de perturbation.
- Les indicateurs et paramètres à surveiller doivent être définis avec soin et être cohérents, afin de permettre un contrôle à long terme et une évaluation correcte des activités de réhabilitation.
- Le suivi devrait donner des informations à propos de la gestion adaptative relative aux opérations de réhabilitation.
- La planification de la clôture d'une mine doit débiter avant l'exploitation, et le programme de réhabilitation (ainsi que son suivi) devrait évoluer progressivement pendant toute la durée de vie utile de la mine.

6.1 Suivi

Les phases de suivi et d'évaluation sont nécessaires pour mieux comprendre et guider les opérations de réhabilitation. Sans évaluation progressive des efforts de réhabilitation, il existe un risque que la réhabilitation matérielle et fonctionnelle de la mine ne soit pas convaincante et que la société en charge de l'exploitation ne réhabilite pas suffisamment bien la zone pour permettre son dessaisissement du bail minier.⁵

Les opérations de suivi incluent la collecte, l'analyse et l'interprétation des données permettant d'évaluer la progression du programme de réhabilitation, jusqu'à sa conclusion. Le suivi communément utilisé dans les programmes de réhabilitation comprend le suivi de la teneur en eau et de sa qualité; la stabilité de la surface du sol et l'érosion; l'hydrologie des dépôts de stériles et des étangs de résidus miniers; la qualité de l'air et les émissions de gaz; le développement de la végétation; la colonisation par la faune; et la mesure dans laquelle les objectifs de réhabilitation et d'utilisation de la terre sont atteints.

La gestion des sols, renforcée par des opérations de suivi et d'audit, aide la société minière à atteindre des résultats durables et raisonnables, en s'assurant que les procédures et les processus sont mis en place de façon à contrôler les paramètres sociaux et environnementaux. La traçabilité de la progression devrait déterminer si les objectifs définis au départ ou les mesures de la performance ont bien été respectés, et devrait permettre de démontrer que les critères de réussite ont été remplis, afin de prouver que le site est sécurisé pour les êtres humains et la faune, non-polluant, stable et durable (par exemple, que le site peut être de nouveau utilisé après une exploitation minière) (ANZMEC-MCA 2000; DEHP 2014).

Il est peu probable que ces conditions puissent être démontrées en moins de cinq ans suite à la fin des activités

⁵ Des détails supplémentaires concernant le suivi de la performance et des autres bonnes pratiques sont disponibles dans les autres manuels de cette série, tels que « *Évaluation de la performance : suivi et audit* » (*monitoring and auditing* - DIIS 2016c), « *Clôture des mines* » (*Mine closure* - DIIS 2016b) et « *Gestion de la biodiversité* » (*Biodiversity management* - DIIS 2016d).

minières, dans une région particulière du site (ANZMEC–MCA 2000). D'où l'importance de disposer de mécanismes de support (tels que des équipes chargées du comptage et présentes sur le site) et de ressources en entretien (par exemple, des machines nécessaires à la remise en état des ravines érodées). Ces conditions sont remplies au mieux lorsque la mine est encore fonctionnelle. Une réhabilitation progressive doit alors être mise en place dès que cela est possible, afin que les zones réhabilitées puissent être progressivement abandonnées.

6.2 Mise en place d'un programme de suivi

Le suivi des bonnes pratiques associées à un programme de réhabilitation se base sur plusieurs facteurs, en fonction des connaissances dont nous disposons à propos des sites miniers en Australie et du *Guide des bonnes pratiques relatives à la biodiversité et à l'exploitation minière (Good practice guidance for mining and biodiversity)*, établi par le Conseil International des Mines et Métaux (CIMM 2006b):

- Processus technique
 - La documentation relative aux procédures de réhabilitation, y compris la préparation du terrain; l'utilisation de la couche arable (sources, manipulation, durée de stockage); les types d'engrais, les taux d'application et les caractéristiques du terrain; le mélange de graines (composition, taux et application); la densité des espèces plantées; et les risques de perturbations, telles que les incendies—Toutes ces données sont déterminantes au moment d'interpréter les résultats du suivi.
- Variables biotiques
 - Les autres informations de routine collectées sur les sites miniers, telles que les données relatives aux précipitations, à la température, à l'humidité relative, à la vitesse du vent, à l'écoulement du site, au niveau des eaux souterraines et à leur qualité, à la zone non saturée en eau (au-dessus de la nappe phréatique), à la sédimentation, à l'infiltration de l'eau, au niveau d'eau dans les cours d'eau, etc. sont également très importantes pour comprendre comment et pourquoi un résultat spécifique a pu être atteint.
- Sites de référence
 - Le suivi régulier et basique des sites analogues ou de référence non exploités (qui met souvent en lumière les conditions pré-exploitation), permet d'effectuer des comparaisons utiles en termes de contrôle de la qualité et d'études comparatives.
- Processus biologiques/successifs
 - Le suivi de l'établissement de départ, qui est rapidement mis en place (avant ou au maximum après 2 ans), après que le programme de réhabilitation prend fin, constitue une étape utile dans le contrôle de la qualité.
 - Le suivi à long terme, qui débute 2 à 3 ans après l'établissement de départ, évalue la progression de la réhabilitation en comparaison des trajectoires sur le long terme et détermine si ces tendances sont favorables ou non à un écosystème durable sur plusieurs années.

Il est essentiel de garder une trace précise de ces informations pour permettre aux responsables d'étudier dans quelle mesure l'historique du relief réhabilité peut être lié à la performance du programme de réhabilitation en cours. Cette évaluation est déterminante pour refermer la boucle de rétroaction, et ainsi permettre de s'améliorer continuellement. Cela est également essentiel dans le cas des équipes qui ne resteraient pas sur le site pendant toute la durée de la réhabilitation.

6.2.1 Comment reconnaître un bon programme de suivi ?

Un suivi efficace demande la mise en place de mesures systématiques et fiables, suffisamment nombreuses, complètes et précises pour détecter les changements éventuels de condition dus aux efforts de réhabilitation, et pouvoir les différencier de ceux dus à la variation environnementale naturelle. Un suivi efficace permet, dans la foulée, de mettre en place des actions correctives, si cela est nécessaire (Barker 2001). Cela n'est envisageable que si le programme de suivi a été élaboré attentivement et avec rigueur.⁶

⁶ Tel que cela a été révélé par un sondage relatif à la précision des pratiques de suivi des programmes de réhabilitation, mené auprès des responsables Environnement d'Australie Occidentale (Thompson & Thompson 2004).

Un programme de suivi efficace prend en considération les éléments suivants :

- Identification claire et précise des objectifs de réhabilitation et de suivi.
- Identification des sites de référence possibles, pour permettre une comparaison globale avec les zones réhabilitées.
- Sélection d'unités de méthodes et des unités d'échantillonnage adaptées au système (par exemple, stratification appropriée des types de sols ou de végétation).
- Mise en place d'une couverture temporelle et spatiale adaptée pour répondre aux objectifs fixés.
- Utilisation de reproductions suffisantes pour permettre l'analyse statistique des résultats à un niveau acceptable, avec effets prédéfinis.
- Écartement ou diminution des préjugés au moment de choisir les lieux de suivi (par exemple, en rendant aléatoire la sélection du processus de réplification dans le plan de sondage).
- Utilisation de tests-pilotes pour évaluer l'efficacité du plan de sondage en fonction des caractéristiques du site.
- Mise en place de tests et de formations pour s'assurer que les méthodes puissent être répétées et comparables au fil du temps entre les différents observateurs.
- Maintien du contrôle de la qualité afin de s'assurer que les données permettent l'analyse statistique et l'établissement d'une conclusion (Green 1979; Legg & Nagy 2006; Lindenmayer & Likens 2010).

6.3 Le rôle des sites de références ou analogues

L'exploitation minière provoque de gros changements sur l'hydrologie (eau en surface et nappe phréatique), la topographie et la géologie d'une région (Doley et al. 2012). De plus, la diversité des méthodes de manipulation de la couche arable et d'ensemencement, le niveau de gestion associé à l'établissement précoce, ainsi que d'autres facteurs propres à chaque site, compliquent la tâche consistant à déterminer l'évolution d'un programme de réhabilitation au fil du temps, surtout au cours des premières années. Aussi, les sites de référence devraient être utilisés comme un outil d'orientation précoce, plutôt que comme des cibles fermes à atteindre obligatoirement (Nichols 2004).

Une fois que la trajectoire de succession de l'écosystème est plus facilement prévisible (démontrée par un ralentissement des tendances de développement structurel, une stabilisation de la diversité des espèces et une belle avancée en direction des critères de réussite identifiés), il convient de revoir et/ou d'affiner ses cibles de référence. Au moyen de l'approche établie par le modèle de transition d'états de Grant (2006), la trajectoire de développement peut être mieux comprise.

Bien que les normes comparatives soient limitées sur certains points, elles restent très utiles au moment d'établir des références sur les systèmes non exploités, et ce pour plusieurs raisons. Par exemple, les points de comparaison :

- apportent des indications à propos du type et du niveau de tapis végétal et son influence sur l'infiltration et les eaux de ruissellement
- permettent d'évaluer les influences climatiques et saisonnières susceptibles d'avoir des conséquences sur l'avancée des opérations de réhabilitation
- apportent des informations à propos de la disponibilité de l'eau et des mouvements de reliefs, ainsi que sur les conséquences que peuvent avoir ces mouvements sur les nutriments des zones réhabilitées.

Case 1

Neldner and Ngugi (2014) ont démontré le potentiel d'agrégation de trois communautés forestières d'eucalyptus (espèces locales), sur l'un des sites miniers de Meandu, au sud-est de la région du Queensland pour former un point de comparaison. Ils ont utilisé le cadre d'évaluation BioCondition (Eure et al. 2011) comme « carte de pointage » pour évaluer la condition actuelle du site réhabilité, en comparaison avec le point de référence. Ainsi, une évaluation précise de la condition végétale a pu être établie pour être utilisée dans la réhabilitation d'une mine en tenant compte des conditions locales et fournir une évaluation appropriée plutôt qu'hypothétique pour des sites de moins de 50 ans.

Une ressource importante, qui est venue compléter ce travail, a été le système de modélisation (Simulateur de la dynamique de l'écosystème), mis au point pour prévoir la croissance à long terme des arbres et des arbustes (Ngugi et al. 2015). Cela a permis d'établir les trajectoires de croissance des arbres et des arbustes à mesurer, en prenant comme point de comparaison les attributs de référence. Cela a donné un cadre au travail de gestion précoce et d'évaluation des risques associés au dessaisissement des sites.

Case 2

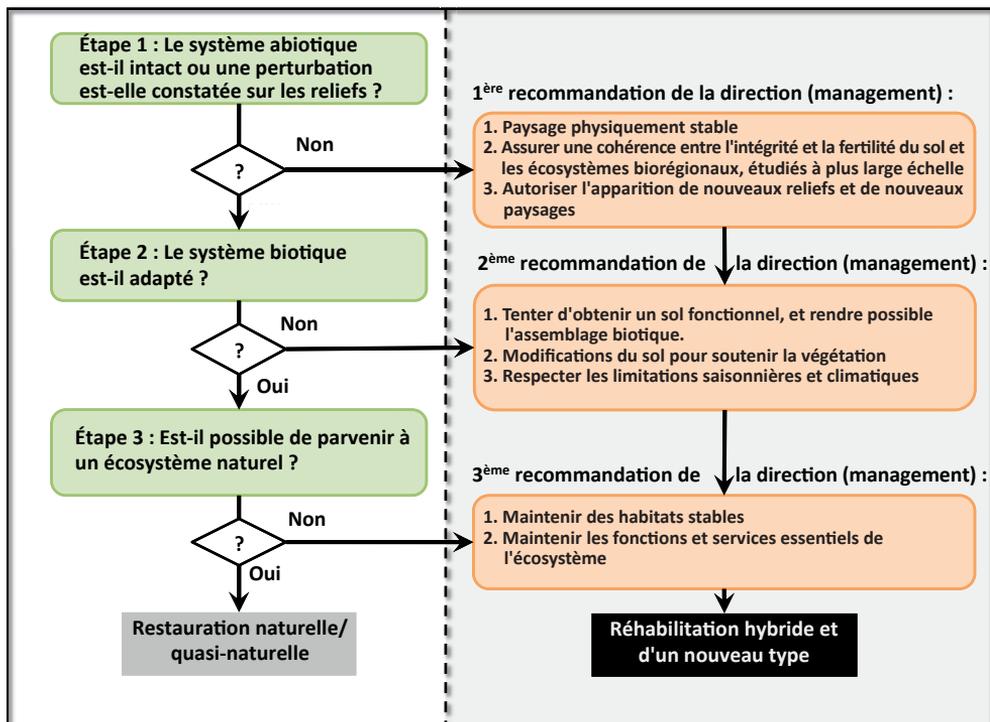
Doley and Audet (2013) ont suggéré un arbre décisionnel (voir schéma ci-dessous) pour identifier les conditions de restauration ou de réhabilitation (et donc l'étalonnage) relatives au développement de l'écosystème et à la croissance des plantes, en se basant sur le degré de perturbation associé aux limitations engendrées par le climat local, la géologie et les reliefs.

La première étape requière une évaluation détaillée des diverses fonctions de l'écosystème, en plus d'un contrôle accru du risque (Dolet et al. 2012). Par la suite, une analyse de l'adaptabilité au paysage et des fonctions biologiques utilise l'arbre décisionnel pour définir une série de questions visant à aider les défenseurs du projet à comprendre quels sont les objectifs réalisables, si l'on prend en compte les contraintes liées au site.

Que la réhabilitation aie pour but de parvenir à un écosystème naturel, hybride ou nouveau, l'accent doit être mis sur la capacité à atteindre les objectifs fixés, et non pas à la possibilité de parvenir à un simple compromis.

Au moyen des réponses apportées par l'arbre décisionnel, un ensemble de principes directeurs ont été mis en pratiques sur un site à proximité de la mine de Mount Isa et sur quatre autres sites miniers dans la région du Bowen Basin (données non publiées CMLR).

Restauration/Réhabilitation simplifiée - Arbre décisionnel



Source : modifiée à partir de Doley & Audet (2013, 2014).

6.4 Indicateurs de performance

Une évaluation des résultats donnés par le programme de réhabilitation (en comparaison des objectifs et des critères de réussite établis) est généralement nécessaire pour le suivi et le contrôle des projets de réhabilitation. Les critères sont utilisés pour démontrer la progression (et, à terme, la réussite), du processus de gestion biophysique.

Les indicateurs de suivi sont très variés, mais ils doivent être sélectionnés en fonction de l'emplacement géographique et des objectifs de réhabilitation définis. Chaque indicateur devrait être justifié en fonction de son importance par rapport aux principes directeurs, aux bonnes pratiques en cours dans l'industrie, aux exigences liées à l'approbation des projets, à la théorie écologique et aux autres sources d'information similaires. De manière générale, les indicateurs choisis devraient être ceux reconnus comme étant les plus restrictifs en termes de réussite de stabilité du relief, d'établissement de la végétation, de développement et de durabilité.

Habituellement, il existe trois stratégies d'utilisation des indicateurs pour évaluer la progression de la réhabilitation, comparativement aux objectifs de départ (SER 2004) :

- La *comparaison directe* peut être directement mesurée à partir des données collectées sur le site de référence ou sur le site analogue (telles que la diversité des espèces).
- L'*analyse des attributs* permet de comparer les données collectées au moyen de certains indicateurs de performance prédéterminés qui correspondent aux critères de clôture et aux objectifs de réhabilitation.
- L'*analyse de la trajectoire* permet d'évaluer les tendances et les fonctions de la structure de l'écosystème, qui se développent progressivement et sont compatibles avec les objectifs de réhabilitation.

Les deux dernières stratégies sont probablement les plus utilisées jusqu'à ce que la structure et les fonctions végétales se développent suffisamment pour permettre à l'écosystème de ressembler à l'écosystème visé (pâturage ou écosystème hybride, quasi-naturel ou nouveau).

Dans la majorité des cas, les projets de réhabilitation doivent définir des critères de réussite tenant compte des facteurs abiotiques, tels que la stabilité du relief et la restauration ou l'établissement des fonctions et de services des écosystèmes. Généralement, le suivi d'un programme de réhabilitation inclut les éléments suivants:

- *Indicateurs abiotiques* : stabilité et inclinaison de la surface; performance des couvertures construites (telles que les couches de résidus minéraux); aménagement de l'espace; pollution des zones réhabilitées (via l'évacuation de l'acide des mines, par exemple); caractéristiques du sol et de la zone racinaire (par exemple, substances chimiques, fertilité, carbone organique du sol); considérations hydrologiques
- *Indicateurs biotiques* : structure de la communauté végétale (densité et hauteur de la couverture végétale, des arbres et des arbustes); composition de la végétation (rareté des espèces, présence de graines); présence d'animaux nuisibles; recolonisation par la faune invertébrée (comme les fourmis) et la faune vertébrée (amphibiens, reptiles, mammifères, oiseaux).

Une fois les critères abiotiques et ceux relatifs à la végétation sont considérés comme satisfaisants, on part généralement du principe que la colonisation de la faune suivra; toutefois, il a été démontré que les critères relatifs à la flore sont de mauvais indicateurs en termes de recolonisation de la faune (Cristescu et al. 2013) et qu'un suivi direct s'avère donc nécessaire.

Les projets plus complexes ou de plus grande envergure, pour lesquels il convient de démontrer la fonctionnalité de l'écosystème, peuvent nécessiter des processus de gestion écologiques utilisant des indicateurs tels que: la colonisation des mycorhizes, le cycle des nutriments (décomposition, minéralisation ou transformation de la matière organique du sol), interactions entre les plantes et les animaux et recolonisation des invertébrés. Les processus écologiques ne sont pas mesurés aussi fréquemment que la diversité de la structure végétale, dans la mesure où ils peuvent être plus lents à s'installer et nécessitent la collecte de plusieurs types de données, ce qui augmente le coût et la durée du projet (Ruiz-Jaen & Aide 2005). En fonction de l'utilisation des sols prévue post-exploitation, et plus particulièrement en ce qui concerne la restauration quasi-naturelle du milieu, il est déterminant d'établir une trajectoire favorable à un écosystème résilient, fonctionnel et durable. Pour cela, il conviendra de mesurer plusieurs processus écologiques.

6.5 Gestion adaptative et contrôle de la qualité

La gestion adaptative est un processus de prise de décision itératif, dont le but est de réduire les incertitudes au moyen d'une approche fondée sur l'analyse des risques. Les plans de déclenchement d'intervention en action (PDIC) permettent d'identifier avec précision à quels niveaux les réponses de gestion en cas de mauvaise condition de réhabilitation ou de condition inattendue sont nécessaires. Les outils de gestion tels que les plans de déclenchement d'intervention en action (PDIC) peuvent donner l'alarme suffisamment tôt en cas de niveau de risque inacceptable. Les PDIC sont détaillés dans l'EGS3 : *Lignes directrices relatives au Plan d'Exploitation Minière (PEM) (Mining Operations Plan (MOP) guidelines DTIRIS 2013)*.

6.6 Techniques de suivi

Un large choix de méthodologies et d'outils de suivi est disponible pour le personnel environnemental employé sur les sites miniers et leurs contractuels respectifs. Les praticiens doivent déterminer dans quelle mesure le processus de gestion informera sur la progression de la réhabilitation, quelles sont les techniques les plus économiques selon les caractéristiques du site, et dans quelles situations les techniques de suivi ne sont pas adaptées. Sans la compilation de données quantitatives pouvant servir de preuves, il est difficile pour les régulateurs d'approuver la clôture d'un site minier et son dessaisissement du bail minier (Fletcher & Erskine 2013).

Les techniques et les technologies de suivi sont largement détaillées dans le manuel de bonnes pratiques intitulé *Évaluation de la performance: suivi et audits (Evaluating performance: monitoring and auditing DIIS 2016c)*. Toutefois, il est important de s'attarder plus longtemps sur certaines méthodes de suivi, étant donné leur nature spécifique et leur utilisation dans le cadre d'analyses.

Selon une étude menée sur 68 projets de réhabilitation, certains des attributs les plus souvent mesurés lors des projets de réhabilitation à travers le monde sont: la diversité des espèces végétales, la couverture ou la densité végétale, la diversité des espèces arthropodes (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Les techniques utilisées pour recueillir des données relatives à ces attributs consistent en général en prélèvements d'échantillons ou en mesures spécifiques (parcelles, transects et points de référence, pour le comptage des espèces et l'estimation des densités et des couvertures).

L'analyse fonctionnelle des espaces (AFE) est très largement utilisée dans le secteur minier pour mesurer les fonctions d'un écosystème (stabilité, infiltration, cycle des nutriments) et pour l'analyse des trajectoires, évaluant rapidement les caractéristiques du sol en surface. (Tongway et al. 2003; Tongway & Hindley 2004). Le débat scientifique à propos des différences entre les approches de type AFE, et les indicateurs basés sur la structure et sur les espèces demeure ouvert (WA EPA 2006; Erskine et al. 2013). Quel que soit le contenu du débat, toute approche qui ne parviendrait pas à prouver que les facteurs abiotiques et biotiques (sélectionnés pour permettre un fonctionnement et une utilisation stable et sécurisée du sol) sont bien compatibles avec les objectifs de réhabilitation, présente de forts risques de non-fiabilité.

6.6.1 Télédétection

La surveillance au moyen de techniques de détection à distance joue un rôle de plus en plus important dans l'évaluation des programmes de réhabilitation des sites miniers. Auparavant, le manque de résolution et les coûts élevés limitaient l'utilisation de techniques de sondage aériennes pour la surveillance des opérations de réhabilitation. L'apparition de capteurs aéroportés de précision et de logiciels spécialisés dans le traitement des images géoréférencés a mené à l'éclosion de multiples technologies et applications. Certaines bonnes pratiques et exemples de "preuves de concept", utilisant des dispositifs de télédétection, sont présentés dans les sous-rubriques suivantes.

Étude de cas 5 : Programme de suivi de la réhabilitation de la mine à charbon appartenant à Wesfarmers Curragh

Depuis 2002, la mine de charbon de Curragh, opérée par Wesfarmers, et située dans la région du Bowen Basin dans du Queensland est soumise à un programme de surveillance continu et régulier. L'objectif principal de ce programme est d'obtenir des informations précises à propos de la performance et du développement des reliefs réhabilités au fil du temps, et dans le processus établir un cas pour le dessaisissement du bail minier.

Depuis la fin des années 1980, la mine de Curragh fait l'objet de nombreuses recherches, dont le but est de déterminer le moyen le plus efficace d'établir des espèces d'arbres, d'arbustes, et d'herbes indigènes, et ce dans différents types de milieux, y compris les suivants : sols nus, couche arable fraîchement scarifiée et empilée (disposée à différentes profondeurs), rejets de charbon grossiers, couches arables alternées et bandes de terre. L'une des conclusions clés obtenues au cours des précédentes recherches est que la méthode de dragage des boues et de la couche arable améliore la germination des arbustes et des arbres et soutient la diversité des espèces indigènes en réduisant la concurrence faite par la Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) (Mulligan & Bell 1991; Orr & Bell 1990).

Jusqu'ici le programme de suivi de la réhabilitation utilisé sur le site du Curragh avait impliqué une étude au sol au moyen de transects de 8 m x 50 m (400 m²) afin d'évaluer quelques échantillons de terre de la zone réhabilitée, en partant de l'hypothèse générale que l'emplacement aléatoire des transects donnait accès à des informations relatives à la diversité floristique et des reliefs, représentatives de l'intégralité du relief réhabilité. Toutefois, depuis 2012, le programme a été élargi afin d'inclure l'utilisation de drones (UAV), pour permettre de compléter les phases d'évaluation au sol par une imagerie spatiale et temporelle haute résolution.

La possibilité de recueillir des images prises par les véhicules aériens sans pilotes (UAV) a permis d'obtenir de informations utiles à propos des métriques relatives aux critères de complétude, telles que les zones d'intérêt, la stabilité des pentes d'un site, la couverture foliaire projective et la densité des arbres et arbustes. De plus, les drones ont permis d'obtenir des cartes thématiques du site et ont révélé la présence et la répartition d'espèces de mauvaises herbes, telles que la leucaena (*Leucaena leucocephala*). Ils constituent un moyen peu coûteux et fiable de détecter les changements de métriques liés au temps, et sont particulièrement utiles dans le cas de ravines où l'érosion est active, de sols nus et de sites sur lesquels les mauvaises herbes se déplacent. Le suivi continu apporte aux régulateurs, aux parties prenantes et à l'industrie dans son ensemble, de disposer des données suffisantes au moment de démontrer la progression des opérations de réhabilitation, ainsi que les avancées déjà faites (dont la finalité sont les critères de complétude).

Évaluation des drones

Les drones, pratiques et compacts, permettent de capturer des données très spécifiques à haute résolution, à moins de 10 cm sur une vaste échelle de résolution spatio-temporelle). L'utilisation annuelle de drones au-dessus de la mine de Curragh permet d'obtenir:

- des images aériennes haute résolution (8 à 10 cm) des zones visées
- des données relatives à la présence/l'absence des zones sujettes à l'érosion, y compris aux calculs du volume de dépôts/pertes en terre
- des données relatives à la présence/l'absence des espèces de graines visées, telles que le leucaena
- des orthophotographies géométriquement corrigées des zones réhabilitées (4 bandes) : rouge, vert, bleu et dans le proche infrarouge.
- des cartes thématiques représentant le pourcentage de couverture végétale (arbres, arbustes, terre battue, mauvaises herbes et zones érodées).
- maquettes numériques de la surface, représentant l'aspect et l'inclinaison de la zone de réhabilitation.

Évaluation traditionnelle des parcelles

Une approche fondée sur les transects modifiés est toujours en cours à Curragh, pour assurer une continuité avec les suivis précédents et renforcer l'interprétation des images de télédétection.

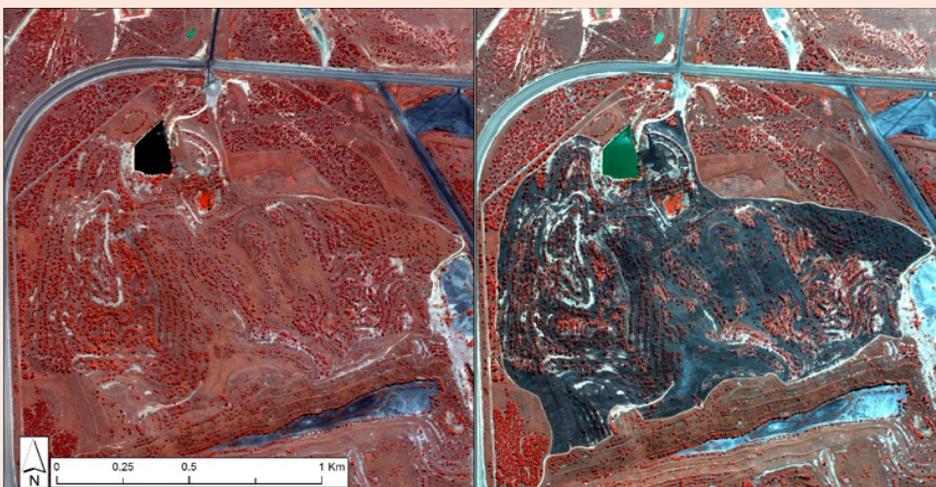
Sur chaque nouveau site, trois transects de 50 m x 8 m (400 m²) en pente descendante et perpendiculaires aux bandes constituées d'un mélange de couches arables et de boues de dragage, sont établis et font l'objet de marquages, pour être évalués par la suite. Les métriques mesurées incluent:

- le nombre et la hauteur des plantes ligneuses et des espèces arbustives
- la diversité des espèces pour les parcelles de 50 m x 8 m
- la couverture foliaire protectrice
- la présence d'espèces et de végétaux par quadrat
- le prélèvement d'échantillons de couche arable (0 à 10 cm) et des boues de dragages, afin d'analyser le pH, l'EC et les macronutriments.

Les résultats apportés par les analyses de suivi passées et actuelles donnent aux équipes des informations utiles, y compris des recommandations pour améliorer le processus de réhabilitation. Le fait que les images de télédétection soient considérées de plus en plus fiables aide le site de Curragh à évoluer vers un nouveau modèle de suivi, qui impliquera probablement un programme d'étude au sol moins lourd, tout en continuant d'apporter des informations fiables et utiles à propos des processus de réhabilitation et des trajectoires écologiques, pour mieux les comprendre.

Recherche sur les incendies forestiers

La mine de Curragh teste la résilience de sa réhabilitation, par le biais d'un projet d'étude destiné à analyser le comportement des communautés végétales dominées par le Buffel grass (africaine sétaire) face à la faune. Au mois de mai 2015, la mine de Curragh a subi un incendie de forêt, qui a brûlé 100 hectares d'une zone réhabilitée depuis 21 ans, lors d'un incendie contrôlé. Des scientifiques de l'université du centre pour la réhabilitation des mines de l'Université du Queensland, utilisent différentes techniques de détection à distance et d'analyses au sol pour étudier le comportement type d'un incendie dans les écosystèmes neufs, ainsi que le rétablissement de la réhabilitation après un incendie. Le projet a pour but de comprendre les conséquences des risques résiduels engendrés par des perturbations telles que les incendies pour les responsables de mines et les propriétaires de terrain post-abandon.

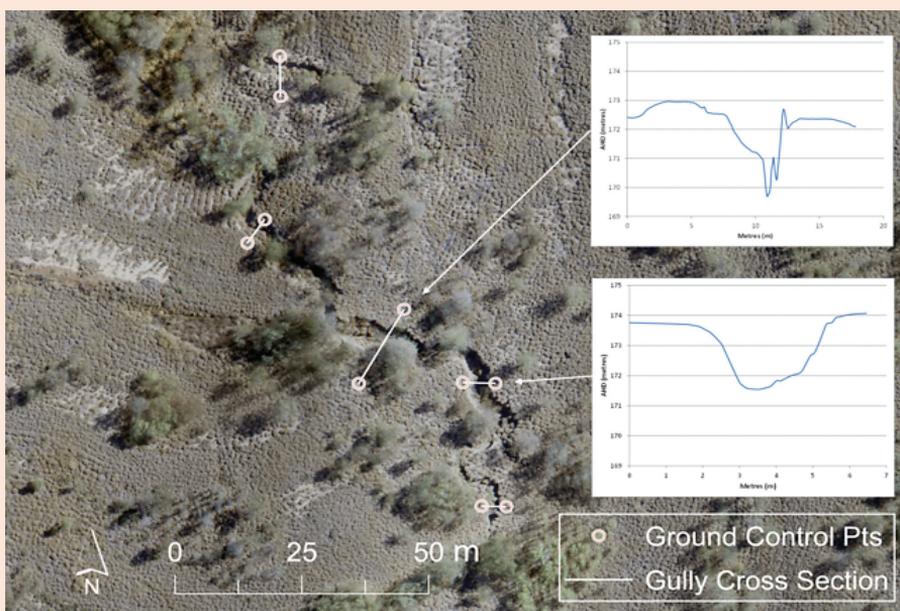


Photographie multispectrale de l'incendie expérimental (gauche) et après le brûlage (droite). Résolution World View-3 Les photographies prises en proche infrarouge montre une végétation saine, en rouge vif.

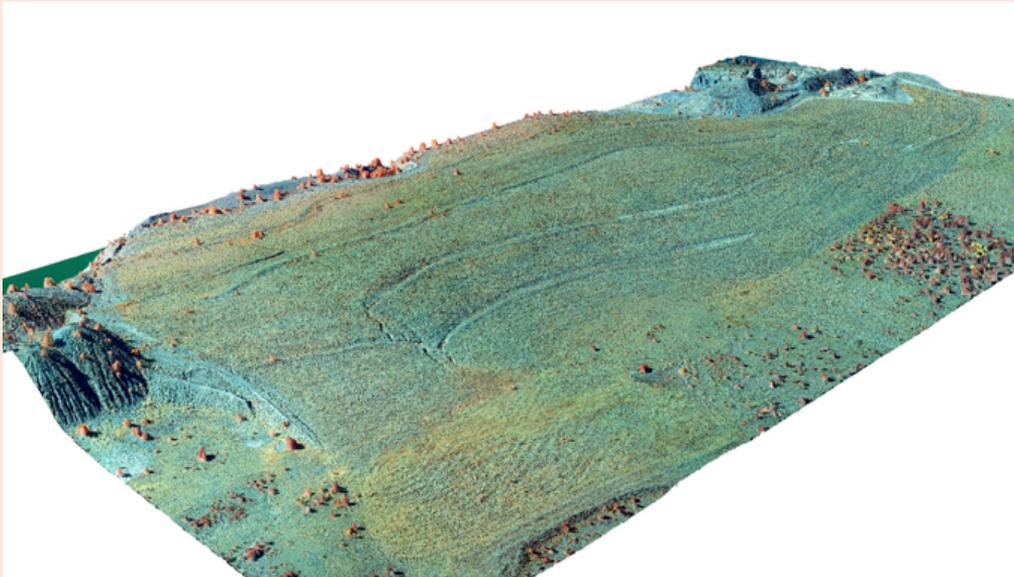


Incendie contrôlé dans un écosystème neuf, dominé par l'africaine sétairie, mai 2015 La résilience de la réhabilitation requière des tests avant l'abandon du site.

Photo Phill McKenna



Orthomosaïque de 10 cm, obtenue au moyen d'un drone et montrant la présence d'une ravine à érosion active, identifiée par le programme de télédétection. Cette ravine est aujourd'hui contrôlée au moyen de mosaïques d'orthophotographies prises par des drones, de nuages de points 3D et de transects de terrains, pour détecter les changements à long terme. Les graphiques sur la droite représentent les profils transversaux d'une ravine active, générés au moyen de mesures relevées par un modèle numérique de surface (MNS), effectuées à cinq emplacements différents, tout le long de la ravine.



Images prises par les UAV, servant de base à la création d'un nuage de points 3D en fausses couleurs, montrant des arbres, des ravines érodées et d'autres caractéristiques du sol.

Photographie aérienne

La plupart des sites miniers à ciel ouvert utilisent aujourd'hui des techniques de télédétection, telles que la photographie aérienne (résolution de 50 cm pixels environ), de manière régulière. Cela permet aux professionnels de mettre au point certains dispositifs d'informations spatiales, tels que des modèles numériques de surface dérivés de la photogrammétrie, ainsi que des cartes thématiques (par exemple, au moyen de la fonction d'analyse de regroupement disponible sur les logiciels SIG -Certifiée ISO- pour démontrer la présence de superficies de base (DIIS 2016d).

Satellites

Il est désormais possible d'avoir accès à des données spectrales et spatiales haute résolution, grâce aux satellites WorldView-2, lancé en 2009, et WorldView-3 (WV3), lancé en 2015. Le satellite Worldview-3 est équipé de huit bandes multispectrales (résolution ~ 1,2 m pixel), d'un imageur panchromatique (résolution ~ 0,31 m) et d'un imageur infra-rouge à ondes courtes (résolution 3,7 m).

Ces nouveaux ensembles de données ont permis de mettre au point de nouvelles méthodes de suivi, telles que la cartographie de l'état sanitaire de la végétation à la mine de charbon d'Ulan (Nouvelle-Galles du Sud, au moyen d'un indice de différence normalisée de végétation (Normalised Difference Vegetation Index - NDVI) servant d'indicateur (Raval et al. 2013) et permettant d'identifier les changements de composition végétale et la santé de la végétation au fil du temps.

Dans d'autres exemples, des images dérivées des satellites SPOT ont été utilisées pour détecter les changements liés au pourcentage de couverture végétale (et résoudre les problèmes qui y sont liés), pour la mine d'or aujourd'hui clôturée de Kidston, dans le nord de la région du Queensland (Bao et al. 2012). Cette étude a utilisé le NDVI ainsi qu'un autre index de végétation ajusté pour les sols, afin d'analyser les influences saisonnières, telles que les pluies, et ainsi évaluer la répartition de la végétation au fil du temps.

Scanner laser terrestre et aérien (LiDAR)

Les systèmes aéroportés LiDAR (détection et télémétrie par la lumière) sont souvent employés dans l'ingénierie minière et l'arpentage, afin de produire un nuage de points 3D. Les systèmes LiDAR présentent l'avantage de recueillir plusieurs points de données à partir des surfaces terrestres et végétales. La technologie terrestre LiDAR ou le scanner laser terrestre donne la possibilité d'obtenir de nombreuses informations à propos des caractéristiques structurelles des reliefs et de la végétation, telles que la hauteur des plantes, la couverture végétale et la biomasse. Ces données sont hautement précises (précision supérieure à 10 mm)

Les technologies LiDAR sont actuellement sous-exploitées dans la mesure et le suivi de la réhabilitation, mais elles offrent un énorme potentiel de développement futur. Certains exemples d'utilisation de technologies terrestres LiDAR dans la planification et le suivi des programmes de réhabilitation et de clôture ont été étudiés par Pratt & Mangan (2013).

Drones

L'accès de plus en plus facile à une imagerie obtenue au moyen de drones permet à l'industrie minière de développer de nouvelles approches en termes de suivi de la végétation. Le recours à des méthodes d'évaluations traditionnelles basées sur les parcelles de terres, par la capture d'images de la totalité de la zone de réhabilitation, en parallèle d'une évaluation sur le terrain, permet d'obtenir des références plus directes. Cela permet une extrapolation des mesures de référence à une échelle plus appropriée, sans se baser uniquement sur des hypothèses statistiques ou sur l'augmentation du temps passé sur le terrain.

Les drones guidés au moyen d'un traceur de cartes et un système de positionnement global (GPS) permettent de capturer des images de très haute résolution de pixels (~ 5 à 10 cm) de la zone de réhabilitation. L'application de cette technologie en parallèle des suivis sur le terrain permet l'établissement d'un lien direct entre les mesures relevées sur le site, où des marqueurs de parcelles sont visibles sur les photographies, et augmente la capacité des équipes de terrain à évaluer, sur une échelle plus appropriée, l'état du sol et la biodiversité.

6.6.2 Suivi de la faune

La faune vertébrée et invertébrée joue un rôle important dans le développement de l'écosystème dynamique après les opérations minières, mais le suivi des différents types de faunes est souvent moins commun que le suivi de la végétation. L'une des raisons est l'idée fautive que la faune retournera à un état abandonné après l'établissement de la végétation (Cristescu et al. 2013; Thompson & Thompson 2004). Ce phénomène est appelé « paradigme de la faune équivalente à la flore ». Il existe peu de preuves empiriques que la restitution de la flore équivaut à celle de la faune (Cristescu et al. 2012).

L'intégration de fonctionnalités compatibles avec la faune dans les zones réhabilitées constitue une avancée importante dans la résolution de cette problématique (par exemple, en améliorant la structure de la végétation et sa composition en ayant recours à une couche arable fraîche, en contrôlant les animaux sauvages et en installant des niches naturelles). Dans le cas des mines souterraines, l'installation de grottes-habitats destinées à accueillir des chauves-souris peuvent permettre le libre passage de chauves-souris troglodytes, tout en limitant l'accès humain non autorisé.

D'autres considérations relatives au suivi de la faune et aux technologies émergentes sont proposées dans les manuels de bonnes pratiques suivants : *Gestion de la biodiversité* (DIIS 2016d) et *Évaluation de la performance : suivi et audit* (DIIS 2015c) (*Biodiversity management* (DIIS 2016d) and *Evaluating performance: monitoring and auditing* (DIIS 2015c).

Étude de cas 6 : Grotte-habitat pour chauves-souris et mines

En Australie, près de 34 espèces de chauves-souris utilisent les caves et les mines abandonnées, dont 20 sont classées comme « espèces rares » ou « espèces menacées », aux niveaux régional et fédéral. C'est pourquoi l'utilisation de mines souterraines désaffectées comme nichoirs artificiels pour les chauves-souris, suite à leur fermeture, peut donner des résultats positifs en matière de conservation. Cela a déjà été mis en place dans différentes mines abandonnées et réhabilitées en Australie et à l'étranger. Les mines susceptibles de servir de nichoirs à chauve-souris doivent posséder les caractéristiques suivantes :

- ne contiennent ni gaz ni déchets toxiques.
- sont fabriquées à partir de roches stables et dures (les entrées peuvent être stabilisées au moyen de ponceaux en ciment ou en métal, pour apporter une structure solide à la porte d'accès, si nécessaire).
- la toiture peut être fabriquée en roches ou en bois brut strié, pour permettre aux chauves-souris de se suspendre quand elles sont perchées. Les toits en ciment peuvent nécessiter le recours au grainage ou à la perforation.
- les parois inférieures doivent être relativement lisses, afin d'éviter la prédation par les rats et les serpents.
- les surfaces doivent être exemptes de poussière.
- la meilleure configuration est la suivante: deux cavités cachées et d'autres niches, plus basses que l'entrée. Cela permet de capturer l'air frais et l'air chaud à différents endroits, pour répondre aux besoins spécifiques à chaque espèce; besoins qui évoluent au cours de leur vie.
- la température interne et le taux d'humidité doivent être plus stables que les conditions extérieures, de manière à ce que les chauves-souris ne s'épuisent pas, particulièrement en période de reproduction et d'hivernage.
- Les chauves-souris à la recherche d'un refuge recherchent également l'obscurité; l'espace doit donc être suffisamment vaste et assez complexe pour empêcher la lumière d'atteindre les nichoirs.
- De l'air frais doit pouvoir provenir de différentes entrées et à différents niveaux, ou, le cas échéant, par une entrée située plus bas ou plus haut que l'entrée principale, pour créer des gradients de pression et de températures permettant à la mine de « respirer » librement .

Toutefois, l'une des difficultés relative à l'utilisation de mines fermées comme nichoirs pour chauve-souris concerne la sécurité de l'homme. Si la zone est éloignée ou difficile d'accès, laisser l'entrée ouverte est la meilleure option. Lorsque cela n'est pas possible pour des raisons juridiques, d'autres options peuvent être d'installer des clôtures sur le périmètre extérieur ou sur les parties basses, ou encore d'installer des grilles métalliques, pour barrer le passage, au niveau de l'entrée. L'avis de spécialistes en chauves-souris et en clôture de mine sera nécessaire, dans la mesure où chaque espèce possède des besoins spécifiques.

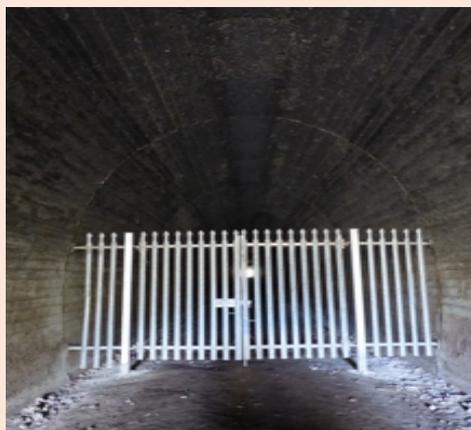
Un suivi régulier de l'habitat artificiel devra être mise en place afin de déterminer si une recolonisation a eu lieu. Au cours des dernières années, plusieurs études ont démontré que l'idée toute faite selon laquelle la reconstruction de la faune suffit à elle seule à la restaurer est erronée, bien que l'on s'y attende dans la plupart des cas, suite à une opération de réhabilitation.

Le suivi de ces sites est particulièrement important lorsque les entrées sont protégées par des portes, étant donné les difficultés rencontrées par les espèces à manœuvrer dans les cavités, à cause de la morphologie de leurs ailes et de leur agilité à voler. Plusieurs moyens de suivi (y compris l'utilisation de caméras infrarouges, les comptages d'urgence ou les systèmes d'écholocation) sont utilisés sur les sites, selon les espèces à surveiller. Ce suivi doit donc être pris en charge par des écologistes chevronnés spécialistes des chauves-souris.



Les chauves-souris ont une préférence pour les surfaces texturées (telles que les pierres ou le bois), pour se suspendre.

Photo : E Williams.



Le tunnel de Muntapa, au sud-est du Queensland, dont la partie inférieure a été clôturée afin d'empêcher l'accès de l'homme.

Photo : E Williams.



Un nichoir pour chauve-souris aux États-Unis.

Photo : B Thomson.

6.7 Rapport

Le fait de rapporter les résultats de suivi aux régulateurs et autres parties prenantes de manière annuelle ou régulière, peut faire partie des exigences de conformité, en fonction des agréments de départ.

Déterminer la personne chargée du rapport et celle chargée de son interprétation est parfois un processus itératif entre les régulateurs, la société minière et dans certains cas des parties prenantes externes. Une approche proactive pendant la phase de consultation entre les parties prenantes et la communauté consiste à identifier les principaux éléments à signaler, ainsi que la fréquence des rapports de suivi.

Les rapports relatifs à la réhabilitation devraient prendre en compte les différentes étapes de la vie utile de la mine, pour permettre un retour régulier, plutôt qu'un seul et unique retour au moment de la clôture. Le fait d'établir périodiquement des rapports permet de renforcer la fiabilité des approches et des techniques mises en place par la société, les régulateurs et les parties prenantes externes. Cela permet aussi d'identifier les écarts entre les différentes informations collectées, en mettant en avant les points ayant besoin d'être réglés, et en réduisant le risque de ne pas remplir les critères nécessaires à la clôture de la mine.

6.8 Tentatives de recherches et de réhabilitation

Les sciences de la restauration et de la réhabilitation sont toujours en évolution, et il existe peu de cas d'études relatives à l'écologie et à la gestion des paysages réhabilités menées sur plusieurs années (20 ans ou plus-Doley & Audet 2013), à l'exception de celles menées sur les sites de bauxite en Australie Occidentale et sur le Territoire du Nord.

Il est important que l'industrie minière et le gouvernement continuent d'encourager et de stimuler les universités, ainsi que les autres organismes de recherches et les professionnels en réhabilitation, pour que des recherches plus approfondies soient menées en termes de bonnes pratiques de réhabilitation (actives et adaptatives).

RÉFÉRENCES

- ANZMEC-MCA (Australian and New Zealand Minerals and Energy Council and the Minerals Council of Australia) (2000). *Strategic framework for mine closure*, ANZMEC and MCA, <http://www.sernageomin.cl/pdf/mineria/cierrefaena/DocumentosRelacionados/Strategic-Framework-Mine-Closure.pdf>.
- ARPANSA (Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency) (2005). *Code of practice and safety guide for radiation protection and radioactive waste management in mining and mineral processing*, Radiation Protection Series, no. 9, August 2005, ARPANSA, <http://www.arpansa.gov.au/Publications/Codes/rps9.cfm>.
- Audet, P, Arnold, S, Lechner, AM, Baumgartl, T (2013). 'Site-specific climate analysis elucidates revegetation challenges for post-mining landscapes in eastern Australia', *Biogeosciences*, 10(10):6545–6557.
- Bao, N, Lechner, A, Fletcher, A, Erskine, P, Mulligan, D, Bai, Z (2012). 'SPOTing long-term changes in vegetation over short-term variability', *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 28(1):2–24.
- Barker, P (2001). *A technical manual for vegetation monitoring, resource management and conservation*, Department of Primary Industries, Water and Environment, Hobart, http://live.greeningaustralia.org.au/nativevegetation/pages/pdf/Authors%20D/12a_DPIWE_Barker.pdf.
- Bell, LC (1996). 'Rehabilitation of disturbed land', in DR Mulligan (ed.), *Environmental management in the Australian minerals and energy industries: principles and practices* (227–264), UNSW Press, Sydney.
- Cristescu, RH, Frère, C, Banks, PB (2012). 'A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: current state and future directions', *Biological Conservation*, 149(1):60–72.
- Cristescu, RH, Rhodes, J, Frère, C, Banks, PB (2013). 'Is restoring flora the same as restoring fauna? Lessons learned from koalas and mining rehabilitation', *Journal of Applied Ecology*, 50(2):423–431.
- De Gruijter, JJ (2002). 'Sampling', in JH Dane and GC Topp (eds), *Methods of soil analysis*, Part 4: Physical methods (45–80), Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin.
- DECCW (NSW Department of Environment, Climate Change and Water) (2009). *Protocols for soil condition and land capability monitoring*, DECCW, Sydney South.
- DEHP (Queensland Department of Environment and Heritage Protection) (2014). *Rehabilitation requirements for mining resource activities (EMI122)*, DEHP, Brisbane.
- DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016a). *Preventing acid and metalliferous drainage*, DIIS, Canberra.
- DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016b). *Mine closure*, DIIS, Canberra.
- DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016c). *Evaluating performance: monitoring and auditing*, DIIS, Canberra.
- DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016d). *Biodiversity management*, DIIS, Canberra.

DLWC (NSW Department of Land and Water Conservation) (2000). *Soil and landscape issues in environmental impact assessment*, technical report no. 34, 2nd edition, Natural Resource Information Systems Branch, DLWC, Sydney.

Doley, D, Audet, P (2013). 'Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites', *Ecological Processes*, 2(22).

Doley, D, Audet, P (2014). 'Changing restoration priorities in the 21st century—opportunities for novel ecosystem design in mine closure', *Life-of-Mine 2014*, Brisbane, Australia, Australasian Institute of Mining and Metallurgy.

Doley, D, Audet, P (2016). 'What part of mining are ecosystems? Defining success for the “restoration” of highly disturbed landscapes', in Squires VR (ed.), *Ecological restoration: global challenges, social aspects and environmental benefits* (Chapter 4), Nova Science Publishers, New York, ISBN: 978-1-63484-611-0.

Doley, D, Audet, P, Mulligan, DR (2012). 'Examining the Australian context for post-mined land rehabilitation: reconciling a paradigm for the development of natural and novel ecosystems among post-disturbance landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 163:85–93.

Dollhopf, DJ (2000). 'Sampling strategies for drastically disturbed lands', in RI Barnhisel, RG Darmody, WL Daniels (eds), *Reclamation of drastically disturbed lands* (21–40), American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.

DTIRIS (NSW Department of Trade and Investment, Regional Infrastructure and Services) (2013). *ESG3: Mining Operations Plan (MOP) guidelines*, DTIRIS, Maitland NSW.

Elliott, P, Gardner, J, Allen, D, Butcher, G (1996). 'Completion criteria for Alcoa of Australia Limited's bauxite mine rehabilitation', *Proceedings of 3rd international and 21st annual Minerals Council of Australia Environmental Workshop*, MCA, Canberra.

Erskine, P, Fletcher, A, Seaborn, B (2013). 'Opportunities and constraints of functional assessment of mined land rehabilitation', in M Tibbett, A Fourie, C Digby (eds), *Mine closure 2013*, Perth, Australian Centre for Geomechanics.

Eyre, TJ, Kelly, AL, Neldner, VJ, Wilson, BA, Ferguson, DJ, Laidlaw, MJ, Franks, AJ (2011). *BioCondition: a condition assessment framework for terrestrial biodiversity in Queensland— assessment manual*, version 2.1, Biodiversity and Ecosystem Sciences, Department of Environment and Resource Management, Brisbane.

Flanagan, DC, Livingston, SJ (1995). 'Water Erosion Prediction Project (WEPP) Version 95.7: user summary', in Flanagan, Livingston (eds), *WEPP user summary*, NSERL report no. 11.

Fletcher, A, Erskine, P (2013). 'Rehabilitation closure criteria assessment using high resolution photogrammetrically derived surface models', in G Grenzdörffer, R Bill (eds), *UAV-g2013*, Rostock, Germany, International Society for Photogrammetry and Remote Sensing.

Floradata (2001). *A guide to collection, storage and propagation of Australian native plant seed*, ISBN 0957796617, <http://www.acmer.com.au/publications/floradata.htm>.

Grant, CD (2006). 'State-and-transition successional model for bauxite mining rehabilitation in the jarrah forest of Western Australia', *Restoration Ecology*, 14(1):28–37.

Grant, C (2007). 'Developing Completion Criteria for Alcoa's bauxite mine rehabilitation in Western Australia: an iterative process', in A Fourie, M Tibbett, J Wiertz (eds), *Mine closure 2007* (155–166), proceedings of the 2nd International Seminar on Mine Closure, October, Chile, Australian Centre for Geomechanics, Perth.

- Grant, CD, Koch, JM (2006). 'Ecological aspects of soil seed-banks in relation to bauxite mining. II. Twelve year old rehabilitation mines', *Australian Journal of Ecology*, 22(2):177-184.
- Grant, C, Koch, J (2007). 'Decommissioning Western Australia's first bauxite mine: co-evolving vegetation restoration techniques and targets', *Ecological Management and Restoration*, 8:92-105.
- Grant, CD, Norman, MA, Smith, MA (2007). 'Fire and silvicultural management of restored bauxite mines in Western Australia', *Restoration Ecology*, 15:S127-S136.
- Green, RG (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*, John Wiley & Sons, New York.
- Hancock, G, Evans, KG, Willgoose, GR, Moliere, D, Saynor, M, Loch, RJ (2000). 'Long-term erosion simulation on an abandoned mine site using the SIBERIA landscape evolution model', *Australian Journal of Soil Research* 38:249-264.
- Hancock, GR, Loch, RJ, Willgoose, GR (2003). 'The design of post-mining landscapes using geomorphic principles', *Earth Surface Processes and Landforms*, 28:1097-1110.
- Howard, EH, Shemeld, J, Loch, RJ (2010). 'Ramelius Resources' Wattle Dam Project: achieving bond reduction through leading practice', *Proceedings Goldfields Environmental Management Workshop 2010*, Kalgoorlie-Boulder.
- Howard, EJ, Loch, RJ, Vacher, CA (2011). 'Evolution of landform design concepts', *Trans. Inst. Mining and Metallurgy*, 120:112-117.
- Howard, EJ, Lowe, SM (2014). 'Innovative rehabilitation of marine dredge spoil', in AB Fourie, M Tibbett (eds), *Mine closure 2014*, Australian Centre for Geomechanics, Perth.
- Howard, EJ, Roddy, BP (2012a). 'Evaluation of the water erosion prediction project (WEPP) model: validation data from sites in Western Australia', in AB Fourie and M Tibbett (eds), *Mine closure 2012*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, ISBN 978-0-9870937-0-7.
- Howard, EJ, Roddy, BP (2012b). 'Importance of surface water flow concentration and its impact on erosion potential of constructed mine landforms', *Proceedings Goldfields Environmental Management Workshop 2012*, Kalgoorlie-Boulder.
- ICMM (International Council on Mining and Metals) (2006a). *Community development toolkit*, ICMM, London, <http://www.icmm.com/document/4080>.
- ICMM (International Council on Mining and Metals) (2006b). *Good practice guidance for mining and biodiversity*, ICMM, London, <http://www.icmm.com/page/1182/good-practice-guidance-for-mining-andbiodiversity>.
- ICMM (International Council on Mining and Metals) (2008). *Planning for integrated mine closure: toolkit*, ICMM, London, <http://www.icmm.com/page/9568/planning-for-integrated-mine-closure-toolkit>.
- Isbell, R, (2002). *The Australian Soil Classification*, revised edition, CSIRO Publishing, Melbourne.
- Jackson, ST, Hobbs, RJ (2009). 'Ecological restoration in the light of ecological history', *Science*, 325(5940):567-569.
- Jarvie-Eggart, ME (2015). *Responsible mining: case studies in managing social and environmental risks in the developed world*, Society for Mining, Metallurgy & Exploration, Englewood, Colorado.

Jennings, B, Barrett-Lennard, EG, Hillman, BJ, Emrose, M (1993). *Mine waste management in arid areas*, report no. 110, Minerals and Energy Research Institute of Western Australia.

Keipert, NL (2005). 'Effect of different stockpiling procedures in open cut coal mine rehabilitation in the Hunter Valley, NSW, Australia', PhD thesis, University of New England.

Koch, JM (2015). 'Mining and ecological restoration in the jarrah forest of Western Australia', in M Tibbett (ed.), *Mining in ecologically sensitive landscapes*, CSIRO.

Koch, JM, Hobbs, RJ (2007). 'Synthesis: is Alcoa successfully restoring a jarrah forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia?', *Restoration Ecology*, 15(4):S137-S44.

Koch, JM, Ward, SC, Grant, CD, Ainsworth, GL (1996). 'The effect of bauxite mining and rehabilitation operations on the topsoil seed reserve in the jarrah forest of Western Australia', *Restoration Ecology*, 4:368-376.

Landloch Pty Ltd (2006). *Validation of a risk assessment model for tunnel erosion on waste dumps*, final report, ACMER project R68, Australian Centre for Mining Environmental Research.

Legg, CJ, Nagy, L (2006). 'Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time', *Journal of Environmental Management*, 78(2):194-199.

Lindenmayer, DB, Likens, GE (2010). *Effective ecological monitoring*, CSIRO Publishing and Earthscan, Melbourne and London.

Loch, RJ (2010). *Sustainable landscape design for coal mine rehabilitation*, ACARP project C18024 report.

Loch, RJ, Vacher, CA (2006). 'Assessing and managing erosion risk for constructed landforms on minesites', *Proceedings of the Goldfields Environmental Management Workshop 2006*, Kalgoorlie-Boulder.

Loch, RJ, Willgoose, GR (2000). 'Rehabilitated landforms: designing for stability, in *Environmental standards for the New Millennium* (39-44), proceedings of the 2000 Workshop on Environmental Management in Arid and Semi-arid Areas, Goldfields Land Rehabilitation Group.

McDonald-Madden, E, Baxter, PWJ, Fuller, RA, Martin, TG, Game, ET, Montambault, J, Possingham, HP (2010). 'Monitoring does not always count', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10):547-550.

McKenzie, N, Grundy, M, Webster, R, Ringrose-Vaose, A, (2008). *Guidelines for surveying soil and land resources*, 2nd edition, CSIRO Publishing, Melbourne.

Mulligan, DR (1996). *Environmental management in the Australian minerals and energy industries: principles and practices*, UNSW Press, Sydney.

Mulligan, DR, Bell, LC (1991). 'Tree and shrub growth on land rehabilitated after mining at Curragh coal mine', unpublished report, Department of Agriculture, University of Queensland.

NCST (National Committee on Soil and Terrain) (2009). *Australian Soil and Land Survey field handbook*, 3rd edition, CSIRO Publishing, Collingwood.

Neldner, VJ, Ngugi, MR (2014). 'Application of the BioCondition assessment framework to mine vegetation rehabilitation', *Ecological Management & Restoration*, 15(2):158-161.

Ngugi, MR, Neldner, VJ, Kusy, B (2015). 'Using forest growth trajectory modelling to complement BioCondition assessment of mine vegetation rehabilitation', *Ecological Management & Restoration*, 16(1):78-82.

- Nichols, OG (2004). *Development of rehabilitation completion criteria for native ecosystem establishment on coal mines in the Bowen Basin*, ACARP project C12045, Australian Centre for Mining Environmental Research, Kenmore, Queensland.
- Nichols, OG (2005). *Development of rehabilitation completion criteria for native ecosystem establishment on coal mines in the Hunter Valley*, ACARP project C13048, Australian Centre for Minerals Extension and Research.
- Orr, MS, Bell, LC (1990). *Strategies for site stabilization and native species regeneration at the Curragh open-cut coal mine*, final report to Curragh Queensland Mining Ltd, unpublished report, Department of Agriculture, University of Queensland.
- Petersen, AE, Brooks, DR (1996). 'Environmental management practices at RGC's Eneabba operation in the dry heath sand-plains of Western Australia', in DR Mulligan (ed.), *Environmental management in the Australian minerals and energy industries: principles and practices* (571-582), UNSW Press, Sydney.
- Pratt, AS, Mangan, CM (2013). 'The use of ground based LiDAR in rehabilitation performance and landform stability monitoring', in M Tibbett (ed.), *Mine closure 2013*, Australian Centre for Geomechanics, Perth.
- Raval, S, Merton, RN, Laurence, D (2013). 'Satellite based mine rehabilitation monitoring using WorldView-2 imagery', *Mining Technology*, 122(4):200-207.
- Reid, T, Hazell, D, Gibbons, P (2013). 'Why monitoring often fails to inform adaptive management: a case study', *Ecological Management & Restoration*, 14(3):224-227.
- Renard, KG, Foster, GR, Weesies, GA, McCool, DK, Yoder, DC (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*, Agriculture handbook no. 703, US Department of Agriculture.
- Ruiz-Jaen, MC, Aide, TM (2005). 'Restoration success: how is it being measured?', *Restoration Ecology*, 13(3):569-577.
- Seastedt, TR, Hobbs, RJ, Suding, KN (2008). 'Management of novel ecosystems: are novel approaches required?', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(10):547-553.
- SER (Society for Ecological Restoration) (2004). *The SER international primer on ecological restoration*, SER International Science & Policy Working Group.
- SERA (Society for Ecological Restoration Australasia) (2016). *National standards for the practice of ecological restoration in Australia*, SERA, <http://www.seraustralasia.com>.
- Sherwin, RE, Altenbach, JS, and Waldien, DL (2009). *Managing abandoned mines for bats*, Bat Conservation International, Austin, Texas.
- Simanton, JR, Rawitz, E, Shirley, ED (1984). 'Effects of rock fragments on erosion of semiarid rangeland soils', in *Erosion and productivity of soils containing rock fragments* (65-72), SSSA special publication no. 13.
- Skidmore, EL (1979). 'Soil loss tolerance', in *Determinants of soil loss tolerance* (87-94), publication no. 45, American Society of Agronomy.
- Squires, H, Priest, M, Sluiter, I, Loch, R (2012). 'Leading practice waste dump rehabilitation at the Ginkgo mineral sands mine', in *Mine closure 2012*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, ISBN 978-0-9870937-0-7.

- Stevens, T (2006). 'The development of key performance indicators for progressive rehabilitation at the Murrin Murrin nickel/cobalt operation', *Proceedings of Goldfields Environmental Management Workshop* (112-120), Kalgoorlie-Boulder.
- Thompson, SA, Thompson, GG (2004). 'Adequacy of rehabilitation monitoring practices in the Western Australian mining industry', *Ecological Management & Restoration*, 5(1):30-33.
- Thomson, B (2002). *Australian handbook for the conservation of bats in mines and artificial cave-bat habitats*, AMEEF paper no. 15, Australian Centre for Mining Environmental Research, Kenmore.
- Tolmie, PE, Silburn, DM, Biggs, AJW (2011). 'Deep drainage and soil salt loads in the Queensland Murray-Darling Basin using soil chloride: comparison of land uses', *Soil Research* 49:408-423.
- Tongway, DJ, Hindley, NL (2004). *Landscape function analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes*, CSIRO Sustainable Ecosystems, Canberra.
- Tongway, DJ, Ludwig, JA (2011). *Restoring disturbed landscapes: putting principles into practice*, Island Press, Washington DC.
- Tongway, D, Hindley, N, Seaborn, B (2003). *Indicators of ecosystem rehabilitation success: Stage two—Verification of EFA indicators, final report*, Australian Centre for Mining Environmental Research, Kenmore, Queensland.
- Vacher, CA, Loch, RJ, Raine, SR (2004). *Identification and management of dispersive mine spoils: final report*, Australian Centre for Mining Environmental Research.
- Vacher, CA, Raine, SR, Loch, RJ (2004). 'Tunnel erosion in waste rock dumps', in *Proceedings of Goldfields Environmental Management Group, Workshop on Environmental Management in Arid and Semi-arid Areas*.
- Vickers, H, Gillespie, M, Gravina, A (2012). 'Assessing the development of rehabilitated grasslands on post-mined landforms in north west Queensland, Australia', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 163:72-84.
- WA EPA (Western Australian Environmental Protection Authority) (2006). *Rehabilitation of terrestrial ecosystems: guidance for the assessment of environmental factors, Western Australia (in accordance with the Environmental Protection Act 1986)*, WA EPA, Perth.
- WA EPA (Western Australian Environmental Protection Authority) (2015). *Guidelines for preparing mine closure plans*, WA EPA, Perth.
- Westman, WE (1978). 'Inputs and cycling of mineral nutrients in a coastal subtropical eucalypt forest', *Journal of Ecology*, 66:513-531.
- Wight, JR, Siddoway, FH (1979). 'Determinants of soil loss tolerance for rangelands', in *Determinants of soil loss tolerance* (67-74), publication no. 45, American Society of Agronomy.
- Willgoose, GR, Bras, RL, Rodriguez-Iturbe, I (1991). 'A physically-based channel network and catchment evolution model: I Theory', *Water Resources Research*, 27:1671-1684.
- Wischmeier, WH, Smith, DD (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*, US Department of Agriculture handbook no. 537, US Government Printing Office, Washington DC.
- Yates, SR, Warrick, AW (2002). 'Geostatistics', in JH Dane and GC Topp (eds), *Methods of soil analysis*, Part 4: Physical methods (81-118), Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin.
- Yee Yet, JS, Silburn, DM (2003). *Deep drainage estimates under a range of land uses in the QMDB using water balance modelling*, Department of Natural Resources and Mines, Queensland.

GLOSSAIRE

Analogue

Fonction inexploitée, pouvant servir de point de comparaison pour une fonction exploitée.

Après-mine

La fosse ouverte restant après la clôture de la mine.

Arrachement

Évacuation et tri des déblais rocheux grossiers au moyen d'une décharge, en respectant une pente d'angle de déversement spécifique.

Berme

Rebord ou une corniche horizontale, intégrée à un remblai ou à un talus en pente, pour "casser" la continuité de longue pente inverse, dans le but de renforcer et d'augmenter la stabilité de la pente, d'arrêter ou de capturer le borbier, ou de contrôler l'écoulement de l'eau ou les éboulements de terre dus à l'érosion.

Bonnes Pratiques

Meilleures pratiques existantes, favorisant le développement durable.

Boue

Matière solide finement concassée, obtenue à partir d'épaisseurs.

Clavettes anti-érosion

Clavettes métalliques plongées dans le sol pour servir de point de référence et utilisées pour estimer l'ampleur de l'abaissement superficiel du sol à cet emplacement, provoqué par l'érosion. Le risque d'érosion sur une colline en pente est très variable. Un nombre important de clavettes est nécessaire pour estimer avec précision ce risque. (Généralement, le nombre de clavettes est assez inadapté). Cette approche est plus adaptée pour évaluer la croissance des ravines ou des grandes rigoles, où l'érosion est fortement localisée.

Critère de réussite

Niveau de performance ou norme établi, qui démontre la clôture réussie du site.

Culture tissulaire

Une méthode de propagation asexuée, utilisée pour produire des clones d'une plante spécifique en grande quantité.

Débordement

Eau ou résidus solides ressortant par la partie supérieure de la structure de confinement.

Dessaisissement

Approbation officielle (émise par l'Organisme de Règlementation), indiquant que les critères de complétude relatifs à la mine ont été remplis, conformément aux Normes Légales en vigueur.

Déversement

Processus consistant à déverser les matériaux par l'arrière d'un camion à benne. Les piles de mort-terrains sont construites en déversant le contenu d'un camion-benne à la surface d'une pile (à partir de son rebord) puis en déversant les roches stériles sur les côtés de la pile.

Drainage minier acide

Drainage acide des combustibles miniers, résultant de l'oxydation des minéraux sulfurés, tels que la pyrite.

Écosystème

Système dont les membres bénéficient mutuellement les uns des autres, par le biais de relations symbiotiques (relations à somme positive). Le terme provient de la biologie et fait référence aux systèmes autonomes.

Écosystème fonctionnel

Lors de la phase suivant l'extraction minière, un écosystème qui est stable (non soumis à une forte érosion), parvient efficacement à retenir l'eau et les nutriments, et est donc autonome.

Emmagasinage/libération

Couverture végétale capable de s'adapter à la baisse du taux d'humidité spécifique à certaines saisons. Elle stocke les eaux de pluies (pendant la saison humide) et la libère par évapotranspiration pendant la saison sèche.

Empreinte carbone

La zone de surface recouverte par la mine et l'infrastructure qui lui est associée.

Encapsulation

Enfermement/recouvrement total d'un déchet dans un autre matériau, qui isole la matière résiduelle des conditions extérieures (généralement, oxygène ou eau).

Enrochement

Assemblage varié de roches brisées dans le but de protéger le sol de l'érosion ou des déplacements de terrain dus à des forces hydrostatiques trop importantes.

Ensemencement hydraulique

Répartition d'un mélange de paillis papier et de paillis de foin, contenant des graines, des engrais et un liant, sur une pente trop escarpée ou inaccessible au moyen des techniques d'ensemencement traditionnelles.

Espèces pionnières

Les premières espèces à coloniser une superficie de perturbation.

Espèces récalcitrantes

Espèces qu'il est difficile de rétablir.

Gestion adaptative

Processus systématique d'amélioration continue des techniques et des pratiques de gestion, basé sur les leçons tirées des autres programmes. Le manuel de l'ICMM, intitulé *Lignes directrices et Bonnes Pratiques pour l'exploitation minière et la biodiversité* fait référence à la gestion adaptative comme approche basée sur le schéma Faire/Suivre/Évaluer/Revoir.

Macropores

Grands espaces morts entre les particules à grains grossiers.

Merlon (de terre)

Un mur de soutènement en terre.

Méthode de comptabilisation des acides et des bases

Équilibre entre l'acide et les réactions alcalines.

Mine abandonnée

Une zone au départ utilisée pour le traitement des minerais ou l'extraction minière et dont la clôture est incomplète

Moonscaping

technique utilisant les lames de remblayage pour façonner un relief, afin d'éviter l'érosion.

Mouillage

Infiltration d'eau de pluie dans les résidus miniers, qui progresse vers le bas.

Permis social de fonctionner

La reconnaissance et l'acceptation de la contribution d'une société d'exploitation minière par la communauté dans laquelle elle intervient, au-delà des dispositions purement juridiques relatives au développement et au maintien des relations avec les parties prenantes, nécessaires pour rendre l'activité durable. De manière générale, cela devient possible après avoir mis en place de nombreux efforts pour prouver son honnêteté à la partie adverse, et établir une relation de confiance avec elle.

Pierres stériles

Pierres non rentables, extraites du sol pendant une opération d'extraction minière, afin de permettre l'accès aux minerais.

Propagule

Tout type de structure ayant la capacité de faire pousser une nouvelle plante, par reproduction sexuée ou asexuée (végétative). Comprend les graines, spores, et tout autre élément des appareils végétatifs capable de se développer isolément, s'il est écarté de son parent.

Provenance locale

En ce qui concerne les plantes; celles dont la zone d'origine est proche de celle où elles seront plantées (par exemple, dans la même zone locale).

Réhabilitation

Retour de terres perturbées à un état stable, productif et autonome, après évaluation des utilisations bénéfiques du site et des zones environnantes. Re-établissement des différents niveaux de structures et de fonction des écosystèmes, dans lesquels la réhabilitation n'est pas la priorité.

Restauration

Reétablissement de la structure et de la fonction de l'écosystème semblable à son état d'origine, ou reproduction d'un écosystème de référence.

Scarification

Perturbation de l'enveloppe du grain pour stimuler la germination.

Sol dispersif

Sols instables sur le plan structurel et qui se dispersent dans l'eau sous la forme de particules élémentaires (sable, vase, et argile) Les sols dispersifs ont tendance à être largement érodables et peuvent poser problème au moment de procéder à des travaux de terrassement.

Sol sodique

Sol contenant du sodium en quantité non négligeable (généralement supérieure à 6 % de ses cations échangeables). Les sols sodiques ont généralement du mal à se vider, à cause de la mauvaise structure du sol.

Stériles réactifs

Résidus qui réagissent lorsqu'ils sont exposés à l'oxygène.

Stockage des résidus

Zone utilisée pour regrouper les combustibles; fonction principale : rendre les résidus solides et améliorer la qualité de l'eau. Fait référence au lieu de stockage dans son ensemble, et peut inclure une ou plusieurs digue(s) à stériles.

Surnageant

Eau s'écoulant de la couche supérieure de la boue résiduelle.

Talus

Galerie creusée ou pente taillée dans une paroi rocheuse, par couches successives.

Tout-venant

Empilage de minerais fraîchement excavés pour approvisionnement le moulin et les usines de traitement.

Trajectoires de réhabilitations communautaires

Tendances adoptées par la réhabilitation, au fil du temps.

Végétation persistante

Végétation native, perdurant après que le débroussaillage a eu lieu.



Programme des bonnes pratiques pour le développement durable de l'industrie minière